
REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EN SOLUCIÓN ACUOSA POR LA BIOMASA DE DOS CEPAS COMERCIALES DE *Agaricus bisporus*

REMOVAL HEXAVALENT CHROMIUM IN AQUEOUS SOLUTION BY THE BIOMASS OF TWO COMMERCIAL STRAINS OF *Agaricus bisporus*

Cristian J. Monreal¹, Adriana Rodríguez², Juan F. Cárdenas², Víctor M. Martínez³, Erika Enríquez¹, Ismael Acosta¹

(1) Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas, Laboratorio de Micología Experimental, Av. Dr. Manuel Nava No. 6, Zona Universitaria, CP 78320 San Luis Potosí, SLP-México

(2) Unidad Académica Multidisciplinaria Zona Media, Carretera río verde san ciro km 4.5, Colonia Puente del Carmen, 79617 Río Verde, San Luis Potosí, SLP-México

(3) Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Área Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Rancho Universitario. Av. Universidad Km. 1 Ex-Hda. de Aquetzalpa AP 32, 43600 Tulancingo, Hidalgo-México
(e-mail: iacosta@uaslp.mx)

Recibido: 26/03/2021 - Evaluado: 09/06/2021 - Aceptado: 25/06/2021

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue determinar la capacidad de remoción de Cr (VI) por dos setas comerciales del hongo macromiceto *Agaricus bisporus* (blanca y marrón), encontrando que ambas biomásas remueven 100 mg/L del metal a los 21 minutos, pH 1.0, 28°C y 100 rpm. Por otro lado, si se aumenta la concentración del metal, se reduce la capacidad de remoción de las dos biomásas a 28°C, pues 200 mg/L se eliminan a los 60 y 70 minutos para las cepas blanca y marrón, respectivamente, mientras que con 1.0 g/L del metal se remueve el 90.3% y 88.1%. Si se aumenta la concentración del bioadsorbente, también aumenta la remoción del metal. Además, la presencia de otros metales pesados no influye en la remoción, y con NaOH 0.5 N, el Cr (VI) se desorbe 70.4% y 64.1% para ambas cepas. Finalmente, 5 g de biomasa, eliminan 76.2% y 64.1% con la cepa blanca, y 73.1% y 67% con la cepa marrón, de Cr (VI) presente en tierra y agua contaminadas de manera natural.

ABSTRACT

The objective of this work was studying the removal capacity of Cr (VI) by two commercial mushrooms of the macromycete fungus *Agaricus bisporus* (white and brown), finding that both biomasses remove 100 mg/L of the metal at 21 minutes, pH 1.0, 28°C, and 100 rpm. On the other hand, if the concentration of the metal is increased, the removal capacity of the two biomasses at 28°C is reduced, since 200 mg/L are removed at 60 and 70 minutes for the white and brown strains, respectively, while with 1.0 g/L of the metal 90.3% and 88.1% are removed. If the concentration of the bioadsorbent is increased, the metal removal also increases. In addition, the presence of other heavy metals does not influence the removal, and with NaOH 0.5 N, Cr (VI) is desorbed 70.4% and 64.1% for both strains. Finally, 5 g of biomass removed 76.2% and 64.1% with the white strain, and 73.1% and 67% with the brown strain, of Cr (VI) present in naturally contaminated soil and water.

Palabras clave: adsorción, biomasa, cromo (VI), *Agaricus bisporus*
Key words: adsorption, biomass, chromium (VI), *Agaricus bisporus*

INTRODUCCIÓN

Los hongos son un componente muy importante de la diversidad biológica de los ecosistemas forestales y juegan un papel ecológico fundamental en la forma de obtener sus nutrientes. Están formados por hifas ramificadas, que se agrupan en cordones miceliales y cuerpos de reproducción, visibles y medibles en centímetros (de Lucio-Flores *et al.*, 2021). Son organismos saprobios que absorben la materia orgánica muerta de los sustratos donde crecen, son parásitos de los árboles, o asocian sus hifas con las raíces de los árboles (micorrizas) con diversas especies vegetales; las hay comestibles y venenosas. Los hongos y simbiontes saprobios contribuyen al reciclaje de la materia orgánica; los patógenos pueden modificar la composición y estructura de una comunidad vegetal (Mena Echeverría *et al.*, 2021). Aunque los macromicetos constituyen uno de los grupos taxonómicos con una gran diversidad, el conocimiento sobre su riqueza y presencia a nivel local es muy escaso (Guilcapi Pacheco, 2020). Se estima que en México hay entre 140 000 y 200 000 taxones de hongos (Guzmán 1998; de Lucio-Flores *et al.*, 2021), mientras que en el mundo su número supera el 1 500 000 (Martínez Ventura, 2021). Aproximadamente el 10% de ellos son macromicetos y el resto micromicetos (de Lucio-Flores *et al.*, 2021). La conservación de esta biodiversidad es relevante, dada la actual tendencia mundial a su pérdida. Una de las estrategias que se han utilizado para esta conservación, incluye la micetobiota, que es el establecimiento de áreas naturales protegidas, como parques nacionales, reservas de biosfera o áreas protegidas de flora y fauna (Palestina-Villa *et al.*, 2020).

Por otro lado, los hongos tienen una larga asociación con la humanidad y tienen un profundo impacto biológico y económico. Desde la antigüedad, el hombre ha consumido las setas silvestres probablemente con delicadeza, por su sabor agradable (Sánchez *et al.*, 2020). Tienen un gran valor nutricional con un alto contenido de proteínas, vitaminas, minerales, fibras, oligoelementos y bajo/nulo de calorías y colesterol (Loftus *et al.*, 2020). Se ha descrito que los hongos son una rica fuente de diferentes sustancias bioactivas como compuestos antibacterianos, antifúngicos, antivirales, antiparasitarios, antioxidantes, antiinflamatorios, antiproliferativos, anticancerígenos, antitumorales, citotóxicos, anti-VIH, hipocolesterolemicos, antidiabéticos, anticoagulantes y hepatoprotectores, entre otros (Sánchez *et al.*, 2020; Loftus *et al.*, 2020; Thatoi & Singdevsachan, 2014; Hernández-Sánchez *et al.*, 2021). De las aproximadamente 14 000 especies conocidas, 2 000 son seguras para el consumo humano y alrededor de 650 poseen propiedades medicinales (Martínez Ventura, 2021). En países en desarrollo como la India y México, con una gran biodiversidad, los hongos son una bendición para el progreso en el campo de la alimentación, la medicina y el desempleo debido a que contienen varios nutraceuticos, también hay muchos hongos medicinales que son muy útiles para el desarrollo de la salud humana como alimento, medicina, minerales y drogas entre otros (Guzmán 1998; Sánchez *et al.*, 2020; Álvarez-Parrilla *et al.*, 2007).

En México existen reportes de poblaciones de hongos en diferentes lugares como la zona de Tancítaro, Michoacán (Zamora *et al.*, 2007), macromicetos en Temascaltepec, Estado de México (Chavarria *et al.*, 2010), la diversidad de hongos silvestres en Tetela de Ocampo, Puebla (Romero Arenas, 2007), la población de macromicetos en la estación "Las Palomas", Guanajuato (Doníz Padilla *et al.*, 2010), hongos de zonas urbanas de la ciudad de México y Estado de México (Pérez Silva *et al.*, 2011; Pérez Silva, 2018), diferentes especies de *Agaricus* en México (Palestina-Villa *et al.*, 2020), el estudio de hongos de importancia biocultural en comunidades de Oaxaca (López-García *et al.*, 2020), hongos micorrízicos arbusculares asociados a plantas de maíz en Guasave, Sinaloa (Cervantes-Gómez, *et al.*, 2021), hongos silvestres comestibles de la península de Yucatán (Pinzón *et al.*, 2021), boletales de un encinar tropical del sureste de México (González-Chicas *et al.*, 2019), el registro de *Ganoderma subincrustatum* en Sonora (López-Piña *et al.*, 2019), macromicetos en el Valle de Poana, Durango (García-Saldaña *et al.*, 2019), hongos de la comunidad Yuhmu en Tlaxcala (Montoya *et al.*, 2019) y los macromicetos de Zincantán, Chiapas (Chanona-Gómez *et al.*, 2019).

