

Evaluación de cenizas volantes como material adsorbente para la remoción de Pb^{2+} en solución acuosa

Evaluation of Fly Ash as an Adsorbent Material for the Removal of Pb^{2+} in an Aqueous Solution

Óscar Leonardo Ortiz Medina

Ingeniero Ambiental de la Universidad Libre, Magister Gestión Ambiental de la Pontificia Universidad Javeriana y Doctor en Gerencia y Políticas Educativas de la Universidad de Baja California
Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Libre, Colombia
<https://orcid.org/0000-0001-5587-5654>
oscarl.ortizm@unilibre.edu.co

Rafael Nikolay Agudelo Valencia

Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Libre, Colombia
<https://orcid.org/0000-0002-6646-7725>
rafaeln.agudelov@unilibre.edu.co

Lina María Tovar Castañeda

Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Libre, Colombia
<https://orcid.org/0000-0002-6468-2034>
linam-tovarc@unilibre.edu.co

Natalia Gutiérrez Camargo

Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Libre, Colombia
<https://orcid.org/0000-0002-7034-5616>
natalia.gutierrez@unilibrebog.edu.co

Fecha de recepción: 31 de julio de 2018

Fecha de aceptación: 30 de agosto de 2018

Sugerencia de citación: Ortiz Medina, O., Agudelo Valencia, R., Tovar Castañeda, L., y Gutiérrez Camargo, N. (2018). Evaluación de cenizas volantes como material adsorbente para la remoción de Pb^{2+} en solución acuosa. *Mutis*, 8(2), en prensa, doi: <http://dx.doi.org/0.21789/22561498.1410>

RESUMEN

Este trabajo evaluó ceniza volante (cv) proveniente de una empresa ladrillera, con el objetivo analizar su capacidad de adsorción de plomo en una solución acuosa. El material adsorbente fue suministrado por una empresa de fabricación de ladrillos ubicada en el municipio de Cogua, Cundinamarca, llevando a cabo los ensayos de adsorción de plomo (Pb^{2+}) en solución acuosa en modo *batch*. La influencia del efecto del pH inicial y la concentración inicial de soluto en la solución acuosa en el proceso de adsorción fueron analizados con el fin de determinar la influencia de estos sobre la eficiencia del tratamiento; eficiencia medida en términos de porcentaje de remoción de plomo y capacidad de adsorción del material. Se determinó que la capacidad de adsorción de la cv alcanza un valor máximo de $65,74 \text{ mg g}^{-1}$ cuando el pH inicial de la solución es 4,79 y la concentración de plomo igual a 200 mg L^{-1} . Por otra parte, el porcentaje de remoción de plomo alcanzo un valor máximo de 73,8 % bajo

estas mismas condiciones. El análisis gráfico de los resultados experimentales permite observar que el pH afecta el porcentaje de remoción de plomo, mas no la capacidad de adsorción de plomo alcanzada por el material estudiado. Adicionalmente, el análisis de la cinética de adsorción de plomo sobre cv condujo a que los resultados se ajustaran al modelo cinético de pseudo segundo orden, para el cual el coeficiente cinético presento un valor de $0,00396 \text{ g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$.

Palabras clave: cenizas volantes, tratamiento de aguas, adsorción, plomo

ABSTRACT

This work evaluated fly ash from a brick-making company, with the aim of analyzing its adsorptive capacity of lead in an aqueous solution. The adsorbent material was supplied by a brick manufacturing company located in the municipality of Cogua, Cundinamarca. Adsorption tests of lead (Pb^{2+}) in aqueous solution were carried out in batch mode. Initial pH and initial concentration of solute in aqueous solution were analyzed in order to determine their influence on the efficiency of the treatment. This was measured in terms of percentage of lead removal and adsorption capacity. Results show that cv adsorption capacity reached a maximum value of 65.74 mg g^{-1} when the initial pH of the solution is 4.79 and lead concentration is 200 mg L^{-1} . Additionally, lead removal reached a maximum value of 73.8% under the same conditions. Graphical analysis of experimental results allows observing that pH affects the percentage of lead removal, but not the adsorption capacity of lead reached by the material studied. The analysis of the kinetics of lead adsorption on fly ash led to the results being adjusted to a kinetic model of pseudo second order, whose kinetic coefficient was $0.00396 \text{ g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$.

Keywords: Fly ash, water treatment, adsorption, lead

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua representa un problema mundial originado por la descarga descontrolada de efluentes industriales que, en muchos casos, contienen materia orgánica y metales, situación que hace que este problema sea más crítico (Basu, Guha, & Ray, 2017). Los metales pesados o no esenciales son los contaminantes ambientales más comunes, siendo múltiples las actividades antrópicas que incrementan la cantidad de estas especies en ambientes acuáticos (Ribeiro *et al.*, 2010). En ese sentido, el plomo es uno de los metales de mayor prevalencia en los ecosistemas acuáticos y tiende a ser acumulado de manera inmediata por los organismos, los cuales, al ser consumidos, generan serios problemas para la salud humana, tales como desórdenes neurológicos, defectos de nacimiento (Kuncoro & Fahmi, 2013), daños en órganos vitales (hígado, riñones y corazón) y desórdenes del sistema inmune (Georgescu, Nardou, Zichil, & Nistor, 2018).

