PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, NATURALES Y AMBIENTALES

ESCUELA DE CIENCIAS QUÍMICAS

Evaluación de métodos y dispositivos de remoción de metales pesados presentes en suelo y agua mediante uso de fibras lignocelulósicas

Monografía previa a la obtención del título de Químico

MARCO ANDRES JARAMILLO URIBE

QUITO, 2026

Certifico que la Monografía de la carrera de Química, del Sr./Sra./Srta. MARCO ANDRES JARAMILLO URIBE **..... ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.**

Validar únicamente en FirmaEC.
Firmado electrónicamente por:
KATHERINE ROCIO
VACA ESCOBAR

Firma del tutor de la monografía

Katherine Rocio Vaca Escobar

Quito, 12 de junio de 2026

La presente monografía se lo dedico a Dios por ser mi guía espiritual, a mis padres por su gran esfuerzo cada día y ser mis guías en este largo camino; a mis amigos de la carrera que me acompañaron durante estos cuatro años de aprendizaje y esfuerzo; y finalmente a las demás personas, profesores, familiares y amigos cercanos, que formaron parte de mi proceso para convertirme en un profesional.

TABLA DE CONTENIDOS

1. RESUMEN……8

2. ABSTRACT……9

3. INTRODUCCIÓN……10

4. OBJETIVOS……15

5. DESARROLLO TEÓRICO……16

5.1. Bases Teóricas……16

5.1.1. Metales pesados con mayor impacto ambiental y sus secuelas en el ambiente y en el organismo humano……16

5.1.1.1. Plomo (Pb) ……18

5.1.1.2. Cromo (Cr) ……19

5.1.1.3. Níquel (Ni) ……21

5.1.1.4. Mercurio (Hg) ……22

5.1.1.5. Cadmio (Cd) ……23

5.1.2. Fundamentos de Adsorción……24

5.1.2.1. Isotermas de Adsorción……24

5.1.2.2. Isoterma de Langmuir……24

5.1.2.3. Isoterma de Freundlich……25

5.1.2.4. Cinética de Pseudo Primer y Segundo Ordén……25

5.1.2.4.1. Modelo de Pseudo Primer Ordén……26

5.1.2.4.2. Modelo de Pseudo Segundo Ordén……26

5.1.2.5. Constante de Equilibrio (K) ……27

5.1.2.6. Capacidad Máxima de Adsorción (q_{max}) ……27

5.1.3. Fibras lignocelulósicas como adsorbentes……27

5.1.3.1. Estructura Química de las fibras lignocelulósicas……28

5.1.3.2. Fibras lignocelulósicas con mayor utilidad como adsorbentes……30

5.1.3.2.1. Cáscara de Cacao……32

5.1.3.2.2. Cáscarilla de Café……32

5.1.3.2.3. Bagazo de Caña de azúcar……32

5.1.3.2.4. Fibras de coco……33

5.1.3.2.5. Cáscara de arroz……33

5.1.3.3. Principales ventajas de utilizar fibras lignocelulósicas……33

5.1.4. Modificación de Biomasa……34

5.1.4.1. Química……34

5.1.4.2. Física……35

5.1.4.3. Térmica……35

5.1.5. Dispositivos fabricados para la remoción de Metales Pesados en Aguas Residuales y Suelos....35

5.1.5.1. Dispositivos de Remoción de Metales Pesados para agua……36

5.1.5.1.1. Dispositivos Tipo Continuo……36

5.1.5.1.1.1. Columnas Empacadas de Lecho Fijo……36

5.1.5.1.1.2. Columnas de Adsorción por Lecho Fijo con Fibras Modificadas……37

5.1.5.1.1.3. Columnas Continuas……38

5.1.5.1.2. Dispositivos Tipo Batch……40

5.1.5.1.2.1. Nanocelulosa Estructurada como Adsorbentes……40

5.1.5.2. Dispositivos de Remoción de Metales Pesados en suelos……41

5.1.5.2.1. Dispositivos Tipo Activos……41

5.1.5.2.1.1. Electrocinética Acoplada a Barreras Radioactivas Permeables (EK-PRB)……41

5.1.5.2.2. Dispositivos Tipo Pasivos……43

5.1.5.2.2.1. Barrera Reactiva Permeable (PRB) ……43

5.2. Evaluación de dispositivos que utilicen material lignocelulósico utilizados en la remoción de Plomo, Cromo, Níquel, Mercurio y Cadmio……44

5.2.1. Tipo de fibra vegetal utilizada en los dispositivos……48

5.2.1.1. Columnas Empacadas de Lecho Fijo.....48

5.2.1.2. Columnas Continuas.....48

5.2.1.3. Nanocelulosa Estructurada.....49

5.2.1.4. Columnas de Adsorción con fibras modificadas.....49

5.2.1.5. EK-PRB.....49

5.2.1.6. PRB.....49

5.2.2. Evaluación de eficiencia de remoción de metales pesados.....50

5.2.2.1. Columnas Empacadas de Lecho Fijo.....50

5.2.2.2. Columnas Continuas.....50

5.2.2.3. Nanocelulosa Estructurada.....51

5.2.2.4. Columnas de Adsorción con fibras modificadas.....51

5.2.2.5. EK-PRB.....52

5.2.2.6. PRB.....52

5.2.3. Condiciones de Operación y Configuración de los dispositivos.....52

5.2.3.1. Columnas Empacadas de Lecho Fijo.....52

5.2.3.2. Columnas Continuas.....53

5.2.3.3. Nanocelulosa Estructurada.....54

5.2.3.4. Columnas de Adsorción con fibras modificadas.....54

5.2.3.5. EK-PRB.....55

5.2.3.6. PRB.....55

5.2.4. Ventajas y Limitaciones de los dispositivos analizados.....55

5.2.4.1. Columnas Empacadas de Lecho Fijo.....55

5.2.4.2. Columnas Continuas.....56

5.2.4.3. Nanocelulosa Estructurada.....57

5.2.4.4. Columnas de Adsorción con fibras modificadas.....58

5.2.4.5. EK-PRB……58

5.2.4.6. PRB……59

6. CONCLUSIONES……61

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS……62

1. RESUMEN

La contaminación de agua y suelo por metales pesados representa una problemática ambiental y sanitaria de gran impacto debido a la persistencia, toxicidad y capacidad de bioacumulación de elementos como plomo, cromo, níquel, mercurio y cadmio. Frente a las limitaciones de los métodos convencionales de tratamiento el uso de materiales lignocelulósicos ha surgido como una alternativa sostenible y de bajo costo para la remoción de estos contaminantes. La presente monografía tuvo como objetivo comparar métodos y dispositivos de remoción de metales pesados presentes en suelo y agua que utilicen filtros elaborados a base de fibras lignocelulósicas; para ello, se realizó una revisión bibliográfica de carácter sistemático y comparativo enfocada en la categorización de las principales fibras vegetales utilizadas como adsorbentes, entre ellas cáscara de arroz, cascarilla de café, bagazo de caña de azúcar, fibras de coco y cáscara de cacao, así como en la evaluación de dispositivos como columnas de lecho fijo, columnas continuas, nanocelulosa estructurada, columnas con fibras modificadas, barreras reactivas permeables (PRB) y sistemas electrocinéticos acoplados a barreras reactivas permeables (EK-PRB). Los resultados evidenciaron que las fibras lignocelulósicas poseen una elevada capacidad de adsorción gracias a la presencia de grupos funcionales como hidroxilos, carboxilos y fenólicos, alcanzando eficiencias de remoción superiores al 80 % e incluso cercanas al 99 % en algunos sistemas. Asimismo, se determinó que las modificaciones químicas, físicas y térmicas incrementan significativamente la eficiencia de captura de metales pesados. Finalmente, se concluye que las fibras lignocelulósicas constituyen una alternativa eficiente, económica y ambientalmente sostenible para la remediación de aguas y suelos contaminados por metales pesados, aunque su aplicación a gran escala aún presenta limitaciones relacionadas con la regeneración del adsorbente, el escalamiento industrial y la competencia iónica.

Palabras Clave: Adsorción; Fibras lignocelulósicas; Metales pesados; Problemática ambiental; Residuos agrícolas.

2. ABSTRACT

Water and soil contamination caused by heavy metals represents an environmental and health problem of great impact due to the persistence, toxicity, and bioaccumulation capacity of elements such as lead, chromium, nickel, mercury, and cadmium. Due to the limitations of conventional treatment methods, the use of lignocellulosic materials has emerged as a sustainable and low-cost alternative for the removal of these contaminants. The objective of this monograph was to compare methods and devices for the removal of heavy metals present in soil and water using filters made from lignocellulosic fibers. For this purpose, a systematic and comparative bibliographic review was carried out, focused on the classification of the main plant fibers used as adsorbents, including rice husk, coffee husk, sugarcane bagasse, coconut fibers, and cocoa husk, as well as the evaluation of devices such as fixed-bed columns, continuous columns, structured nanocellulose, modified fiber adsorption columns, permeable reactive barriers (PRB), and electrokinetic permeable reactive barriers (EK-PRB). The results showed that lignocellulosic fibers have a high adsorption capacity due to the presence of functional groups such as hydroxyl, carboxyl, and phenolic groups, reaching removal efficiencies higher than 80% and even close to 99% in some systems. Likewise, it was determined that chemical, physical, and thermal modifications significantly increase the efficiency of heavy metal removal. Finally, it is concluded that lignocellulosic fibers constitute an efficient, economical, and environmentally sustainable alternative for the remediation of water and soil contaminated by heavy metals, although their large-scale application still presents limitations related to adsorbent regeneration, industrial scaling, and ionic competition.

