



Revista Internacional de Investigación e Innovación Tecnológica

Página principal: www.riit.com.mx

Bioadsorción de Cromo (VI) en solución acuosa por *Aspergillus niger*

Acosta-Rodríguez, I.^a, Bravo-Reyna, A.^a, Martínez-Juárez, V.M.^b, Cárdenas-González, J.^a, Moctezuma-Zárate, M.G.^a.

^aUniversidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas, Centro de Investigación y de Estudios de Posgrado, Laboratorio de Micología Experimental. Av. Dr. Manuel Nava No. 6, Zona Universitaria, 78320 San Luis Potosí, S.L.P. México. ^bÁrea Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Instituto de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Zona Universitaria, Rancho Universitario Km 1. C.P. 43600, Tulancingo de Bravo Hidalgo, México.

iacosta@uaslp.mx

Innovación tecnológica: La búsqueda y uso de microorganismos que puedan eliminar metales pesados de sitios contaminados.

Área de aplicación industrial: Biorremediación

Resumen

Se analizó la capacidad de remoción de Cromo (VI) en solución acuosa por la biomasa de *Aspergillus niger*. Para evaluar la concentración del metal se utilizó el método de la difenilcarbazida. Se evaluó la bioadsorción a diferentes pH's (1, 2 y 3) durante 120 min. También se estudió el efecto de la temperatura en el intervalo de 28 °C hasta 60 °C y la remoción a diferentes concentraciones iniciales de Cr (VI) de 200 a 1000 mg·L⁻¹. La mayor bioadsorción (50 mg·L⁻¹) fue a los 30 min, a pH de 1.0 y 28 °C. Con respecto a la temperatura, la más alta remoción fue a los 60 °C, con un 100% de remoción a los 13 minutos. A las concentraciones de Cromo (VI) analizadas, la biomasa fúngica mostró una excelente capacidad de remoción, además de que remueve eficientemente el metal *in situ* (62 y 70.1 % de remoción en suelo y agua contaminados, a los 8 días de incubación, con 5 g de la biomasa fúngica (100 mL de agua), por lo que se puede utilizar para eliminarlo de aguas residuales industriales.

Abstract

We analyzed the Chromium (VI) removal capacity in aqueous solution by the fungal biomass of *Aspergillus niger*, using the diphenylcarbazide method to evaluate the metal concentration. Biosorption at different pH (1, 2, and 3) was evaluated for 120 min. We too studied the effect of temperature in the range of 28 to 60 °C and the removal at different initial concentrations of Cr (VI) of 200 to 1000 mg·L⁻¹. Therefore, the highest biosorption of the metal (50 mg·L⁻¹) occurs within 30 minutes, at pH of 1.0 and 28°C. According to temperature, the highest removal was observed at 60°C, in 13 minutes, when the metal is completely adsorbed. At the analyzed concentrations of Cr (VI), fungal biomass, showed excellent removal capacity, besides it removes

efficiently the metal *in situ* (62 % and 70.1%, removal in soil and water contaminated, after 8 days of incubation, 5 g of biomass, and 100 mL of water); so, it can be used to eliminate it from industrial wastewater.

Key Words: *Aspergillus niger*, Chromium (VI); contamination, Fungal biomass, Removal.

1. Introducción

Los efluentes de las tenerías son una de las principales fuentes de contaminación con Cr (VI) de cuerpos de agua y suelos. Este metal se utiliza en el curtido de cuero y pieles, así como en las aleaciones del acero, galvanoplastia, tinción de textiles y biocida en los sistemas de enfriamiento de aguas en plantas nucleares, lo cual resulta invariablemente en las descargas del metal al medio ambiente con sus consecuencias (Ahemad, 2014). El Cr presenta 9 estados de oxidación desde -2 a +6. No obstante, por su estabilidad en el ambiente, únicamente son importantes las especies hexa y trivalentes (Tejada Tovar *et al.*, 2015). El Cr (VI) se encuentra principalmente como cromato (CrO_4^{-2}), que a pH ácidos se transforma sucesivamente en cromato protonado (HCrO_4^-), dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$) y finalmente en el ácido ($\text{H}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) (Vitti *et al.*, 2014). Estos aniones del Cr (VI) forman sales muy solubles y su sorción en superficies de arcillas y oxi-hidróxidos es muy baja (Tejada Tovar *et al.*, 2015), por lo que representan una fuente de afectación para los cuerpos de agua y suelos, y una fuente potencial de riesgo para la biota y población humana expuesta. Es una especie química muy oxidante que es tóxica con efectos mutagénicos, carcinogénicos y/o teratogénicos (Thatoi *et al.*, 2014). En contraste, el Cr (III) forma compuestos menos solubles como los hidróxidos, óxidos o sulfatos, por lo que su movilidad en el ambiente es muy limitada. Además, la toxicidad del Cr (III) es 100 veces menor a la del Cr (VI) y su efecto mutagénico es 1000 veces menor (Gutiérrez-Corona *et al.*, 2010).