Con el fin de mitigar el envenenamiento con plomo, la Organización Mundial de la Salud (OMS) plantea que el máximo valor permisible de concentración para este metal en el agua potable sea de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (OMS, 2006). En cuanto a las máximas concentraciones de plomo permitidas, estos valores varían de un país a otro.

Con el fin de reducir la concentración de plomo en efluentes industriales, las técnicas de tratamiento más comunes son la ósmosis inversa, la coagulación, la precipitación química, la electrodiálisis y la ultrafiltración (Basu *et al.*, 2017), las cuales no son del todo satisfactorias a causa de sus elevados costos de operación. Por otra parte, la adsorción sobre carbón activado parece ser una buena opción, aunque esta técnica también representa elevados costos y baja o nula posibilidad de regeneración del adsorbente (Basu *et al.*, 2017). Esta problemática ha llevado a la búsqueda de nuevos materiales que puedan ser empleados como adsorbentes y generen un bajo costo, una alta eficiencia y presenten una alternativa para el manejo y la disposición de residuos.

En Colombia, el sector ladrillero hace uso de carbón como fuente de energía para el secado de ladrillos. La cv es un subproducto de la combustión del carbón (CCB) y es un material relativamente económico, y extremadamente abundante, que consiste principalmente de la porción mineral no quemada del carbón. Una porción más pequeña de cenizas volantes incluye partículas de carbón no quemadas resultantes de un proceso de combustión incompleto (Norris *et al.*, 2015). Las cenizas volantes se caracterizan por presentar una elevada relación Si/Al, aunque son consideradas un residuo desechable que finalmente termina en los rellenos sanitarios (Gao & Fatehi, 2018); hecho que favorece la búsqueda de alternativas de uso o aplicabilidad de este tipo de ceniza para la adsorción de contaminantes en solución acuosa. El uso de cv en sistemas de tratamiento de aguas residuales no ha sido investigado en detalle; sin embargo, algunos trabajos han demostrado que su aplicación trae ciertos beneficios para la industria en aspectos relacionados con este asunto (Gao & Fatehi, 2018).

Algunos artículos de investigación reportan que la cv puede servir como estabilizador o reactivo de unión para la fijación de metales pesados y nutrientes contenidos en desechos peligrosos y desechos orgánicos (Alinnor, 2007), hecho por el cual su uso como material adsorbente en la remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos en efluentes industriales ha despertado un interés reciente en investigadores del tema (Norris *et al.*,

2015). Las CV son un material altamente alcalino que exhibe un pH entre 10 y 13 cuando es adicionado al agua, por lo cual la carga superficial se encuentra negativamente cargada a valores altos de pH (Xiyili, Çetintaş, & Bingöl, 2017). Por otra parte, este material presenta gran área superficial, abundancia de sitios activos y una fuerte capacidad de adsorción (Sun, Liu, & Fatehi, 2018). Además, la literatura reporta ejemplos de investigaciones en las cuales se hace uso de CV para remover tintes, herbicidas y metales.

Algunos estudios señalan que las CV obtenidas de la quema de madera han sido empleadas para la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO), logrando remover 80 % de la DQO presente en aguas residuales con dosis de CV de 100 g L^{-1} a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ y 1 hora de tiempo de retención (Sun *et al.*, 2018). Por otro lado, las cenizas volantes de carbón mineral han sido empleados para la remoción de Pb y Hg en agua residuales sintéticas, logrando remover aproximadamente 17 % de Hg y 34 % de Pb, con un periodo de contacto de 5 horas. En estos ensayos, la CV fue previamente tratada con ácido acético (Kuncoro & Fahmi, 2013). Así como en el caso anterior, la CV es modificada químicamente a fin de mejorar su capacidad de adsorción; por ejemplo, el óxido de magnesio ha sido mezclado con CV para obtener un material adsorbente, el cual ha sido probado para la retención de colorante azoico reactivo negro 5 (RB5), determinando que la CV modificada químicamente con MgO presenta una capacidad de adsorción de RB5 de $48,78 \text{ mg g}^{-1}$ (Vignesh-Kumar *et al.*, 2018a). Adicionalmente, se ha empleado CV para la remoción de lignina, turbiedad y DQO en aguas provenientes del proceso de blanqueo Kraft. Los ensayos realizados en esta investigación demostraron que 6 % (w/w) y 30 minutos de tiempo contacto permiten alcanzar valores de remoción de lignina y DQO de 81,6 y 67,9 %, respectivamente (Gao & Fatehi, 2018).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para esta investigación se empleó CV suministrada por una empresa ladrillera de municipio de Cogua, Cundinamarca. Los reactivos químicos empleados para la realización de análisis y ajuste de pH (NaOH, HCl, $Pb(NO_3)_2$) fueron comprados a las empresas Merck y Aldrich. Todos los productos químicos utilizados fueron de grado analítico.