Key Words: Adsorption; Agricultural residues; Environmental problems; Heavy metals; Lignocellulosic fibers.

3. INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua por metales pesados constituye una de las problemáticas ambientales más relevantes a nivel mundial, debido a su alta persistencia en el ambiente, su carácter no biodegradable y su elevada capacidad de bioacumulación en los organismos vivos. Esta situación se agrava especialmente en contextos urbanos e industriales, donde el vertido de aguas residuales sin tratamiento adecuado, así como la descarga de efluentes industriales, la actividad minera y el uso de fertilizantes y plaguicidas, contribuyen significativamente a su presencia en el medio ambiente (Paccha Rufasto & Paccha Huamani, 2023). En la actualidad, estos contaminantes son considerados una preocupación global, ya que muchos de estos residuos no son recolectados, tratados ni dispuestos de manera adecuada, incrementando notablemente la concentración de metales pesados en diferentes matrices ambientales.

La presencia de estos elementos potencialmente tóxicos afecta de forma directa la calidad del agua, la productividad de los suelos y el equilibrio de los ecosistemas, además de representar un riesgo significativo para la salud humana (Paccha Rufasto & Paccha Huamani, 2023). En particular, la exposición continua a metales como el cromo, plomo y cadmio se ha asociado con el aumento del riesgo de desarrollar enfermedades graves, incluyendo cáncer, alteraciones neurológicas, trastornos renales y afecciones respiratorias; en ese contexto, estos contaminantes constituyen una amenaza directa tanto para los ecosistemas acuáticos como para la salud de la población humana (Waichman et al., 2025).

Los métodos tradicionales para la remoción de metales pesados en aguas residuales comprenden una variedad de técnicas fisicoquímicas, tales como la precipitación química, la coagulación–floculación, el intercambio iónico y la filtración por membranas. Estas tecnologías han sido ampliamente aplicadas debido a su capacidad para retener iones metálicos disueltos mediante

procesos estandarizados, alcanzando altas eficiencias de remoción (Qasem et al., 2021). Sin embargo, presentan limitaciones importantes que restringen su aplicabilidad a gran escala; entre las principales desventajas se encuentran los elevados costos operativos y de mantenimiento, asociados al consumo de reactivos químicos y energía, especialmente en procesos como la filtración por membranas y el intercambio iónico, así como la generación de residuos secundarios, como lodos o concentrados metálicos, que requieren tratamientos y disposiciones finales especializadas (Qasem et al., 2021).

Adicionalmente, algunos métodos convencionales, como la precipitación química, pueden presentar menor eficiencia en la remoción de metales a bajas concentraciones, siendo su rendimiento altamente dependiente de variables operativas como el pH, la temperatura y la cinética de formación de los precipitados. Estas limitaciones reducen la sostenibilidad de dichas tecnologías y, en muchos casos, dificultan su implementación en sistemas de tratamiento a pequeña escala o en regiones con recursos limitados (Qasem et al., 2021). En este contexto, la adsorción mediante materiales de origen biológico ha emergido como una alternativa prometedora, destacándose el uso de materiales lignocelulósicos derivados de residuos agrícolas. Estos materiales poseen una estructura química favorable para la interacción con iones metálicos, debido a la presencia de grupos funcionales como hidroxilos, carboxilos y compuestos fenólicos, que facilitan procesos de complejación e intercambio iónico. Además, representan una opción sostenible gracias a su alta disponibilidad, bajo costo y significativa capacidad de adsorción de contaminantes metálicos.

En el ámbito nacional se han desarrollado estudios enfocados en la evaluación de la eficiencia de materiales lignocelulósicos, como el bagazo de caña y la cascarilla de café, empleados como adsorbentes naturales para la remoción de plomo, utilizando el carbón activado como referencia (Stefan & Galindo, 2025). Los resultados obtenidos evidencian que el carbón activado alcanzó una eficiencia de remoción del 95,08%, mientras que la cascarilla de café y el bagazo de caña presentaron eficiencias de 75,73% y 65,11%, respectivamente. Estos hallazgos demuestran que, si bien el carbón

activado presenta un mayor rendimiento, los materiales lignocelulósicos constituyen alternativas viables y sostenibles, con potencial para su incorporación en procesos de biorremediación de aguas contaminadas.

De igual manera, en el contexto nacional se ha llevado a cabo una revisión exhaustiva sobre el uso de residuos lignocelulósicos (Oviedo Chávez & Vinueza Galárraga, 2020), se destaca su potencial como bioadsorbentes, materiales filtrantes y componentes de membranas. Los resultados de esta revisión evidencian que las fibras de origen vegetal, tanto naturales como modificadas, presentan una alta capacidad de adsorción de metales pesados como plomo, cadmio, níquel, cromo y cobre en agua y lixiviados de suelo, alcanzando eficiencias comparables e incluso superiores a las de adsorbentes comerciales. Sin embargo, los estudios disponibles se concentran principalmente en ensayos de laboratorio y en materiales específicos, sin una evaluación comparativa integral de métodos y dispositivos. Esta limitación evidencia la necesidad de sistematizar, comparar y valorar críticamente las tecnologías basadas en fibras lignocelulósicas, con el fin de fortalecer su aplicabilidad y contribuir al desarrollo de soluciones sostenibles para la remediación de suelos y aguas contaminadas en el contexto ecuatoriano.

Adicionalmente, se han realizado análisis de muestras de agua para la detección de metales pesados en los ríos Villa, Siete, Fermín y Guanache, pertenecientes al distrito minero de Ponce Enríquez, en la ciudad de Cuenca. Los resultados evidenciaron concentraciones elevadas de aluminio (Al), hierro (Fe), plomo (Pb) y zinc (Zn), observándose un incremento significativo durante la temporada de lluvias, asociado a procesos de escorrentía y a la influencia de la composición geológica del área de estudio (Almeida-Guerra et al., 2025). Asimismo, se determinó un coeficiente de correlación superior a 0,8 ($r > 0,8$) entre las concentraciones de plomo (Pb) y hierro (Fe), lo que indica una relación directamente proporcional entre ambos metales. Este comportamiento también se evidenció entre los pares hierro–aluminio (Fe–Al) y plomo–aluminio (Pb–Al), tanto en temporada seca como en época

húmeda, lo que sugiere la presencia de fuentes comunes o procesos geoquímicos similares que controlan su movilidad y distribución en el sistema hídrico (Almeida-Guerra et al., 2025).

En el plano internacional, diversos estudios han evidenciado la magnitud del problema de contaminación por metales pesados en cuerpos de agua superficiales, reportando concentraciones preocupantes de elementos como cromo (Cr), manganeso (Mn), cobalto (Co), níquel (Ni), arsénico (As) y cadmio (Cd). En este sentido, investigaciones han empleado indicadores como el índice de contaminación por metales pesados (HPI), el índice de evaluación de metales pesados (HEI), el índice de toxicidad letal (MLT) y evaluaciones de riesgo para la salud humana, evidenciando niveles que resultan incompatibles con un uso seguro del agua para consumo humano y actividades productivas (Kumar et al., 2021). Estos resultados ponen de manifiesto la gravedad de la problemática a nivel global y refuerzan la necesidad de implementar tecnologías de remediación ambiental que sean técnica y económicamente viables, especialmente en regiones sometidas a una alta presión antrópica sobre los recursos hídricos.

Asimismo, se evaluó la eficiencia de filtros de lecho fijo empacados con zeolita natural para la remoción de metales y metaloides presentes en agua, considerando como variable principal el tamaño de partícula del material filtrante. Los resultados evidenciaron que todos los tratamientos lograron reducir la concentración de los metales analizados; sin embargo, los filtros empacados con partículas de menor tamaño y con granulometría mixta presentaron las mayores eficiencias de remoción. En particular, se registraron valores aproximados de hasta 48 % para arsénico, 73 % para boro, entre 82 % y 84 % para litio, hasta 65 % para sodio y alrededor de 86 % para magnesio durante el primer ciclo de filtración (Rubio-Arias et al., 2021). En función de estos resultados, se concluye que la zeolita natural constituye un material filtrante eficiente y de bajo costo para la descontaminación de agua, especialmente cuando se emplean tamaños de partícula reducidos o combinados.

En otro estudio, (Tejada-Tovar et al., 2022) concluyen que la remoción de contaminantes en solución acuosa mediante procesos de adsorción utilizando materiales lignocelulósicos constituye una alternativa viable para la descontaminación de aguas, ya que permite evitar la generación de lodos químicos secundarios; además, esta técnica se posiciona como una de las opciones más eficientes para el tratamiento de aguas residuales, debido a su bajo costo de implementación y mantenimiento en comparación con los métodos tradicionales de remoción de metales pesados en efluentes acuosos.

Bajo este contexto, la presente monografía tiene como objetivo revisar y evaluar métodos de captura y remoción de metales pesados que empleen filtros elaborados a partir de materiales lignocelulósicos, tanto en sistemas de tratamiento de aguas residuales como en suelos contaminados. Para ello, se desarrollará una revisión bibliográfica de carácter sistemático y comparativo, basada en la categorización de las principales fibras de origen vegetal utilizadas y en la evaluación de los dispositivos de captación más empleados. Asimismo, se analizarán sus ventajas y limitaciones técnicas, con el fin de valorar su efectividad a partir de datos experimentales reportados en la literatura científica. De esta manera, se busca determinar la eficiencia de las fibras lignocelulósicas como filtros naturales y evaluar su potencial de aplicación en la mitigación de la contaminación ambiental.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Comparar métodos y dispositivos de remoción de metales pesados presentes en suelo y agua que utilicen filtros hechos a base de fibras de material lignocelulósicas.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

4.2.1. Categorizar las fibras de origen vegetal usadas para captar metales pesados en dispositivos de remoción

4.2.2. Evaluar dispositivos de captación de metales pesados utilizados para limpieza de aguas y suelos.

4.2.3. Analizar ventajas y limitaciones de los dispositivos y fibras usados para captura de metales en aguas y suelos.

4.2.4. Valorar el uso de fibras en dispositivos utilizados para la captura de metales pesados de forma efectiva en agua y suelos con base en datos bibliográficos.