Además, se ha reportado la eliminación de diferentes metales pesados y otros contaminantes por este tipo de hongos como: La eliminación de Cadmio y Zinc por *A. bisporus* (Nagy *et al.*, 2017), material modificado de *Pleurotus Cornucopiae* para la eliminación de Cromo (VI) (Xu *et al.*, 2016), *Cantharellus cibarius* para la eliminación de Cadmio (Drewnowska *et al.*, 2017), la biosorción de Cadmio, Plomo y Cobre por carbono orgánico de *A. bisporus* y *Pleurotus ostreatus* (Frutos *et al.*, 2016; Eliescu *et al.*, 2020), la biosorción de Plomo, Cromo y Cobre por la vaina

de la palma de durazno modificada colonizado por *Agaricus blazei* (Massocatto *et al.*, 2016), la biorremediación de Plomo, Fenantreno, Cadmio y Plomo por el hongo *A. bisporus* (García-Delgado *et al.*, 2015; García Delgado *et al.*, 2017), la micorremediación por *Oudemansiella radicata* en suelos co-contaminados con Cadmio-pireno (Chen *et al.*, 2015), hongos macromicetos bioacumuladores de metales pesados (de Lucio-Flores *et al.*, 2021), el análisis de metales pesados en macromicetos del manglar de la bahía Cispatá, Córdoba, Colombia (Cadavid-Velázquez *et al.*, 2019), la acumulación de Mercurio, Cadmio, Plomo y Arsénico por *Amanita ponderosa*, *Boletus edulis*, *Marasmius oreades* y *Tricholoma georgii* (Chiocchetti *et al.*, 2020), la acumulación de diferentes metales pesados por los hongos comestibles *Melanoleuca cognata* y *Melanoleuca stridula* (Bahadori *et al.*, 2019), la bioremediación de aguas residuales por *A. bisporus* (Corral-Bobadilla *et al.*, 2019), la remoción de Cobre (II) por diferentes macromicetos (Jin *et al.*, 2021), la remoción de Cu (II), Zn (II) y Cd (II) por un compuesto rico en minerales de *Agaricus bisporus* (Zhang *et al.*, 2021), la remoción de Mercurio, Plomo, Cadmio y Cromo por *P. ostreatus* (Mancipe Calderón & Arias Rodríguez, 2020; Vallejo Aguilar *et al.*, 2021), la remoción de Plomo y Cadmio en agua por biocarbón de *Ganoderma lucidum* (Chang *et al.*, 2020), la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados por *P. ostreatus* y *Megathyrsus maximus* (Asemoloye *et al.*, 2020), y la eliminación de metales pesados de efluentes de lavaderos de carbón con el hongo *P. ostreatus* (Vaseem *et al.*, 2020). Por otro lado, también se ha reportado la eficiencia de adsorción de otros contaminantes como: paracetamol y α -ethynyl estradiol (EE₂) por *A. bisporus* y *Lentinula edodes* (Menk *et al.*, 2019), la remoción de sulfonamidas por *P. ostreatus* (Mayans *et al.*, 2020), rojo ácido 97 y cristal violeta por *A. bisporus* (Drumm *et al.*, 2021), verde malaquita por diferentes macromicetos (Oden *et al.*, 2020), colorantes textiles utilizando *Trametes versicolor*, *P. ostreatus* y *A. bisporus* (Cano *et al.*, 2021), la biodegradación de residuos fenólicos por una tirosinasa purificada de *Pleurotus djamor* (Sharma *et al.*, 2021) y una lacasa de *P. ostreatus* que degrada colorantes azoicos (Vallejo Aguilar, 2021).

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad adsorbente de la biomasa de dos setas comerciales de *A. bisporus* en la remoción de Cromo (VI) en solución acuosa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Bioadsorbente utilizado

Las setas de *A. bisporus* (blanca y marrón), se obtuvieron de un supermercado de San Luis Potosí, México, en mayo del 2018, y se clasificaron tomando en cuenta que cuando la gente de la región recolecta hongos silvestres, generalmente recolectan diferentes especies no tóxicas del mismo género, asumiendo que son el mismo hongo como: hongos comerciales Champignon y/o Champignon c: cepa *A. bisporus* blanca y Portabella: cepa *A. bisporus* marrón. Se lavaron 24 horas con EDTA al 10% (p/v), una semana con agua tridesionizada con agitación constante, y cambios de agua cada 24 horas. Posteriormente, se calentaron a ebullición 60 minutos para remover el polvo y los componentes orgánicos adheridos, y se volvieron a lavar en las mismas condiciones durante 24 horas. Se secaron a 80°C, durante 24 horas en horno bacteriológico, se molieron en licuadora y se guardaron en frascos ámbar hasta su uso.

Soluciones de Cr (VI)

Se trabajó con 100 mL de una solución de 100 mg/L de Cromo (VI) obtenida por dilución de una solución patrón de 1.0 g/L preparada en agua tridesionizada a partir de K₂CrO₄. Se ajustó el pH de la dilución a analizar con HNO₃ 1 M y/o NaOH 1 M, antes de adicionarla a la biomasa celular.

Estudios de remoción

1.0 g de las biomásas de *A. bisporus*, (previamente esterilizadas a 15 libras y 120°C, en matraces Erlenmeyer de 250 mL) se mezcló con 100 mL de una solución de 100 mg/L de Cromo (VI) [a diferentes valores de pH, temperaturas, concentraciones de Cr (VI) y biomásas y 200 mg/L de otros metales] y se incubaron a 28°C y 100 rpm, tomando a diferentes tiempos, alícuotas de 5 mL cada una, las cuales se centrifugaron a 3000 rpm (5 min),

y al sobrenadante respectivo se le determinó la concentración del metal en solución, utilizando el método colorimétrico de la Difenilcarbazida. Todos los experimentos se realizaron un mínimo de 2 veces y por duplicado.

Determinación de Cromo (VI) por el método de la Difenilcarbazida (Greenberg *et al.*, 1998).

a.- Reactivos y soluciones.

1. Solución de ácido sulfúrico (Productos Químicos Monterrey) 1:1.
Mezclar volúmenes iguales de ácido sulfúrico concentrado y agua tridesionizada.
2. Ácido fosfórico al 85% (Merck grado reactivo).
3. Solución de 1,5-difenilcarbazida (Fisher Scientific Co.).
 - a) Solución 1. Se disuelven 0.2 g de 1,5-difenilcarbazida en 100 mL de alcohol etílico de 96°.
 - b) Solución 2. A un vaso de precipitado de 200 mL, en una placa de agitación, se añaden lentamente 40 mL de ácido sulfúrico concentrado a 36 mL de agua tridesionizada.
Posteriormente, se agrega cuidadosamente por las paredes la solución 1 a la solución 2, debido a que ocurre una reacción exotérmica. El reactivo debe almacenarse en un frasco ámbar y refrigerarse a 4°C, para mantener la estabilidad.
4. Solución stock de Cromo (VI).
Se seca el dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) durante 2 horas en estufa (Felisa) a 110°C. Se pesan 2.82911 g y se agregan a un matraz volumétrico de 1 L y se adiciona agua tridesionizada aforando hasta la marca. Esta solución contiene una concentración de 1000 mg de Cromo (VI)/L.
5. Solución patrón de Cromo (VI).
Pipetear 10.0 mL de la solución Stock de Cromo (VI) a un matraz volumétrico de 100 mL y se afora con agua tridesionizada. La concentración de esta solución patrón es de 100 mg/L de Cromo (VI).

b.- Curva de calibración de Cromo (VI)

La curva de calibración de concentración de Cromo (VI) contra Absorbancia, se obtiene por el siguiente procedimiento:

1. Pipetear de 1.0 a 4.0 mL de una solución patrón de Cromo (VI) de concentración de 7.711 mg/L en matraces volumétricos de 50 mL.
2. Dejar desarrollar el color y se mide la Absorbancia de acuerdo con el procedimiento descrito anteriormente (Figura 1).
3. Los datos de concentración contra Absorbancia se grafican para observar si son lineales.
4. Los datos de concentración contra Absorbancia se correlacionan por medio de la ecuación de la gráfica.

c.- Determinación de Cromo (VI)

1. Colocar 5.0 mL de muestra en un matraz volumétrico de 50 mL. La muestra debe tener una concentración en el rango de 0.154 a 0.616 mg/L. En caso de que la concentración sea mayor se deberán hacer las diluciones adecuadas.
2. Adicionar 0.5 mL de una solución de ácido sulfúrico 1:1, y se agita durante 1 minuto.
3. Adicionar 0.1 mL de ácido fosfórico al 85% y se agita durante 30 segundos.
4. Agregar 1.0 mL de la solución de difenilcarbazida, agitando durante 1 minuto, y se afora a 50 mL con agua tridesionizada.
5. Dejar reposar por espacio de 10 minutos para que se desarrolle completamente el color (Figura 1).
6. La absorbancia de la muestra se mide en un Espectrofotómetro de luz UV-Visible (Shimadzu modelo 160-A) a una longitud de onda de 540 nm, usando como referencia un blanco preparado con agua tridesionizada de acuerdo con el procedimiento anterior. La concentración de la muestra se determina por medio de una curva de calibración.



Fig. 1: Reacción del Cromo (VI) con la Difenilcarbazona.

a) 100 mg/L b) 250 mg/L c) 500 mg/L d) 1000 mg/L

Desorción de Cr (VI) con diferentes soluciones

A 6 matraces Erlenmeyer de 250 mL conteniendo 1 g de biomasa fúngica, previamente esterilizados y tratados con HNO_3 al 10% (p/v), se les añadieron 100 mL de una solución de 1 g/L de Cromo (VI) pH 1.0, tomando un control a tiempo cero (5.0 mL), y se incubaron a 28°C durante 24 horas y 100 rpm. Posteriormente, se filtraron en papel Whatman No. 1, y las biomazas se lavaron con 200 mL de agua tridesionizada estéril, determinando en ambos líquidos la concentración del metal. Las biomazas se colocaron en matraces Erlenmeyer de 250 mL estériles y tratados, y se les añadieron las siguientes soluciones: agua tridesionizada estéril (control), NaOH 0.1 N y 0.5 N. Se incubaron durante 7 días a 28°C y 100 rpm, tomando alícuotas de 5.0 mL cada 24 horas para determinar la concentración del metal en solución.