Para realizar la medición de pH se utilizó un potenciómetro Metrohm pH/Ion meter 780. La determinación de plomo fue llevada a cabo en un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AAnalyst 300. Por su parte, la CV fue caracterizada por difracción de rayos X en un difractómetro de polvo marca Bruker modelo D8 ADVANCE.

Los ensayos de adsorción de plomo sobre CV fueron realizados en modo *batch*, empleando una solución acuosa que contenía plomo a concentraciones entre 100 y 200 mg L^{-1} y un pH entre 4 y 5. Para determinar el efecto de las variables o factores seleccionados (pH y concentración de Pb^{2+}) se empleó un diseño experimental de tipo central compuesto (Xiyili *et al.*, 2017). Una vez obtenidos los resultados de los ensayos y realizado el respectivo análisis de varianza, se hizo uso de la metodología conocida como superficie de respuesta (SR), propuesta por Yus-Azila, Mashitah, & Bhatia (2008), a partir de la cual se determinó la combinación de variables de proceso o factores experimentales con los mejores resultados en términos de porcentaje de remoción de plomo y concentración de plomo en la superficie del adsorbente. Las soluciones fueron preparadas con nitrato de plomo (II) ($Pb(NO_3)_2$), Merck Millipore. El agua utilizada para la realización de las diluciones fue agua ultra pura obtenida en un equipo marca ELGA, con el que se obtiene agua con conductividad menor a $0,2 \text{ } \mu\text{S/cm}$.

Cada experimento fue realizado en Erlenmeyer de 250 mL con tapa esmerilada. La dosis de cv fue de 1 g en 100 mL de solución acuosa. La mezcla resultante fue agitada haciendo uso de un agitador orbital mecánico de la marca Heidolph, *incubator* 1000, por un periodo de 1 hora, después del cual el contenido del Erlenmeyer fue filtrado, analizando el líquido clarificado para determinar el nivel de Pb. Los resultados de los análisis se emplearon para calcular la capacidad de adsorción de la cv y así determinar la posibilidad de aplicar este material para el tratamiento del agua residual propuesta. La metodología para la determinación de la concentración de Pb en solución corresponde a lo sugerido por los métodos estándar para el análisis de agua potable y residual (APHA, AWWA, & WPC, 1998).

El pH óptimo de la solución acuosa fue el valor base (o de referencia) para la determinación del equilibrio de la adsorción. En estos ensayos, una masa fija de adsorbente fue puesta en contacto con un volumen constante de agua de distinta concentración de Pb^{2+} durante 24 horas, periodo después del cual se realizó el análisis de Pb^{2+} en la solución y se efectuó el respectivo análisis, lo cual permitió determinar el modelo de isoterma de equilibrio al cual se ajustaron los datos.

La determinación de la tendencia cinética del proceso de separación analizado fue realizada para los valores de pH y concentración óptimos hallados a partir de la SR, realizando ensayos para tiempo de contacto de 5, 10 y 15 minutos, a partir del cual las muestras fueron tomadas cada 30 minutos hasta completar 300 minutos. El cálculo de la capacidad de adsorción o concentración de Pb^{2+} en la superficie del sólido adsorbente fue hecho con la ecuación que se presenta a continuación (Liu *et al.*, 2017).

$$q = \frac{V*(C_o - C_f)}{m_{ads}} \quad (\text{Ec. 1})$$

En la ecuación anterior q es la cantidad de Pb^{2+} adsorbido (mg g^{-1}); V el volumen de solución acuosa empleada para el ensayo (mL); C_o y C_f corresponden a la concentración inicial y final de plomo en la solución (mg L^{-1}); y m_{ads} a la masa de adsorbente empleado en cada ensayo (g). La efectividad del proceso de retención de Pb^{2+} sobre el adsorbente fue determinado en términos de porcentaje de remoción empleando la siguiente fórmula (Qiu *et al.*, 2018).

$$\% \text{ remoción} = \frac{C_o - C_f}{C_o} * 100 \quad (\text{Ec. 2})$$

Las variables que hacen parte de la Ec. 2 fueron definidas anteriormente. La máxima capacidad de adsorción de un material se puede determinar a través de las isotermas de adsorción, siendo las isotermas de Freundlich y Langmuir las que se emplean con mayor frecuencia. La formulación matemática que representa las isotermas de Freundlich (Ec. 3) y Langmuir (Ec. 4) se presentan a continuación (Ribeiro *et al.*, 2010).

