



## Adsorción de Cromo Hexavalente en el Efluente de Curtido sobre Carbón Activado de Endocarpio de Coco Mbocayá (*Acrocomia aculeata*)

*Hexavalent Chromium Adsorption in Tanning Effluent onto Activated Carbon of Mbocayá Coconut Endocarp (*Acrocomia aculeata*)*

Ing. Yanisse G. Bogado Portillo  
Universidad Católica "Nuestra Señora de la Asunción"  
yanisse.bogado@gmail.com  
+5959 83384828

### RESUMEN

Se estudió la adsorción de cromo hexavalente adicionado a la muestra de efluente de curtido, sobre carbón activado (CA) de endocarpio de coco mbocayá (*Acrocomia aculeata*). Para ello, primeramente, se aplicó un diseño factorial 23 para la adsorción de cromo hexavalente en solución acuosa, siendo las variables pH, dosis de CA y granulometría. Tras el análisis del primer diseño, se seleccionó la granulometría de 30x70 como constante. Seguidamente, mediante un diseño factorial 22 aplicado a la adsorción de cromo hexavalente adicionado a la muestra de efluente de curtido, con las variables pH y dosis de CA; se determinó un máximo porcentaje de remoción del 99,98% en el rango de pH 3-3,5 y con una dosis de 650 g de CA/g de Cr (VI), cuando la máxima capacidad de adsorción de 5,1213 mg de Cr (VI)/g de CA, se dio a pH 3-3,5 y dosis de CA de 100.

### INTRODUCCIÓN

Los efluentes industriales sin correcto tratamiento contaminan el medio ambiente y consecuentemente dañan la salud humana. Entre estos desechos, son especialmente contaminantes aquellos provenientes de las cur-

tiempos, que además de su alto contenido en materia orgánica, contienen elevadas cantidades de cromo (Buljan et al., 2016).

Para el curtido se emplean sales de cromo trivalente, el exceso del cual es removido de los efluentes precipitándolo en medio alcalino. Sin embargo, cierta parte del mismo puede reaccionar a cromo hexavalente (Abdulla et al., 2010; Hethnawi et al., 2020; Nigam et al., 2019), el cual es cancerígeno, presenta alta toxicidad y solubilidad en agua, pudiendo ser absorbido por distintas vías (Kimbrough et al., 1999).

Por este motivo, se han desarrollado numerosos métodos para eliminar el cromo hexavalente de los efluentes, entre los que se citan la reducción a cromo trivalente, ósmosis inversa, intercambio iónico, adsorción sobre carbón activado, entre otras (Gautam et al., 2014; Patwardhan, 2008). Destaca la adsorción sobre carbón activado (CA) por ser un método eficaz y más económico. El CA constituye un adsorbente de alta porosidad y en especial gran área superficial cuyas características dependen del precursor y las condiciones de activación (Kennedy Oubagaranadin & Murthy, 2012).

En la búsqueda de materias primas de bajo costo, se han estudiado diferentes carbones activados para la adsorción de contaminantes, en especial metales pesados. Estas materias primas suelen ser incluso residuos o subproductos de otros procesos, como precursores vegetales de cascarilla de arroz, bagazo de caña, aserrín de distintos árboles, entre otros (Rodríguez et al., 2012; Tejada Tovar et al., 2014).

Sin embargo, cabe resaltar que un mismo material vegetal activado en ciertas condiciones presenta propiedades completamente distintas si se activa por otro método. Más aún se ve esta variación comparando múltiples precursores.

En cuanto a trabajos específicos sobre el endocarpio de coco mbocayá [*Acrocomia Aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.], Duarte et al., (2017) estudiaron las alteraciones fisicoquímicas producidas por la pirolisis isotérmica del endocarpio del coco mbocayá. Sarubi Cabrera, (2014) realizó la caracterización del carbón activado del mismo, producido en un reactor de lecho fijo. No obstante, no se cuenta con estudios referentes a su capacidad de adsorción y remoción de contaminantes, ni de metales pesados, ni de cromo hexavalente.

De esta manera, se responde a la necesidad de conocer las características del carbón activado de endocarpio de coco mbocayá en casos más específicos, como la remoción de cromo hexavalente. Además, se contempla la dependencia del porcentaje de remoción y la capacidad de adsorción sobre las variables independientes pH, granulometría y dosis de carbón activado empleado.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos de adsorción de cromo hexavalente fueron realizados en el Departamento del Guairá, Para-

guay, ciudad de Villarrica, en el Laboratorio de Ciencias Químicas de la Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción” Campus Guairá, tanto de la solución acuosa como del efluente. Los análisis del contenido de cromo hexavalente también fueron realizados en este laboratorio.