Las principales técnicas para recuperar o remover Cr (VI) de aguas residuales son: reducción química y precipitación, adsorción sobre carbón activado, intercambio iónico y ósmosis inversa. Actualmente, el proceso más empleado es la reducción de las especies de Cr (VI) para formar compuestos insolubles de Cr (III), utilizando un agente reductor y una sustancia básica, usualmente lechada de cal, para formar el $\text{Cr}(\text{OH})_3$, que es un compuesto de muy baja solubilidad (Park *et al.*, 2005).

Sin embargo, esos métodos presentan desventajas, como altos costos, baja eficiencia, generación de residuos tóxicos u otros, que requieren de una disposición controlada, lo que complica la operación y el control del proceso (Ghaneian *et al.*, 2013). Actualmente se utilizan la adsorción y biosorción.

La adsorción es la acumulación preferencial de una sustancia sobre la superficie de un sólido normalmente poroso. La sustancia que se adsorbe se le llama adsorbato y puede ser un ion o una molécula. Por otro lado, el sólido sobre el cual ocurre la adsorción se le conoce como adsorbente (Leyva Ramos, 2010), y la bioadsorción es un fenómeno ampliamente estudiado en la biorremediación de sitios impactados por la contaminación. La búsqueda de microorganismos como material bioadsorbente se encuentra en crecimiento constante, junto con la utilización de consorcios microbianos, o sistemas mixtos formados por microorganismos y macromoléculas (polímeros), que incrementarían los rendimientos en la captación específica de ciertos metales o mezclas de los mismos (Ahemad, 2014; Tejada Tovar *et al.*, 2015), y hay muchos

reportes del uso de biomasa microbiana para la remoción de Cr (VI) de aguas residuales industriales y/o contaminadas (Thatoi *et al.*, 2014; Gutiérrez Corona *et al.*, 2010; Nguema *et al.*, 2014; Bahafid *et al.*, 2014), y algunos han analizado la captura y acumulación de Cr (VI) y Cr (III) por diferentes hongos filamentosos (Ahemad, 2014; Acevedo-Aguilar, 2008; Acosta-Rodríguez *et al.*, 2014; Coreño-Alonso *et al.*, 2014; Vitti *et al.*, 2014), con resultados altamente satisfactorios. El presente trabajo reporta la remoción de Cr (VI) en solución acuosa por una cepa de *Aspergillus niger* que presenta alta resistencia a este metal.

2. Materiales y equipo

2.1. Bioadsorbente utilizado

Se trabajó con una cepa de *A. niger* resistente a Cr (VI) aislada a partir del aire contaminado, de una glorieta cercana a la Facultad de Ciencias Químicas, de la UASLP, San Luis Potosí, México. Los cultivos puros del hongo se identificaron por sus características macro y microscópicas en Agar Papa Dextrosa (López Martínez *et al.*, 2004). La cepa se mantuvo de manera rutinaria en Medio Mínimo de Lee modificado (LMM) el cual contenía por L: 10g de agar, 2.5g de KH_2PO_4 , 2.0g de MgSO_4 , 5.0 % de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 5.0g de NaCl y 2.5g de glucosa como fuente de carbono, y complementado con $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Para la obtención de la biomasa, se inoculó 1×10^6 esporas del hongo mL^{-1} , en matraces Erlenmeyer de 1 L conteniendo 500 mL de caldo tioglicolato, y se incubaron a 28°C , durante 5 días. Posteriormente, los cultivos se filtraron en papel Whatman No. 1, y la biomasa obtenida se lavó durante 72 horas con agua tridesionizada en agitación constante, con cambios de agua cada 12 horas, se secó a 80°C , durante 12 horas en estufa bacteriológica, se molió en licuadora

hasta pulverización y se guardó en frascos ámbar hasta su uso. Todos los reactivos utilizados en este trabajo fueron grado reactivo y de la marca Productos Químicos Monterrey, a excepción de la Difenilcarbazida (Merck).

