



CAPÍTULO

BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS



Fajardo

3.1 PROBLEMÁTICA AMBIENTAL ASOCIADA A METALES PESADOS EN COLOMBIA

La definición metal pesado corresponde a aquellos metales y metaloides cuyas densidades son mayores que 5 g/ml. Algunos ejemplos de estos son el plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr) y el mercurio (Hg) (Zaidi, Wani, & Khan, 2014). El contenido de metales en el suelo es el resultado de las actividades antropogénicas en las que se envuelve su uso, al igual que de algunos procesos naturales. Sin embargo, la contribución antropogénica es mucho mayor.

En Colombia, la problemática ambiental generada por la contaminación de metales pesados en diferentes ecosistemas es evidente a causa de prácticas poco responsables en procesos como la agricultura y la minería. En un estudio realizado en el Río Sinú, ubicado en el noreste del país, cuyo objetivo fue determinar la línea base de la contaminación con metales pesados en una cuenca que ofrece suelos muy fértiles para la agricultura, se encontró la presencia de Cu, Zn, Cd, Pb y Hg de origen antropogénico y en concentraciones mayores a las encontradas en otras zonas del mundo en estudios similares (Marrugo-Negrete, Pinedo-Hernandez, & Diez, 2017). En la agricultura, la preocupación por la presencia de metales pesados va en aumento, debido a que tienen baja solubilidad, lo cual puede llevar a deterioro de aguas subterráneas su transporte hacia las mismas. Además, con el uso repetitivo de pesticidas y fungicidas que contienen metales, aumenta el riesgo de que los mismos se vayan acumulando en el suelo y por ende en los cultivos. La presencia de altas concentraciones de metales pesados en el suelo puede llegar a inhibir la fotosíntesis, al igual que afectar la viabilidad de la flora bacteriana del suelo esencial para la asimilación de nutrientes por parte de las plantas (Achal, Pan, & Zhang, 2011; Marrugo-Negrete, Pinedo-Hernández, & Diez, 2017).

Uno de los principales problemas de su toxicidad es la tendencia a biomagnificarse por el incremento de la concentración en los tejidos orgánicos en la medida que van ascendiendo por los niveles de la cadena trófica (Paz-Ferreiro, Lu, Fu, Méndez, & Gascó, 2014). En un estudio similar, en la región de Bahía Solano y Nuquí, en la costa pacífica colombiana, se encontraron altos potenciales de riesgos ecológicos para Cr, Pb y Cu cuya presencia estaba muy por encima de las concentraciones halladas en otras zonas del mundo con problemáticas similares. La principal fuente de contaminación en la región pacífica colombiana es la minería ilegal del oro y sus procesos extractivos (Gutiérrez-Mosquera, Shruti, Jonathan, Roy, & Rivera-Rivera, 2018). En 2011 se llevó a cabo el congreso de Minería Ilegal en Colombia, en el cual se comunicó el informe realizado

por los entes de control, que registraba el cierre de 275 minas, la detención a nivel nacional de 1.228 personas involucradas con estas prácticas al igual que el decomiso de 125 máquinas en por lo menos 27 departamentos del país (Juárez, 2016). Estas cifras son una muestra del potencial riesgo al que se exponen muchos de los ecosistemas en los cuales se encuentran los minerales de interés económico, en donde se usan procedimientos de extracción que contaminan con metales pesados como el Hg y el Pb.



En la agricultura, la preocupación por la presencia de metales pesados va en aumento, debido a que tienen baja solubilidad, lo cual puede llevar a deterioro de aguas subterráneas su transporte hacia las mismas.

3.2 BIOTRATAMIENTO DE METALES PESADOS

En el tratamiento de la contaminación por metales pesados existen tanto tratamientos fisicoquímicos como tratamientos en los que intervienen sistemas biológicos. En la tabla 2 se relacionan algunas técnicas de remediación *in situ* donde se usan métodos fisicoquímicos, para la mitigación de los impactos ambientales ocasionados por los metales pesados.

TABLA 2. Descripción de técnicas asociadas a la biorremediación de metales pesados.