Ensayo de biorremediación

A matraces Erlenmeyer de 250 mL conteniendo 5 g de biomasa, se les agregaron 20 g de tierra contaminada (pH 6.8) con aproximadamente 297 mg Cromo (VI)/g de tierra y 95 mL de agua contaminada (pH 8.2) con 400 mg Cromo (VI)/L, obtenidas de una tina de lavado de una cromadora de Celaya, Gto. México, y aforando la muestra de tierra a 100 mL con agua tridesionizada estéril, y se incubaron a 28°C con agitación constante (100 rpm), y a diferentes intervalos de tiempo se les determinó la concentración de Cromo (VI) en el sobrenadante. Todos los experimentos se realizaron un mínimo de 2 veces y por duplicado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tiempo y pH óptimos para la remoción de Cr (VI) para las dos biomazas del hongo *A. bisporus*, fue del 100% a los 21 minutos, pH 1.0, 100 rpm, 28°C y 1.0 g/100 mL de bioadsorbente, con una concentración inicial del metal de 100 mg/L (Figura 2), utilizando un medidor de pH modelo Corning Pinnacle 530 y ácido nítrico 1 M para mantener constante el valor del pH, ya que la velocidad de captura está controlada por la velocidad a la cual el adsorbato es transportado del exterior al interior de las partículas del bioadsorbente (Verma *et al.*, 2006). Al respecto, se ha reportado un tiempo de 240 minutos para la biosorción de Cd (II) y Zn (II) por la biomasa de *A. bisporus* (Nagy *et al.*, 2017), un tiempo de óptimo de 2 horas para las soluciones de 100 mg/L y 500 mg/L de Cr (VI) con la biomasa modificada de *P. cornucopiae* (Xu *et al.*, 2016), 15 minutos para la biosorción de Plomo, Cromo y Cobre por la vaina de la palma de durazno modificada y colonizada por *Agaricus blazei* (Massocatto *et al.*, 2016), 20 horas de incubación con 0.59 mM de Cr (VI) para *Hypocrea tawa* (Morales-Barrera *et al.*, 2008), 240 minutos para el 96.4% de eliminación de Plomo por *Agaricus campestris* (Negm *et al.*, 2018), 60 minutos con 8 g/L de bioadsorbente para la biosorción de cobre para un compuesto de quitosano de *A. bisporus* (Anantha &

Kota, 2016), 2 horas para la eliminación de Cr (VI) por *Pleurotus sajor-cajor*, *Ganoderma lucidum* y *Agaricus bitorquis* (Hanif *et al.*, 2011), 120 minutos para la adsorción de Cobre (II), Zinc (II) y Mercurio (II), para residuos de *Flammulina velutipes*, *Auricularia polytricha*, *Pleurotus eryngii* y *P. ostreatus* (Lia *et al.*, 2018) y una remoción del 93% a partir de 100 mg/L de Plomo (II) con la biomasa de *P. ostreatus* (Eliescu *et al.*, 2020). Los cambios en la permeabilidad celular de origen desconocido podrían explicar en parte las diferencias encontradas en el tiempo de incubación, proporcionando mayor o menor exposición de los grupos funcionales de la pared celular de las biomásas analizadas (Abbas *et al.*, 2014).

Por otro lado, la mayor adsorción del metal se observó a un pH de 1.0 con las biomásas analizadas (Figura 2), lo cual es similar a lo reportado para *P. sajor-cajor*, *G. lucidum* y *A. bitorquis* (Hanif *et al.*, 2011), con un pH óptimo de 2.0 y de 2.5 para la eliminación de Hierro (III), Níquel y Cobalto (Corral-Bobadilla *et al.*, 2019), pero algunos reportan diferentes valores de pH's, óptimos para la remoción de éste y otros metales, como la biomasa de *A. bisporus*, en la cual, las eficiencias máximas de remoción fueron 79.82% a pH 7.5 y 67.30% a pH 5.5 para Cd (II) y Zn (II), respectivamente (Nagy *et al.*, 2017), para la biosorción de Cadmio, Plomo y Cobre por carbono orgánico de *A. bisporus* y *P. ostreatus*, se observó que un aumento en el pH, incrementaba la capacidad de adsorción (Frutos *et al.*, 2016), un pH de 5.0 para la biosorción de diferentes metales pesados por vaina de durazno modificada y colonizada por *A. blazei* (Massocatto *et al.*, 2016), diferentes valores de pH (3.5, 4.5, 6.0 y 6.5), para *H. tawa* (Morales-Barrera *et al.*, 2008), un pH de 8.0 para *A. campestris* utilizado como biosorbente en el tratamiento de aguas residuales que contienen iones de Cobre y Plomo en un proceso dinámico (Negm *et al.*, 2018), un pH inicial de 6.0 para la biosorción de iones cúpricos para un compuesto de quitosano de *A. bisporus* (Anantha & Kota, 2016), y para diferentes setas (Lia *et al.*, 2018). Esto probablemente, se debe a que las especies dominantes (CrO_4^{2-} y $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) de iones Cr en solución, interactuaran más fuertemente con los ligandos portadores de cargas positivas (Pradhana *et al.*, 2017) un pH entre 5.0 y 7.0 para la remoción de Cromo, Cobre, Plomo y Mercurio por diferentes macromicetos (Jin *et al.*, 2021; Mancipe Calderón, & Arias Rodríguez, 2020; Vallejo Aguilar *et al.*, 2021).

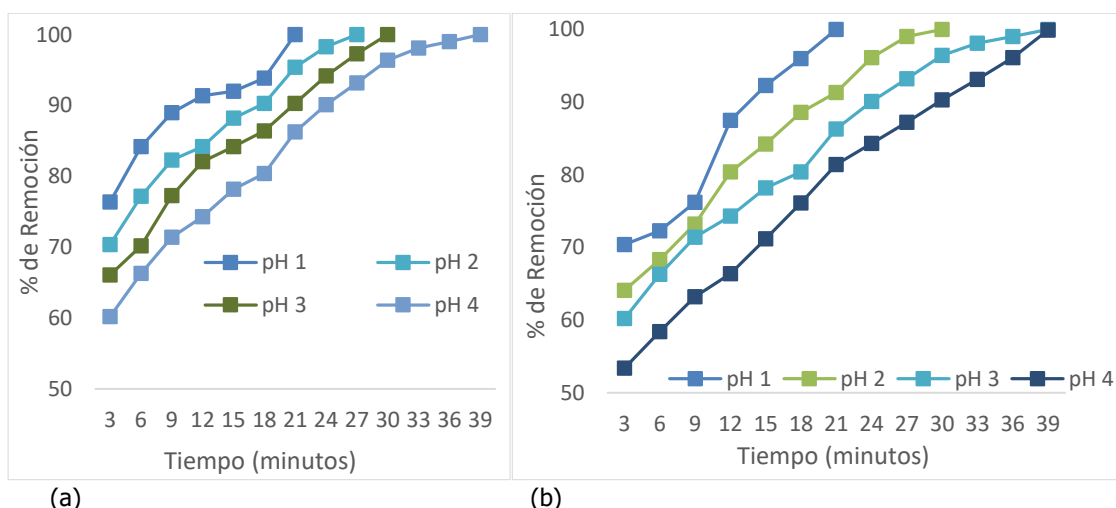


Fig. 2: Efecto del pH y tiempo de incubación sobre la bioadsorción de Cr (VI) en solución acuosa por las dos biomásas de *A. bisporus*. 100 mg/L. 1 g de biomasa, 28°C 100 rpm. (a) Seta blanca, (b) Seta marrón.

Por otra parte, a bajas concentraciones del metal (200 mg/L y 28°C), las biomásas estudiadas, mostraron las mejores respuestas de remoción, adsorbiendo el 100% a los 60 minutos para la cepa blanca y 70 minutos para la marrón, mientras que con 1.0 g/L de Cr (VI), la remoción fue de 90.3% y 88.1%, para las dos setas de *A. bisporus* (blanca y marrón, respectivamente) (Figura 3). Estos resultados son coincidentes para la remoción de Mercurio y Plomo contenido en efluentes de agua por *P. ostreatus*, pues a los 60 minutos se remueve el 90% del metal en solución (50 mg/L) (Mancipe Calderón & Arias Rodríguez, 2020), para *P. cornucopiae* modificado, con una eficiencia de remoción de 75.91% y 48.01% con 100 mg/L y 500 mg/L de Cr (VI), respectivamente (Xu *et al.*,

2016), para *H. tawa*, en el que a medida que se aumenta la concentración inicial de Cr (VI) de 0.59 a 4.13 mM, disminuye el rendimiento de la biomasa (Morales-Barrera *et al.*, 2008), para *A. campestris* y otros micromicetos, en los que a una concentración inicial de iones metálicos inferior a 50 ppm, el biosorbente exhibió las mayores eficiencias de adsorción (Negm *et al.*, 2018; Jin *et al.*, 2021). Mientras que, el aumento gradual de la concentración de Cobre y Plomo en el medio de cultivo, disminuyó gradualmente las eficiencias de adsorción de un compuesto de quitosano de *A. bisporus*, debido a que el máximo porcentaje de eliminación de Plomo fue del 93.5% a una concentración inicial de 20 mg/L, mientras que para altas concentraciones del metal la remoción es menor (Anantha & Kota, 2016), para el hongo *Agrocybe cylindracea* tratado con Fe_3O_4 , pues al aumentar la concentración de Cr (VI) de 20 a 1 000 mg/L, disminuyó la remoción de 98.28% al 7.94% (Lia *et al.*, 2018). Pero, estos resultados son diferentes para la biomasa de *A. bisporus*, en la cual la remoción de Cd (II) y Zn (II), aumenta a mayor concentración de los metales pesados (Nagy *et al.*, 2017), para la remoción de Cr (III) y Cr (VI) por *P. sajor-cajor*, *G. lucidum* y *A. bitorquis*, pues la biosorción de ambos iones metálicos aumenta, al incrementar la concentración de éstos de 25 a 200 mg/L (Hanif *et al.*, 2011), lo cual puede deberse al aumento en el número de iones que compiten por los grupos funcionales disponibles en la superficie de la biomasa (Pradhana *et al.*, 2017), Pero son diferentes para la remoción de Cobre (II) por diferentes micromicetos en los cuales la temperatura óptima de remoción fue a los 25°C (Jin *et al.*, 2021)

