



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES  
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“BIOADSORCIÓN DE PLOMO II EN AGUAS CONTAMINADAS  
POR LA ACTIVIDAD MINERA UTILIZANDO CARBON ACTIVADO”

Trabajo de Investigación para optar el grado de:  
BACHILLER EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Presentado por:

Maximiliano Susanivar Agustin

Asesor:

Mg. Armando Vélez-Azañero

Lima – Perú

2019



**RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N°195-2019-DACIA-DAFCA-CIENTIFICA**

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES / CARRERA DE INGENIERIA AMBIENTAL

Lima 27 de noviembre de 2019

**VISTO:**

La revisión realizada y la aprobación de Trabajo de Investigación titulado: **Bioadsorción de plomo II en aguas contaminadas por la actividad minera utilizando carbón activado**, presentado por:

- **Maximiliano Susanivar Agustin**

**CONSIDERANDO:**

Que, de acuerdo al Reglamento General de la Universidad Científica del Sur y los reglamentos de pregrado para obtener el grado de Bachiller de **Ingeniería Ambiental** en la **Facultad de Ciencias Ambientales**, se debe desarrollar un trabajo de investigación.

Que, de acuerdo a la normativa vigente de la Universidad Científica del Sur, en uso de las atribuciones conferidas al Director Académico de Carrera.

**SE RESUELVE:**

Aprobar e inscribir el trabajo de investigación titulado: **Bioadsorción de plomo II en aguas contaminadas por la actividad minera utilizando carbón activado** con N° de registro de la carrera: **038-FCA-IAM**.

Nombrar al docente/colaborador **Armando Jesús Edilberto Vélez Azañero** como asesor de dicho trabajo de investigación.

Regístrese, comuníquese y archívese,



**Mg. Gonzalo Francisco Flores Roca**  
Director Académico de Carrera  
Ingeniería Ambiental

## **BIOADSORCIÓN DE PLOMO II EN AGUAS CONTAMINADAS POR LA ACTIVIDAD MINERA UTILIZANDO CARBON ACTIVADO**

Maximiliano Susanivar Agustin & Armando Vélez-Azañero

Universidad Científica del Sur. Facultad de Ciencias Ambientales. Carrera de Ingeniería  
Ambiental. Panamericana Sur Km19. Lima

[msusanivaragustin@gmail.com](mailto:msusanivaragustin@gmail.com)

### **RESUMEN**

El agua es el recurso de gran prioridad para la supervivencia y el desenvolvimiento de las actividades humanas, sin embargo, la realidad actual muestra alteraciones en este recurso natural. El 25,4% de la contaminación hídrica en nuestro país es a causa de las actividades mineras, siendo esto una gran problemática que requiere atención. Una alternativa de solución es la bioadsorción de metales pesados con el uso de carbones activados; la bioadsorción es una tecnología de bajo costo y ecoamigable con el ambiente porque los carbones activados son obtenidos de materiales orgánicos con alto porcentaje en carbono, y su activación se da de manera química con el uso de ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ), hidróxido de sodio (KOH) o cloruro de zinc ( $ZnCl_2$ ); o de manera física con el uso de agua ( $H_2O(v)$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ) u oxígeno ( $O_2$ ), en ambos casos se obtendrán carbones activados porosos que tienen diversas aplicaciones, entre estos se encuentra la capacidad de bioadsorción de metales pesados. Para lograr una gran eficiencia de bioadsorción se debe tener en cuenta los factores que lo pueden afectar, pues las características químicas y físicas del carbón activado y del adsorbato, el pH, la temperatura, la concentración del contaminante, presencia de otros compuestos que compitan con el contaminante, la masa óptima del adsorbente y el tiempo de contacto pueden disminuir la cantidad de adsorción de manera directa o indirecta. La eficiencia de bioadsorción de plomo (II) con diferentes

carbones activados son mayores al 80% trabajando a un pH promedio de 5 y a temperatura ambiente.

Palabras clave: Carbón activado, bioadsorción, metales pesados, plomo (II), contaminantes, actividades mineras, agua.

#### ABSTRACT

Water is vital for the survival and development of human activities, however, the current reality shows alterations in this natural resource. 25.4% of water pollution in Peru is due to mining activities, which is a major problem that requires attention. A solution alternative is the bioadsorption of heavy metals with the use of activated carbons; Bioadsorption is a low-cost and eco-friendly technology with the environment because the activated carbons are obtained from organic materials with a high percentage of carbon, and their activation occurs chemically with the use of phosphoric acid ( $H_3PO_4$ ), sodium hydroxide (KOH) or zinc chloride ( $ZnCl_2$ ); or physically with the use of water ( $H_2O$  (v)), carbon dioxide ( $CO_2$ ) or oxygen ( $O_2$ ), in both cases porous activated carbons will be obtained that have diverse applications, among these is the bioadsorption capacity of heavy metals. To achieve a high bioadsorption efficiency, the factors that can affect it must be taken into account, as the chemical and physical characteristics of the activated carbon and the adsorbate, the pH, the temperature, the concentration of the contaminant, the presence of other compounds that compete with the contaminant, the optimum mass of the adsorbent and the contact time can decrease the amount of adsorption directly or indirectly. The bioadsorption efficiency of lead (II) with different activated carbons is greater than 80% working at an average pH of 5 and at room temperature.