TÉCNICA	RESEÑA
Encapado de superficie:	Consiste en cubrir el sitio contaminado con una capa de un material a prueba de agua para formar una capa estable de protección eficiente contra el contacto con el suelo contaminado (Liu, et al., 2018)
Encapsulación	Con la aplicación de esta técnica se busca proveer una barrera física similar al encapado, aunque se diferencia en que la barrera no solo se ubica en la superficie, sino también impide el transporte y la filtración horizontal. Frecuentemente se usan textiles sintéticos y capas de arcillas impermeables (Liu, et al., 2018)
Extracción electrocinética	Consiste en remover los metales pesados de los suelos usando adsorción eléctrica aplicada con electrodos en el suelo. (Figueroa, et al., 2016)
Inmovilización química	Frecuentemente conocida como solidificación / estabilización, es una técnica que busca atrapar los contaminantes en el suelo por medio de la introducción de agentes químicos en el medio original para solidificar o convertir la fracción móvil del contaminante en precipitados estables (Tajudin, Azmi, & Nabila, 2016).

3.3 FITORREMEDIACIÓN PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS

La fitorremediación es un método de descontaminación de suelos y de ambientes acuáticos que consiste específicamente en el uso de plantas para remover contaminantes del medio en el que estas se desarrollan; también es conocida como fitolimpieza o fitocorrección. En el caso de su aplicación en suelos el uso de plantas resulta en una técnica que ofrece ventajas, ya que los metales pesados son tomados del suelo a través de los tejidos corticales de las raíces gracias a la similitud con algunos micronutrientes especiales (como el zinc), adoptando el sistema simplástico o apoplástico hasta llegar a los vasos del xilema, y acumularse en diferentes partes de la planta (Sarwar et al., 2017). Dentro del campo de la fitorremediación hay numerosas áreas: Fitoestabilización, fitovolatilización, fitodegradación, fitoextracción, rizofiltración, rizodegradación y fitorestauración además del uso que se puede hacer de las plantas como barreras protectoras y capas vegetales. Se han publicado varios estudios en los que se evalúa la capacidad de algunas especies de plantas herbáceas endémicas de Colombia y Latinoamérica, que se desarrollan entre una altura de 2450 y 2700 metros sobre el nivel del mar (Paz-Ferreiro et al., 2014)(Boyd, Davis, & Balkwill, 2008)(Madera-Parra, Peña-Salamanca, Peña, Rousseau, & Lens, 2015). *Gynnerium sagittatum* (Gs), *Colocasia esculenta* (Ce), y *Heliconia psittacorum* (He) fueron evaluadas para la fitorremediación de cadmio, mercurio, cromo y plomo; en donde Madera-Parra y colaboradores en el 2015, implementaron una metodología desarrollada en la Universidad del Valle en la ciudad de Cali, donde se usaron humedales fabricados con las plantas relacionadas anteriormente, en una escala de microcosmos y bajo condiciones de temperatura y humedad características de zonas tropicales. En este estudio se pretendía determinar la eficiencia de acumulación de metales pesados presentes en lixiviados provenientes de rellenos sanitarios, por lo cual, los autores fabricaron un lixiviado sintético, para evitar interferencias provenientes de compuestos orgánicos, que fue suministrado a manera de flujo horizontal de superficie. El estudio demostró la capacidad que tienen las tres especies de plantas para el tratamiento de lixiviados con presencia de metales. La especie *G. sagittatum* fue la que presentó mejor comportamiento de acumulo. A pesar de que la evidencia del transporte de los mismos desde la raíz hasta los órganos aéreos fue mínima, se concluyó que esta especie tiene buenos índices de acumulación en la raíz (Madera-Parra et al., 2015). Además del potencial como acumuladora de metales pesados, esta planta también es conocida como caña flecha, y es ampliamente utilizada en la fabricación de artesanías como gorros y sombreros por diferentes comunidades en Colombia (Aramendiz & Cardona, 2005).