5. DESARROLLO TEÓRICO

5.1. BASES TEÓRICAS

5.1.1. METALES PESADOS CON MAYOR IMPACTO AMBIENTAL Y SUS SECUELAS EN EL AMBIENTE Y EN EL ORGANISMO HUMANO

Los metales pesados son un grupo constituyente de elementos químicos que presentan una elevada toxicidad a elevadas concentraciones en la naturaleza, a pesar de que algunos de ellos cumplen funciones biológicas esenciales en bajas concentraciones (Kumar et al., 2021); la principal característica que los distingue como contaminantes prioritarios es su persistencia en el ambiente, su no biodegradabilidad y su capacidad de bioacumulación y biomagnificación a lo largo de las cadenas tróficas (Kumar et al., 2021); entre los metales pesados que tienen un mayor impacto ambiental por su alta toxicidad y difícil eliminación son considerados el cromo, níquel, cadmio, mercurio y plomo (Tejada-Tovar et al., 2022). Estos elementos se incorporan al ambiente como consecuencia de actividades industriales, mineras, metalúrgicas, agrícolas y urbanas, así como por la descarga de aguas residuales sin tratamiento adecuado (Tejada-Tovar et al., 2022).

En matrices como el suelo los metales pueden encontrarse adsorbidos en partículas como minerales, complejados con materia orgánica o precipitados en formas poco solubles; mientras que matrices acuosas como en el agua pueden permanecer en forma disuelta o coloidal, dependiendo del pH, la fuerza iónica y la presencia de ligandos (Kumar et al., 2021).

En la tabla 1 se puede apreciar una descripción general de las principales fuentes de contaminación, niveles de toxicidad y efectos en los sistemas suelo–agua, así como en la salud humana del impacto generado por la presencia de metales pesados.

Tabla 1. Comparación de metales pesados de mayor impacto ambiental

METAL	PRINCIPALES FUENTES	TOXICIDAD	EFECTOS EN SUELO Y AGUA	EFECTOS EN EL SER HUMANO
PLOMO	Minería, fundiciones, baterías, emisiones urbanas, fuentes naturales en la corteza terrestre (Mishra et al., 2025; Rodríguez Rey et al., 2016).	Alta, no biodegradable, bioacumulativo	Se acumula en sedimentos; puede remobilizarse por cambios de pH y redox; afecta microbiota del suelo y fertilidad; puede ser absorbido por plantas (Das et al., 2023; Miranda et al., 2021).	Neurotóxico; afecta sistema nervioso, causa anemia, daño renal, hipertensión y alteraciones del desarrollo (Ortega, 2014).
CROMO	Curtido de pieles, galvanoplastia, industria textil, pigmentos, metalurgia (Tejedor, 2020).	Muy alta, carcinogénico y mutagénico	Alta movilidad en agua; atraviesa membranas biológicas; en suelos su movilidad depende de pH y redox; induce estrés oxidativo en organismos (Sharma et al., 2022; Xie, 2024).	Carcinogénico; provoca daño celular, mutaciones, efectos respiratorios y sistémicos (Ukhurebor et al., 2021).
NÍQUEL	Industria metalúrgica, acero inoxidable, aleaciones, electrónica (Tibaduiza Mogollon, 2020).	Moderada–alta, dependiente de biodisponibilidad	Afecta microbiota del suelo, germinación y crecimiento vegetal; se acumula en sedimentos acuáticos y puede liberarse (Rizwan et al., 2024; Y. Zhang et al., 2018).	Dermatitis, problemas respiratorios, bronquitis crónica y cáncer pulmonar en exposiciones prolongadas (Genchi et al., 2020).
CADMIO	Minería, fertilizantes, residuos industriales, actividades agrícolas (Rasin et al., 2025).	Muy alta, bioacumulativo y altamente móvil	Alta movilidad en suelo–agua; absorbido por plantas y entra a la cadena alimentaria; afecta microbiota y fauna del suelo; reduce fertilidad (Kubier et al., 2019; You et al., 2024).	Daño renal, alteraciones óseas, toxicidad sistémica y riesgo crónico por consumo de alimentos contaminados (Rasin et al., 2025).
MERCURIO	Combustión de carbón, industrias, minería aurífera artesanal (L. Wang et al., 2020).	Muy alta, especialmente como metilmercurio; bioacumulativo y biomagnificable	Se transforma en metilmercurio por microorganismos; se bioacumula en organismos acuáticos y se biomagnifica en cadenas tróficas; contamina suelos y agua (Chisanga et al., 2025; Lavoie et al., 2013).	Neurotóxico severo; afecta sistema nervioso central, desarrollo fetal, función renal y cardiovascular (Driscoll et al., 2013).

5.1.1.1. PLOMO (Pb)

El plomo, considerado como uno de los metales pesados con mayor preocupación por su alta persistencia y tendencias a la acumulación en sedimentos y suelos, permitiéndole permanecer de forma estable y generar una fuente crónica de exposición, especialmente en zonas cercanas a minería, fundiciones, baterías y áreas urbanas (Mishra et al., 2025); además se lo puede encontrar de forma natural en la corteza terrestre y ha sido distribuido en el ambiente a partir de fuentes fijas o móviles, y contaminación antropogénica o natural (Rodríguez Rey et al., 2016).

En sistemas acuáticos, metales pesados como el plomo son adsorbidos en sedimentos y pueden ser liberados nuevamente al agua por cambios en las condiciones fisicoquímicas como los son el pH disminuido y un menor potencial redox, además de la presencia de materia orgánica que modifican estos equilibrios y permitiendo así la remobilización de plomo en agua (Miranda et al., 2021); estos cambios y condiciones alteran la afinidad de los metales por los sitios de unión en sedimentos y facilitan su movilidad hacia la fase disuelta, incrementando el riesgo ecológico y la exposición de la biota acuática (Miranda et al., 2021).

En el suelo, el plomo puede fijarse a fracturas minerales, sedimentos y materia orgánica del suelo, donde pueden migrar hacia aguas subterráneas y ser absorbidos por las raíces de las plantas, acumulándose en tallos, hojas y frutos (Das et al., 2023); la incorporación del plomo a los tejidos vegetales facilita su entrada a la cadena alimentaria cuando dichos cultivos son consumidos por animales o seres humanos, incrementado la exposición de los sistemas a toxinas; también la presencia de este metal en el suelo afecta negativamente a la microbiota edáfica, ya que reduce la fertilidad y limita el crecimiento vegetal, alterando los ciclos biogeoquímicos del ecosistema (Y. Zhang et al., 2018).

La exposición continúa a este metal genera secuelas en el sistema humano, ya que es considerado como un neurotóxico que puede causar trastornos del aprendizaje a edades pediátricas y

la presentación de trastornos de equilibrio por afectación auditiva, daño renal y anemia, en adultos puede generar trastornos de comportamiento agresivos, hipertensión, retardo del desarrollo sexual, disminución de la capacidad cerebral y de las funciones neurofisiológicas (Ortega, 2014).

5.1.1.2. CROMO (Cr)

El cromo es un metal pesado que tiene una gran particularidad, pues su impacto ambiental depende especialmente de su estado de oxidación, especialmente su forma hexavalente o Cr (VI); considerado como uno de los metales más peligrosos debido a su elevada movilidad en el agua y su alto potencial carcinogénico y mutagénico (Ukhurebor et al., 2021). La elevada solubilidad del cromo en ambientes acuáticos favorece su transporte y dispersión, incrementando el riesgo de contaminación de fuentes de abastecimiento y generando efectos carcinógenos y mutagénicos (Tejedor, 2020).

El cromo y derivados son altamente solubles y móviles, permitiéndolos desplazarse fácilmente a través de columnas de agua, tanto superficial como subterránea, y contaminar fuentes de abastecimiento, esto se da especialmente cuando son vertidos por actividades industriales como curtido de pieles, galvanoplastia, fabricación de colorantes, industria textil, procesos de conservación de madera o procesos metalúrgicos (Tejedor, 2020).

La forma hexavalente del cromo tiende a permanecer disuelta y no precipita fácilmente, aumentando así su movilidad y persistencia en sistemas acuáticos (Xie, 2024), elevando el riesgo para comunidades y ecosistemas que dependen de dichas fuentes de agua. El cromo hexavalente puede atravesar las membranas biológicas con facilidad, lo que aumenta su bioacumulación en organismos acuáticos y su entrada en la cadena trófica (Xie, 2024), esta movilidad combinada con su alta toxicidad implica impactos ambientales severos en la calidad del agua y salud de los organismos acuáticos (Ukhurebor et al., 2021).