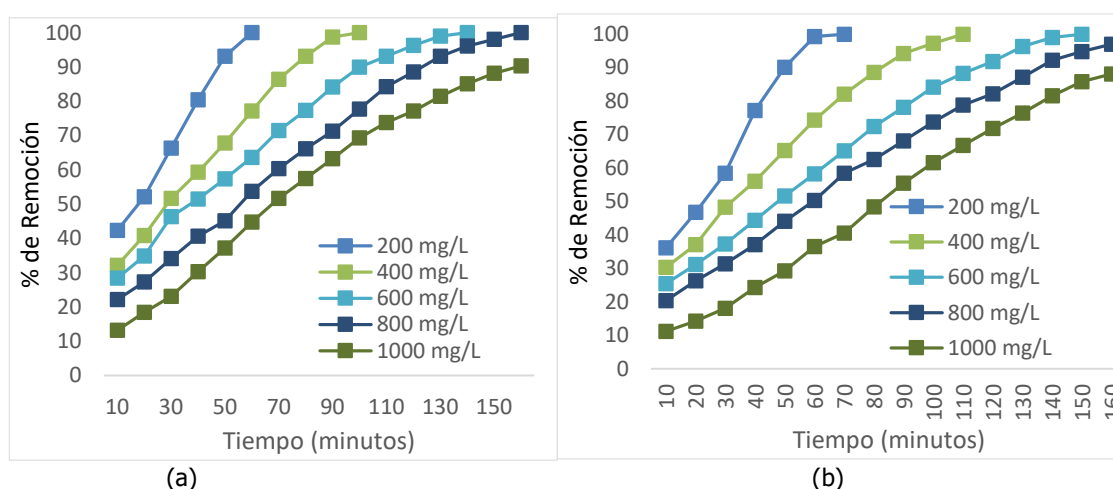


Fig. 3: Efecto de la concentración inicial de Cr (VI) en solución. 1 g de biomasa de las setas de *A. bisporus*. pH 1.0, 28°C. 100 rpm. (a) Seta blanca, (b) Seta marrón.

Por otro lado, a 60°C, las biomosas estudiadas, mostraron resultados similares para remoción de 200 mg/L del metal, adsorbiendo el 100% entre 90 y 100 minutos, y 63.1% y 51.3% con 1 000 mg/L, para ambas setas de *A. bisporus* (Figura 4). Con respecto a otras biomosas, estos resultados son similares para *A. bisporus*, en el cual al aumentar la temperatura de 25 a 35 y 45°C, la biosorción de Cd (II) y Zn (II), aumenta significativamente (Nagy *et al.*, 2017), para el quitosano de *A. bisporus*, la absorción de Plomo aumenta del 92.76% al 94.1%, al incrementar la temperatura de 10°C a 30°C (Kumari & Sobha, 2016) y en *Pleurotus eryngii*, se incrementó la eliminación de 90% a 96% de Cd (II), cuando se aumentó la temperatura de 25 a 50°C (Amin *et al.*, 2018).

En la Figura 5, se muestra la influencia de la concentración de biomasa para la remoción de 1.0 g/L de Cr (VI). Si se aumenta la cantidad de biomasa de 1 a 5 g, también aumenta la remoción del metal en solución, con un 90.3% y 88.1%, con 1 g de biomasa a los 160 minutos, mientras que con 5 g de biomasa, la remoción es del 100% a los 100 y 110 minutos, para las cepas blanca y marrón del hongo, respectivamente, pH 1.0, 28°C y 100 rpm, debido a que hay más sitios de bioadsorción del mismo, ya que la cantidad de bioadsorbente añadido determina el número de sitios de unión disponibles para la biosorción de metales pesados (Abbas *et al.*, 2014; Pradhana *et al.*, 2017). Se han reportado resultados similares para tres algas pardas y un hongo (*Cystosiera compressa*,

Sargassum vulgare, *Turbinaria* sp. y *A. campestris*), pues al aumentar gradualmente la cantidad de biosorbente de 0.1 a 1 g, se incrementa la remoción de los iones metálicos Cu^{2+} y Pb^{2+} (Negm *et al.*, 2018), para la eliminación de Plomo utilizando la cáscara de huevo (*Dromaius novaehollandiae*) y un compuesto de quitosano de *A. bisporus*, con un incremento en la remoción de 88.6% a 94.1% y concentraciones del bioadsorbente de 3 a 7 g/L (Kumari & Sobha, 2016), para la biomasa de *Lentinula edodes* modificada con cloruro de magnesio, aumenta la eliminación de Cd (II) y Cu (II) al incrementar la cantidad del bioadsorbente de 1 a 5 g/L (Xie *et al.*, 2015), para la biosorción de Pb^{2+} y Cd^{2+} , la cual aumenta considerablemente al incrementar la concentración de la biomasa de 0.1 a 4 g/L del micromiceto *Lactarius Scrobiculatus* (Anayurt *et al.*, 2009), para la eliminación entre 80% y 98% de Cromo, Cobre, Manganeseo, Zinc, Aluminio, Hierro (III), Níquel y Cobalto, de aguas residuales con 5 kg de biomasa de *A. bisporus* (Corral-Bobadilla *et al.*, 2019), para la remoción de Mercurio y Plomo de efluentes acuáticos por *P. ostreatus*, la cual se incrementa de 70% a 96%, al aumentar la concentración de biomasa de 1 a 5 g (Mancipe Calderón & Arias Rodríguez, 2020). Pero, son diferentes para las nanopartículas de *P. ostreatus*, en donde la capacidad de adsorción de Mn (II) en solución acuosa disminuye al aumenta la dosis de adsorbente (Ma *et al.*, 2013) y para la eliminación de Zirconio por *G. lucidum* (Hanif *et al.*, 2015).

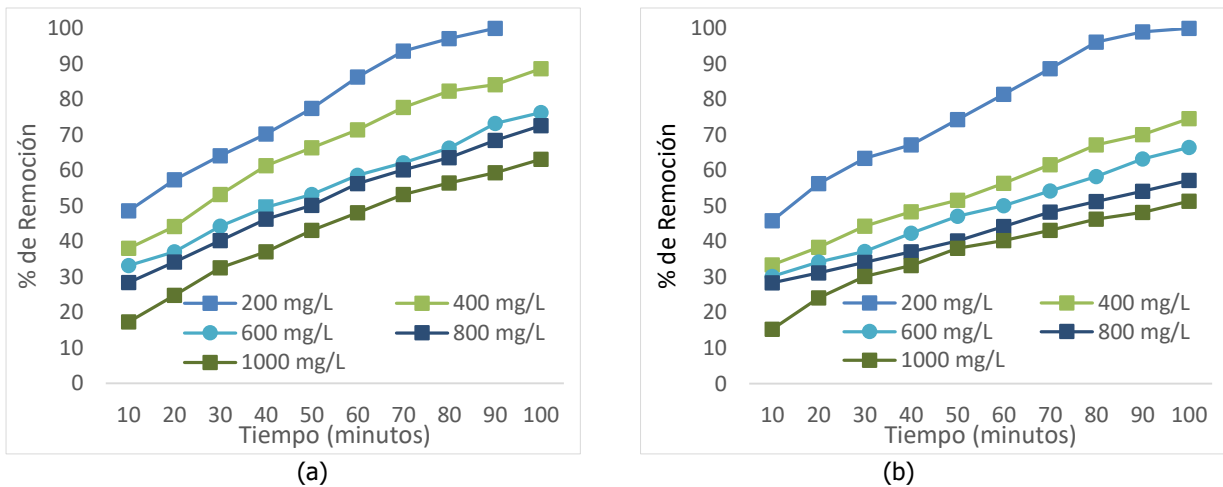


Fig. 4: Efecto de la concentración inicial de Cr (VI) en solución. 1 g de biomasa de las setas de *A. bisporus*. pH 1.0, 60°C. 100 rpm. (a) Seta blanca, (b) Seta marrón.

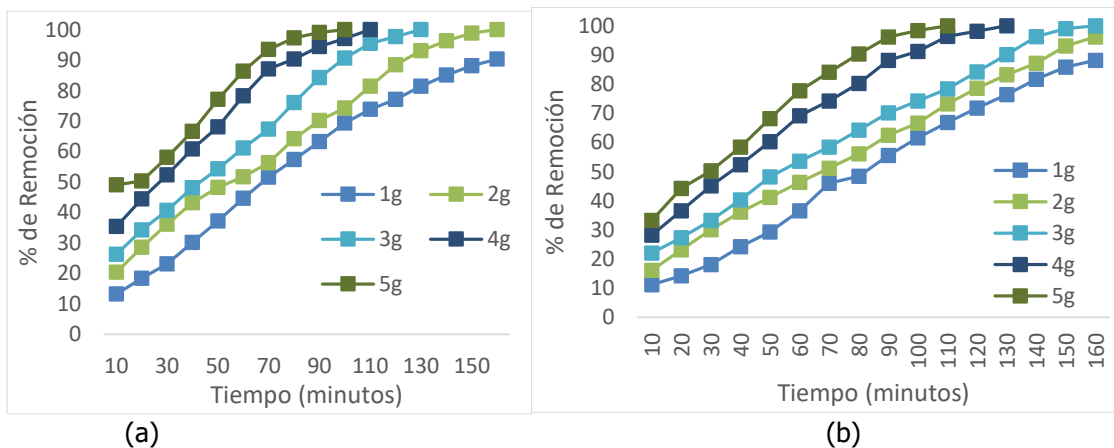


Fig. 5: Efecto de la concentración de la biomasa sobre la remoción 1 g/L de Cr (VI). pH 1.0, 28°C. 100 rpm. (a) Seta blanca, (b) Seta marrón.