El efluente provenía de la Curtiembre San Juan ubicada en la ciudad de Carapeguá, departamento de Paraguarí, Paraguay. La muestra fue de 2,5 L, del efluente procedente de la etapa del curtido, posterior al tratamiento biológico aerobio, almacenado en una pileta de tratamiento de 2.000 L de capacidad. El muestreo se llevó a cabo según la Norma Paraguaya para la Toma de muestras para el análisis físico, químico y bacteriológico de las aguas (INTN, 1980).

El carbón activado se obtuvo de la empresa Oleaginosas Industrializadas Sociedad Anónima (OISA), la cual adquiere su materia prima del subproducto de sus plantas aceiteras que emplean los frutos del coco mbocayá (*Acrocomia Aculeata*). El mismo correspondía al lote del 12/12/2019, de las granulometrías 4x8 y 30x70, en unidades de la US Standard Sieve (correspondientes a 4,75x2,36 mm y 595x210  $\mu\text{m}$ , respectivamente) número de yodo de 700 mg/g, dureza 96% y densidad aparente 0,40 g/mL (OISA, 2021).

La investigación fue de tipo cuantitativo, experimental, realizada en dos etapas. La primera consistió en la adsorción de cromo hexavalente en solución acuosa, manipulando tres variables independientes, denominadas factores (Hernández Sampieri et al., 2010). Así, el diseño experimental fue factorial 23, ejecutado con 2 repeticiones. La segunda etapa consistió en la adsorción de cromo hexavalente en la muestra de curtido, para la cual se manipularon dos factores en dos niveles, con un diseño

experimental factorial 22, con 3 repeticiones (Gutiérrez Pulido & Salazar, 2008). Para ambas etapas, los efectos de estas variables independientes se analizaron en dos variables dependientes.

La primera de estas variables dependientes, es el porcentaje de remoción (%R), definido según la Ec. 1, donde  $C_i$  es la concentración inicial de cromo hexavalente y  $C_f$  es la concentración final de cromo hexavalente.

$$\%R = \frac{C_i - C_f}{C_i} \text{ en } \% \quad \text{Ec. 1}$$

También se analizó la respuesta en la capacidad de adsorción (CA<sub>d</sub>), definida por la Ec. 2, donde  $V_i$  es el volumen inicial de solución y  $V_f$  es el volumen final de solución.

$$C_{Ad} = \frac{V_i \cdot C_i - V_f \cdot C_f}{m} \text{ en } \frac{mg \text{ Cr VI}}{g \text{ CA}} \quad \text{Ec. 2}$$

### Adsorción de Cromo Hexavalente en Solución Acuosa. Diseño Factorial 2<sup>3</sup>

En cuanto a las variables independientes, para el diseño factorial 23, los factores de estudio fueron el pH, en el nivel menor en el rango de 3-3,5 y nivel mayor de 4,5-5; la dosis de carbón activado (DCA) se define como la masa de CA (m) por unidad de masa de cromo hexavalente presente inicialmente, como se expresa en la Ec. 3. Los niveles de DCA fueron 250 y 375, menor y mayor, respectivamente. La granulometría se estableció en 30x70 en el nivel menor y 4x8 en el nivel mayor.

$$DCA = \frac{m}{C_i \cdot V_i} \text{ en } \frac{g \text{ de CA}}{g \text{ Cr VI}} \quad [\text{Ec. 3}]$$

Se controlaron y mantuvieron constantes los parámetros de temperatura a  $40 \pm 3$  °C, tiempo de contacto 3,5 horas, velocidad de agitación 350 rpm, concentración inicial de cromo hexavalente de 20 mg/L y volumen inicial de 100 mL de solución acuosa de cromo hexavalente.

En cuanto al procedimiento, se inició con la preparación de una solución Stock de cromo hexavalente de 500 mg/L, de la cual se preparó la solución acuosa de cromo hexavalente de 20 mg/L. Se ajustaba la temperatura de la solución a  $40 \pm 3$  °C y el pH en el rango de 3 a 3,5 o 4,5 a 5, según lo establecido por el diseño para la correspondiente corrida.