Keywords: Activated carbon, bioadsorption, heavy metals, lead (II), pollutants, mining activities, water.

## **REVISIÓN TEÓRICA**

El agua es un recurso natural de gran valor para supervivencia de la humanidad, la sociedad actual considera que el agua es un bien muypreciado. Sin embargo, la contaminación de cuerpos de agua es un problema que se incrementa diariamente en nuestro planeta (Liñán *et al.*, 2010).

### **Aguas contaminadas por minería**

En el Perú el 25,4% de la contaminación del agua es consecuencia del vertimiento de aguas ácidas y relaves sin tratamiento previo (Fernández Estela, 2015), por parte de las actividades mineras (INEI, 2015), por tanto, el mayor porcentaje de contaminantes son los metales pesados (Zn, Pb, Cd, Cu, Hg, etc.), del mismo modo también influyen la ubicación de pasivos mineros cerca a los cuerpos de agua (Moreno *et al.*, 2012; Oblasser, 2016) y los lixiviados por la escorrentía llegan a los cuerpos de agua.

El inadecuado tratamiento de los drenajes ácidos de mina (DAM), antes del vertimiento de los mismos en los flujos de agua, tienen el potencial de generar impactos ambientales negativos en el recurso hídrico, provocando la bioacumulación y biomagnificación debido a que los metales tóxicos como el plomo, cadmio, aluminio, manganeso, mercurio y cobre que se encuentran en las rocas colindantes son disueltos por el DAM. Teniendo como resultado, la alteración de los estándares de calidad del agua como es el caso del río Rímac, el lago Titicaca, la laguna Caballococha, entre otros (Hernandez *et al.*, 2014; OEFA, 2019; Rimarachin & Huaranga, 2015).

De los metales mencionadas que afectan a los recursos hídricos por el vertimiento del DAM, el plomo (II) es uno de los contaminantes más peligrosos (Blanco *et al.*, 1998; Chung, 2008; Oblasser, 2016). Para lograr su eliminación, se han propuesto alternativas tales el intercambio iónico, la filtración de arena, el uso de CA como en la bioadsorción

de aguas contaminadas, etc. (Nunell, *et al.*, 2013) . De las alternativas mencionadas para la remoción de contaminantes tóxicos, la tecnología de la bioadsorción es viable por su bajo costo y alta eficiencia (Caviedes, *et al.*, 2017; Tejada, *et al.*, 2015), además es ecoamigable con el ambiente debido al uso de carbones activados como bioadsorbente (Liñán *et al.*, 2010).

### **Carbón activado (CA).**

La obtención de carbón se puede dar prácticamente de cualquier material orgánico con alta estructura porosa, gran resistencia mecánica, bajo contenido de material inorgánico y alta composición de carbono ( Gómez *et al.*, 2004; Menéndez, 2008; Vayas, 2017), que pasa por un proceso de activación, que consiste en el tratamiento del carbón obtenido ya sea de cascaras, tallos, frutos, residuos, etc. con la finalidad de abrir la mayor cantidad de poros de diferentes diámetros, la determinación de los diámetros se realiza de acuerdo a uso que se desea dar al CA, estas puedan ser para adsorber metales, gases entre otros. La activación del carbón se puede realizar por método físico o químico (Arduz, 2017; Carrasco & Londa, 2018; Vayas, 2017).

La activación química se realiza en una única etapa, pues la materia prima es expuesta a un agente químico para luego ser sometida a calentamiento, el producto obtenido debe ser enjuagado con una solución neutra para evitar exceso del químico antes de la carbonización, durante la activación química es importante considerar el tiempo de residencia, la temperatura media de carbonización (500 °C – 600 °C) y la relación de impregnación, debido a que la variación de uno de estos factores puede afectar la calidad del CA (Carrasco & Londa, 2018; Uribe *et al.*, 2013; Vayas, 2017). Los agentes químicos más usados para activación del carbón son el ácido fosfórico (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>), hidróxido de sodio (KOH) o cloruro de zinc (ZnCl<sub>2</sub>) (Ver tabla N. °1).

Tabla N. °1. Agentes químicos más usados para la activación.

Agente Químico	Materia Prima	Fuente
Cloruro de Zinc (ZnCl <sub>2</sub> )	Palma de aceite	(Ramírez <i>et al.</i> , 2017)
	Aserrín de abeto chino	(Yang & Qiu, 2009)
Ácido fosfórico (H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> )	Astilla de Eucalipto	(Lavado <i>et al.</i> , 2010)
	Cáscara de Naranja	(Tejada <i>et al.</i> , 2014)
	Cáscara de Yuca	(Albis <i>et al.</i> , 2017)
	Residuos de neumático	(Cantillo <i>et al.</i> , 2011)
Hidróxido de potasio (KOH)	Cáscara de coco	(Velásquez <i>et al.</i> , 2007)
	Fruto de palma Coroba	(Ramos <i>et al.</i> , 2017)
Ácido cítrico	Residuos de neumático	(Cantillo <i>et al.</i> , 2011)
	Cáscara de Yuca	(Albis <i>et al.</i> , 2016)
Ácido Nítrico (HNO <sub>3</sub> )	Semillas de aguaje	(Aylas <i>et al.</i> , 2016)