En suelos contaminados el cromo y sus derivados se encuentra sujetos a procesos de adsorción y desorción en superficies minerales, materia orgánica y complejos orgánico-inorgánicos, los cuales determinan su movilidad y disponibilidad biológica (Mykolenko et al., 2018); estas reacciones son altamente dependientes de factores químicos del medio, como el pH, pues un pH ácido tiende a reducir la adsorción y aumentar la solubilidad y movilidad, de igual manera un pH alcalino tiene una mayor capacidad de intercambio catiónico, promoviendo su inmovilización, asimismo su potencial redox, contenido de materia orgánica y presencia de ligandos pueden desencadenar desorción de metales previamente retenidos, facilitando su transporte hacia capas más profundas o hacia aguas subterráneas (Mykolenko et al., 2018), estos factores favorecen la retención o liberación de los metales hacia la solución del suelo (Ukhurebor et al., 2021).

El cromo hexavalente pueden inducir estrés oxidativo en organismos acuáticos y plantas mediante la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS) durante sus procesos metabólicos y de reducción intracelular, causando daño a proteínas, lípidos y estructuras celulares esenciales (Sharma et al., 2022), este desequilibrio redox afecta funciones ecológicas del suelo y cuerpos de agua al perjudicar la supervivencia, crecimiento y reproducción de microorganismos y de la fisiología vegetal, reduciendo la productividad de ecosistemas terrestres y acuáticos (Singh et al., 2022).

En sistemas acuáticos, la acumulación de metales y reactivos de oxígeno en tejidos de peces y otros invertebrados compromete su salud y altera las cadenas tróficas, mientras que en plantas se observan efectos como disminución del crecimiento y fotosíntesis; de igual manera, el estrés oxidativo y la bioacumulación aumentan la carga de riesgo para el consumo humano de alimentos y agua contaminados con metales pesados (Singh et al., 2022), el consumo de este metal pesado puede generar efectos nocivos en la salud humana, este es ampliamente reconocido por su gran toxicidad y riesgos carcinogénicos (Tejedor, 2020).

5.1.1.3. NÍQUEL (Ni)

El níquel es un metal duro, de tonalidad blanca-plateado, distribuido ampliamente en el ambiente que puede incorporarse a suelos y aguas por fuentes naturales y por actividades antropogénicas, entre las más importantes su uso en la fabricación de acero inoxidable, componentes electrónicos, recubrimientos metálicos y otras aleaciones de metales (Tibaduiza Mogollon, 2020); sin embargo, la biodisponibilidad del níquel depende de variables como pH, materia orgánica y mineralogía, por lo que su toxicidad ambiental puede variar entre zonas.

La presencia de níquel en suelos contaminados a concentraciones elevadas puede alterar procesos biológicos clave como lo es la germinación de semillas, el metabolismo de las plantas y la actividad de microorganismos del suelo, esto se debe a su interferencia con la fotosíntesis, la nutrición mineral y las funciones enzimáticas (Rizwan et al., 2024); de igual manera el níquel pues generar estrés fisiológico en plantas, esto reduce el crecimiento de la biomasa y puede causar clorosis y marchitamiento de hojas, afectando negativamente la productividad vegetal (Rizwan et al., 2024).

Los microorganismos edáficos, que son esenciales para los ciclos biogeoquímicos, también se ven afectados por la presencia de níquel, reduce su actividad en procesos de descomposición y transformación de nutrientes, comprometiendo la fertilidad y estructura del suelo; además, puede actuar sobre invertebrados del suelo, contribuyendo aún más a la pérdida de funciones ecológicas (Genchi et al., 2020). Al igual que otros metales pesados en ambientes acuáticos el Níquel y sus derivados tienden a acumularse en los sedimentos, actuando como reservorios de contaminación, estos pueden liberarse bajo cambios ambientales, lo que incrementa su disponibilidad para organismos bentónicos (S. Zhang et al., 2023).

La exposición prolongada al níquel en humanos puede generar dermatitis a la exposición con la piel; además de que el consumo puede generar bronquitis crónica, disminución de la función pulmonar y cáncer de los pulmones y los senos nasales (Tibaduiza Mogollon, 2020).

5.1.1.4. MERCURIO (Hg)

El mercurio destaca por su compleja química ambiental y por la posibilidad de transformarse en formas altamente tóxicas como lo es el metilmercurio, transformado por microorganismos en una forma orgánica más tóxica, persistente y fácilmente absorbible por los organismos primarios del ecosistema que se bioacumulan en redes tróficas acuáticas (L. Wang et al., 2020). Esta forma orgánica tiende a acumularse en tejidos biológicos y a concentrarse cada vez más a medida que asciende por la red alimentaria, un proceso denominado biomagnificación, en el cual las especies de niveles tróficos superiores presentan concentraciones considerablemente más altas que las presentes en el agua o los productores primarios (Lavoie et al., 2013).

Las fuentes principales de Mercurio incluyen combustión de carbón, ciertas industrias y, de manera muy relevante, minería aurífera artesanal, donde puede contaminar suelos y cuerpos de agua cercanos (L. Wang et al., 2020). En el ambiente, el mercurio al ser transformado en metilmercurio favorece la bioacumulación en organismos bentónicos y peces, que retienen mercurio en sus tejidos con el tiempo, lo cual se ve amplificado por el proceso de biomagnificación a lo largo de las cadenas tróficas (Chisanga et al., 2025).

El mercurio es reconocido como un contaminante tóxico que puede entrar al cuerpo humano a través del aire, el agua, los alimentos y el suelo, y su exposición crónica está asociada con efectos nocivos en múltiples sistemas biológicos, capaz de afectar al sistema nervioso central, causando neurotoxicidad con síntomas como alteraciones cognitivas, pérdida de coordinación y deterioro del

desarrollo fetal; además de causar daño renal, disfunción cardiovascular y trastornos en otros órganos y sistemas del cuerpo (Driscoll et al., 2013).

5.1.1.5. CADMIO (Cd)

El cadmio se considera como uno de los elementos más tóxicos, distribuido ampliamente en la naturaleza, asociado directamente a los depósitos de zinc, cobre y plomo, además a las actividades mineras e industriales, manejo de residuos y prácticas agrícolas, este último relacionado con los fertilizantes, estas prácticas facilitan su incorporación a suelos y su posible migración a aguas subterráneas (Rasin et al., 2025).

El Cadmio es un elemento con una alta movilidad en sistemas suelo y agua, generando que sea absorbido por las raíces de las plantas y luego translocado a tallos y hojas, integrándose en la biomasa vegetal y entrando en la cadena alimentaria, favoreciendo así su presencia en la solución del suelo y su transporte hacia aguas superficiales y subterráneas bajo condiciones químicas variables (Kubier et al., 2019). La bioacumulación de cadmio en cultivos alimentarios puede comprometer la seguridad alimentaria y la salud humana a través del consumo de productos contaminados (Kubier et al., 2019).

La presencia de este metal genera efectos negativos sobre la composición y funcionalidad de las comunidades microbianas, dejando alteraciones de abundancia relativa de grupos bacterianos clave y reduciendo su capacidad metabólica, afectando así la descomposición de materia orgánica y los ciclos biogeoquímicos del suelo (You et al., 2024); de igual manera, tiene impactos adversos sobre la biomasa de organismos como las lombrices de tierra, disminuyendo su crecimiento, supervivencia y reproducción, lo que a su vez compromete la estructura y fertilidad del suelo, así como la inhibición de la absorción de nutrientes, reducción del crecimiento y alteración de funciones fotosintéticas y enzimáticas, disminuyendo la productividad (You et al., 2024). La exposición continua al Cadmio puede generar secuelas de daño renal, alteraciones óseas y otros efectos sistémicos (Rasin et al., 2025).

5.1.2. FUNDAMENTOS DE ADSORCIÓN

5.1.2.1. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN

Las isotermas de adsorción son modelos matemáticos que permiten describir el equilibrio entre la concentración de un contaminante en solución y la cantidad retenida en la superficie de un adsorbente (Chen et al., 2022), por medio de la evaluación de parámetros como la capacidad de adsorción y el mecanismo del proceso; los modelos más utilizados son la isotermas de Langmuir y Freundlich, ampliamente aplicadas en estudios de adsorción en sistemas ambientales.

5.1.2.2. ISOTERMA DE LANGMUIR

Este modelo describe la adsorción como un proceso que ocurre sobre una superficie uniforme, donde todos los sitios son energéticamente equivalentes, cada sitio puede retener solo una molécula o ion, formando una monocapa sobre el adsorbente (Danat et al., 2026). El modelo de Langmuir esta descrito mediante la siguiente ecuación.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L \times Q_m} + \frac{C_e}{Q_m}$$

Donde

- C_e: Concentración de equilibrio del adsorbato (mg/L)
- q_e: Capacidad de adsorción (mg/g)
- K_L: Constante de Langmuir (L/mg)
- Q_m: Tasa máxima de retención (mg/g)

Se puede calcular el factor de separación (R_L) que nos puede indicar la eficiencia del fenómeno de adsorción a partir de la ecuación linealizada de Langmuir.

$$R_L = \frac{1}{1 + (K_L \times C_i)}$$

Donde

- KL: Constante de Langmuir (L/mg)
- C_i: Concentración inicial del adsorbato (mg/L)

5.1.2.3. ISOTERMA DE FREUNDLICH

Este modelo describe la adsorción en superficies heterogéneas, donde los sitios tienen diferentes energías de adsorción; el modelo permite la formación de multicapas y se ajusta mejor a materiales naturales como las fibras lignocelulósicas (Danat et al., 2026). El modelo se describe a partir de la siguiente ecuación linealizada.

$$\log(q_e) = \log(KF) + \frac{1}{n}\log(C_e)$$

- C_e: Concentración de equilibrio del adsorbato (mg/L)
- q_e: Capacidad de adsorción (mg/g)
- n: Constante relacionada a la heterogeneidad de la superficie.
- KF: Constante de adsorción de Freundlich (mg/g)

5.1.2.4. CINÉTICA DE PSEUDO PRIMER Y SEGUNDO ORDÉN

Los modelos matemáticos de cinética de adsorción permiten describir la velocidad a la cual los metales pesados son retenidos por un adsorbente, proporcionando información clave sobre el mecanismo del proceso, siendo los modelos más utilizados el modelo de pseudo primer orden y pseudo

segundo orden, permitiendo analizar la relación entre el tiempo y la cantidad de adsorbato retenido (Revellame et al., 2020).