Por otra parte, frecuentemente los efluentes industriales contienen más de un tipo de ion metálico, que pueden interferir en la eliminación/recuperación del metal de interés por las biomazas a estudiar (Abbas *et al.*, 2014; Pradhana *et al.*, 2017; Asemoloye *et al.*, 2020). En este trabajo, la presencia de otros metales en solución como Plomo, Mercurio, Cobalto y Cobre (200 mg/L), no interfiere de manera significativa con la remoción de Cr (VI) en solución, aunque la remoción tarda entre 10 y 30 minutos más (Figura 6), lo cual puede deberse al pH óptimo de remoción encontrado (1.0), y coincide con algunos reportes de la literatura para otras biomazas donde se reporta que la presencia de otros metales (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , NO_3^- , PO_4^{3-} , Cl^-) no interfiere significativamente en la adsorción de Cd (II) por *P. eryngii* (Amin *et al.*, 2018), para la biosorción de Cobre en presencia de Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- y HCO_3^- , utilizando perlas de quitosano modificadas químicamente (Kwok *et al.*, 2014) y para la remoción de Cr (VI) por el camarón rosado del Golfo de México (*Farfantepenaeus duorarum*) (Tovar *et al.*, 2020), para *Zhihengliuella* sp. ISTPL4, no interfiere la remoción de diferentes metales pesados en presencia de otros (Gupta *et al.*, 2021). Pero, son diferentes para las biomazas de *P. sajor-cajor*, *G. lucidum* y *A. bitorquis*, debido a que en presencia de los cationes: Na^+ , Ca^{2+} y Al^{3+} , y de los aniones Cl^- , NO_3^{2-} , SO_4^{2-} y CH_3COO^- , se afecta la remoción de Cr (III) y Cr (VI), en presencia de cationes co-metálicos y no por la presencia de aniones (Hanif *et al.*, 2011), para la adsorción de iones Pb (II) y Cu (II) en quitosano natural y quitosano tratado con H_2SO_4 , al aumentar la concentración de NaCl y NaNO_3 disminuye la eliminación de Pb (II) y Cu (II) (Kamaria & Wan Ngah, 2009), y para la levadura *Saccharomyces cerevisiae*, en la cual la presencia de metales pesados interfiere con la remoción de los mismos (Massoud *et al.*, 2019).

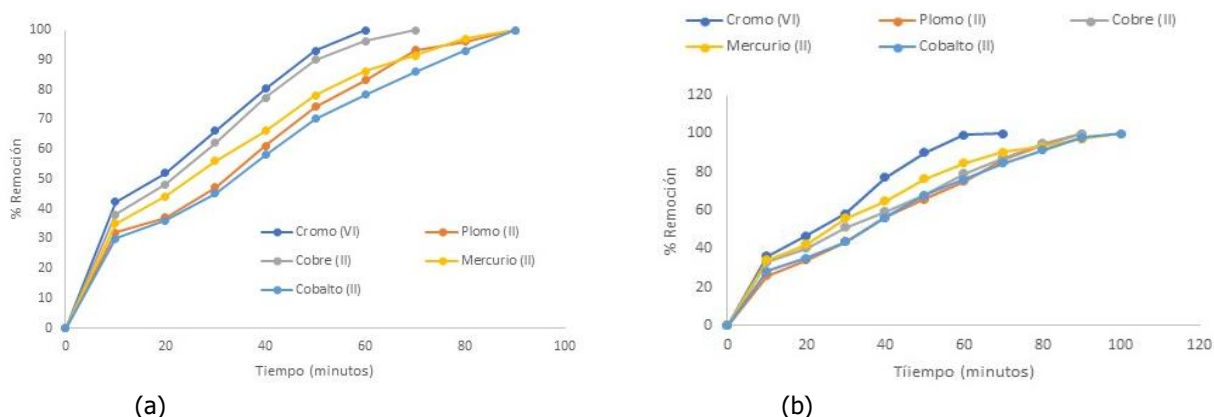


Fig. 6: Efecto de la presencia de diferentes metales pesados (200 mg/L) sobre la bioadsorción de 200 mg/L de 1 g de biomasa. 28°C. pH 1.0, 100 rpm. (a) Seta blanca, (b) Seta marrón.

Desorción de Cromo (VI) por diferentes soluciones

También, se analizó la capacidad de diferentes soluciones para desorber el metal (1g/L) de las dos cepas comerciales del macromiceto, obteniendo una alta eficiencia con NaOH 0.1 N y 0.5 N (62.3% y 70.4%, para la cepa blanca, y de 58.4% y 64.1% para la cepa marrón) a los 7 días de incubación (Figura 7). Estos resultados son similares para la desorción de Cr (III) y Cr (VI) con *P. sajor-cajor*, *G. lucidum* y *A. bitorquis*, en presencia de EDTA, CH_3COOH , H_2SO_4 , HCl y NaOH, que desorben entre 80% a 100% de los metales estudiados (Hanif *et al.*, 2015), para la desorción del 95% de Pb (II) y Cd (II) por *Lactarius scrobiculatus*, con HNO_3 1 M (Anayurt *et al.*, 2009). También, la desorción de Pb (II) y Cu (II) por quitosano natural y quitosano tratado con H_2SO_4 , aumentó al incrementar la concentración de eluyente (Kamaria & Wan Ngah, 2009), para el aumento en la desorción de arsénico usando quitosano, al incrementar el pH inicial de 3.5 a 5.0 (Kwok *et al.*, 2014), para la biomasa de *P. osteratus*, se observó una reducción en la eficiencia de biosorción de 14.21% para Cr (VI), 8.37% para Cu (II), 6.48% para Ni (II) y 1.84% para Zn (II), respectivamente, después de cuatro ciclos de adsorción (Javaid *et al.*, 2011), una gran eficiencia de desorción de 100 mg/L de Plomo (II) después de cinco ciclos de adsorción/desorción con la biomasa de *P. osteratus* (Eliescu *et al.*, 2020), para la desorción de Cd^{2+} , Cu^{2+} y Pb^{2+} por el cuerpo fructífero del hongo gelatinoso *Auricularia polytricha*,

con 85-100% de desorción de los metales pesados analizados, siendo más efectivas las soluciones de HNO₃ 0.05 y 0.1 M/L que las de NaCl 0.1 y 0.2 M/L, mientras que el agua desionizada exhibió una insignificante capacidad de desorción (Huang *et al.*, 2012), los 20 ciclos reportados para la remoción de 25 µg/L de Plomo (II) y Cromo (VI) por *P. ostreatus* (Mancipe Calderón & Arias Rodríguez, 2020; Vallejo Aguilar, 2021), y una desorción eficiente de Plomo y menor para Cadmio por biocarbón de *G. lucidum* (Chang *et al.*, 2020),

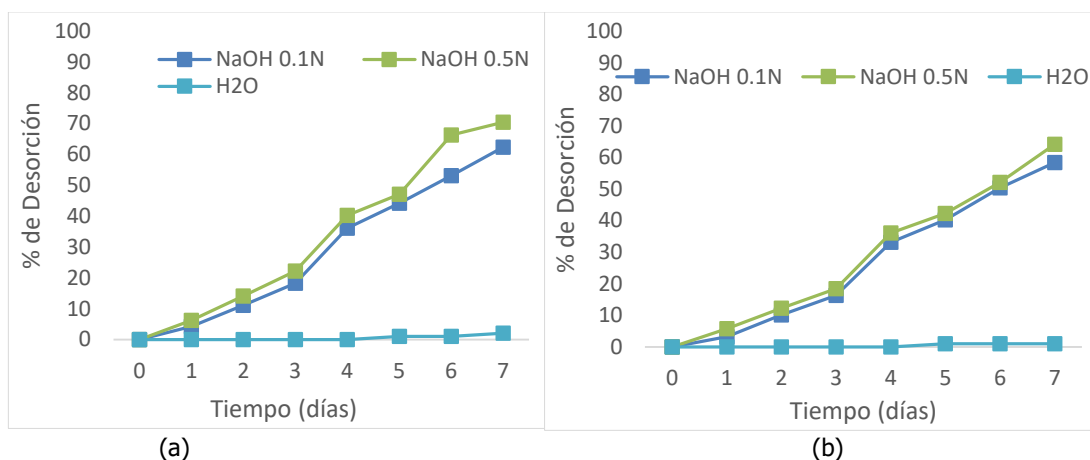


Fig. 7: Desorción de 1.0 g/L de Cr (VI) por diferentes soluciones. 28°C. pH 1.0, 100 rpm. (a) Seta blanca; (b) Seta marrón.