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, la activación física se realiza en dos etapas, en la primera etapa se da la carbonización de la materia prima, la cual es expuesta a una temperatura media entre 500 °C a 1200 °C al vacío (Carrasco & Londa, 2018), continuando el proceso de activación, se realiza la activación del material carbonizado, para ello se gasifica parcialmente al carbón obtenido en la primera etapa. Los agentes para la gasificación pueden ser oxígeno (O<sub>2</sub>) agua (H<sub>2</sub>O<sub>(v)</sub>) o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (Ver tabla N.º 2), La activación del carbón con el H<sub>2</sub>O<sub>(v)</sub> o CO<sub>2</sub> necesitan de absorción de energía en forma de calor, por esta razón las partículas del carbón tienen que estar en contacto óptimo con el agente activante, además el gas debe encontrarse a una temperatura mayor que la de reacción para llevarse a cabo la activación física de manera satisfactoria y lograr obtener un CA de gran calidad (Bastidas *et al.*, 2010; Carrasco & Londa, 2018; Filippín *et al.*, 2017; Mojica *et al.*, 2012; Uribe *et al.*, 2013). Algunos investigadores realizan las dos etapas simultáneamente esto se conoce como activación directa (Uribe *et al.*, 2013).

Tabla N.º 2. Agentes más usados para la activación física.

Agente activante	Materia Prima (carbonizada)	Fuente
Agua ( $H_2O_{(v)}$ )	Endocarpio de coco	(Bastidas <i>et al.</i> , 2010)
	Residuos de neumático	(Cantillo <i>et al.</i> , 2011)
Dióxido de carbono ( $CO_2$ )	Cascará de naranja	(Arellano <i>et al.</i> , 2017)
	Carbón mineral	(Uribe <i>et al.</i> , 2013)
	Semillas de eucalipto	(Mojica <i>et al.</i> , 2012)
	Hueso de aceituna	(Filippín <i>et al.</i> , 2017)
Oxígeno ( $O_2$ )	Madera de olivo	(Filippín <i>et al.</i> , 2017)

Fuente: Elaboración propia.

El carbón obtenido por activación física o química, se caracteriza por ser altamente poroso con la capacidad de retener entre sus partículas, moléculas de contaminantes (Arduz, 2017; Penedo *et al.*, 2015). Los usos del carbón en la actualidad son diversos pues se utilizan como filtro, adsorbente o purificadores de aire y agua (Arduz, 2017; Gómez *et al.*, 2004).

El CA utilizado para la bioadsorción donde se busca disminuir las concentraciones de diferentes contaminantes disueltos en cuerpos de agua, además es una tecnología que se ha posicionado en la actualidad como una alternativa de descontaminación de efluentes (Castellar *et al.*, 2015; Fonseca *et al.*, 2014; Lavado *et al.*, 2010), debido a que necesita una baja inversión y se consigue resultados óptimos en remoción de contaminantes (Caviedes *et al.*, 2015; Tejada, *et al.*, 2015); su aplicabilidad para tratar los efluentes y los DAM son la tendencia actual, con esto se busca disminuir las concentraciones de metales pesados (Zn, Pb, Cd, Cu, Hg) en los recursos hídricos (Fernández, 2015). El metal pesado y presenta los mayores efectos en los cuerpos loticos y lenticos a nivel mundial es el plomo (II) (Albis *et al.*, 2016; Vizcaíno *et al.*, 2017). De este modo existen una gran variedad de investigadores que buscan

bioadsorber el plomo (II) en aguas contaminadas haciendo uso de CA obtenido de diferentes materias primas.

### **Bioadsorción utilizando CA y factores que intervienen.**

La bioadsorción es un proceso pasivo donde se utiliza CA para capturar metales de tal forma que los contaminantes se encuentren adheridos a la superficie de la pared celular del CA (Tejada *et al.*, 2014). En otras palabras, es una tecnología que disminuye las concentraciones de los contaminantes en el agua, debido a la alta atracción que existe entre las moléculas del CA y las del adsorbato (Carrasco & Londa, 2018). La bioadsorción es un proceso que facilita la captación activa o pasiva de iones metálicos, a causa de la propiedad que diversas biombras vivas o muertas poseen (Carrasco & Londa, 2018; Montoya & Matute, 2015; Tejada *et al.*, 2015).

Durante la bioadsorción ocurren tres fases importantes, el primero consta del contacto del CA con el efluente, para que se dé la de unión entre el soluto y la superficie del absorbente, que es la segunda fase, y como última fase se realiza la desorción o también conocido como lavado del bioadsorbente (Carrasco & Londa, 2018; Montoya & Matute, 2015). En la fase uno y dos de la bioadsorción se generan reacciones entre el CA y el contaminante, estas reacciones son el macrotransporte y microtransporte, donde se genera el movimiento del contaminante a través del macro y/o micro poros del CA (Carrasco & Londa, 2018).

La bioadsorción según la naturaleza de las fuerzas que intervienen para lograr remover un contaminante, puede ser de tres tipos: Quimisorción, bioadsorción física y bioadsorción por intercambio. En la quimisorción se produce reacciones químicas que tienen como actores al CA y el adsorbato, donde se forma una unión química irreversible, además se caracteriza por realizarse a altas temperaturas, su eficiencia

depende del tipo de CA y del material al cual se adsorbe. Mientras la bioadsorción física la unión entre el CA y el adsorbato se mantienen unidas gracias a las fuerzas intermoleculares de Van Der Waals, la eficiencia de este tipo de adsorción depende del adsorbato que del CA. Por otro lado, la bioadsorción por intercambio se produce cuando el CA y el adsorbato se atraen mediante fuerzas electrostáticas (Carrasco & Londa, 2018; González, 2014; Montoya & Matute, 2015).