La muestra de CA se tomaba por cuarteo al azar, de las granulometrías 30x70 o 4x8, según el diseño y se agregaba a la solución acuosa en las cantidades de 0,500 g o 0,750 g, según las dosis de carbón activado. De esta manera, se establecía el contacto entre el CA y la solución de cromo hexavalente por 3,5 horas, durante las cuales se mantenía el pH en el rango, por medio de la adición de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) al 0,2%, 0,5%, 1%, 2% o 5%, dependiendo de la variación del pH.

Posteriormente, se filtraba la solución tratada y se determinaba la concentración final de cromo hexavalente por medio de espectrofotometría con difenilcarbazida a 540 nm, según se especifica en Standard Methods 23rd ed. 3500-Cr B. Colorimetric Method American Public Health Association (APHA et al., 2017). Tras las lecturas de las absorbancias, se calculaba la concentración final de cromo hexavalente mediante la curva de calibración.



### **Adsorción de Cromo Hexavalente en la Muestra de Curtido. Diseño Factorial 2<sup>2</sup>**

En este diseño, las variables fueron pH, en los niveles 3-3,5 y 6-6,5; y DCA en los niveles 100 y 650. Los parámetros constantes no se modificaron en relación al diseño 23, salvo la concentración inicial de cromo hexavalente de 10 mg/L y que la granulometría se tomó como constante en 30x70.

El procedimiento para la ejecución de este diseño sigue el mismo patrón que el diseño 23, salvo que, primeramente, se midió la concentración de cromo hexavalente de la muestra de curtido, como se especifica en Standard Methods 23rd ed. (2017) 3500-Cr B. Colorimetric Method. No se detectó cromo hexavalente en la muestra de curtido por este método. De modo que, para la preparación de la solución a tratar, se preparó en la concentración de 10 mg/L, con una alícuota de la solución Stock de cromo hexavalente diluida con la muestra de efluente. Además, los rangos de pH empleados son de 3-3,5 y 6-6,5 y las cantidades de CA fueron de 0,100 g o 0,650 g, de acuerdo a las condiciones especificadas por el diseño.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **Adsorción de Cromo Hexavalente en Solución Acuosa. Diseño Factorial 23**

#### ***Porcentajes de Remoción***

En esta etapa, se identificó el mayor porcentaje de remoción de 99,98% en el tratamiento 3, seguido muy de cerca sin embargo por el tratamiento 1 con 99,95%; siendo que en ambos el pH fue de 3-3,5 y la granulometría de 30x70, variando solo en los niveles de DCA, 375 y 250, respectivamente. Con los menores porcentajes de remoción de 22,75% y 19,39% se encuentran los tratamientos

6 y 8, respectivamente; que tienen en común el empleo de la mayor granulometría y pH, difieren uno de otro en cuanto a DCA de 250 y 375, respectivamente.

Se realizó un primer Análisis de Varianza (ANOVA), en el cual se identificó que no existe interacción entre los factores pH y granulometría. En el Mejor ANOVA se verificó la influencia de todos los demás factores principales y de interacción.

En cuanto a los efectos principales de los factores, el efecto individual de la granulometría es el más apreciable, con un cambio del -43,17% es decir, la diferencia en el porcentaje de remoción promedio empleando mayor y menor granulometría. El signo negativo, expresa que se obtiene un mayor %R con la granulometría menor, la de 30x70. El segundo efecto más relevante es el del pH, con un valor del -35,20%, siendo también así inversamente proporcional al %R y obteniéndose mayores valores a pH 3-3,5 que a pH 4,5-5. En cuanto al efecto de la DCA, es el menor con solo 1,30%, siendo el único efecto directamente proporcional a la respuesta.

En cuanto a los efectos de interacción doble pH-DCA y DCA-granulometría, son estadísticamente significativos como se prueba en el Mejor ANOVA, sin embargo, gráficamente no se aprecia mucha interacción, debido a las pendientes similares. También la interacción triple pH-DCA-granulometría resultó estadísticamente significativa, lo que se comprobó gráficamente en los planos no paralelos de esta interacción, sin embargo, las diferencias en las pendientes de estos planos tampoco resultaron muy apreciables.