Biorremediación de tierra y agua contaminados

Con el objeto de analizar el posible uso de las biomásas de *A. bisporus* para la eliminación del metal de desechos industriales, se adaptó un ensayo de biorremediación en solución acuosa, incubando 5 g de las biomásas con 20 g de tierra no estéril, contaminada con 297 mg Cromo (VI)/g de tierra, pH 6.8 y 100 mL de agua contaminada con 400 mg de Cromo (VI)/L, pH 8.2, resuspendiendo la tierra en agua tridesionizada hasta un volumen final de 100 mL, a 28°C, y 100 rpm, observando que después de 7 días de incubación la concentración de Cr (VI) de las muestras de tierra y agua, disminuyó entre 66.1% y 76.2% (Figura 8), sin cambios significativos en el contenido de Cromo total (datos no mostrados). En el control del experimento (sin biomasa), la concentración del metal de las muestras disminuyó entre un 7% y un 14% (datos no mostrados), lo que puede ser causado por la microflora autóctona y(o) componentes reductores presentes en las muestras (Pradhana *et al.*, 2017). La capacidad de eliminación de cromo de aguas residuales por estas biomásas es igual o mejor a otras analizadas, por ejemplo: La eliminación por *A. bisporus* de hidrocarburos aromáticos, Pireno, Cadmio y Plomo de suelos contaminados (García-Delgado *et al.*, 2015; García-Delgado *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2015; Long *et al.*, 2014), la eliminación de Cu (II) (46.01%), Ni (II) (59.22%), Zn (II) 9.1% y Cr (VI) (9.4%) a partir de efluentes reales por *P. osteratus* (Javaid *et al.*, 2011), la remediación en suelos co-contaminados con cadmio y endosulfán utilizando *P. eryngii* y *C. comatus* (Wang *et al.*, 2018), la bioremediación de aguas residuales por *A. bisporus* (Corral-Bobadilla *et al.*, 2019), la eliminación de paracetamol y α -ethynyl estradiol (EE₂) de aguas contaminadas por biomasa del tallo de *A. bisporus* y *L. edodes* (Menk *et al.*, 2019), la biorremediación de efluentes coloridos por *A. bisporus* (Drumm *et al.*, 2021), la remoción de Mercurio y Plomo en efluentes de agua (Mancipe Calderón & Arias Rodríguez, 2020), la eliminación de aguas contaminadas con mercurio (Văcar *et al.*, 2021), y la biorremediación de aguas residuales contaminadas con Aluminio por *A. bisporus* (Corral-Bobadilla *et al.*, 2019).

Finalmente, las biomásas fúngicas utilizadas en este trabajo, se clasificaron tomando en cuenta que cuando la gente de la región recolecta hongos silvestres, generalmente recolectan diferentes especies no tóxicas del mismo género, asumiendo que son el mismo hongo y los llaman: Champignon (Champignon c): cepa *A. bisporus* blanca y Portabella: cepa *A. bisporus* (marrón) (Callac, 2007; Palestina-Villa *et al.*, 2020), y existen pocos estudios con

estas cepas, como: la evaluación de la composición, fenoles totales y actividad antioxidante de hongos silvestres comestibles (*Agaricus sp.*, *Boletus sp.*, Y *Macrolepiota sp.*) y dos hongos comestibles comerciales (*A. bisporus* cepa blanca y Portabella, y *A. bisporus* cepa parda o café) del Estado de Chihuahua, en el norte de México, encontrando que los hongos silvestres tenían mayor contenido de fenol y capacidad antioxidante que las setas comerciales (Álvarez Parrilla *et al.*, 2007).

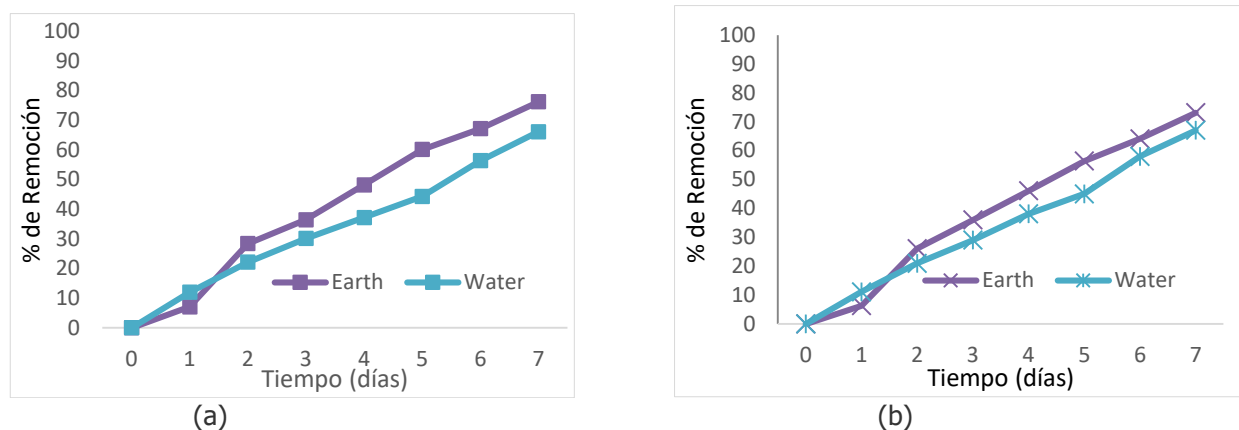


Fig. 8: Biorremediación de Cr (VI) a partir de tierra y agua contaminadas con 297 mg/g de tierra y 400 mg/L Cr (VI). (5 g de biomasa, 28°C, 100 rpm).
a.- Seta blanca b.- Seta marrón.

CONCLUSIONES

Recientemente, se ha estudiado la capacidad de remoción de diferentes metales pesados de sitios contaminados por materiales de bajo costo, con resultados prometedores. Entre estos adsorbentes se encuentran microorganismos muertos, minerales arcillosos, desechos agrícolas, desechos industriales y otros materiales. En este trabajo, se analizaron las biomásas de dos cepas comerciales de *A. bisporus*, para la remoción de Cromo (VI) en solución acuosa, con las siguientes conclusiones:

- 1.- Las biomásas de las dos cepas comerciales de *A. bisporus* (blanca y marrón) eliminan 100 mg/L de Cr (VI) a los 21 minutos de incubación, con 1 g de biomasa, pH 1.0 y 100 rpm.
- 2.- A menor concentración de metal, es mayor la eficiencia de remoción.
- 4.- A mayor concentración de la biomasa, aumenta la eficiencia de remoción.
- 5.- La presencia de otros metales no interfiere en la eliminación de Cromo (VI) por las biomásas analizadas.
- 6.- En los ensayos de biorremediación, se encontró que las biomásas remueven eficientemente el metal a partir de tierra y aguas contaminadas con Cromo (VI), por lo tanto, su aplicación es viable para el tratamiento de ésta, además, la biomasa utilizada es natural, de obtención y manejo fácil y costo accesible.

REFERENCIAS

- Abbas, S.H., Ismail, I.M., Mostafa, T.M. & A.H. Sulaymon, A.H. (2014). Biosorption of heavy metals: A Review. *J. Chem. Scien. Technol.*, 3 (4), 74-102.
- Alvarez-Parrilla, E.I., de la Rosa, L.A., Martínez, N.R. & González Aguilar, G.A. (2007). Total phenols and antioxidant activity of commercial and wild mushrooms from Chihuahua, Mexico. *Ciencia y Tecnol. Alim.*, 5 (5), 329-334.
- Amin, F., Talpur, F.N., Balouch, A., Samoon, M.K., Afridi, H.I. & Ali Surhio, M. (2018). Utilization of *Pleurotus eryngii* biosorbent as an environmental bioremedy for the decontamination of trace cadmium(II) ions from water system. *Wat. Scien. & Technol.*, 78 (5), 1148-1158.