Por otro lado, la bioadsorción es un proceso reversible la cuál no necesita de nutrientes, no se ve perjudicado por el efecto toxico de los contaminantes y no es controlado por metabolismo, sin embargo, existen factores que afectan la eficiencia de adsorción. Estos factores son (Ver tabla N° 3):

Tabla N° 3 Factores que afectan la bioadsorción.

Factor	Fuente
Las características químicas y físicas del CA y del adsorbato.	(Montoya & Matute, 2015; Miguel <i>et al.</i> , 2016)
El pH	(Carrasco & Londa, 2018; Miguel <i>et al.</i> , 2016; Montoya & Matute, 2015; Rodriguez <i>et al.</i> , 2010; Mamani <i>et al.</i> , 2019))
La temperatura	(Tejada <i>et al.</i> , 2014, Mamani <i>et al.</i> , 2019; Gallo <i>et al.</i> , 2016)
La concentración del contaminante	(Mamani <i>et al.</i> , 2019; Mittal, <i>et al.</i> , 2007)
Presencia de otros compuestos	(Tejada <i>et al.</i> , 2014)
Masa optima de CA	(Mamani <i>et al.</i> , 2019; Penedo <i>et al.</i> , 2015)
Efectos del tiempo de contacto	(Vizcaíno <i>et al.</i> , 2017)

Fuente: Elaboración propia.

Las características fisicoquímicas del CA que afectan la capacidad de bioadsorción son el tamaño de los poros, la composición química, el área superficial, entre otros. De similar manera los grupos funcionales presentes, polaridad, peso molecular, tamaño de molécula (Miguel *et al.*, 2016), composición química y concentración del adsorbato es un factor limitante para el adecuado desarrollo de la bioadsorción (Montoya & Matute, 2015).

Es importante saber que el proceso de bioadsorción sucede fundamentalmente dentro de las partículas y en las paredes de los poros. El porcentaje de bioadsorción de contaminante es directamente proporcional al volumen de CA, y esta a su vez con el área externa. Así mismo, se conoce que una partícula pequeña presenta una mayor área superficial, es decir, mayor área de la superficie interna debido a su cantidad de poros presentes en unidad de masa (Tejada *et al.*, 2014).

El efecto del pH en la bioadsorción de metales pesados, se da a causa de la acidez y/o basicidad del efluente, pues esto afecta la carga del CA, de este modo alterando su capacidad para bioadsorber contaminantes (Calderon, 2005; Cuizano *et al.*, 2010). Diversas sustancias orgánicas presentes en un medio básico generan iones negativos, iones positivos en un medio ácido, y en un pH neutro se forman especies neutras. La eficiencia de la Bioadsorción se incrementa cuando se produce en un medio donde las especies tienen una carga neutra (Calderon, 2005) y las especies ácidas se bioadsorben fácilmente en pH bajos (González, 2014), es decir, mientras que la bioadsorción de iones positivos se dan en pH superiores a 4,5, la bioadsorción de iones negativos se dan en rangos de pH entre 1,5 y 4 (Tejada *et al.*, 2014).

El incremento de la temperatura causa el cambio en la textura y el deterioro del CA ocasionando una disminución de capacidad de bioadsorción (Tejada *et al.*, 2014). En

la siguiente tabla se muestran algunos valores de pH donde se produjo mayor eficiencia de bioadsorción por diferentes CA (Ver tabla N.º 4).

Tabla N.º 4. pH y temperaturas óptimos de bioadsorción con CAs para diferentes metales pesados

Metal adsorbido	CA A partir de	pH óptimo	Temperatura Óptimo	Fuente
Plomo (II)	Astilla de Eucalipto	5	25 °C	(Lavado <i>et al.</i> , 2010)
Cromo (VI)	Cáscara de Naranja	3	30 °C	(Tejada <i>et al.</i> , 2014)
Cadmio (II) y Níquel (II)	Cascara de coco	4	25 °C	(P. Rodriguez <i>et al.</i> , 2010)
Níquel (II) y Cobalto (II)	Cascara de coco	5	21 °C	(Penedo <i>et al.</i> , 2015)
Mercurio (II)	Zuro de maíz	6	25 °C	(Colpas <i>et at.</i> , 2016)
Cromo (VI)	Biomasa de amaranto	1	60 °C	(Rodriguez <i>et al.</i> , 2017)
Cromo (VI)	Cascara de moringa	3	26°C	(Losada <i>et al.</i> , 2015)

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, la presencia de iones en el efluente hace que estos puedan competir con el contaminante que se desea bioadsorber (Tejada *et al.*, 2014). Otro factor en la bioadsorción es el tiempo de contacto pues existe una relación directa entre la cantidad de contaminante bioadsorbido y el tiempo de contacto con CA, es decir, a mayor tiempo de contacto aumenta la cantidad de contaminante eliminado (Vizcaíno *et al.*, 2017).