5.1.2.4.1. MODELO DE PSEUDO PRIMER ORDÉN

Este modelo asume que la velocidad de adsorción es proporcional a la diferencia entre la cantidad adsorbida en equilibrio y la cantidad adsorbida en un tiempo determinado (Mustapha et al., 2019). El modelo se describe a partir de la ecuación.

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$$

Donde

- q_t: Cantidad adsorbida en el tiempo (mg/g)
- q_e: Cantidad adsorbida en el equilibrio (mg/g)
- k_1: Constante de velocidad (min^{-1})
- t: Tiempo (min)

5.1.2.4.2. MODELO DE PSEUDO SEGUNDO ORDÉN

Este modelo considera que la velocidad de adsorción depende de la cantidad de sitios activos disponibles en el adsorbente (Mustapha et al., 2019). El modelo esta descrito de la siguiente manera.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$$

Donde

- q_t: Cantidad adsorbida en el tiempo (mg/g)
- q_e: Cantidad adsorbida en el equilibrio (mg/g)
- k_1: Constante de velocidad (min^{-1})

- t: Tiempo (min)

5.1.2.5. CONSTANTE DE EQUILIBRIO (K)

La constante de equilibrio en adsorción (K) es un parámetro que describe la afinidad entre el adsorbente y el adsorbato, indicando qué tan favorable es el proceso de adsorción en condiciones de equilibrio (Sayago et al., 2020).

Esta constante se obtiene a partir de modelos como la isoterma de Langmuir, donde se relaciona con la energía de interacción entre los sitios activos del material y los iones metálicos, al obtener valores altos de la constante de equilibrio indican una mayor afinidad del adsorbente por el contaminante, lo que se traduce en una mayor eficiencia de remoción en sistemas de tratamiento de aguas (Sayago et al., 2020).

5.1.2.6. CAPACIDAD MÁXIMA DE ADSORCIÓN (q_{max})

La capacidad máxima de adsorción (q_{max}) es un parámetro que representa la cantidad máxima de contaminante que un adsorbente puede retener por unidad de masa bajo condiciones de equilibrio (Chen et al., 2022).

El valor de la capacidad máxima de adsorción se obtiene a partir del modelo de Langmuir, este asume la formación de una monocapa sobre la superficie del material; generalmente este valor permite comparar la eficiencia de distintos adsorbentes y evaluar su potencial en la remoción de metales pesados (Chen et al., 2022).

5.1.3. FIBRAS LIGNOCELULÓSICAS COMO ADSORBENTES

Los materiales lignocelulósicos son compuestos biogénicos provenientes de materiales de origen forestal, agrícola o urbano, que contiene fracciones orgánicas e inorgánicas constituidos

principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, consideradas como una posible fuente renovable de valorización para la producción de productos con valor añadido (Mukherjee et al., 2022); estos biopolímeros naturales en los últimos años las fibras y residuos lignocelulósicos se han consolidado como adsorbentes viables para remover metales en agua, ya que entre sus posibilidad combinan disponibilidad, bajo costo y desempeño competitivo, y pueden integrarse en dispositivos de flujo continuo más cercanos a la aplicación industrial (Patel, 2019).

5.1.3.1. ESTRUCTURA QUÍMICA DE LAS FIBRAS LIGNOCELULÓSICAS

Las fibras lignocelulósicas cuentan con una estructura y composición compleja, están constituidas fundamentalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, la proporción irá variando según el origen vegetal del material, con presencia especialmente compuestas por hidroxilos, carbonilos, carboxilos y grupos fenólicos, que presenta una alta densidad de grupos funcionales capaces de interactuar con especies metálicas presentes en solución (Tejada-Tovar et al., 2022).

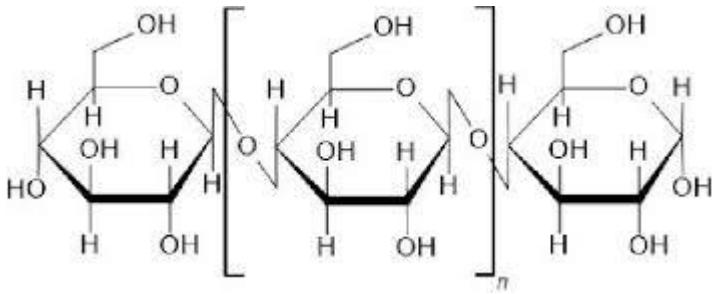


Figura 1. Estructura química de la celulosa.

Nota. Tomado de Molina, A., & Flórez-Castillo, J. M. (2020). Biopolímeros como sistemas de bioencapsulación. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19521.17767/1

La celulosa como se puede apreciar en la figura 1 es un polisacárido lineal rico en grupos hidroxilo a lo largo de sus unidades de glucosa, lo que le permite tener numerosos sitios activos que pueden participar en interacciones con especies o iones metálicos a través de enlaces por puente de

hidrógeno, complejación y atractores electrostáticos (El Mahdaoui et al., 2024); además de que también facilitan la modificación química de la celulosa, permitiendo introducir otros grupos funcionales que aumentan aún más la afinidad por metales pesados en solución. (Molina & Flórez-Castillo, 2020).

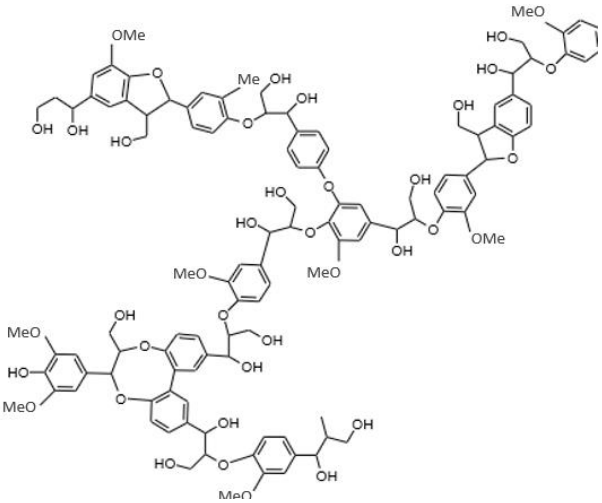


Figura 2. Estructura química de la hemicelulosa.

Nota. Tomado de Suarez, G., Atahualpa, S., Lazaro, A., & Rodríguez Zúñiga, U. F. (2022). CONCEPTOS DE BIOCATÁLISIS DE LA LIGNOCELULOSA DESDE UN ENFOQUE DE INGENIERÍA DE PROCESOS Y SISTEMAS: UNA REVISIÓN. *Perfiles*, *1*, 37–51. https://doi.org/10.47187/perf.v1i28.179

Las hemicelulosas como se aprecia en la figura 2 son heteropolisacáridos de estructura ramificada que contienen grupos funcionales como carboxilos y grupos hidroxilo que favorecen la interacción con iones metálicos, aumentando su capacidad de adsorción cuando son extraídas y modificadas a partir de biomasa lignocelulósica (Yu et al., 2020).

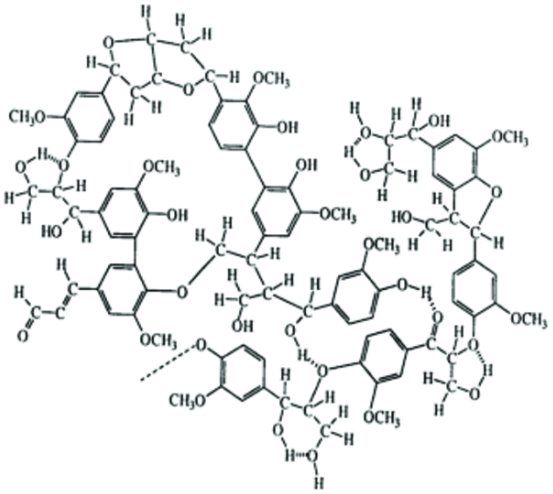


Figura 3. Estructura química de la lignina

Nota. Tomado de Santiago Sáenz, Y. (2016). Agricultura Sustentable: Una Alternativa para suelos Cebaderos en Hidalgo. (pp. 72–86).

La lignina en la figura 3 posee una red aromática con grupos fenólicos, metoxilos y carbonilos que actúan como sitios activos para la fijación de metales pesados mediante complejación y enlaces químicos (Yu et al., 2020); estas funciones químicas proporcionan una elevada afinidad hacia cationes como Pb^{2+} al formar complejos estables en superficie y facilitar la retención de iones (Yu et al., 2020). Esta estructura genera una superficie heterogénea con múltiples sitios activos que favorecen la retención de metales pesados mediante mecanismos de intercambio iónico, complejación superficial y adsorción física (Mukherjee et al., 2022).

5.1.3.2. FIBRAS LIGNOCELULÓSICAS CON MAYOR UTILIDAD COMO ADSORBENTES

Las fibras lignocelulósicas presentan diferentes capacidades de adsorción de metales pesados debido a su composición y estructura. Estas diferencias dependen de sus grupos funcionales y tratamientos aplicados; a continuación, en la Tabla 2 se realiza una comparativa con sus principales características de cada fibra.