2.2. Soluciones de Cromo (VI)

Se trabajó con 100 mL de una solución de $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cr (VI) obtenida por dilución de una solución patrón de $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ preparada en agua tridesionizada a partir de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (Marca Analit). Se ajustó el pH de la dilución a analizar con H_2SO_4 1 M y/o NaOH 1 M, antes de adicionarla a la biomasa.

3. Métodos experimentales

3.1. Determinación de la concentración de Cromo Hexavalente.

La concentración de Cromo (VI) en solución acuosa se determinó por el método colorimétrico de la difenilcarbazida (Greenberg *et al.*, 1992). Todos los experimentos se realizaron 3 veces y por duplicado.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Efecto del tiempo de incubación y el pH

La Figura 1, muestra el efecto del tiempo de incubación y del pH sobre la bioadsorción de $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cr (VI) por la biomasa de *A. niger*. Se encontró que la mayor remoción que es proporcional a la bioadsorción ocurre a los 30 minutos y a un pH de 1.0. Acosta-Rodríguez *et al.*, 2014 reportan un tiempo de incubación de 150 minutos, cuando se trabaja con la biomasa de *Penicillium* spp, y de 5 días a un pH de 2.0 para *A. niger* con 10 g de biomasa (Park *et al.*, 2005). Las diferencias encontradas en el tiempo de incubación pueden deberse a cambios en la permeabilidad de la pared celular de origen

desconocido, proporcionando una mayor o menor exposición de los grupos funcionales de la pared celular de la biomasa analizada (Park *et al.*, 2005).

Con respecto al efecto del pH sobre la remoción, como ya indicó el pH más eficiente fue de 1.0 (Figura 1). Al respecto, se ha reportado un intervalo de pH óptimo para la remoción es de 1.5-2.5, para la levadura *Saccharomyces cerevisiae* y para el hongo *Rhizopus arrhizus* (Kratochvil y Volesky, 1998), aunque otros reportes indican un intervalo pH óptimo de 2.0 a 3.0 para *Mucor hiemalis* (Tewari *et al.*, 2005) y *Rhizopus arrhizus* (Kratochvil and Volesky, 1998), ambos a las 24 h, y de 8 h para *Rhizopus nigricans* (Sag and Aktay, 2002). En solución, el Cr (VI) se encuentra, principalmente como especies negativas a lo largo del intervalo de pH de los cuerpos de agua y suelos: CrO_4^{2-} , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ y HCrO_4^- , pues solamente a pH muy bajo se forma H_2CrO_4 (Tandon *et al.*, 1984).

A los pH ácidos utilizados en estos experimentos, el Cr (VI) presenta carga negativa y se favorece su remoción por la protonación de la superficie del bioadsorbente, lo que induce una fuerte atracción por estos aniones, incrementando la bioadsorción y, por lo tanto, la remoción de la solución. Sin embargo, si se aumenta el pH se incrementa la concentración de iones OH^- , y se reducen las posiciones positivas en la superficie del adsorbente, liberando los iones de Cr (VI) a la solución. Esto explica que a pH más elevados la remoción de Cr (VI) disminuya (Bai and Abraham, 2001), aunque no siempre se observa la desorción de los aniones del Cr (VI) cuando aumenta el pH, ya que la biosorción no es el único mecanismo que ocurre, sino que también se produce la reducción del Cr (VI) por la materia orgánica, debido al alto potencial de oxidación de estas especies, formándose Cr (III), que es una especie insoluble en medio básico. Ha sido reportado, que cuando se elimina el Cr (VI) de lugares contaminados

por cepas autóctonas de hongos filamentosos, la mayoría del metal es reducido a Cr (III) (Coreño-Alonso *et al.*, 2014; Vitti *et al.*, 2014; Acevedo-Aguilar *et al.*, 2006). Mientras la sorción se favorece a bajas concentraciones de Cr (VI), la precipitación se favorece a concentraciones relativamente altas.