- Anantha, R.K. & Kota. S. (2016). An evaluation of the major factors influencing the removal of copper ions using the egg shell (*Dromaius novaehollandiae*): chitosan (*Agaricus bisporus*) composite. *3 Biotech.*, 6 (83), 1-16.
- Anayurt, R.A., Sari, A. & Tuzen, M. (2009). Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies on biosorption of Pb(II) and Cd(II) from aqueous solution by macrofungus (*Lactarius Scrobiculatus*) biomass. *Chem. Eng. J.*, 151, 255-261.
- Asemoloye, M.D., Chukwka, K.S. & Jonathan, S.G. (2020). Spent mushroom compost enhances plant response and phytoremediation of heavy metal polluted soil. *J. Plant Nutri. Soil Sci.*, 183, 492-499.
- Bahadori, M.B., Sarikurkcu, C., Yalcin, O.U., Cengiz, M & Halil Gungor, H. (2019). Metal concentration, phenolics profiling, and antioxidant activity of two wild edible *Melanoleuca* mushrooms (*M. cognata* and *M. stridula*). *Microchem. J.*, 150, 2-6. Article 104172.
- Cadavid-Velásquez, E.J., Pérez-Vásquez, N.S. & Marrugo-Negrete, J. (2019). Heavy metals in macromycetes of the mangrove of the Cispatá bay, Córdoba, Colombia. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.*, 22 (2), 1-9.
- Callac, P. (2007). El género *Agaricus* En: *Cultivo, Mercadotecnia e Inocuidad Alimentaria de Agaricus bisporus*. 1ª. ed. José E. Sánchez Vázquez, Daniel J. Royle y Hermilo Leal Lara, Eds. ECOSUR, El Colegio de la Frontera Sur, Cap. 119-36.
- Cano, M., Neri, C., López, A.L., Castorena, J.H. & Santiago, V. (2021). Remoción de colorantes textiles utilizando *Trametes versicolor*, *Pleurotus ostreatus* y *Agaricus bisporus*. *Av. Cien. Ing.*, 12 (1), 1-11.
- Cervantes-Gómez, R.G., Peñuelas-Rubio, O., Araujo-Benard, N., Fierro-Coronado, R.A., Trejo-Aguilar, D., Maldonado-Mendoza, I.E. et al., (2021). Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares asociados a plantas voluntarias de maíz en suelos de transición: ecosistema natural-uso agrícola. *Scientia Fungorum.*, 51, e1330, 1-13.
- Chang, J., Zhang, H., Cheng, H., Tan, Y., Chang, M., Caso, Y. et al. (2020). Spent *Ganoderma lucidum* substrate derived biochar as a new bio-adsorbent for Pb²⁺/Cd²⁺ removal in water. *Chemosphere*, 241, 125121.
- Chanona-Gómez, F., Álvarez-Gutiérrez, P.E. & Pérez-Luna, Y.E. (2019). Macromycetes of the San José Educational Park, municipality of Zinacantan, Chiapas, México. *Acta Universitaria*, 29, e2127, 1-13.
- Chavarria, A., González, M.C., Dantán, E. & Cifuentes, J. (2010). Spatial and temporal evaluation of the diversity of freshwater Ascomycetes from the touristic channel Santa Cruz, Xochimilco, Mexico. *Rev. Mex. Biodiver.*, 81, 733-744.
- Chen, R., Zhou, Z., Liu, Y., Jiang, J., Li, Q., Song, H. et al. (2015). Mycoremediation potential and tolerance responses of *Oudemansiella radicata* in cadmium-pyrene co-contaminated soil. *J. Soils Sedim.*, 15, 1083-1093.
- Chiocchetti, G.M., Latorre, T., Clemente, M.J., Jadan-Piedra, C., Devesa, V. & Velez, D. (2020). Toxic trace elements in dried mushrooms: Effects of cooking and gastrointestinal digestion on food safety. *Food Chem.*, 306, 2-7. Art. 125478.
- Corral-Bobadilla, M., González-Marcos, A., Vergara-González, E.P. & Alba-Elías, F. (2019). Bioremediation of Waste Water to Remove Heavy Metals Using the Spent Mushroom Substrate of *Agaricus bisporus*. *Water*, 11 (454), 1-15.
- de Lucio-Flores, A., Otazo-Sánchez, E.M., Romero-Bautista, L. & Gaytán-Oyarzún, J.C. (2021). Hongos macroscópicos como bioacumuladores de metales pesados. *Pädi*, 8 (16), 60-65.
- Doniz Padilla, L., Cárdenas González, J.F., Martínez Juárez, V.M. & Acosta Rodríguez, I. (2010). Población de hongos micromicetos en la estación "Las Palomas" de la Cuenca de la Esperanza, del Estado de Guanajuato. *Tlatemoani, Rev. Acad. Invest.*, 4, 1-12.
- Drewnowska, M., Hanć, A., Barańkiewicz, D. & Falandysz, J. (2017). Pickling of chanterelle *Cantharellus cibarius* mushrooms highly reduce cadmium contamination. *Environ. Scien. Poll. Res.*, 24, 21733-21738.

- Drumm, F.C., Pfigsten Franco, D.S., Georgin, J., Grassi, P., Jhan, S.L. & Dotto, G.L. (2021). Macro-fungal (*Agaricus bisporus*) wastes as an adsorbent in the removal of the acid red 97 and crystal violet dyes from ideal colored effluents. *Environ. Scien. Poll. Res.*, *28*, 405-415.
- Eliescu, A., Georgescu, A.A., Nicolescu, C.M., Bumbac, M., Cioateră, N. & Mureşeanu, M. (2020). Biosorption of Pb(II) from Aqueous Solution Using Mushroom (*Pleurotus ostreatus*) Biomass and Spent Mushroom Substrate. *Annal. Lett.*, *53* (14), 2292-2319.
- Frutos, I., García-Delgado, C., Garate, A. & Eymar, E. (2016). Biosorption of heavy metals by organic carbon from spent mushroom substrates and their raw materials. *Int. J. Environ. Scien. Technol.*, *13*, 2713–2720.
- García-Delgado, C., Yunta, F. & Eymar, E. (2015). Bioremediation of multi polluted soil by spent mushroom (*Agaricus bisporus*) substrate: polycyclic aromatic hydrocarbons degradation and Pb availability. *J. Hazard. Mat.*, *300*, 281-288.
- García-Delgado, C., Alonso-Izquierdo, M., González-Izquierdo, M., Yunta, F. & Eymar, E. (2017). Purification of polluted water with spent mushroom (*Agaricus bisporus*) substrate: from agricultural waste to biosorbent of phenanthrene, Cd, and Pb. *Environ. Technol.*, *38* (13-14), 1792-1799.
- García-Saldaña, L.C., Garza-Ocañas, F., Sobal, M., Torres-Aquino, M. & Hernández-Ríos, I. (2019). Diversidad de macromicetos en el bosque templado del Valle de Poanas, Durango. *Scientia Fungorum*, *249*, e1240, 1-10.
- González-Chicas, E., Capello, S. Cifuentes, J. & Torres-de la Cruz, M. (2019). New record of Boletales (Basidiomycota) in a tropical oak forest from Mexican southeast. *Bot. Sci.*, *97* (3), 423-432.
- Greenberg, A.E., Clesceri, L.S. & Eaton, A.D., (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18^a. ed. American Public Health Association. Washington DC. 3.58-3.60.
- Guilcapi Pacheco, E.D. (2020). *Evaluación de la diversidad de macromicetos en el bosque Palictahua Cantón Penipe, provincial de Chimborazo para proponer estrategias de su conservación*. Trabajo de Investigación previo a la obtención del Título de Magíster en Biodiversidad y Recursos Genéticos Mención: Recursos Fitogenéticos y microorganismos asociados. Instituto de Postgrado. Universidad Técnica del Norte. Ibarra, Ecuador. <http://repositorio.utn.edu.ec>.
- Gupta, B., Mishra, A., Singh, R. & Thakur, I.S. (2021). Fabrication of calcite based biocomposites for catalytic removal of heavy metals from electroplating industrial effluent. *Environ. Technol. Innov.* *21*, 1-14. 101278.
- Guzman, G. (1998). Inventorying the fungi of Mexico. *Biodiversity Conservation*, *7*, 369–384.
- Hanif, M.A., Bhatti, H.N., Bhatti, I.A. & Asghar, M. (2011). Biosorption of Cr(III) and Cr(VI) by newly isolated white rot fungi: batch and column studies. *Asian J. Chem.*, *23* (8), 3375-3383.
- Hanif, A., Bhatti, H.N. & Hanif, M.A. (2015). Removal of zirconium from aqueous solution by *Ganoderma lucidum*: biosorption and bioremediation studies. *Des. Water Treat.*, *53* (1), 195-205.
- Hernández-Sánchez, B., Santa Cruz-Juárez, E., Moore, D. & Sánchez, C. (2021). Bioactive compounds from fungi with antiviral activities: Mechanism of action and biosynthetic pathways. *Mex, J, Biotechnol.*, *6* (1), 165-189.
- Huang, H., Cao, L., Wan, Y., Zhang, R. & Wang, W. (2012). Biosorption behavior and mechanism of heavy metals by the fruiting body of jelly fungus (*Auricularia polytricha*) from aqueous solutions. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, *96*, 829-840.
- Javaid, A., Bajwa, R., Shafique, U. & Anwar, J. (2011). Removal of heavy metals by adsorption on *Pleurotus ostreatus*. *Biomass and Bioenergy*, *35*, 1675-1682.

- Jin, Y., Zhang, M., Jin, Z., Wang, G., Li, R., Zhang, X. *et al.* (2021). Characterization of biochars derived from various spent mushroom substrates and evaluation of their adsorption performance of Cu(II) ions from aqueous solution. *Environ. Res.*, 196, 110323.
- Kamaria, A. & Wan Ngah, W.S. (2009). Isotherm, kinetic and thermodynamic studies of lead and copper uptake by H₂SO₄ modified chitosan. *Coll. Surf. B: Biointerfaces*, 73, 257–266.
- Kumari, A.R. & Sobha, K. (2016). Removal of lead by adsorption with the renewable biopolymer composite of feather (*Dromaius novaehollandiae*) and chitosan (*Agaricus bisporus*). *Environ. Technol. & Innov.*, 6, 11–26.
- Kwok, K.C.M., Foong Koong, L., Chen, G. & McKay, G. (2014). Mechanism of arsenic removal using chitosan and nanochitosan. *J. Coll. Int. Scien.*, 416, 1-10.
- Lia, X., Zhang, D., Sheng, F. & Qing, H. (2018). Adsorption characteristics of Copper (II), Zinc II) and Mercury (II) by four kinds of immobilized fungi residues. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 147, 357–366.
- Loftus, M.G., Sánchez, C., Moore, D., Robson, G. & Trinci, T. (2020). A 21st miniguide to sporophore morphogenesis and development y Agaricomycetes and their biological potential. *Mex. J. Biotechnol.*, 5 (2), 1.50.
- Long, Y., Lei, D., Ni, J., Ren, Z., Chen, C. & Xu, H. (2014). Packed bed column studies on lead(II) removal from industrial wastewater by modified *Agaricus bisporus*. *Biores. Technol.*, 15, 457-463.
- López-García, A., Pérez-Moreno, J., Jiménez-Ruiz, M., Ojeda-Trejo, E., Delgadillo-Martínez, J. & Hernández-Santiago, F. (2020). Conocimiento tradicional de hongos de importancia biocultural en siete comunidades de la región chinanteca del estado de Oaxaca, México. *Scientia Fungorum*, 50, 1-13.
- López-Piña, D., Samaniego-Rubiano, C., Morales-Estrada, I., Gutiérrez, A., Gaitán-Hernández R. & Esqueda, M. (2019). Características morfológicas de *Ganoderma subincrustatum* silvestre y cultivada en Sonora, México. *Scientia fungorum*, 49, e1213, 1-5.
- Ma, M., Peng, Y., Wu, B., Lei, D. & Xu, H. (2013). *Pleurotus ostreatus* nanoparticles as a new nano-biosorbent for removal of Mn(II) from aqueous solution. *Chem. Eng. J.*, 225, 59-67.
- Mancipe Calderón, N.G. & Arias Rodríguez, S. (2020). *Remoción de mercurio y plomo contenido en efluentes de agua por el Pleurotus ostreatus inmovilizado en diferentes materiales*. Tesis licenciatura. Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería. Universidad de los Andes. Bogotá, Colombia. <http://hdl.handle.net/1992/48760>
- Martínez Ventura, D.R. (2021). *Biodiversidad y distribución de macromicetes a través de un gradiente altitudinal en el volcán de San Vicente, El salvador*. Tesis. Licenciado en Biología. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de El Salvador. San Salvador. DOI:10.13140/RG.2.2.35236.40328
- Massocatto, C., de Andrade, M. & Honorato, A.C. (2016). Biosorption of Pb²⁺, Cr³⁺, and Cu²⁺ by peach palm sheath modified colonized by *Agaricus blazei*. *Des. Water Treat.*, 57 (42), 19927-19938.
- Massoud, R., Hadiani, M.R., Khosravi Darani, K. (2019). Bioremediation of heavy metals in food industry: Application of *Saccharomyces cerevisiae*. *Electron J Biotechnol.*, 37, 56-60.
- Mayans, B., Camacho-Arévalo, R., García-Delgado, C., Anton-Herrero, R. Escolástico, C., Segura, M.L. *et al.* (2020). An assessment of *Pleurotus ostreatus* to remove sulfonamides, and its role as a biofilter based on its own spent mushroom substrate. *Environ. Sci. Poll. Res.*, 28, 7032-7042.
- Mena Echeverría, A., Méndez Cortes, H., Ramírez Tobias, H.M. Rojas Velázquez, A.N. (2021). Comparación de dos suelos para la producción de inoculantes micorrizicos en San Luis Potosí, S.L.P. México. *Scientia Fungorum*, 51, e1315 1-9.