Tabla 2. Comparación de fibras lignocelulósicas utilizadas como adsorbentes de metales pesados

FIBRA LIGNOCELULÓSICA	METALES REMOVIDOS	EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%)	GRUPOS FUNCIONALES PREDOMINANTES	VENTAJAS	LIMITACIONES	REFERENCIA
Cáscara de cacao	Pb (II), Cd (II), Ni (II)	> 80-90 %	Hidroxilo, carboxilo, compuestos fenólicos	Alta afinidad por metales, buena porosidad, disponible en zonas tropicales.	Puede requerir tratamiento previo para maximizar eficiencia.	(Tejada-Tovar et al., 2022)
Cascarilla de café	Pb (II), Cd (II)	• Pb: 89,6 % • Cd: 81,5 %	Hidroxilo, carboxilo, compuestos fenólicos	Bajo costo, alta eficiencia tras activación química, abundante en países productores.	Requiere modificación química para mejor desempeño.	(Quyen et al., 2021)
Bagazo de caña de azúcar	Pb (II), Ni (II), Cr (VI)	> 89 %	Hidroxilo, lignina, grupos carbonilo	Alta disponibilidad, adaptable a columnas y biofiltros, reutilizable.	Puede perder eficiencia sin tratamiento químico.	(Alsulaili et al., 2024a; Ezeonuegbu et al., 2021)
Fibras de coco	Pb (II), Cu (II), Cd (II), Ni (II), Zn (II)	Depende las condiciones	Hidroxilo, lignina, grupos carbonilo	Alta estabilidad mecánica, buena estructura porosa, reutilizable.	Sensible a pH y condiciones del sistema.	(Hasanoğlu et al., 2010)
Cáscara de arroz	Cr (VI), Pb (II), Zn (II)	> 80 %	Silanol, hidroxilo, carboxilo	Alta área superficial tras modificación, bajo costo, abundante.	Requiere tratamiento (ácido/térmico) para máxima eficiencia.	(Priya et al., 2022)

5.1.3.2.1. CÁSCARA DE CACAO

La cáscara de cacao es considerada como un importante adsorbente que presenta una estructura heterogénea y porosa que favorece la retención de metales pesados en soluciones acuosas; basado en las investigaciones de (Tejada-Tovar et al., 2022) se ha demostrado que este material presenta una elevada afinidad por metales pesados como Pb(II), Cd(II) y Ni(II) en soluciones ácidas, alcanzando altas eficiencias de remoción en sistemas de adsorción tanto en batch como en columnas de flujo continuo, la distribución irregular de los poros y su abundancia de grupos funcionales incrementa el área superficial accesible, lo cual mejora la complejación y la formación de enlaces entre los grupos funcionales y los metales en solución.

5.1.3.2.2. CÁSCARILLA DE CAFÉ

La cascarilla de café ha demostrado ser un adsorbente eficaz para la remoción de metales pesados como Pb (II) y Cd (II) en soluciones acuosas después de tratamientos como activación química, este tratamiento aumenta su área superficial y disponibilidad de grupos funcionales. Los estudios realizados por (Quyen et al., 2021) los biochards derivados de cascarilla de café modificada con hidróxido de sodio alcanzó altas capacidades de adsorción, eliminando hasta el 89,6 % de Pb^{2+} y 81,5 % de Cd^{2+} de aguas contaminadas, evidenciando su potencial en el tratamiento de efluentes metálicos (Quyen et al., 2021).

5.1.3.2.3. BAGAZO DE CAÑA DE AZÚCAR

El bagazo de caña de azúcar ha demostrado una notable capacidad para adsorber metales pesados desde soluciones acuosas en los estudios de (Ezeonuegbu et al., 2021), especialmente Pb (II) y Ni (II), logrando ambos una eficiencia de remoción superiores al 89 % bajo condiciones óptimas de pH y tiempo de contacto; además, los estudios proporcionados por (Alsulaili et al., 2024b) demostró que el bagazo de caña puede integrarse eficientemente en columnas de adsorción y biofiltros, manteniendo una remoción estable durante varios ciclos de operación.

5.1.3.2.4. FIBRAS DE COCO

Las fibras de coco presentan una morfología altamente porosa y fibrosa, con una superficie irregular que incrementa el área disponible para la interacción con contaminantes, esta característica favorece la difusión de los iones metálicos hacia los sitios activos presentes en la matriz lignocelulósica, teniendo una capacidad significativa para adsorber metales pesados como plomo, cobre, cadmio, níquel y zinc, la eficiencia de adsorción depende de diversos factores fisicoquímicos, entre los que destacan el pH de la solución, el tiempo de contacto, la concentración inicial del metal y la temperatura del sistema, los cuales influyen directamente en la disponibilidad de sitios activos y en la especiación química de los metales (Hasanoğlu et al., 2010).

5.1.3.2.5. CÁSCARA DE ARROZ

La cáscara de arroz, especialmente su derivado de cenizas de cáscara de arroz tratadas químicamente, han demostrado en las investigaciones de (Priya et al., 2022) que la cáscara de arroz tiene una alta capacidad de adsorción de metales pesados como Cr (VI), Pb (II) y Zn (II) desde soluciones acuosas, alcanzando una eficiencia en ambos de eliminación superiores al 80 % para estos iones bajo condiciones optimizadas de pH y tiempo de contacto; al tener una modificación ácida la cáscara incrementa la superficie específica y crea sitios funcionales adicionales que facilitan la interacción y retención de los iones metálicos mediante procesos de adsorción física y química (Sen, 2023).

5.1.3.3. PRINCIPALES VENTAJAS DE UTILIZAR FIBRAS LIGNOCELULÓSICAS

Las principales ventajas del uso de fibras lignocelulósicas son su bajo costo, alta disponibilidad, renovabilidad, biodegradabilidad y capacidad de regeneración; así como que estas fibras pueden integrarse fácilmente en dispositivos como columnas de adsorción, biofiltros y sistemas de lecho fijo, permitiendo su aplicación en procesos de tratamiento continuo de aguas contaminadas (Qasem et al., 2021); además de la posibilidad de la valorización de residuos descartados sin un aprovechamiento previo (Oviedo Chávez & Vinueza Galárraga, 2020); su uso reduce la dependencia de materiales

sintéticos o químicos y disminuye la huella de carbono de los procesos de tratamiento (Tejada-Tovar et al., 2022); sin embargo, también presentan limitaciones como es el desempeño adsorbente de las fibras lignocelulósicas que depende de diversos factores, siendo los más destacados la composición química del material, su área superficial, el tamaño de partícula, la porosidad y la presencia de impurezas (Oviedo Chávez & Vinueza Galárraga, 2020); su variabilidad natural de la biomasa vegetal genera dispersiones en la eficiencia de remoción entre diferentes lotes de material; además la reducción progresiva de su eficiencia tras ciclos de regeneración, la posible liberación de compuestos orgánicos al agua y la necesidad de tratamientos previos que pueden incrementar los costos operativos (Tejada-Tovar et al., 2022).

5.1.4. MODIFICACIÓN DE BIOMASA

La modificación de biomasa lignocelulósica mejora la capacidad de adsorción de metales pesados al incrementar el área superficial, la porosidad y los grupos funcionales activos del material, así como optimizar propiedades específicas del adsorbente y aumentar su eficiencia en procesos de remoción. Estas modificaciones pueden ser químicas, físicas o térmicas.

5.1.4.1. QUÍMICA

La modificación química incluye tratamientos con ácidos, como HNO_3, H_2SO_4 y H_3PO_4, que incrementan la presencia de grupos carboxilo y oxigenados, favoreciendo la adsorción de metales mediante mecanismos de intercambio iónico y complejación; bases, como NaOH o KOH, que aumentan el área superficial y el volumen de poros, proporcionando más sitios activos (Y. Zhang et al., 2025); y la xantación consiste en la incorporación de grupos $–CS_2^-$ (azufrados) en la estructura de la celulosa, incrementando la afinidad por metales pesados y la capacidad de adsorción debido a la formación de enlaces químicos fuertes entre el azufre y los iones metálicos (Kumari et al., 2025).

5.1.4.2. FÍSICA

La modificación física se enfoca en cambios estructurales sin alterar la composición química del material como lo es la reducción del tamaño de partícula, ya que permite aumentar la superficie específica disponible para la adsorción y mejorar la transferencia de masa (Y. Zhang et al., 2025); estas modificaciones pueden mejorar la distribución del material dentro de sistemas como columnas o biofiltros, pero tamaños de partícula muy pequeños pueden generar problemas operativos como compactación o pérdida de permeabilidad en sistemas continuos (Kumari et al., 2025).

5.1.4.3. TÉRMICA

La modificación térmica consiste en la conversión de biomasa en biochar mediante procesos como la pirólisis, en los cuales el material es sometido a altas temperaturas en ausencia de oxígeno. Este proceso genera un material con alta porosidad, estabilidad química y gran área superficial, lo que lo convierte en un excelente adsorbente para metales pesados (Alves et al., 2026).

5.1.5. DISPOSITIVOS FABRICADOS PARA LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN AGUAS RESIDUALES Y SUELOS

La eliminación de metales pesados en aguas residuales ha sido tratada mediante diferentes métodos físicos, químicos y biológicos como la precipitación química, adsorción, filtración en membrana, electrodiálisis y fotocatálisis, técnicas desarrolladas para remover metales pesados presentes en aguas de forma efectiva (Sarria-Villa et al., 2020); si bien estos métodos han demostrado altas eficiencias de remoción, su aplicación a gran escala se ve limitada por el elevado consumo de reactivos, el alto requerimiento energético y la generación de lodos o corrientes concentradas que requieren tratamientos posteriores, lo que incrementa los costos globales del proceso (Qasem et al., 2021).