#### ***Capacidades de adsorción***

La mayor capacidad de adsorción se dió con el tratamiento 1, diferenciado de los demás tratamientos, siendo sus

condiciones de pH 3-3,5, DCA 250 y la granulometría de 30x70, alcanzando un  $CAd=3,9585\text{mg/g}$  en promedio de las dos repeticiones. Los tratamientos 6 y 8 presentan las menores capacidades de adsorción en comparación, teniendo en común el empleo de la mayor granulometría y pH y difieren uno de otro en cuanto a DCA.

Se realizó un primer Análisis de Varianza (ANOVA), en el cual se identificó que no existe interacción entre los factores pH y granulometría. En el Mejor ANOVA se verificó la influencia de todos los demás factores principales y de interacción. Nuevamente se identificó a la granulometría como el factor de mayor efecto en la variable dependiente, sin embargo, con una diferencia menos pronunciada con respecto al pH y DCA que en el porcentaje de remoción. El efecto de la granulometría en la capacidad de adsorción es de  $-1,4055\text{ mg/g}$ , siendo inversamente proporcional a la respuesta y teniendo mayores capacidades de adsorción a 30x70.

El factor pH presentó un efecto del  $-1,2427\text{ mg/g}$ , evidenciando mayor capacidad de adsorción a pH 3-3,5 y menor  $CAd$  a pH 4,5-5. En cuanto al efecto del factor DCA, resulta más apreciable en comparación al porcentaje de remoción y es inversamente proporcional a la capacidad de adsorción, teniendo un valor del  $-0,7462\text{ mg/g}$

Entre los efectos de interacción, el efecto de interacción pH-DCA es apreciable, en especial a pH 3-3,5 donde la  $CAd$  varía alrededor de  $1,1\text{ mg/g}$  entre los dos niveles de DCA, en comparación a pH 4,5-5, donde el cambio es solo de  $0,4\text{ mg/g}$  aproximadamente. Respecto a los demás gráficos de interacción, no se aprecia gráficamente, las rectas aparentan ser paralelas, pese a que en el ANOVA estos efectos resultaron estadísticamente significativos. El efecto de interacción triple es por sobre todo apreciable en la mínima diferencia de  $0,3668\text{ mg/g}$  bajo

las condiciones de los niveles mayores de pH y granulometría; mientras que a pH y granulometría menores, la mayor diferencia entre los planos es del  $1,1225\text{ mg/g}$ .

El efecto de la granulometría ha resultado el de mayor influencia ante todos los demás factores de variación estudiados, tanto entre los efectos principales de pH y DCA como entre las interacciones dobles entre estos tres factores. Este comportamiento se da igualmente en ambas variables de respuesta, %R y  $CAd$ , por lo que se determinó emplear únicamente la granulometría 30x70 para los posteriores experimentos de remoción de cromo.

### Adsorción de Cromo Hexavalente en la Muestra de Curtido. Diseño Factorial 22

#### Porcentajes de Remoción

En la Tabla 1 puede observarse los valores promedio de los 4 tratamientos realizados a la muestra de curtido con cromo hexavalente. Como se aprecia, el mayor porcentaje de remoción promedio se da con el tratamiento 3, muy diferenciado de los demás tratamientos, siendo sus condiciones de pH 3-3,5 y DCA 650 con un %R casi del 100%.

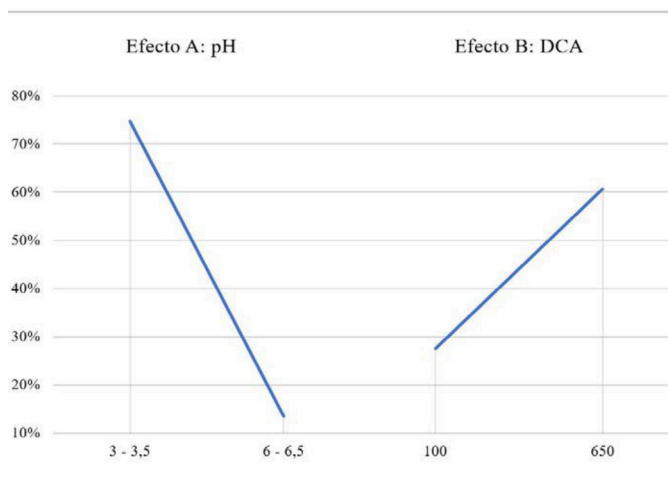
**Tabla 1. Porcentajes de remoción promedio del diseño factorial 22**