- Menk, J.J., Soares do Nascimento, A.I., Gómez Leite, F., Angrizani de Oliveira, A., Faustino Jozala, A. et al. (2019). Biosorption of pharmaceutical products by mushroom stem waste. *Chemosphere*, 237, 124515.
- Montoya, A., Briones- Dumas, E., Nuñez-López, R.A., Kong, A., Ortíz-Hernández, V. & Moreno-Fuentes, A. (2019). Los hongos conocidos por la comunidad Yuhmu de Ixtenco, Tlaxcala, México. *Scientia Fungorum*, 49, e1230, 1-15.
- Morales-Barrera, L., Guillén-Jiménez, F.M., Ortiz-Moreno, A., Villegas-Garrido, T.L., Sandoval-Cabrera, A., Hernández-Rodríguez C.H. et al. (2008). Isolation, identification and characterization of a *Hypocrea tawa* strain with high Cr(VI) reduction potential. *Bioch. Eng. J.*, 40, 284–292.
- Nagy, B., Manzatu, C., Maica Neanu, A., Indolean, C., Lucian, B.T. & Majdik, C. (2017). Linear and nonlinear regression analysis for heavy metals removal using *Agaricus bisporus* macrofungus. *Arabian J. Chem.*, 10, S3569-S3579.
- Negm, N.A., Abd El Wahed, M.G., Hassan, A.R.A. & Abou Kana. M.T.H. (2018). Feasibility of metal adsorption using brown algae and fungi: Effect of biosorbents structure on adsorption isotherm and kinetics. *J. Mol. Liq.*, 264, 292–305.
- Oden, M.K., Ogutcu, M. & Akko, E. (2020). Investigation of dye removal performance using from synthetic wastewater containing malachite green. *Int. J. Ecosys. Ecol. Sci. (IJEES)*, 10 (2), 375-384.
- Palestina-Villa, E.N., Villegas, M., Garibay-Orijel, R. & Medel-Ortíz, R. (2020). Las especies conocidas de *Agaricus* (Agaricales, Agaricaceae) en México, una actualización y revisión nomenclatural. *Scientia Fungorum*, 50, 1-15.
- Pérez-Silva, E. (2018). Hongos de zonas urbanas: Ciudad de México y Estado de México. *Scientia Fungorum*, 47, 57-66.
- Pérez Silva, E., Herrera, T. & Ocampo-López, A. (2011). Nuevo Registro de macromicetos para el municipio de Temascaltepec, Estado de México. *Rev. Mex. de Mic.*, 24, 23-30.
- Pinzón, J.P., De la Fuente, J. & Uitzil-Coli, M.O. (2021). Los hongos silvestres comestibles de la península de Yucatán. *Herbario Cicy. Centro de Investigación Científica de Yucatán*, 13, 102-109. http://www.cicy.mx/sitios/desde_herbario
- Pradhana, D., Sukla, L.B., Sawyerb, M. & Rahman, P.K.S.M. (2017). Recent bioreduction of hexavalent chromium in wastewater treatment: A review. *J. Ind. Engineer. Chem.*, 55, 1–20.
- Romero-Arenas, O., Huerta-Lara, M., Becerril-Herrera, M., Bautista Calles, J., Damian-Huato, M.A., Tapia-Rojas, A.M. et al. (2009). Diversity of wild mushroom in the Commonwealth of Benito Juárez, Tetela de Ocampo; Puebla, México. *Res. J. of Biol. Scien.*, 4 (2), 179-186.
- Sánchez, C., Moore, D., Robson, G. & Trinci, T. (2020). A 21st Century miniguide to fungal biotechnology. *Mex. J. Biotechnol.*, 5 (1), 11-42.
- Sharma, J., Sharma, D., Sharma, A. & Bansal, S. (2021). Thermo stable tyrosinase purified from *Pleurotus djamor* grown in biomimetic calcium carbonate: A biological strategy to industrial waste remediation. *Environ. Technol. & Innov.*, 21, 101294.
- Thatoi, H. & Singdevsachan, S.K. (2014). Diversity, nutritional composition and medicinal potential of Indian mushrooms: A review. *Afric. J. of Biotechnol.*, 13 (4), 523-545.
- Tovar, J., Hernández, N., Rodríguez, A., Cárdenas, J.F., Martínez, V.M. & Acosta, I. (2020). Remoción de Cromo hexavalente en solución acuosa por la biomasa de la cáscara de camarón rosado del Golfo de México (*Farfantepenaeus duorarum*). *Av. Cien. Ing.*, 11 (4), 35-45.
- Văcar, C.L., Covaci, E., Chakraborty, S., Li, B., Weindorf, D.C., Frențiu, T., Pârvu, M. & Podar, D. (2021). Heavy Metal-Resistant Filamentous Fungi as Potential Mercury Bioremediators. *J. Fungi*, 7(386), 1-21.

Vallejo Aguilar, M.L.A. (2021). *Utilización de lacasa de Pleurotus ostreatus y su biomasa residual para la degradación de colorantes azoicos y la remoción de metales en aguas residuales*. Tesis Doctoral. Posgrado en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. <https://hdl.handle.net/20.500.12371/12695>

Vallejo Aguilar, M.L.A., Marín Castro, M.A., Ramos Cassellis, M.E., Silva Gómez, S.E., Ibarra Cantún, D. & Tamariz Flores, J.V. (2021). Biosorción y tolerancia de Pb, Cr y Cd por la biomasa de *Pleurotus ostreatus* (Jaq. Ex Fr.) P. Kumm. *Rev. Mex. Cienc. Agric.*, 12 (2), 275-289.

Vaseem, H., Singh, V.K. & Singh, M.P. (2020). An ecofriendly approach to decontaminate toxic metals from coal washery effluent using the mushroom *Pleurotus ostreatus*. *SN Applied Sciences*, 2, 1588, 1-11.

Verma, A., Chakraborty, S. & Basu, J.K. (2006). Adsorption study of hexavalent chromium using tamarind hull-based adsorbents. *Sep. Purif. Technol.*, 50, 336–341.

Wang, Y., Zhang, B., Chen, N., Wang, C., Feng, S., & Xu, H. (2018). Combined bioremediation of soil co-contaminated with cadmium and endosulfan by *Pleurotus eryngii* and *Coprinus comatus*. *J. soils sedim.*, 18 (6), 2136-2147.

Xie, H., Zhao, Q., Zhou, Z., Wu, Y., Wang, H. & Xu, H. (2015). Efficient removal of Cd(II) and Cu(II) from aqueous solution by magnesium chloride-modified *Lentinula edodes*. *Royal Soc. Chem. Adv.*, 5, 33478-33488.

Xu, F., Liu, X., Chen, Y., Zhang, K. & Xu, H. (2016). Self-assembly modified-mushroom nanocomposite for rapid removal of hexavalent chromium from aqueous solution with bubbling fluidized bed. *Scien. Rep.*, 6, 1-11.

Zamora Equihua, V., Gómez Peralta, M., Vázquez Marrufo G. & Angón Torres, M.P. (2007). Conocimiento etnomicológico de hongos silvestres comestibles registrados para la zona de Tancítaro, Michoacán. *Biológicas*, 9, 41-46.

Zhang, G., Liu, N., Luo, Y., Zhang, H., Su, L., Oh, K. et al. (2021). Efficient Removal of Cu(II), Zn(II), and Cd(II) from Aqueous Solutions by a Mineral-Rich Biochar Derived from a Spent Mushroom (*Agaricus bisporus*). *Substrate Materials*, 14 (35), 1-17.