Los dispositivos basados en adsorción han adquirido un papel relevante debido a su simplicidad de diseño, flexibilidad operativa y facilidad de integración en sistemas existentes, especialmente

sistema de adsorción relacionadas a columnas de adsorción de lecho fijo, biofiltros, sistemas de lecho empacado, filtros híbridos con biocarbón y membranas reforzadas con fibras (Cao et al., 2020), siendo que estos dispositivos se usan tanto en condiciones de laboratorio como en ensayos piloto, donde se evalúan parámetros como el tiempo de contacto, el pH, la capacidad máxima de adsorción y el porcentaje de remoción bajo condiciones de flujo continuo (Cao et al., 2020). Todos estos dispositivos dependen de variables operativas tales como el pH, la concentración inicial del metal, la temperatura, el caudal, el tamaño de partícula del adsorbente y el tiempo de contacto (Qasem et al., 2021).

5.1.5.1. DISPOSITIVOS DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS PARA AGUA

5.1.5.1.1. DISPOSITIVOS TIPO CONTINUO

5.1.5.1.1.1. COLUMNAS EMPACADAS DE LECHO FIJO

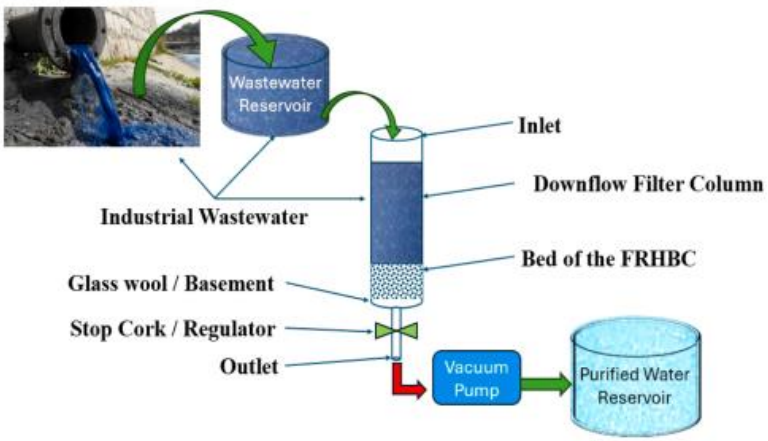


Figura 4. Diagrama esquemático del dispositivo de lecho fijo.

Nota. Tomado de Rahman, M. M., Maniruzzaman, M., ealam, N., Mahmud, P., Khatun, S., Hossain, M. K., Hossain, M. I., Hasanuzzaman, M., Alam, M. A., Al-amin, M., & Ghos, B. C. (2025). Adsorptive removal of toxic heavy metal and dyes from wastewater by rice husk (lignocellulosic biomass) derived activated biochar: A fixed-bed column adsorption study. *Carbohydrate Polymer Technologies and Applications*, *9*. https://doi.org/10.1016/j.carpta.2025.100698

Esta tecnología de absorción en flujo continuo es ampliamente utilizada para la remoción de metales pesados en soluciones acuosas, especialmente aguas residuales; en la investigación impuesta por (Rahman et al., 2025) se empleó un biochar derivado de biomasa lignocelulósica como material adsorbente para la captación de iones metálicos como plomo (Pb^{2+}), cadmio (Cd^{2+}) y cobre (Cu^{2+}), demostrando alta eficiencia bajo condiciones dinámicas; este sistema se encuentra compuesto como se ve en la figura 4 por un cilindro vertical, generalmente hecho de vidrio o acrílico, una fase sólida empacada, siendo este el adsorbente lignocelulósico, un distribuidor de flujo en la entrada, un sistema de bombeo peristáltico para controlar el caudal y un colector en la salida para el monitoreo de la concentración del efluente. La operación se evalúa mediante curvas de ruptura que permiten determinar la capacidad de adsorción, el tiempo de saturación y la eficiencia del sistema (H. Liu et al., 2018).

La columna de lecho fijo funciona mediante un proceso continuo de adsorción, como se aprecia en el figura 4 la solución contaminada con metales pesados fluye a través de un lecho empacado de fibra de cáscara de arroz; durante el proceso el influente entra generalmente por la parte superior o inferior de la columna y atraviesa el lecho donde ocurre la interacción entre los iones metálicos y los grupos funcionales presentes en la biomasa, a medida que el agua avanza a través del sistema los metales pesados son retenidos progresivamente en la superficie del adsorbente, formando una zona de transferencia de masa que se desplaza a lo largo del lecho; tras el paso del tiempo los sitios activos del material se saturan y comienza a observarse la presencia del contaminante en el efluente (Rahman et al., 2025).

5.1.5.1.1.2. COLUMNAS DE ADSORCIÓN POR LECHO FIJO CON FIBRAS MODIFICADAS

Las columnas de adsorción con fibras celulósicas modificada es una tecnología en la cual se emplean materiales lignocelulósicos transformados químicamente para mejorar su capacidad de captura de metales pesados, en el estudio de (Iryani et al., 2025) se utilizó celulosa xantada obtenida a

partir de bagazo de caña de azúcar, incorporada como fase sólida en una columna de lecho fijo, un diseño similar a la de la figura 4; este sistema está diseñado para la remoción de metales como plomo (Pb^{2+}) y cobre (Cu^{2+}), aunque también es aplicable a otros como cadmio (Cd^{2+}) y zinc (Zn^{2+}), debido a la alta afinidad de los grupos xantato por iones metálicos divalentes.

La columna está compuesta por un lecho empacado de adsorbente, un sistema de entrada del influente contaminado, un mecanismo de control de flujo y una salida de efluente tratado, donde se monitorea la concentración residual mediante técnicas como espectrofotometría (Iryani et al., 2025); a medida que el influente atraviesa la columna los iones metálicos como Plomo (Pb^{2+}), Cobre (Cu^{2+}) y Cadmio (Cd^{2+}) son retenidos por los grupos funcionales introducidos en la celulosa, como los grupos xantato ($–CS_2^-$), que presentan alta afinidad por estos contaminantes; esta interacción ocurre mediante mecanismos de complejación química, intercambio iónico y adsorción superficial, permitiendo la fijación de los metales en la matriz del adsorbente (Iryani et al., 2025); durante el proceso se forma una zona de transferencia de masa que avanza a lo largo del lecho hasta que los sitios activos comienzan a saturarse, dando lugar al fenómeno de ruptura cuando los metales aparecen en el efluente (Verduzco-Navarro et al., 2020).

5.1.5.1.1.3. COLUMNAS CONTINUAS

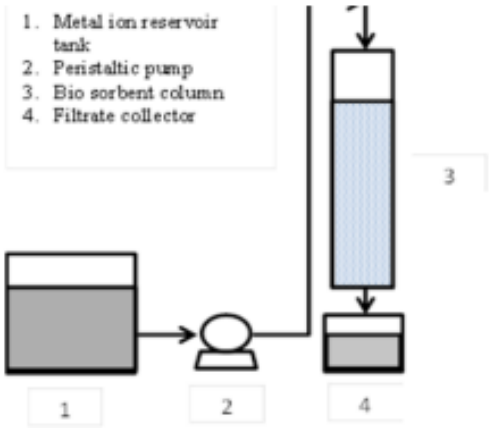


Figura 5. Diagrama esquemático del dispositivo de columna continua.

Nota. Tomado de Nh, H., Akli, K., Youfa, R., Senjawati, M. I., & Khairati, M. (2018). Biosorption of Cu(II) metal ions in fixed column by using coconut husk waste. *Oriental Journal of Chemistry*, *34*(4), 2192–2196. https://doi.org/10.13005/ojc/3404062

Tecnología de biosorción en flujo constante utilizada para la remoción de metales pesados en aguas residuales, este se basa en el paso continuo de una solución contaminada a través de un lecho empacado con material lignocelulósico (Nh et al., 2018); para el estudió se empleó fibra de cáscara de coco activada como biosorbente para la remoción de cobre (Cu^{2+}) teniendo una alta afinidad debido a la presencia de grupos funcionales como carboxilos y fenólicos, que permitieron la facilitación de la fijación del metal. En la figura 5 se aprecia un sistema conformado por una columna de vidrio, un lecho adsorbente, una bomba peristáltica que regula el flujo de 2 a 6 mL/min y un sistema de recolección del efluente (Nh et al., 2018). De igual manera en la investigación de (Song et al., 2016) se utilizó una columna continua similar a la del gráfico 5 para la retención de mercurio (Hg^{2+}), para la investigación empleó paja de arroz modificada químicamente como adsorbente evidenciando que este tipo de biomasa puede alcanzar eficiencias de remoción superiores al 90 % bajo condiciones optimizadas.

La columna continua opera mediante un proceso de adsorción en flujo constante, donde la solución contaminada con metales pesados es alimentada de manera continua a través de un lecho empacado, que contiene la fibra lignocelulósica activada, el influente es impulsado mediante una bomba peristáltica a un caudal controlado, permitiendo un contacto prolongado entre el contaminante y los sitios activos del adsorbente (Nh et al., 2018); y a medida que el fluido atraviesa la columna de adsorción los metales pesados son retenidos progresivamente por el material adsorbente, dando lugar a la formación de una zona de transferencia de masa que se desplaza a lo largo del lecho (Song et al., 2016); a medida que la columna opera, esta zona avanza hasta alcanzar la salida, momento en el cual comienza la aparición del contaminante en el efluente (Verduzco-Navarro et al., 2020).