Factor	Nivel	DCA	
		100	650
pH	3-3,5	49,61%	99,98%
	6-6,5	5,39%	21,36%

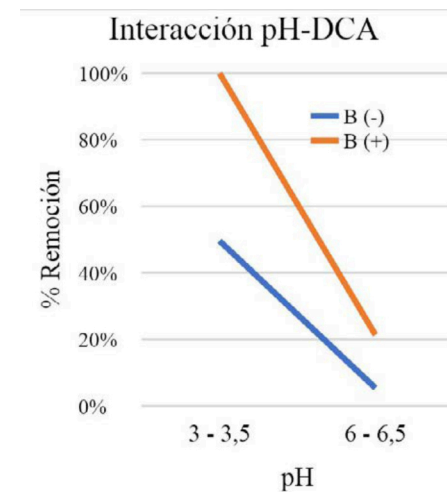
Según el ANOVA, todos los efectos, principales y de interacción resultaron estadísticamente significativos, viéndose un predominio del efecto pH en la respuesta, como puede apreciarse también en el gráfico de efectos principales, Figura 1. En la recta del pH, se observa que, al cambiar del nivel inferior de pH al superior, el efecto en el porcentaje de remoción se evidencia en un cambio abrupto del 74,80% al 13,38%.

En cuanto al efecto del factor DCA, se observa menor en comparación al efecto pH, con un cambio igualmente significativo, pasando del 27,50% al 60,67%. Además, la pendiente de la recta es negativa para el efecto del pH, de modo que el %R se reduce al aumentar de nivel. Mientras que la pendiente del efecto DCA es positiva y el %R se incrementa al pasar al nivel mayor.

**Figura 1. Efectos principales de los del diseño factorial %R del diseño factorial 2<sup>2</sup>**



**Figura 2. Interacción pH-DCA del %R del diseño factorial 2<sup>2</sup>**



En cuanto a la interacción pH-DCA, se observa en la Figura 2 que las pendientes no son similares, lo que se traduce en que el efecto de interacción es pronunciado, en especial a pH 3-3,5 donde %R varía en alrededor del 50% entre los dos niveles de DCA, en comparación a pH 6-6,5, donde el cambio es solo de un 15% aproximadamente. Esto, evidencia que a pH menor, es más significativo el cambio en los niveles de DCA.

#### **Capacidades de adsorción**

Las capacidades de adsorción promedio se presentan en la Tabla 2, según las condiciones experimentales dadas por los dos factores, con tres repeticiones realizadas a cada tratamiento.

**Tabla 2.** Capacidades de adsorción promedio del diseño factorial  $2^2$

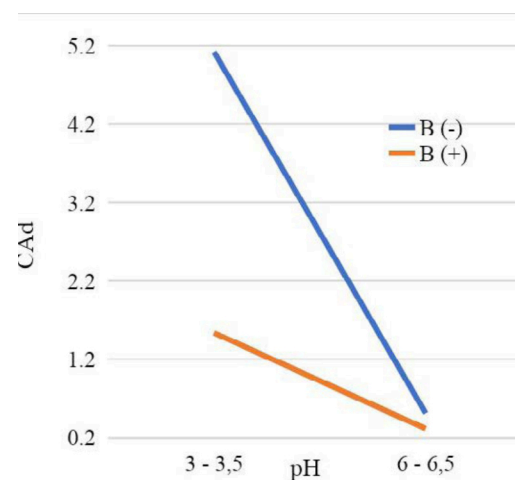
Facto r	Nivel	DCA	
		100	650
pH	3-3,5	5,12132	1,53818
	6-6,5	0,51144	0,31411

En general, puede observarse que la mayor capacidad de adsorción se da en el tratamiento 1, con  $C_{Ad}=5,12132$ , presentando una gran diferencia de los demás tratamientos. Mediante el ANOVA, se comprobó que los efectos principales del pH y DCA son estadísticamente significativos, igualmente el efecto de interacción doble pH-DCA.

Entre los efectos principales, el efecto del factor pH es superior al efecto individual DCA, ya que, al cambiar del nivel inferior de pH al superior, el efecto en la capacidad de adsorción se evidencia en un cambio abrupto del 3,3 a 0,4 aproximadamente. El efecto principal del segundo factor, dosis de CA, se observa menor en comparación al efecto del pH, con un cambio del 2,8 al 0,9 aproximadamente. Así, la capacidad de adsorción se presenta inversamente proporcional a ambos factores.

Con respecto a la interacción pH-DCA, como se observa en la Figura 6, las pendientes son notoriamente diferentes, lo que se traduce en que el efecto de interacción es pronunciado y el nivel en que se encuentra un factor influye claramente en la respuesta del otro factor.