$$q = K_f * C_e^{\frac{1}{n}} \quad (\text{Ec. 3})$$

$$q = \frac{K_a * q_{max} * C_e}{1 + K_a * C_e} \quad (\text{Ec. 4})$$

K_f se relaciona con la capacidad de adsorción del material e indica la afinidad entre las especies; n es la constante de intensidad de la adsorción; K_a la constante de la isoterma de Langmuir, llamada regularmente constante de afinidad y se relacionada con la energía de

adsorción ($L\ mg^{-1}$); y q_{max} la máxima cantidad de soluto adsorbido por unidad de masa para formar una única capa en la superficie del adsorbente ($mg\ g^{-1}$). El cálculo de las constantes de cada una de las ecuaciones de equilibrio se realiza a partir de las formas linealizadas de las ecuaciones de Freundlich (Ec. 5) y Langmuir (Ec. 6) (Xiyili *et al.*, 2017).

$$\log(q) = \log(K_f) + \frac{1}{n} * \log(C_e) \quad (\text{Ec. 5})$$

$$\frac{C_e}{q} = \frac{1}{K_a * q_{max}} + \frac{C_e}{q_{max}} \quad (\text{Ec. 6})$$

Con el objetivo de analizar la tendencia cinética del proceso de adsorción, se emplearon tres modelos cinéticos: *i*) de pseudo primer orden (Ec. 7) (Basu, Guha & Ray, 2017); *ii*) de pseudo segundo orden (Ec. 8); y *iii*) el modelo de difusión intrapartícula (Ec. 9) (Wang *et al.*, 2016). Las ecuaciones para cada modelo cinético se presentan a continuación:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 * (q_e - q_t) \quad (\text{Ec. 7})$$

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 * (q_e - q_t)^2 \quad (\text{Ec. 8})$$

$$q_t = k_p * t^{0,5} + C \quad (\text{Ec. 9})$$

Por su parte, la forma linealizada de cada una de las ecuaciones anteriores se emplea para determinar el valor de los coeficientes cinéticos.

$$\log(q_e - q_t) = \frac{\log(q_e) - k_1 * t}{2.303} \quad (\text{Ec. 10})$$

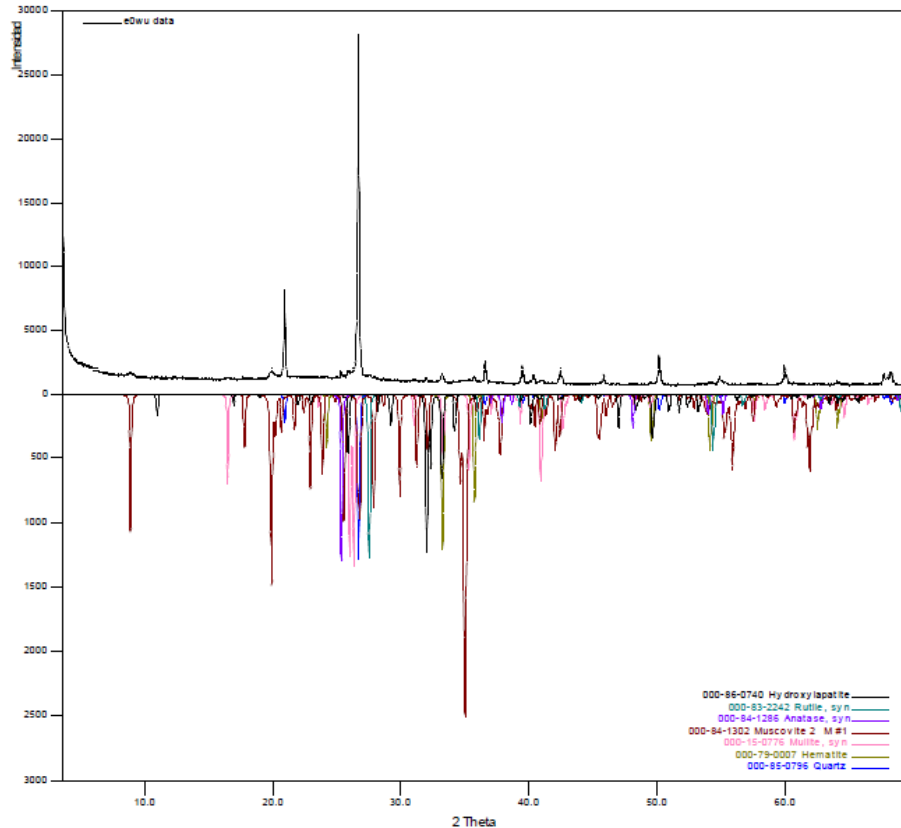
$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 * q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (\text{Ec. 11})$$

RESULTADOS

Caracterización de la cv

La figura 1 presenta la difracción de rayos X para la cv, donde se observa la presencia de hidroxiapatita, TiO_2 rutilo, TiO_2 Anatasa, moscovita, mulita, hematita y cuarzo. Los análisis cualitativos de las fases presentes en las muestras se realizaron mediante la comparación del perfil observado con los perfiles de difracción reportados en la base de datos PDF-2 del International Centre for Diffraction Data (ICDD). La figura 1 presenta además el espectro de la muestra de cv analizada.