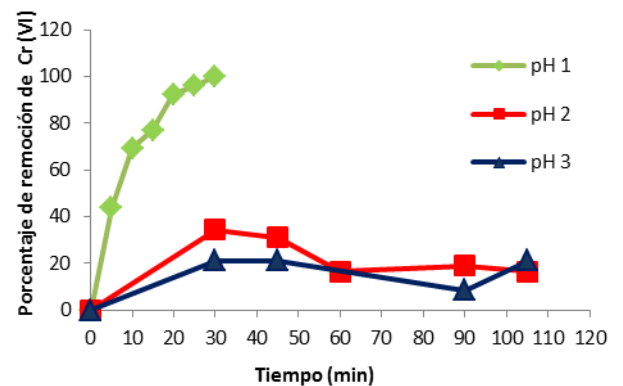


Fig. 1. Efecto del pH y tiempo de incubación sobre la remoción de 50 mg L^{-1} de Cr (VI) con 1 g de *A. niger*, 28°C y 100 rpm).

4.2. Efecto de la temperatura

La temperatura es un parámetro crítico en la remoción de Cr (VI) (Figura 2), pues a mayor temperatura se observa una mayor remoción, ya que a los 60°C , se remueve el 100% del metal a los 13 min, mientras que a 28°C hasta los 30 min. Estos resultados son parecidos a los reportados para *Penicillium* spp., (Acosta-Rodríguez *et al.*, 2014), *Paecilomyces* spp., (Cárdenas-González y Acosta-Rodríguez, 2010), y para *A. niger* (Park *et al.*, 2005), pero son diferentes a los reportados para *R. arrhizus* (Kratochvil y Volesky, 1998). El incremento en la temperatura aumenta la velocidad de remoción del metal, aumentando la velocidad de reacción y disminuyendo el

tiempo de contacto requerido (Arthanareeswaran *et al.*, 2002).

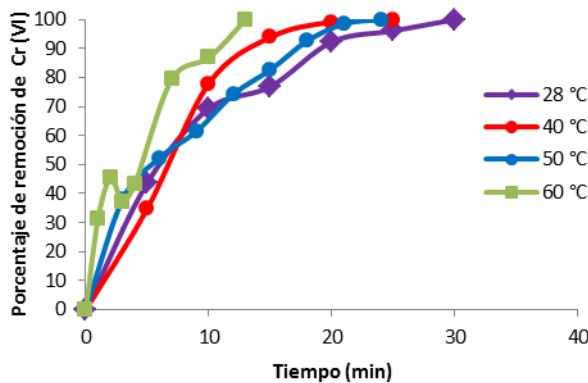


Fig. 2. Efecto de la Temperatura de incubación sobre la remoción de 50 mg·L⁻¹ de Cr (VI) con 1 g de *A. niger*, a pH 1.0 y 100 rpm.

4.3. Efecto de la concentración inicial de Cr (VI) a 28 °C y 60 °C

Los resultados obtenidos para la remoción a 60 °C, no dependen de la concentración del Cromo (VI), ya que a los 30 min se remueve el 100 % del metal a concentraciones de 400 a 1000 mg·L⁻¹ mientras que 200 mg·L⁻¹ se removieron a los 20 min. A 28 °C, si influye la concentración en la remoción del metal, pues a menor concentración del mismo, la remoción es más rápida (a los 40 min se remueven 200 ppm y a los 180 min 800 y 1000 ppm. (Figura No. 3a y 3b), lo cual puede deberse a que a bajas concentraciones ocurre la sorción (que es un proceso muy rápido), pero a mayores concentraciones, posiblemente cuando ya se saturaron las posiciones positivas, ocurre la precipitación (que es un proceso más lento) (Leyva Ramos, 2010).