**Figura 6.** Gráfico de interacción pH-DCA de las CA, diseño  $2^2$



La influencia se observa en especial a pH 3-3,5 donde CAAd varía en 3,5831 mg/g con exactitud entre los dos niveles de DCA. En comparación, a pH 6-6,5, donde el cambio es de apenas 0,1973 mg/g, siendo así, prácticamente indiferente emplear menor o mayor nivel de DCA a este nivel de pH.

## DISCUSIÓN

Como se ha dado en el experimento con la solución acuosa de cromo hexavalente, el pH y la DCA son nuevamente estadísticamente significativos con los experimentos dados en la muestra de efluente con cromo hexavalente, para las dos variables dependientes. La influencia de la dosis de CA es mucho más pronunciada tanto para el porcentaje de remoción como la capacidad de adsorción en comparación al experimento con la solución acuosa. Esto puede deberse principalmente a la diferencia entre los niveles de estudio adoptados. En tanto, la relación con la respuesta continúa directamente proporcional al



porcentaje de remoción e inversamente proporcional a la capacidad de adsorción.

Los valores más elevados en las variables de respuesta, evaluados con la muestra de efluente, fueron en promedio un porcentaje de remoción del 99,98%, bajo las condiciones de pH 3-3,5 y dosis de carbón activado de 650. Sin embargo, para este tratamiento la capacidad de adsorción fue únicamente del 1,5382; cuando bajo condiciones de pH 3-3,5 y dosis de carbón activado de 100 se presentó una capacidad de adsorción promedio del 5,1213. A este tratamiento corresponde un porcentaje de remoción promedio del 49,51%.

Respecto al efecto de interacción pH-DCA, este es a su vez mucho más pronunciado para ambas variables dependientes y la diferencia se acentúa a pH 3-3,5 en ambos casos, siendo que a pH 6-6,5 la diferencia entre los %R y CAd alcanzados hace que sea casi indiferente emplear DCA 100 o 650 y más aún para la CAd.

En comparación con otros trabajos, se ha estudiado la remoción de cromo del efluente de curtiembres. Ben-dezú et al., (2005) emplearon endocarpio de coco (*Cocos nucifera*), obteniendo un %R del 90.14% con CAd del 721.38 mg Cr/g de CA, en cuanto a remoción de cromo total. Por medio de adsorción en diatomita incrustada en nanopiroxeno, se reportó una máxima capacidad de adsorción de 15 mg de cromo hexavalente por gramo de adsorbente; aplicado a una muestra de efluente de curtiembre (Hethnawi et al., 2020).

Por medio de la adsorción sobre residuos de té, Nigam et al., (2019) reportan un máximo %R de alrededor del 97% de cromo hexavalente proveniente del efluente de curtiembre, con una capacidad de adsorción máxima del 73,3 mg de cromo hexavalente/g de CA.

En el país, se ha estudiado la remoción de cromo por diversos métodos, sin incluir la adsorción. Riveros Estigarribia & Galarza Vera, (2011) determinaron un porcentaje de remoción del 65,52% de cromo hexavalente del licor final de curtido por medio del método de precipitación-redisolución. Arango, (2012) estudió la biorremediación de cromo hexavalente en solución acuosa con el hongo *Aspergillus niger*, logrando un máximo del 55% de remoción.

Otro estudio mediante fitorremediación, se desarrolló con *Eichhornia crassipes*, para la remoción de cromo trivalente en efluente de curtiembre, absorbiendo una cantidad máxima de 16 mg de cromo trivalente/L, de una concentración de 22,4 mg de cromo trivalente/L (Medina García, 2018).

## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción” por permitir el uso del Laboratorio de Ciencias Químicas, sus instalaciones y sus recursos. A la IQ Celia Vázquez y el IQ Pablo Cogliolo, tutores en el desarrollo del presente proyecto de investigación de principio a fin. A la IQ Laura Vázquez, directora de la carrera de ingeniería química, por hacer posible la continuidad del proyecto. A Antonio y Gisselle Ardián y familia, al Sr. Arístides Zárate y al Abog. Carin Daher, quienes proveyeron información, permiso y muestras de vital importancia para el proyecto.