Figura 1. Patrones de la difracción de rayos X para la cv.

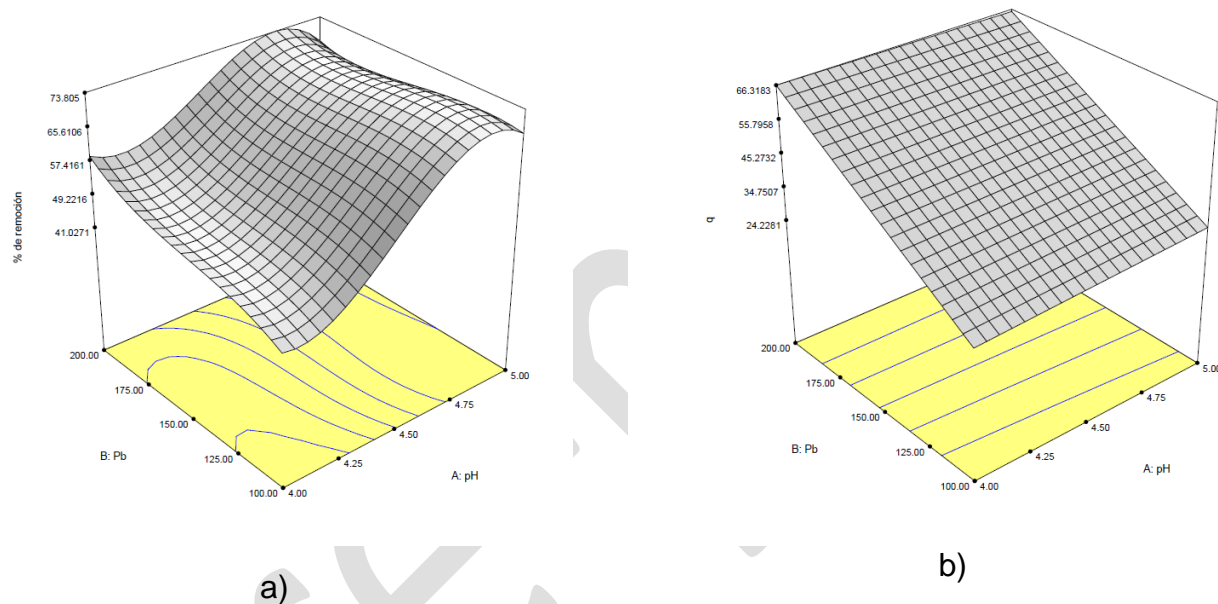


Fuente: elaboración propia.

Análisis del diseño experimental

El diseño experimental tuvo como objetivo determinar el efecto de los factores sobre las variables de respuesta seleccionadas, para lo cual los resultados experimentales fueron analizados por la metodología de superficie de respuesta. De esta manera, gráficamente se puede evidenciar el efecto de cada factor o variable sobre las variables de respuesta seleccionadas. La figura 2, corresponde a la superficie de respuesta de los ensayos.

Figura 2. Superficie de respuesta (SR) para los ensayos realizados: a) SR para el porcentaje de remoción de Pb^{2+} ; b) SR para la capacidad de adsorción.



Fuente: elaboración propia.

En la figura 2 se puede observar cómo las mejores condiciones de separación o retención de Pb^{2+} , en términos de porcentaje de remoción y capacidad de adsorción, toman lugar cuando el pH y la concentración de plomo iniciales en la solución presentan valores de pH 4,79 y 200 mg L^{-1} . Con relación a la capacidad de adsorción del material, la SR para este diseño experimental permite observar que el pH no presenta un efecto significativo en la separación. Las dos SR obtenidas fueron la base para la determinación de la máxima separación del Pb^{2+} presente en la solución, obteniendo valores de 73,8 % de remoción y 65.74 mg g^{-1} de concentración de Pb^{2+} en la superficie de la cv. En otras palabras, el aumento del pH tiene un efecto positivo en el porcentaje de remoción de plomo, pero no afecta significativamente la capacidad de adsorción, lo cual se puede explicar por la presencia de hidróxido de calcio en la ceniza volante; hecho que conduce a la formación de hidróxido de plomo y la precipitación de este, mejorando la remoción sin afectar o aumentar la concentración del metal en la superficie de la cv.