Con respecto a otras biomazas fúngicas, se indica que la remoción del metal aumenta en proporción directa al aumentar la concentración Cr (VI) en solución (Tewari *et al.*, 2005; Morales-Barrera y Cristiani-Urbina, 2008), y otros autores reportan una

menor remoción del mismo, por ejemplo: 25 y 250 mg·L⁻¹ utilizando quitina y quitosana (Kratochvil y Volesky, 1998), y 1 mg·L⁻¹ con acetato de celulosa (Arthanareeswaran *et al.*, 2002), mientras que otros indican que no influye la concentración del metal (Acosta-Rodríguez *et al.*, 2014). Esto puede deberse al incremento en el número de iones que compiten por los grupos funcionales de la superficie de la biomasa (Arthanareeswaran *et al.*, 2002).

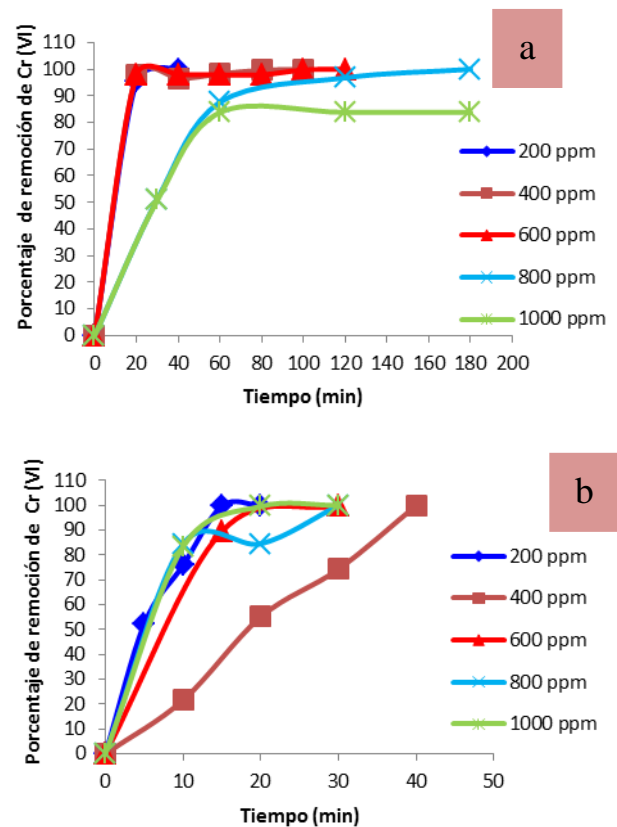


Fig. 3. Porcentaje de remoción de Cr (VI) a diferentes concentraciones y tiempos (100 rpm. pH 1.0, 1 g de biomasa. Figura 3.a, temperatura de 28°C y Figura 3.b de 60°C

4.4 Efecto de la concentración de la biomasa

Al evaluar la remoción de 50 mg/L de Cr (VI) con diferentes concentraciones de la biomasa, se encontró que a mayor concentración de ésta, la remoción de Cr (VI) es mayor y más rápida. Con 1 g de biomasa la máxima remoción se observó a los 30 min, mientras que con 5 g el tiempo de remoción fue de 3 minutos (Figura 4). Estas observaciones pueden explicarse ya que la cantidad de bioadsorbente añadido determina el número de sitios con carga disponibles para la bioadsorción de los aniones del cromo o de cualquier contaminante metálico (Kratochvil and Volesky, 1998).

Se han reportado resultados similares para *M. hiemalis* y *R. nigricans*, aunque este último con 10 g de biomasa (Tewari *et al.*, 2005; Sag y Aktay, 2002), pero son diferentes a los reportados para la biomasa de residuos de mandarina (gabazo), donde se reporta una concentración óptima de biomasa de 100 mg L⁻¹ (Zubair *et al.*, 2008).

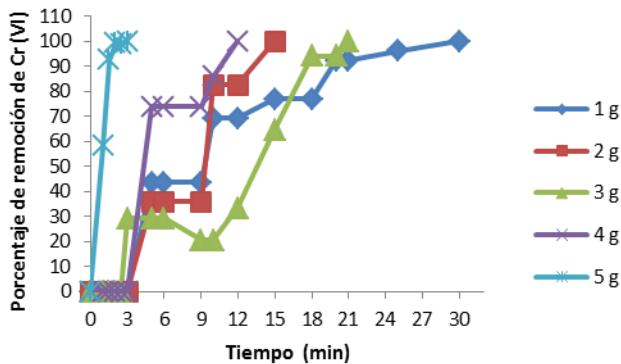


Fig. 4. Porcentaje de remoción de 50 mg L⁻¹ de Cr (VI) a diferentes concentraciones de biomasa (100 rpm, pH 1.0 y 28°C).