## BIBLIOGRAFÍA

Abdulla, H. M., Kamal, E. M., Mohamed, A. H., & El-bassuony, A. D. (2010). Chromium Removal From Tannery Wastewater Using Chemical and Biological Techniques Aiming Zero Dis-



- charge of Pollution. Proceeding of Fifth Scientific Environmental Conference, Vi, 171–183.
- APHA, AWWA, & WEF. (2017). *Standart Methods for Examination of Water and Wastewater* (R. B. Baird, A. D. Eaton, & E. W. Rice, Eds.; 23rd ed.). American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation.
- Arango, M. (2012). Estudio preliminar para el empleo de la cepa del hongo *asperillus niger*, aislado del Lago Ypacarai en la bioremediación de agua contaminada con Cr (VI). UNA.
- Bendezú, S., Oyague, J., Romero, A., García, R., Muñoz, Y., & Escalona, N. (2005). Chromium adsorption from tannery effluents by activated carbons prepared from coconut shells by chemical activation with KOH and ZnCl<sub>2</sub>. *Journal of the Chilean Chemical Society*, 50(IV), 677–684.
- Buljan, J., Král, I., Bosnić, M., & Daniels, R. (2016). Pollutants in tannery effluents.
- Duarte, S., Lv, P., Almeida, G., Rolón, J. C., & Perré, P. (2017). Alteration of physico-chemical characteristics of coconut endocarp — *Acrocomia aculeata* — by isothermal pyrolysis in the range 250–550 °C. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 126, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2017.06.021>
- Gautam, R. K., Sharma, S. K., Mahiya, S., & Chattopadhyaya, M. C. (2014). Contamination of Heavy Metals in Aquatic Media: Transport, Toxicity and Technologies for Remediation. In S. K. Sharma (Ed.), *Heavy Metals In Water* (1st ed., Issue October, pp. 1–24). Royal Society of Chemistry.
- Gutiérrez Pulido, H., & Salazar, R. de la V. (2008). *Análisis y diseño de experimentos* (2nd ed.). McGraw Hill.
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucio, M. del P. (2010). *Metodología de la investigación* (J. Mares Chacón, Ed.; 5th ed.). McGraw Hill.
- Hethnawi, A., Khderat, W., Hashlamoun, K., Kanan, A., & Nasar, N. N. (2020). Enhancing Chromium (VI) removal from synthetic and real tannery effluents by using diatomite-embedded nanopyroxene. *Chemosphere*.
- Norma Paraguaya: Toma de muestras para el análisis físico, químico y bacteriológico de las aguas, 17 (1980).
- Kennedy Oubagaranadin, J. U., & Murthy, Z. V. P. (2012). Activated Carbons: Classifications, Properties and Applications. In J. F. Kwiatkowski (Ed.), *Activated Carbon: Classifications, Properties and Applications* (1st ed., pp. 239–266). NOVA.
- Kimbrough, D. E., Cohen, Y., Winer, A. M., Creelman, L., & Mabuni, C. (1999). A Critical Assessment of Chromium in the Environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), 1–46.
- Medina García, L. (2018). Fitorremediación de cromo en efluente de curtiembre empleando *Eichhorria crassipes*. UNA.
- Nigam, M., Rajoriya, S., Rani Singh, S., & Kumar, P. (2019). Adsorption of Cr (VI) ion from tannery wastewater on tea waste: Kinetics, equilibrium and thermodynamics studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103188. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103188>
- OISA. (2021). OISA Carbón activado (p. 1). <https://www.oisa.com.py/>
- Patwardhan, A. D. (2008). *Industrial waste water treatment* (1st ed.). PHI.
- Riveros Estigarribia, A. I., & Galarza Vera, S. G. (2011). Implementación tecnológica del método precipitación-redisolución para la remoción y efluentes generados durante el proceso de curtido. UNA.
- Rodríguez, Y. M., Salinas, L. P., Ríos, C. A., & Vargas, L. (2012). Adsorbentes a base de cascarilla de arroz en la retención de cromo de efluentes de la industria de curtiembres. *Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustria*.
- Sarubi Cabrera, M. B. (2014). Producción y caracterización de carbón activado, en un reactor de lecho fijo, a partir de carozo de coco - *acromia aculeata* - del Paraguay. Universidad Nacional de Asunción.
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, A., & Ruiz Paternina, E. (2014). Remoción de Pb (II), Ni (II) y Cr (VI) en soluciones acuosas usando matrices modificadas químicamente. *Prospectiva*, 12(2), 7.