También se puede notar que el pH del medio acuoso no presenta mayor influencia sobre la capacidad de adsorción “q”. Por otra parte, la concentración inicial de plomo en solución sí

presenta efecto sobre “q”, evidenciando que a mayor concentración inicial de plomo se incrementa “q”, lo cual simplemente indica que a mayor gradiente de concentración mayor es “q”.

La ecuación de la superficie de respuesta para la remoción de Pb^{2+} corresponde a:

$$\% \text{ de remoción de } Pb^{2+} = 61.6 + 23.49 * pH + 0.17 * [Pb^{2+}] - 3.51 * pH^2 + 0.97 * [Pb^{2+}]^2 - 4.41 * pH * [Pb^{2+}] - 14.54 * pH^3 + 4.02 * [Pb^{2+}]^3 \quad (\text{Ec. 12})$$

El coeficiente de correlación (R^2) para esta ecuación presentó un valor de 0,9877, el cual se puede considerar un buen valor para predecir las características de remoción de Pb^{2+} en función de las variables o factores analizados dentro del rango de estudio. De igual manera, la ecuación correspondiente a la superficie de respuesta para calcular la concentración de plomo sobre la superficie de material adsorbente corresponde a:

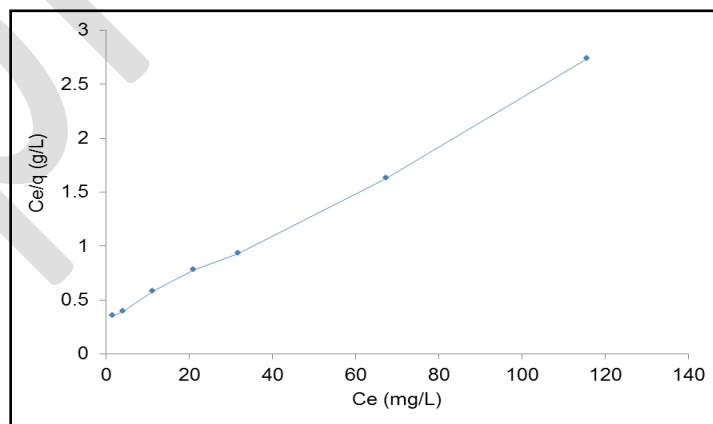
$$q = -49.12247 + 7.82009 * pH + 0.5917 * [Pb^{2+}] - 0.0427 * pH * [Pb^{2+}] \quad (\text{Ec. 13})$$

El valor de R^2 para esta ecuación fue de 0,9043, el cual, nuevamente, se puede considerar aceptable para la descripción del proceso de adsorción analizado. En las ecuaciones anteriores, las variables pH y Pb^{2+} corresponden a los valores al inicio del proceso de contacto para la adsorción. Por otra parte, para obtener las gráficas de las superficies de respuesta y los valores óptimos para cada variable de respuesta se utilizó el software Desing Expert 6.0.8.

Equilibrio de la adsorción

Como se indicó anteriormente, el equilibrio fue analizado empleando los modelos de isoterma propuestos por Freundlich y Langmuir. Dicho análisis permitió determinar que el modelo de isoterma al cual se ajustan los resultados corresponde al modelo de Langmuir, para el cual el coeficiente de correlación R^2 de los datos fue 0,9976. La figura 3 muestra la representación gráfica de la ecuación de Langmuir en su forma lineal.

Figura 3. Isoterma de adsorción



Fuente: elaboración propia.

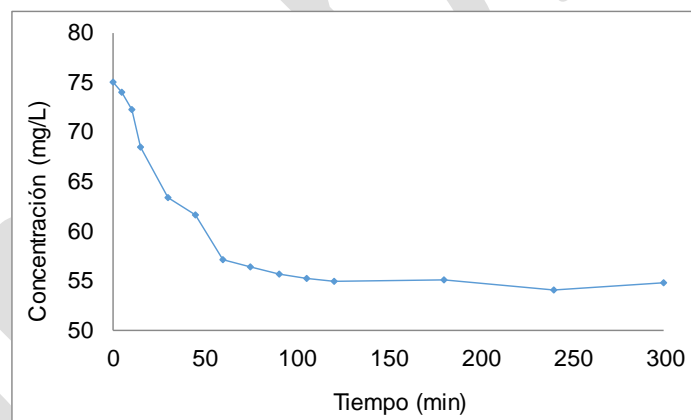
El ajuste de los datos al modelo de Langmuir señala que la adsorción se presenta en mono capa, lo que significa que el material se satura. Además, es preciso señalar que este tipo de comportamiento se asocia generalmente a la adsorción de tipo químico (Liu *et al.*, 2017). A partir de la regresión lineal de los datos, se determinó que la ecuación de la isoterma de adsorción corresponde a:

$$q = \frac{0,06563 \cdot 48,59 \cdot C_e}{1 + 0,06563 \cdot C_e} \quad (\text{Ec. 14})$$

Como se observa en la Ec. 14, la capacidad de adsorción en equilibrio tiene un valor de $48,59 \text{ mg g}^{-1}$, el cual es bajo si se compara con CV modificada químicamente, puesto que para esta la capacidad de adsorción alcanza un valor de $505,05 \text{ mg g}^{-1}$ (Vignesh-Kumar *et al.*, 2018a).