La representación gráfica de la bioadsorción donde se relaciona la cantidad bioadsorbida por una unidad de peso de CA y la concentración del contaminante

(metales pesados u otros) restante en el efluente o medio de ensayo a una temperatura constante, y que el sistemas se encuentre en una condición de equilibrio se realiza mediante las isothermas de Bioadsorción (Albis *et al.*, 2017; Castellar *et al.*, 2013; Figueroa *et al.*, 2015; Ramírez *et al.*, 2017; Vizcaíno *et al.*, 2017).

## **Modelos de isothermas de bioadsorción**

### ***El modelo de isoterma de Freundlich***

Es una ecuación empírica que es utilizada para sistemas heterogéneos debido a que no asume homogeneidad en la energía de la superficie del CA, es decir, que la energía de la bioadsorción se reduce logarítmicamente mientras se aumenta de manera lineal el numero de poros ocupados. Además, considera que no hay limitaciones para la cantidad de contaminante que pueda unirse a la superficie del CA (Albis *et al.*, 2017; Ramírez *et al.*, 2014; Ramírez *et al.*, 2017). La ecuación (1) muestra la forma lineal de la ecuación de Freundlich.

$$\text{Log}q_e = \text{log}K_F + \frac{1}{n}\text{log}C_e \quad (1)$$

Donde:

$K_F$  : Constante de isoterma de Freundlich ( $mg^{1-(\frac{1}{n})}L^{\frac{1}{n}}g^{-1}$ )

$n$  : Intensidad de bioadsorción

$C_e$  : Concentración de equilibrio del adsorbato (mg/L),

$q_e$  : Capacidad de Bioadsorción en equilibrio (mg/g).

### ***El modelo de isoterma de Langmuir***

La isoterma de bioadsorción de Langmuir es un modelo teórico que describe la superficie del CA como homogénea, es decir que el CA presenta un número finito de sitios iguales y específicos de bioadsorción, lo cual indicaría que la bioadsorción en

un poro no afecta la bioadsorción del poro adyacente. (Albis *et al.*, 2017; Castellar *et al.*, 2013; Figueroa *et al.*, 2015; Mittal *et al.*, 2007; Ramírez *et al.*, 2017). La ecuación (2) muestra la forma de la ecuación de Langmuir.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q^0 b} + \frac{1}{Q^0} C_e \quad (2)$$

Donde:

$Q^0$  : Capacidad de bioadsorción de monocapa (mg/g)

$b$  : Recíproco de la concentración a la que se alcanza la mitad de la saturación del adsorbente.

$C_e$  : Concentración de equilibrio del adsorbato (mg/L).

$q_e$  : Capacidad de bioadsorción en equilibrio (mg/g).

### ***El modelo de isoterma de Flory-Huggins***

El modelo de isoterma de Flory-Huggins, se utiliza para mostrar el grado de cobertura de superficie bioadsorbida sobre el CA, además muestra la viabilidad y la naturaleza espontánea de bioadsorción (Albis *et al.*, 2017; Horsfall & Spiff, 2005). La ecuación de Flory-Huggins es como se muestra en la ecuación (3).

$$\log \frac{\theta}{C_0} = \log K_{FH} + n_{FH} * \log(1 - \theta) \quad (3)$$

Donde:

$K_{FH}$  : constante de equilibrio Flory -Huggins (L/mg).

$n_{FH}$  : constante de equilibrio Flory -Huggins (L/mg).

$\theta$  : Indica el grado de cobertura de la superficie del adsorbente, el cual se calcula utilizando la ecuación (4).

$$\theta = 1 - \frac{C_e}{C_0} \quad (4)$$

### Eficiencia de bioadsorción de plomo (II) con carbón activado.

La presencia del plomo (II) en los cuerpos de agua, afecta la calidad de los mismos y genera cambios en el ambiente y la salud pública, debido a su solubilidad, bioacumulación y biomagnificación (Albis et al., 2016), problemática que se puede mitigar con el uso de CAs como bioadsorbentes del plomo (II) .

Tabla N° 5. Eficiencia de bioadsorción de plomo (II) con el uso de diferentes CAs.

CA	pH óptimo	T (°C)	Tiempo óptimo (min)	Agitación (rpm)	Eficiencia	Fuente
Cáscara de yuca	5	25	20-25	400	90%	(Albis et al., 2016)
Epicarpio de <i>Attalea macrolepis</i>	5	25	60	1500	70%	(Ramos et al., 2017)
Marlo de maíz	5	20	90	150	97%	(Oré et al., 2015)
Jacinto de agua	5,5	28,5	180	200	≥97%	(Vizcaíno et al., 2017)
-	4	25	720	170	-	(Castellar et al., 2011)
Hueso de aceituna	5	25	225	-	-	(Hernáinz et al., 2009)
Pepa de aceituna	4	20	180	300	80%	(Barreto, 2013)
Astillas de eucalipto	5	25	180	500	99,9%	(Lavado et al., 2010)
Carbón mineral	4	25	15	-	-	(J. C. Moreno & Giraldo, 2008)
<i>Opuntia ficus-Indica</i>	5	25	240	200	98,5%	(Miranda & Escobedo, 2017)

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la tabla anterior la bioadsorción de plomo (II) con diferentes CAs, presentó alta eficiencia en un pH promedio de 5, debido a que el plomo a pH 8 forma complejos con los iones hidroxilo presentes en el medio, y disminuye su disponibilidad catiónica (Liñán et al., 2010). Es decir, el plomo es mas disponible en soluciones acidas que en básicas.