En un estudio más específico en el que se evaluó la capacidad de la caña flecha para la descontaminación de mercurio, se concluyó que esta especie presenta pocos efectos fitotóxicos en donde no se presentó necrosis ni clorosis en tejidos de las plantas en presencia de altas concentraciones de mercurio (75 ppm). En este estudio fue cuantificada la acumulación del metal pesado en tallos y hojas por medio de la espectrofotometría de absorción atómica, en donde la variedad *Gynerium sagittatum (aubl) beauv* presentó un rendimiento cercano a la 70% de acumulación a los 60 días de observación (Ortega-Ortega, Beltrán-Herrera, & Marrugo-Negrete, 2011). En otra investigación también fue evaluada la descontaminación del mercurio presente en aguas residuales de una mina artesanal del municipio Cisneros, Antioquia, en la cual se utilizaron plantas de Buchón de agua (*Eichhornia crassipes*). Los autores reportaron una eficiencia del 71% de remoción, proponiendo el sistema de biorremediación como tratamiento inicial en la descontaminación del mercurio presente en el afluente contaminado (Domínguez, Gómez, & Ardila, 2016). Peláez y colaboradores en el 2016 evaluaron la capacidad la gramínea *Brachiaria spp* en la acumulación de Cd y Pb remanente en suelos a causa de procesos de extracción petrolera en el Magdalena Medio. Los estudios concluyeron que las especies *B. humidicola* y *B. decumbes* son plantas con potencial acumulador en sus raíces, teniendo en cuenta que se encontró presencia de los mismos en los primeros cinco cm medidos desde la raíz hacia las hojas (Peláez, Bustamante, & Gómez, 2016). En países como Estados Unidos y Canadá se han aplicado exitosamente tecnologías basadas en la fitorremediación, en las cuales se han diseñado humedales artificiales para la depuración de contaminantes, como los metales pesados, presentes en aguas residuales de diferentes procesos (Delgadillo, Camacho, & Serie, 2010). En Colombia, la implementación de este tipo de procedimientos podría ser viable como tratamiento primario, teniendo en cuenta que se puede aplicar a un bajo costo con resultados favorables para el tratamiento de las aguas residuales de la industria de la minería.

En Colombia, la implementación de este tipo de procedimientos podría ser viable como tratamiento primario, teniendo en cuenta que se puede aplicar a un bajo costo con resultados favorables para el tratamiento de las aguas residuales de la industria de la minería.

3.4 BIORREMEDIACIÓN BACTERIANA DE METALES PESADOS

La absorción de metales pesados por organismos o células biológicas se puede clasificar en dos procesos principales:



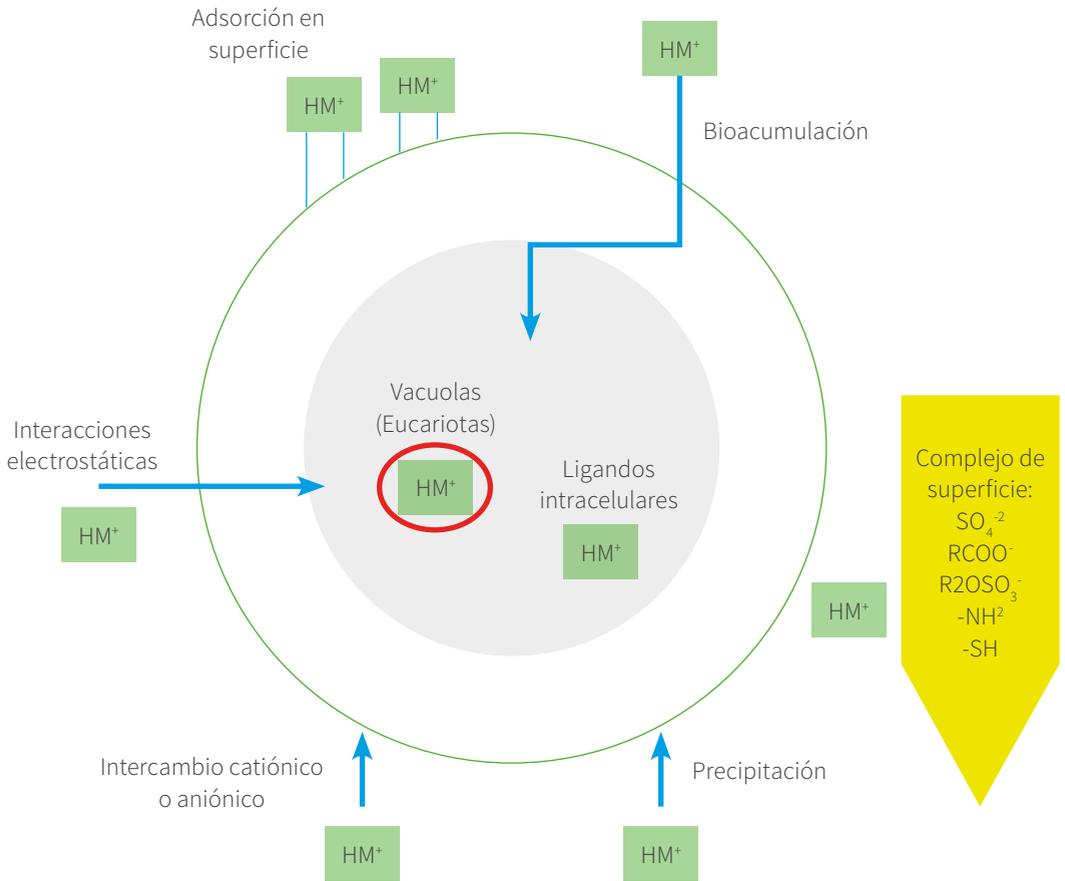
Biosorción independiente del metabolismo, que ocurre principalmente en la superficie de las células; y bioacumulación dependiente del metabolismo, incluidos los procesos de secuestro, reacción redox y transformación de especies (Gupta, Nayak, & Agarwal, 2015).