4.5. Remoción de Cr (VI) a partir de muestras industriales contaminadas

Con el objeto de analizar el posible uso y capacidad de la biomasa de *A. niger* para eliminar Cromo (VI) de efluentes que

contienen sedimentos y suelo natural, se montó un ensayo de remoción en solución acuosa, en presencia de 5 g de biomasa, con suelo no estéril contaminado con 297 mg de Cr (VI) g⁻¹ de suelo y 100 mL de agua contaminada 400 mg de Cr (VI), resuspendiendo la tierra en agua tridesionizada a 28 °C y agitando a 100 rpm, observándose que a los 7 días de incubación, se removió el 70.1 % del Cr (VI) presente en el agua contaminada con Cr (VI), mientras que el 62 % de Cr (VI) del suelo (Figura 5). La capacidad de remoción del metal por la biomasa de *A. niger*, es igual o mayor que en otras biomásas que han sido estudiadas, *Candida maltose* RR1 (Ramírez-Ramírez *et al.*, 2004) y *Penicillium* spp. (Acosta-Rodríguez *et al.*, 2014).

En particular, fue más eficiente que otras biomásas debido a que los experimentos en este estudio, se llevaron a cabo a pH ácidos. Algunos de los estudios de remoción de Cr (VI) fueron realizados a pH neutro y con una concentración inicial de Cr (VI) de 500 mg L⁻¹ (Fukuda *et al.*, 2008), mientras que el micelio de *A. niger* removió 8.9 mg de Cromo g⁻¹ de peso seco de micelio a los 7 días de incubación (Park *et al.*, 2005). Por otro lado, al incubar extractos celulares del hongo *Penicillium* spp, con suelo contaminado no estéril conteniendo 50 mg g⁻¹ de Cr (VI), y resuspendiendo en medio mínimo de Lee, a un pH de 4.0, se observó que después de 8 días de incubación, la concentración de Cr (VI) se remueve totalmente (Arévalo-Rangel *et al.*, 2013).

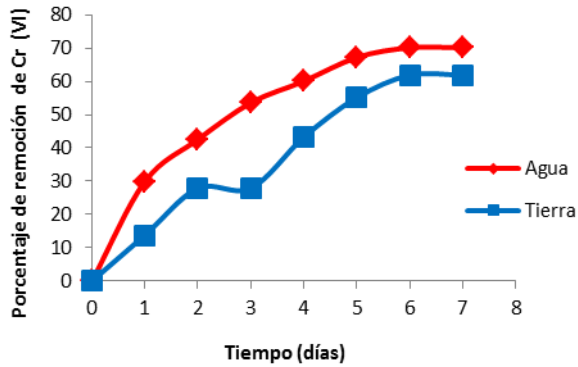


Fig. 5. Porcentaje de remoción de Cr (VI) en la suspensión de suelo y agua (Cr (VI)= 297 mg de Cr (VI)) g⁻¹ de suelo y 100 mL de agua contaminada 400 mg de Cr (VI), 5 g de biomasa, 28° C y 100 rpm).

5. CONCLUSIÓN

La biomasa de la cepa de *A. niger* mostró una excelente capacidad para bioabsorber 1 g·L⁻¹ de Cr (VI) en solución, después de 30 minutos de incubación, a 28 °C, una agitación constante de 100 rpm con 1 g de biomasa; por otro lado, la cepa puede remover eficientemente el metal *in situ* (62.0 y 70.1 % de remoción, con 7 días de incubación, 5 g de biomasa, en suelo y agua contaminados con el metal. Estos resultados sugieren la potencial aplicabilidad de la biomasa de *Aspergillus niger* para la remediación de lugares contaminados con Cr (VI).

Se requieren estudios complementarios que se realicen con efluentes reales industriales bajo las condiciones de pH y temperatura reales.