Del mismo modo la temperatura de trabajo óptimo es de 25 °C en promedio, los tiempos y la agitación dependen del material en uso, pues la caracterización de los CAs determinará el tiempo y la agitación necesaria. Por otro lado, los CAs procedentes de marlo de maíz (Oré *et al.*, 2015), Jacinto de agua (Vizcaíno *et al.*, 2017), astillas de eucalipto (Lavado *et al.*, 2010), y *Opuntia ficus-indica* (Miranda, 2012; Miranda & Escobedo, 2017) presentan una eficiencia de bioadsorción de plomo (II) mayor o igual a 97%.

## **I. CONCLUSIONES**

La bioadsorción con CAs es una tecnología de bajo costo, pero eficiente para la remoción de metales pesados en aguas contaminadas. Debido a que la obtención de los CAs se puede realizar de cualquier residuo orgánico (cascaras, epicarpios, madera, etc.) con alta concentración de carbono, así mismo su activación se puede realizar de acuerdo a la disponibilidad económica porque existen dos tipos de activación, la física y la química. Los CAs obtenidos de marlo de maíz, jacinto de agua, astillas de eucalipto y *Opuntia ficus-Indica* son altamente porosos y presentan una eficiencia de bioadsorción de plomo (II) mayores al 95% a un pH promedio de 5 y a temperatura ambiente. Siendo así una alternativa para disminuir las concentraciones de plomo (II) en las aguas contaminadas por la actividad minera.

## II. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albis, A., López, A., & Romero, M. (2017). Removal of methylene blue from aqueous solutions using cassava peel (*Manihot esculenta*) modified with phosphoric acid. *Prospect*, 15(December), 60–73.
- Albis, A., Martinez, J., Sereviche, M., & Garcia, J. (2016). Remoción de plomo de soluciones acuosas usando cáscara de yuca modificada con ácido cítrico Removal. *Avances: Investigación En Ingeniería*, 13(1).
- Arduz Mendieta, P. (2017). Activación química de carbón de leña de quebracho colorado de Villamontes. *Ciencia Sur*, 3(4), 1–9.
- Arellano Lara, M. D., Nicasio Tovar, D. A., & Ruiz Torres, M. Á. (2017). Síntesis físico-química de carbón activado a partir de residuos ácidos. *Revista de Divulgación Científica*, 3(2), 2505–2509.
- Aylas Orejón, E. J., Picasso Escobar, G., & Sun Kou, M. del R. (2016). Modificación ácida del carbón activado y la influencia del grupo sustituyente en la adsorción de compuestos fenólicos. *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 82(3), 339–351.
- Barreto Pío, C. E. (2013). Obtención de carbón activado a partir de la pepa de la aceituna para adsorción de metales pesados (Pb, As) en efluentes líquidos (Universidad Nacional del Callao). Lima-Peú.
- Bastidas, M., Buelvas, L. M., Márquez, M. I., & Rodríguez, K. (2010). Producción de Carbón Activado a partir de Precursores carbonosos del Departamento del Cesar, Colombia. *Información Tecnológica*, 21(3), 87–96.
- Blanco Hernández, A. L., Gutiérrez, D. A., Jiménez De Bllas, O., Santiago Guervós, M., & Manzano, B. D. M. (1998). Estudio de los Niveles de Pb, Cd, Zinc y As, en aguas

de la provincia de Salamanca. *Revista Española, Salud Pública*, 72(1), 53–65.

Calderon Bodevin, M. A. (2005). *Obtencion de antecedentes experimentales para un tratamiento avanzado de adsorcion de EDTA en turba Magallanica.*

Cantillo Castrillón, M., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2011). Revista colombiana de química. *Revista Colombiana de Química*, 40(2), 269–282.

Carrasco Tito, B. S., & Londa Veletanga, E. G. (2018). *Obtención de carbón activado a partir de la cáscara de coco “Cocos Nucífera L” Trabajo.* (tesis pregrado). Universidad de Cuenca. Ecuador.

Castellar, G. C., Cardozo, B. M., Suarez, J. F., & Vega, J. E. (2013). Adsorción por lote y en una columna de lecho fijo del colorante B39 sobre carbón activado granular. *Prospectiva*, 11(1), 66–75.

Castellar Ortega, G. C., & García García, A. A. (2011). Remoción de Pb 2 + en disolución acuosa sobre carbón activado en polvo : Estudio por lote. *Prospect*, 9(1), 59–68.

Caviedes Rubio, D. I., Muñoz Calderón, R. A., Perdomo Gualtero, A., Rodríguez Acosta, D., & Sandoval Rojas, I. J. (2015). Tratamientos para la Remoción de Metales Pesados Comúnmente Presentes en Aguas Residuales Industriales. Una Revisión. *Ingeniería y Región*, 13(1), 73–90.

Chung, B. (2008). Control of Chemical pollutants in Peru. *Rev Peru Med Exp Salud Publica*, 25(4), 413–418.

Colpas, F., Tarón, A., & Fon, W. (2016). Adsorción de Mercurio Utilizando Carbones Activados Modificados con Peróxido de Hidrogeno y Calentamiento Mercury Adsorption using Activated Carbon Modified by Hydrogen Peroxide and Heating. *Información Tecnológica*, 27(5), 69–76.