La estructura celular de un microorganismo puede atrapar iones de metales pesados y posteriormente absorberlos en los sitios de unión de la pared celular. Este proceso se llama biosorción o captación pasiva, y es independiente del ciclo metabólico. La cantidad de metal sorbido depende del equilibrio cinético y la composición del metal en la superficie celular. El mecanismo involucra varios procesos, incluida la interacción electrostática, el intercambio iónico, la precipitación y la formación de diferentes complejos en la superficie celular (Figura 7).

El otro método es un proceso en el cual los iones de metales pesados pasan a través de la membrana celular hacia el citoplasma, a través del ciclo metabólico celular. Esto se conoce como bioacumulación o absorción activa.

La estructura celular de un microorganismo puede atrapar iones de metales pesados y posteriormente absorberlos en los sitios de unión de la pared celular

FIGURA 7. Mecanismos de captación de metales pesados por microorganismos.



El uso de bacterias es frecuentemente un tema de investigación para el tratamiento de la contaminación con metales pesados tanto en suelo como en aguas residuales. Esta técnica se basa en las características que poseen algunas bacterias para acumular los metales pesados en estructuras como la pared de estas. En la pared de dichos organismos están presentes grupos funcionales como hidroxilos, fosfodiéster y amidas que pueden intercambiar iones con los metales contaminantes convirtiéndose de esta forma en biosorbentes facilitando el proceso de adsorción (Gomez, 2016). También se pueden presentar la detoxificación mediada por microorganismos a través de la transformación de del estado de valencia de los metales (Ej. Cr (VI) a Cr(III)), por la precipitación de química extracelular (Ej. Por S-2 de las bacterias sulfato reductoras) y la volatilización (Ej. Como la producción de Dimetilselenida, Trimetilarsina, y vapor de Hg) (Liu, Li, Song, & Guo, 2018).

Diferentes cepas de *Lysinibacillus sphaericus* nativas de Colombia fueron sometidas a ensayos de tolerancia a varios metales (As, Hg, Co, Fe y Cr). La investigación tuvo lugar en la Universidad de los Andes y los autores también evaluaron el potencial de las cepas como biosorbentes de los metales mencionados; comparando la eficiencia de las mismas en un estado viable (células vivas) con su biomasa muerta por desecación. En este estudio se obtuvo un porcentaje máximo de adsorción Cr(VI) de 45% usando células muertas (Velásquez & Dussan, 2009)