6. REFERENCIAS

Ahemad, M. (2014). "Bacterial mechanisms for Cr(VI) resistance and reduction: an overview and recent advances". *Folia Microbiologica*: 59, January 2014, 321–332.

Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz Á. y L. Garcés-Jaraba. (2015). "Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico". *Tecno Lógicas*: 18, (34), Enero 2015, 109-123.

Vitti, C., Marchi, E., Decorosi, D. and Giovannetti, L., (2014), "Molecular mechanisms of Cr (VI) resistance in bacteria and fungi". *FEMS Microbiological Review*: 38, January 2014, 633–659.

López Martínez, R., Méndez Tovar, L.J., Hernández Hernández F. y Castañón Olivares, L.R. (2012). *Hongos contaminantes comunes en el Laboratorio. En Micología Médica. Procedimientos para el diagnóstico de Laboratorio*, 3^a. Ed. Trillas. pp 135-142. México (2012).

Thatoi, H. Das, S., Mishra, J., Rath, B. P., and Das, N. (2014). "Bacterial chromate reductase, a potential enzyme for bioremediation of hexavalent chromium: A review". *Journal of Environmental Management*: 146, September 2014, 383-399.

Ghaneian, M.T., Dehviri, M. Jamshidi, B. 2013. "A batch study of hexavalent chromium removal from synthetic wastewater using modified Russian knapweed flower powder". *International Journal of Environmental Health Engineering*: 2(5) September-October 2013, 38-46.

Gutiérrez Corona, J.F., Espino Saldaña, A.E., Coreño Alonso, A., Acevedo Aguilar, F.J., Reyna López, G.E., Fernández, F.J., Tomasini, A., Wrobel, K., Wrobel, K. (2010), "Mecanismos de interacción con cromo y aplicaciones biotecnológicas en hongos". *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y algal*: 1(1), Mayo 2010, 47-63.

- Leyva Ramos, R. 2010 “*Fundamentos de adsorción en sistemas liquido-sólido*” Situación del arsénico en la Región Ibérica e Iberoamericana. Posibles acciones articuladas e integradas para el abatimiento del arsénico en zonas aisladas, *CYTED*, Argentina, Cap. 3, 43.
- Nguema, P.F., Luo, Z. and Lian, J. (2014). “The biosorption of Cr(VI) ions by dried biomass obtained from a chromium-resistant bacterium”. *Front. Chem. Sci. Eng.* 8(4), October 2014, 454–464.
- Bahafid, W., Joutey, N.T., Sayel, H., Iraqui-Houssaini, M. and El Ghachtouli, N. (2014). “Chromium Adsorption by Three Yeast Strains Isolated from Sediments in Morocco”. *Geomicrobiology Journal*, 30(5), October 2014, 422-429
- Park, D., Yun, Y., Jo, J. and Park, J.M. (2005), “Mechanism of hexavalent chromium removal by dead fungal biomass of *Aspergillus niger*”. *Water Research*: 39, December 2005, 533-540.
- Acevedo-Aguilar, F.A., Wrobel, K., Lokits, J.A., Caruso, A. Coreño Alonso, Gutiérrez-Corona, J.F. (2008), “Analytical speciation of chromium in in-vitro cultures of chromate-resistant filamentous fungi”. *Anal Bioanal Chem*: 392, September 2008, 269-276.
- Acosta-Rodríguez, I., Arévalo-Rangel, D.L., Cárdenas-González, J.F. and Martínez-Juárez, V.M. (2014), “Biosorption of Chromium (VI) From Aqueous Solutions by *Penicillium* sp”. *Journal of Materials and Chemical Engineering*: 2(3), July 2014, 72-78.
- Coreño-Alonso, A., Solé, A., Diestra, E., Esteve, I., Gutiérrez-Corona, J.F., Reyna-López, G.E., Fernández, F.J., Tomasini, A., (2014), “Cr(VI) Mechanisms of interaction of chromium with *Aspergillus niger* var *tubingensis* strain Ed8”. *Bioresource technology*: 158, February 2014, 188-192.
- Greenberg, A.E., L.S. Clesceri and A.D. Eaton. (1992), “Standard methods for the examination of water and wastewater”. 18a ed. *American Public Health Association*, Washington, D.C. 3, pp. 58-3.60, 187-190.
- Kratochvil, D. and Volesky, B., (1998), “Advances in the Biosorption of Heavy Metals”. *Trends in Biotechnology*: 16(7), December 1998, pp. 291-300.
- Tewari, N., Vasudevan, P. and Guha, B., (2005), “Study on Biosorption of Cr (VI) by *Mucor hiemalis*”. *Biochemical and Engineering Journal*: 23(3), July 2005, 185-192, 2005.
- Sag, Y. and Aktay, Y., (2002), “Kinetic studies on sorption of Cr(VI) and Cu(II) ions by chitin, chitosan and *Rhizopus arrhizus*”. *Biochemical and Engineering Journal*: 12, November 2002, 143-153.
- Tandon, R.K., Crisp, P.T., Ellis, J., Baker, R.S. (1984), “Effect of pH on chromium (VI) species in solution”. *Talanta*: 31(3), March 1984, 227–228).
- Bai, R.S. and Abraham, T.E., (2001), “Biosorption of chromium (VI) from aqueous solution by *Rhizopus nigricans*”. *Bioresource Technology*: 79, September 2001, 73-81.
- Morales-Barrera, L. and Cristiani-Urbina, E., (2008), “Hexavalent chromium removal by a *Trichoderma inhamatum* fungal strain isolated from tannery effluent,” *Water, Air, and Soil Pollution*: 87(1-4), January 2008, 327-336.
- Cárdenas-González, J.F. and Acosta-Rodríguez, I., (2010), “Hexavalent