La figura 4 representa los datos de la variación de la concentración de plomo durante los ensayos de adsorción. Se observa el rápido descenso en la concentración de plomo en solución durante los primeros 50 minutos. De allí en adelante se observa que el proceso se ralentiza y a partir de los 120 minutos la variación es muy baja, de modo que se puede considerar que el proceso alcanza el estado estable o equilibrio.

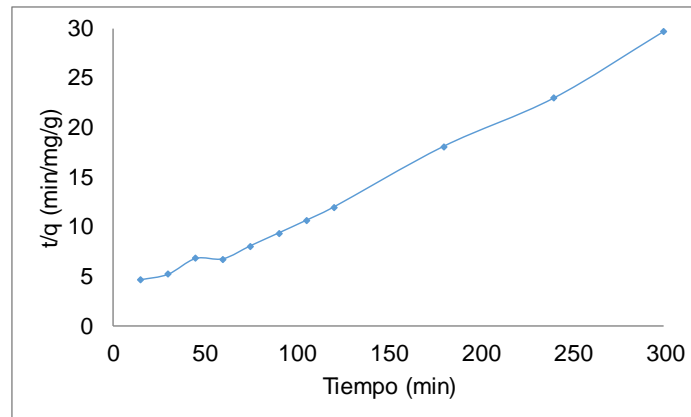
Figura 4. Variación de la concentración de plomo durante la adsorción (concentración inicial de plomo, $C_0 = 75$, pH =; dosis de adsorbente = 0.1 g L^{-1}).



Fuente: elaboración propia.

Con los resultados del experimento se realizaron las respectivas gráficas y correlaciones para evaluar la tendencia cinética, permitiendo determinar que el modelo cinético de pseudo segundo orden es el que mejor correlaciona los datos experimentales ($R^2 = 0.9908$). La figura 5 es la representación de los datos en su forma lineal para el modelo de pseudo segundo orden.

Figura 5. Representación de la linealización (t Vs t/q) de la ecuación cinética de pseudo segundo orden, (concentración inicial de plomo, $C_o = 75$, pH =; dosis de adsorbente = 0.1 g L^{-1}).



Fuente: elaboración propia.

Con la pendiente y el intercepto de la gráfica 5 se determinó que el coeficiente cinético alcanza un valor de $0,00396 \text{ g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$ y que la concentración de soluto en la superficie del material o capacidad de adsorción es igual a $11,24 \text{ mg g}^{-1}$. Con relación al ajuste de los datos de la cinética de pseudo segundo orden, se puede inferir que la velocidad de adsorción es controlada directamente por el fenómeno de transferencia de masa o adsorción directa, o por el hecho de compartir o intercambiar electrones entre el Pb^{2+} y la cv (Habiba *et al.*, 2018).

CONCLUSIONES

Este trabajo evaluó la cv de una empresa ladrillera como material adsorbente para la remoción de plomo en solución acuosa. Con base en el diseño experimental, se determinó que la adsorción se presenta con mayor efectividad para (73.8 % de remoción) un pH de 4,79 y una concentración de Pb^{2+} de 200 mg L^{-1} , como condiciones iniciales del proceso. El equilibrio del proceso fue descrito con mayor precisión a partir del modelo de isoterma de Langmuir, indicando que el fenómeno tiende a presentarse en mono capa, lo cual típicamente se asocia a la adsorción de tipo químico. El análisis cinético del proceso se ajustó al modelo de pseudo segundo orden, hecho que sugiere nuevamente que la adsorción es de tipo químico.

De acuerdo con el tipo de superficies de respuesta obtenidas, se observó que el pH afecta el porcentaje de remoción de plomo pero no tiene efecto significativo sobre la capacidad de adsorción del material adsorbente; hecho que puede ser explicado por la presencia de hidróxido de calcio en la cv y, por lo tanto, de precipitación de hidróxido de plomo.