- Cuizano, N. A., Reyes, Ú. F., Dominguez, S., LLanos, B. P., & Navarro, A. E. (2010). Relevancia del pH en la adsorción de iones metálicos mediante algas pardas. *Rev Soc Quím Perú*, 76(2), 123–130.
- Fernández Estela, A. (2015). *Informe De Pais Perú. Aguas Residuales En El Perú, Problemática Y Uso En La Agricultura*. Lima - Perú: ANA & MINAGRI.
- Figuroa, D., Moreno, A., & Hormaza, A. (2015). Equilibrio , termodinámica y modelos cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de Maíz. *Rev. Ingenierías: Universidad de Medellin*, 14(26), 105–120.
- Filippín, A. J., Luna, N. S., Pozzi, M. T., & Pérez, J. D. (2017). Obtención y caracterización de carbón activado a partir de residuos olivícolas y oleícolas por activación física. *Avances En Ciencias e Ingeniería*, 8(3), 59–71.
- Fonseca, R. A., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2014). Estudio cinético de la adsorción de Ni<sup>2+</sup> desde solución acuosa sobre carbones activados obtenidos de residuos de tuza de maiz (zea mays). *Rev Universidad de Colombia*, 207–213.
- Gómez, A., Klose, W., Rincón, S. L., & Wiest, W. (2004). proceso de producción de carbón activado a partir de cáscaras de palma de aceite en un horno rotatorio y su aplicación en la limpieza de NO. *PALMAS*, 25, 461–471.
- González-González, J. M. (2014). Limpieza bucodental mediante técnicas de adsorción con material desechable: nueva alternativa de higiene oral. *Avances En Odontoestomatología*, 30(6), 299–305.
- Hernáinz Bermúdez de Castro, F., Calero de Hoces, M., Martín Lara, M. A., & Leyva Díaz, J. C. (2009). Biosorción de plomo con hueso de aceituna en columna de lecho fijo. *Afinidad*, 543, 365–371.

- Hernandez Antolín, M. T., Sanz Rodríguez, L., & Mancebo Piqueras, J. A. (2014). Tratamiento de bajo coste para aguas contaminadas por actividades de minería. *Diseño y Tecnología Para El Desarrollo*, 1, 131–146.
- Horsfall, M., & Spiff, A. I. (2005). “Equilibrium sorption study of Al<sup>3+</sup>, Co<sup>2+</sup> and Ag<sup>+</sup> in aqueous solutions by fluted pumpkin (*Telfairia Occidentalis* HOOK f) waste biomass.” *Acta Chimica Slovenica*, 52, 174–181.
- INEI. (2015). Perú : Anuario de Estadísticas Ambientales. In *Instituto Nacional de Estadística e Informática*. Lima - Perú.
- Lavado Meza, C., Sun Kou, M. del R., & Bendezú, S. (2010). Adsorption of lead from industrial wastewater using activated carbons with H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 76(2), 165–178.
- Liñán Montes, A., Garza Treviño, M. T., Chávez Gausin, K. A., Montalvo Herrera, T. D. J., García Gómez, N. A., & Garza González, M. T. (2010). Biosorción de plomo, rojo congo y azul de metileno con las biomásas *Opuntia leptocaulis*, residuos de malta y agave. *Congreso Internacional de QFB*, 10.
- Losada Galindo, L. A., Sotto, M. A., & Artunduaga, O. F. (2015). Remoción de Cromo hexavalente utilizando cáscara de moringa oleifera como bio-adsorbente. *Revista NOVA*, 1(1), 74–87.
- Mamani Navarro, W., Inofuente Ccarita, W. R., De la Cruz Paredes, D. W., Zea Sacachipana, N., Salas Sucaticona, R., Mamani Coaquina, D., & Sucapuca Mamani, R. (2019). Adsorción de metales pesados en aguas residuales de la mina lunar de ocre con carbón activado de lenteja de agua. *Revista de Investigación Científica*, 1(2), 13–20.

- Menéndez Díaz, J. Á. (2008). Residuos de biomasa para la producción de carbones activos y otros materiales de interés tecnológico. In *Universidad de Oviedo*. Asturias - España.
- Miguel Gallo, Y., RodríguezRico, I. . L., & Prieto García, J. O. (2016). Influencia del pH y la temperatura en la adsorción de fenol en agua utilizando ceniza de bagazo de caña de azúcar. *Afinidad LXIX*, 176–179.
- Miranda Ramos, L. M. (2012). *Biosorción de plomo (II), presente en soluciones acuosas, con cáscara de tuna (Opuntia ficus - indica)*. (Tesis Magister). Universidad Nacional San Agustín. Trujillo.
- Miranda Ramos, L. M., & Escobedo Pacheco, E. (2017). Biosorción de plomo disuelto en soluciones acuosas con cascara de tuna (opuntia ficus-indica). *Mundo Científico*, 1(1), 34–39.
- Mittal, A., Kurup, L., & Mittal, J. (2007). Freundlich and Langmuir adsorption isotherms and kinetics for the removal of Tartrazine from aqueous solutions using hen feathers. *Journal of Hazardous Materials*, 146(1–2), 243–248.
- Mojica Sánchez, L. C., Ramirez Gomez, W. M., Rincón Silva, N. G., Blanco Matínez, D. A., Giraldo, L., & Moreno Piraján, J. C. (2012). Síntesis de carbón activado proveniente de semillas de Eucalipto por activación física y química. *Afinidad LXIX*, 203–210.
- Montoya Delgado, O. E., & Matute Sánchez, R. H. (2015). *Evaluación del carbón activado obtenido a partir de la vaina de Malinche para adsorción de fenol del agua residual de laboratorio CIDEA-UCA*. ado). Universidad Nacional de Ingeniería. Nicaragua.