Chromium Removal by a *Paecilomyces* sp. Fungal Strain Isolated from Environment”, *Bioinorganic Chemistry and Applications*. Volume 2010, Article ID 676243, 6 pages doi:10.1155/2010/676243.

Acevedo-Aguilar, F.J., Espino-Saldaña, A.E., Leon-Rodríguez, I.L., Rivera-Cano, M.E., Avila-Rodríguez, M., Wrobel, K. Wrobel, K., Lappe, P., Ulloa, M. and Gutiérrez-Corona, J.F., (2006), “Hexavalent chromium removal in vitro and from industrial wastes, using chromate-resistant strains of filamentous fungi indigenous to contaminated wastes,” *Canadian Journal of Microbiology*: 52(9), September 2006, 809-815.

Arthanareeswaran, G., Thanikaivelan, P., Jaya, N., Mohan, D. and Raajenthiren, M., (2002), “Removal of Chromium From Aqueous Solution Using Cellulose Acetate and Sulfonated Poly (Ether Ketone) Blend Ultrafiltration Membranes”. *Biochemical and Engineering Journal*: 12(2), November 2002, 143-153.

Zubair, A., Bhatti, H.N., Hanif, M.A. and Shafqat, F., (2008), “Kinetic and Equilibrium Modeling for Cr(III) and Cr(VI) Removal from Aqueous Solutions by *Citrus reticulata* waste Biomass”. *Water Air Soil Pollution* 191(1-4), June 2008, 305-318.

Ramírez-Ramírez, R., Calvo-Méndez, C., Avila-Rodríguez, M., Lappe, P., Ulloa, M., Vázquez-Juárez, R. and Gutiérrez-Corona, J.F., (2004), “Cr(VI) Reduction in a Chromate-Resistant Strain of *Candida maltose* Isolated from the Leather Industry”. *Antonie van Leeuwenhoek*: 85(1), January 2004, 63-68.

Fukuda, T., Ishino, Y., Ogawa, A., Tsutsumi, K. and H. Morita., (2008), “Cr(VI) Reduction from Contaminated Soils by *Aspergillus* sp. N2 and *Penicillium* sp. N3

Isolated from Chromium Deposits,” *Journal of General and Applied Microbiology*: 54(5), October 2008, 295-303.

Arévalo-Rangel, D.L., Cárdenas-González, J.F., Martínez-Juárez, V.M. and Acosta-Rodríguez, I., (2013), “Hexavalent Chromate Reductase Activity in Cell Free Extracts of *Penicillium* sp.,” *Bioinorganic Chemistry and Applications*, vol. 2013, Article ID 909412, 6 pages, 2013.