El uso de cv como material adsorbente permite realizar el aprovechamiento de un residuo de la industria ladrillera para el control de la contaminación por plomo en el agua, mostrando una máxima capacidad de adsorción o concentración de Pb^{2+} en la superficie de $65,74 \text{ mg g}^{-1}$. A pesar de que este no es un valor muy alto, el uso de cv resulta ser conveniente para el sector industrial considerando su bajo costo.

pre-print

REFERENCIAS

- Alinnor, I. J. (2007). Adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by fly ash. *Fuel*, 86(5-6), 853-857. doi: 10.1016/j.fuel.2006.08.019
- American Public Health Association [APHA], American Water Works Association [AWWA], & Water Environment Federation [WEF]. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th Ed). Washington: American Public Health Association.
- Basu, M., Guha, A. K., & Ray, L. (2017). Adsorption of Lead on Cucumber Peel. *Journal of Cleaner Production*, 151, 603-615. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.03.028
- Gao, W., & Fatehi, P. (2018). Fly ash based adsorbent for treating bleaching effluent of kraft pulping process. *Separation and Purification Technology*, 195(December 2017), 60-69. doi: 10.1016/j.seppur.2017.12.002
- Georgescu, A. M., Nardou, F., Zichil, V., & Nistor, I. D. (2018). Adsorption of lead(II) ions from aqueous solutions onto Cr-pillared clays. *Applied Clay Science*, 152(October 2017), 44-50. doi: 10.1016/j.clay.2017.10.031
- Habiba, U., Siddique, T. A., Lee, J. J. L., Joo, T. C., Ang, B. C., & Afifi, A. M. (2018). Adsorption study of Methyl orange by Chitosan/Polyvinyl Alcohol/Zelite Electrospun Composite Nanofibrous Membrane. *Carbohydrate Polymers*, 191(October 2017), 79-85. doi: 10.1016/j.carbpol.2018.02.081
- Kuncoro, E. P., & Fahmi, M. Z. (2013). Removal of Hg and Pb in Aqueous Solution using Coal Fly Ash Adsorbent. *Procedia Earth and Planetary Science*, 6, 377-382. doi: 10.1016/j.proeps.2013.01.049
- Liu, J., Mwamulima, T., Wang, Y., Fang, Y., Song, S., & Peng, C. (2017). Removal of Pb(II) and Cr(VI) from aqueous solutions using the fly ash-based adsorbent material-supported zero-valent iron. *Journal of Molecular Liquids*, 243, 205-211. doi: 10.1016/j.molliq.2017.08.004
- Norris, P., Hagan, S., Cohron, M., Zhao, H., Pan, W. P., & Li, K. (2015). Application of fly ash as an adsorbent for Estradiol in animal waste. *Journal of Environmental Management*, 161, 57-62. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.06.047
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2006). *Guías para la calidad del agua potable. Primer apéndice a la tercera edición, Volumen 1, Recomendaciones*. Recuperado de: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
- Qiu, Q., Jiang, X., Lv, G., Chen, Z., Lu, S., Ni, M., ... Deng, X. (2018). Adsorption of heavy metal ions using zeolite materials of municipal solid waste incineration fly ash modified by microwave-assisted hydrothermal treatment. *Powder Technology*, 335, 156-163. doi: 10.1016/j.powtec.2018.05.003
- Ribeiro, R. F. L., Magalhães, S. M. S., Barbosa, F. A. R., Nascentes, C. C., Campos, I. C., &

Moraes, D. C. (2010). Evaluation of the potential of microalgae *Microcystis novacekii* in the removal of Pb^{2+} from an aqueous medium. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), 947-953. doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.03.097

Sun, Y., Liu, Z., & Fatehi, P. (2018). Developing performance-property correlation for fly ash as adsorbent for pulping effluents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 2502-2513. doi: 10.1016/j.jece.2018.03.054

Vignesh-Kumar, T. H., Sivasankar, V., Fayoud, N., Oualid, H. A., & Sundramoorthy, A. K. (2018). Synthesis and characterization of coral-like hierarchical MgO incorporated fly ash composite for the effective adsorption of azo dye from aqueous solution. *Applied Surface Science*, 1-10. doi: 10.1016/j.apsusc.2018.01.060

Wang, Y., Chen, Y., Xie, H., Zhang, C., & Zhan, L. (2016). Lead adsorption and transport in loess-amended soil-bentonite cut-off wall. *Engineering Geology*, 215, 69-80. doi: 10.1016/j.enggeo.2016.11.002

Xiyili, H., Çetintaş, S., & Bingöl, D. (2017). Removal of some heavy metals onto mechanically activated fly ash: Modeling approach for optimization, isotherms, kinetics and thermodynamics. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 288-300. doi: 10.1016/j.psep.2017.04.012

Yus-Azila, Y., Mashitah, M. D., & Bhatia, S. (2008). Process optimization studies of lead ($Pb(II)$) biosorption onto immobilized cells of *Pycnoporus sanguineus* using response surface methodology. *Bioresource Technology*, 99(18), 8549-8552. doi: 10.1016/j.biortech.2008.03.056