En cuanto a las condiciones ambientales al momento de aplicar técnicas de biorremediación se deben tener en cuenta las necesidades de los organismos aplicados. En el caso de los microorganismos usados en procesos de biorremediación de metales pesados, el pH, la temperatura y la disponibilidad de oxígeno son variables que afectan y determinan la eficiencia de los procesos que permiten la descontaminación. Infante y colaboradores evaluaron dichas condiciones ambientales en la biosorción de metales como plomo, mercurio y níquel usando *Saccharomyces cerevisiae* como sorbente (Infante, Deniles, & Angulo, 2014). En este estudio se determinó que el pH fue la variable que tuvo mayor influencia sobre la biosorción de los metales evaluados. El uso de medios de cultivo con pH ácidos (pH entre 3 y 5) estimula la interacción iónica entre los metales y los grupos funcionales presentes en las paredes de las bacterias favoreciendo la adsorción de los mismos (Shakibaie, Khosravan, Frahmand, & Zare, 2008) (Bai et al., 2013) (Godleads, Tawari, Eruke, & Ehinomen, 2015) (Kopytko, Correa, & Estévez, 2017).

A pesar de las ventajas que presenta la biorremediación frente a métodos convencionales, su implementación se ve limitada por la capacidad de adaptación que tienen los sistemas biológicos a las condiciones ambientales de los sitios contaminados. En este sentido, investigaciones como la que desarrolló Guerrero y colaboradores en la ciudad de Pasto, aplicaron bacterias endémicas aisladas de agua residual del río Pasto (*Bacillus thuringiensis*, *Bacillus amyloliquefaciens* y *Paenibacillus sp.*). En este estudio se evaluó la capacidad de los microorganismos mencionados para la descontaminación de muestras de agua procedentes del río en la que se corroboró la presencia de cromo VI. Así, se implementó un proceso piloto en el cual se determinó que este tipo de tecnologías pueden considerarse para su aplicación en campo (Guerrero Ceballos et al., 2017).

3.5 BIBLIOGRAFÍA

Achal, V., Pan, X., & Zhang, D. (2011). Remediation of copper-contaminated soil by *Kocuria flava* CR1, based on microbially induced calcite precipitation. *Ecological Engineering*, 37(10), 1601–1605. doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.06.008

Aramendiz, H., & Cardona, C. E. (2005). Influencia del ácido indolbutírico y ácido naftalenoacético sobre el enraizamiento de esquejes de caña flecha (*Gynerium sagittatum* Aubl) effect of indolebutiric acid and naftalenacetic acid on rooting of arrow cane (*Gynerium sagittatum* Aubl) cutting, 5–13.

Bai, H., Kang, Y., Quan, H., Han, Y., Sun, J., & Feng, Y. (2013). Bioremediation of copper-containing wastewater by sulfate reducing bacteria coupled with iron. *Journal of Environmental Management*, 129, 350–356. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.06.050

Boyd, R. S., Davis, M. A., & Balkwill, K. (2008). Elemental patterns in Ni hyperaccumulating and non-hyperaccumulating ultramafic soil populations of *Senecio coronatus*. *South African Journal of Botany*, 74(1), 158–162. doi: 10.1016/j.sajb.2007.08.013

Delgadillo, O., Camacho, A., & Serie, M. A. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. (N. Antequera, Ed.). Cochabamba: Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua.

Domínguez, M., Gómez, S., & Ardila, A. (2016). Fitorremediación de mercurio presente en aguas residuales provenientes de la industria minera. *UGCiencia*, 22(1), 227–237. Recuperado de <http://revistas.ugca.edu.co/index.php/ugciencia/article/view/705/1075>

Figueroa, A., Cameselle, C., Gouveia, S., Hansen, H.K., 2016. Electrokinetic treatment of an agricultural soil contaminated with heavy metals. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 51, 691–700.

Godleads, A., Tawari, F., Eruke, O., & Ehinomen, I. (2015). Bioremediation, Biostimulation and Bioaugmentation: A Review. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 3(1), 28–39. doi: 10.12691/ijebb-3-1-5

Gomez, D. (2016). La sustentabilidad ambiental en la remoción. *Revista Asuntos Económicos y Administrativos*, 30, 10–22. Recuperado de <http://revistasum.umanizales.edu.co/ojs/index.php/Asuntosecoyadmon/article/view/2187>