- Moreno, F. H., García, E. M., León, V. Q., & Arévalo, F. H. (2012). Contaminación por metales pesados en la Cuenca del Río Moche, 1980 – 2010, La Libertad – Perú. *Scientia Agropecuaria*, 3(3), 235–247.
- Moreno, J. C., & Giraldo, L. (2008). Propiedades Termodinámicas del Proceso de Adsorción de Pb 2 + sobre Carbón Activado a Diferentes pH. *Información Tecnológica*, 19(5), 61–72.
- Nunell, G. V, Fernandez, M. E., Bonelli, P. R., & Cukierman, A. L. (2013). Desarrollo de un adsorbente específico en base a biomasa forestal para el tratamiento terciario de aguas contaminadas con iones nitrato. *Asociación Argentina de Ingenieros Químicos*, 7(2).
- Oblasser, A. (2016). Estudio sobre lineamientos, incentivos y regulación para el manejo de los Pasivos Ambientales Mineros (PAM), incluyendo cierre de faenas mineras. In S. Naciones unidas (Ed.), *Cepal*.
- OEFA. (2019). OEFA ordena a Compañía Minera Raura adoptar medidas de control para evitar afectación al ambiente en Huánuco. Perú.
- Oré Jiménez, F., Lavado Meza, C., & Bendezú Montes, S. (2015). Bioadsorción de Pb (II) de aguas residuales de mina usando el marlo de maíz (*Zea mays*). *Rev Soc Quím Perú.*, 81(2), 122–134.
- Penedo, M., Manals, E., Vendrell, F., & Salas, D. (2015). Adsorción de níquel y cobalto sobre carbón activado de cascarón de coco. *Tecnología Química*, 35(1), 110–124.
- Ramírez-Montoya, L. A., Hernández-Montoya, V., & Montes-Morán, M. A. (2014). Optimizing the preparation of carbonaceous adsorbents for the selective removal of textile dyes by using Taguchi methodology. *Journal of Analytical and Applied*

*Pyrolysis*, 109, 9–20.

- Ramírez, A. P., Giraldo, S., Flórez, E., & Acelas, N. (2017). Preparación de carbón activado a partir de residuos de palma de aceite y su aplicación para la remoción de colorantes. *Rev. Colomb. Quim.*, 41(1), 33–41.
- Ramos, I. J., Rondón, W., Astudillo, L. R. D. E., Gáscue, B., Prin, J. L., Freire, D., ... Gonzáles, O. (2017). Síntesis de carbón activado a partir de epicarpio de *attalea macrolepis* y su aplicación en la remoción de pb<sup>2+</sup> en soluciones acuosas. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 33(2), 303–316.
- Rimarachin Varas, P., & Huaranga Moreno, F. (2015). Tratamiento de aguas de efluente minero-metalúrgicos utilizando, métodos pasivos y activos sistemas experimentales. *Sciendo*, 18(2), 20–29.
- Rodriguez, A., Pacheco, N. C., Cárdenas, J. F., Tovar, J., Martínez, V. M., & Ismael, A. (2017). Bioadsorción de cromo (VI) en solución acuosa por la biomasa amaranto (*amaranthus caudatus*). *Avances En Ciencias e Ingeniería*, 8(2), 11–20.
- Rodriguez, P., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2010). Influencia del pH sobre la adsorción en carbón activado de CD(II) y Ni(II) desde soluciones acuosas. *Rev. Colomb. Quim.*, 39(3), 401–412.
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, A., & Marimón, W. (2014). Biosorción de cromo ( VI ) en aguas usando material lignocelulósico modificado. *Educ. En Ingeniería*, 9(Vi), 86–97.
- Tejada, C., Villabona, Á., & Garcés, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecno Lógicas*, 18(34), 109–123.
- Uribe, L. M., López, M. E., & González, A. G. (2013). Activación De Carbón Mineral

Mediante Proceso Físico En Horno tubular horizontal y la atmósfera inerte. *Revista Colombiana de Materilaes*, 4(1), 25–40.

Vayas Torres, J. M. (2017). Análisis del carbón activado de origen vegetal con las costras de coco como filtro en el tratamiento de aguas residuales provenientes de la textilera “andelas” cia Ltda., ubicada en el parque industrial de Ambato, provincia de Tungurahua. (tesis pregrado). Universidad Técnica de Ambato. Ecuador.

Velásquez, J., Mejía, L. A., Carrasquilla, F., López, R., & Garcés, B. (2007). Obtencion de carbón activado a partir de cascara de coco pretratada con vapor. *Revista Investigaciones Aplicadas*, 1(1), 1–5.

Vizcaíno Mendoza, L., Fuentes Molina, N., & Gonzáles Fragozo, H. (2017). Adsorción de plomo ( II ) en solución acuosa con tallos y hojas de eichhornia crassipes. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 20(2), 435–444.

Yang, J., & Qiu, K.-Q. (2009). Preparation of Activated Carbon by Chemical Activation under Vacuum. *Environmental Science and Technology*, 43(9), 3385–3390.