Guerrero Ceballos, D. L., Pinta Melo, J., Fernandez Izquierdo, P., Ibarguen Mondragón, E., Hidalgo Bonilla, S. P., & Burbano Rosero, E. M. (2017). Eficiencia en la reducción de cromo por una bacteria silvestre en un tratamiento tipo Batch utilizando como sustrato agua residual del municipio de Pasto, Colombia. *Universidad y Salud*, 19(1), 102. doi: 10.22267/rus.171901.74

Gupta, V. K., Nayak, A., & Agarwal, S. (2015). Bioadsorbents for remediation of heavy metals: current status and their future prospects. *Environmental engineering research*, 20(1), 1-18. Recuperado de: doi: 10.4491/eer.2015.018

Gutiérrez-Mosquera, H., Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Roy, P. D., & Rivera-Rivera, D. M. (2018). Metal concentrations in the beach sediments of Bahía Solano and Nuquí along the Pacific coast of Chocó, Colombia: A baseline study. *Marine Pollution Bulletin*, 135(June), 1–8. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.060

Infante, C., Deniles, D. A., & Angulo, E. (2014). Removal of lead, mercury and nickel using the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. Remoción de plomo, mercurio y níquel utilizando la levadura. *Revista MVZ Cordoba*, 19(2), 4141–4149.

Juárez, F. (2016). La minería ilegal en Colombia: un conflicto de narrativas. *Revista El Ágora USB*, 16(1), 135-146. Recuperado de <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0168-ssoar-464002>

Kopytko, M., Correa, N., & Estévez, M. (2017). Biodegradación estimulada de los suelos contaminados con pesticidas organoclorados. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 98(3), 426–438. doi: 10.3732/ajb.1000298

Liu, L., Li, W., Song, W., & Guo, M. (2018). Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of the Total Environment*, 633, 206–219. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.161

Madera-Parra, C. A., Peña-Salamanca, E. J., Peña, M. R., Rousseau, D. P. L., & Lens, P. N. L. (2015). Phytoremediation of Landfill Leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerum sagittatum* and *Heliconia psittacorum* in Constructed Wetlands. *International Journal of Phytoremediation*, 17(1), 16–24. doi: 10.1080/15226514.2013.828014

Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernandez, J., & Diez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinu River Basin, Colombia. *Environmental Research*, 154(February), 380–388. doi: 10.1016/j.envres.2017.01.021

Ortega-Ortega, R. E., Beltrán-Herrera, J. D., & Marrugo-Negrete, J. L. (2011). Acumulación de Mercurio (Hg) por Caña Flecha (*Gynerium Sagittatum*) (Aubl) Beauv. in vitro. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 13(1), 33–41.

Oves M., Khan M.S., Zaidi A., Ahmad E. (2012) Soil Contamination, Nutritive Value, and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals: An Overview. In: Zaidi A., Wani P., Khan M. (Eds.) *Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation*. Springer, Vienna

Paz-Ferreiro, J., Lu, H., Fu, S., Méndez, A., & Gascó, G. (2014). Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: A review. *Solid Earth*, 5(1), 65–75. doi: 10.5194/se-5-65-2014

Peláez, M., Bustamante, J., & Gómez, E. (2016). Presencia de cadmio y plomo en suelos y su bioacumulación en tejidos vegetales en especies de *Brachiaria* en el Magdalena Medio colombiano. doi: 10.17151/luaz.2016.43.5

Sarwar, N., Imran, M., Rashid, M., Ishaque, W., Asif, M., Matloob, A., Hussain, S. (2017). Chemosphere Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere*, 171, 710–721. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.116

Shakibaie, M. R., Khosravan, a, Frahmand, a, & Zare, S. (2008). Application of Metal Resistant Bacteria By Mutational, 5(4), 251–256.

Tajudin, S. A. A., Azmi, M. A. M., & Nabila, A. T. A. (2016). Stabilization/Solidification Remediation Method for Contaminated Soil: A Review. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 136(1). doi: 10.1088/1757-899X/136/1/012043

Velásquez, L., & Dussan, J. (2009). Biosorption and bioaccumulation of heavy metals on dead and living biomass of *Bacillus sphaericus*. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1–3), 713–716. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.01.044

Zaidi, A., Wani, P. A., & Khan, M. S. (2014). Toxicity of heavy metals to legumes and bioremediation. *Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation*, (June 2016), 1–244. doi: 10.1007/978-3-7091-0730-0