5.1.5.1.2. DISPOSITIVO TIPO BATCH

5.1.5.1.2.1. NANOCELULOSA ESTRUCTURADA COMO ADSORBENTES

La nanocelulosa estructurada representa una tecnología avanzada para la remoción de metales pesados, debido a su elevada área superficial, alta porosidad y abundancia de grupos funcionales activos. En el estudio de (Rojas et al., 2017) este material se emplea en forma de membranas, hidrogeles o estructuras tridimensionales, este último en forma de beads o aerogeles, diseñadas específicamente para maximizar la adsorción en sistemas de tratamiento de agua.

La nanocelulosa está compuesta por nanofibras o nanocristales de celulosa, que contienen grupos hidroxilo que pueden ser modificados químicamente para introducir funcionalidades como carboxilos o grupos amina, permitiendo así la interacción mediante complejación química e intercambio iónico, favoreciendo la retención de contaminantes en medios acuosos (Si et al., 2022), demostrado ser altamente efectiva en la remoción de metales como cobre (Cu^{2+}), plomo (Pb^{2+}), cadmio (Cd^{2+}) y níquel (Ni^{2+}), mediante mecanismos de complejación y adsorción superficial (Rojas et al., 2017).

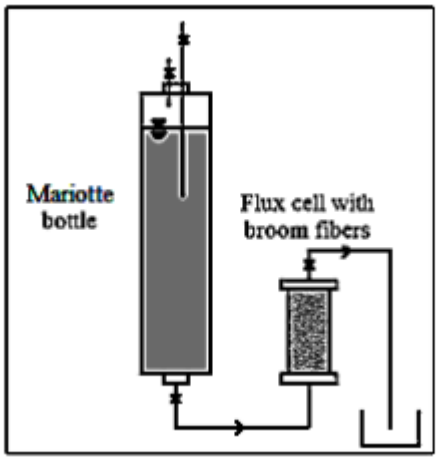


Figura 6. Esquema dispositivo de lecho fijo utilizando nanocelulosa como adsorbente.

Nota. Tomado de Rojas, C. M. M., Velásquez, M. F. R., Tavolaro, A., Molinari, A., & Fallico, C. (2017). Use of vegetable fibers for PRB to remove heavy metals from contaminated aquifers—comparisons

among cabuya fibers, broom fibers and ZVI. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *14*(7). https://doi.org/10.3390/ijerph14070684

La figura 6 demuestra que estos dispositivos en su funcionamiento incluyen una matriz estructurada, ya sea una membrana o gel, un sistema de flujo o contacto con el efluente contaminado y un módulo de soporte, lo que permite su integración en sistemas de filtración continua o por lotes.

El funcionamiento de la nanocelulosa estructurada como adsorbente se basa en procesos de adsorción físicoquímicas que ocurren en la superficie y en la red porosa del material, al momento de contacto del agua contaminada con la membrana, hidrogel o aerogel de nanocelulosa, los iones metálicos disueltos son atraídos hacia los sitios activos del material debido a interacciones electrostáticas y fuerzas de afinidad química; su alta área superficial y estructura a nanoescala favorecen una rápida difusión de los iones metálicos hacia los sitios activos del material, mejorando la cinética de adsorción, permitiendo una interacción más eficiente entre el adsorbente y los contaminantes (Qiao et al., 2021), así como los numerosos grupos funcionales presentes permiten la formación de complejos estables con los metales, facilitando su retención dentro de la estructura tridimensional del adsorbente (Rojas et al., 2017).

5.1.5.2. DISPOSITIVOS DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN SUELO

5.1.5.2.1. DISPOSITIVOS TIPO ACTIVOS

5.1.5.2.1.1. ELECTROCINÉTICA ACOPLADA A BARRERAS RADIACTIVAS PERMEABLES (EK-PRB)

Esra tecnología se ha consolidado como una de las estrategias más eficientes para la remediación de suelos contaminados con metales pesados, al combinar procesos de transporte inducidos por un campo eléctrico con mecanismos de retención en un medio reactivo.

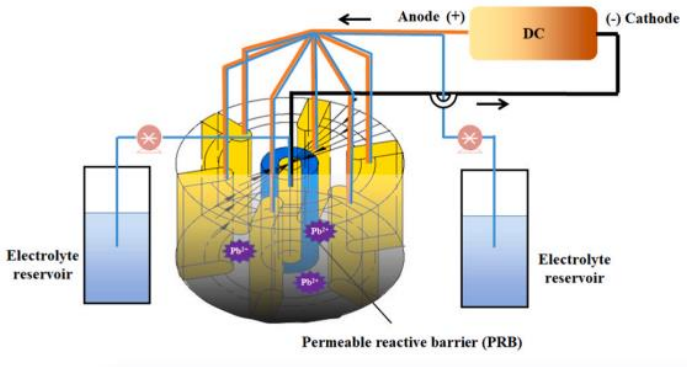


Figura 7. Diagrama dispositivo EK-PRB para retener metales pesados

Nota. Tomado de Zhou, H., Liu, Z., Li, X., & Xu, J. (2021). Remediation of lead (II)-contaminated soil using electrokinetics assisted by permeable reactive barrier with different filling materials. Journal of Hazardous Materials, 408. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124885

En este sistema como se aprecia en la figura 7 se aplica un campo eléctrico, que induce fenómenos como electromigración, electroósmosis y difusión, facilitando el desplazamiento de iones metálicos como plomo (Pb^{2+}), cadmio (Cd^{2+}), cobre (Cu^{2+}) y níquel (Ni^{2+}) desde la matriz del suelo hacia una barrera permeable que contiene materiales adsorbentes (Zhou et al., 2021). La barrera reactiva permeable actúa como un sistema de retención donde los metales son inmovilizados mediante procesos de adsorción, precipitación y transformación química, evitando su redistribución en el ambiente (Yang et al., 2024).

La eficiencia del sistema depende de factores clave como el tipo de electrolito, el material de los electrodos, la composición de la barrera reactiva, el pH, el contenido de humedad del suelo y la intensidad del campo eléctrico, los cuales determinan la movilidad y captura de los metales pesados (Yang et al., 2024).

5.1.5.2.2. DISPOSITIVO TIPO PASIVOS

5.1.5.2.2.1. BARRERA REACTIVA PERMEABLE (PRB)

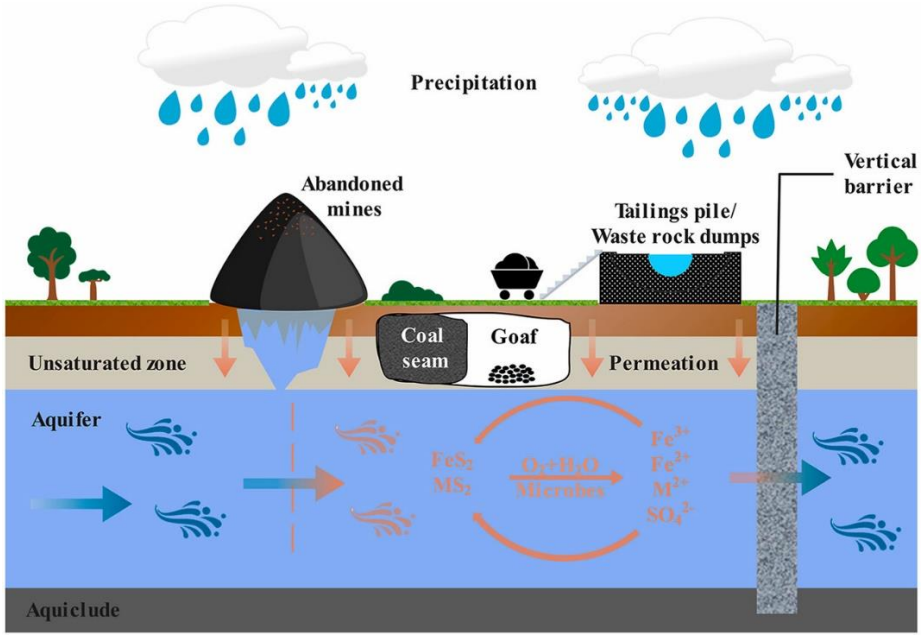


Figura 7. Proceso PRB para retener metales pesados en suelos contaminados y acuíferos subterráneos.

Nota. Tomado de Wang, Y., Wang, C., Feng, R., Li, Y., Zhang, Z., & Guo, S. (2024). A review of passive acid mine drainage treatment by PRB and LPB: From design, testing, to construction. In Environmental Research (Vol. 251). Academic Press Inc. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118545

Es considera una tecnología de remediación in situ, este sistema como se aprecia en la figura 8 la PRB se instala directamente en el subsuelo interceptando el flujo natural de agua subterránea o los contaminantes móviles dentro del suelo, tal es el caso que a medida que los metales pesados migran quedan retenidos en la barrera mediante procesos de adsorción, precipitación o intercambio iónico. (Y. Wang et al., 2024). La eficiencia de la PRB depende en gran medida del material utilizado como medio reactivo, destacándose el uso de materiales lignocelulósicos y biochar, debido a su alta área superficial y abundancia de grupos funcionales activos (Mayacela Rojas et al., 2017).

5.2. EVALUACIÓN DE DISPOSITIVOS QUE UTILICEN MATERIAL LIGNOCELULÓSICO EN LA REMOCIÓN DE PLOMO, CROMO, NÍQUEL, MERCURIO Y CADMIO

Entre los dispositivos más estudiados se encuentran las columnas de lecho fijo, columnas continuas, nanocelulosa estructurada, columnas con fibras modificadas, barreras reactivas permeables (PRB) y sistemas electrocinéticos acoplados a barreras reactivas permeables (EK-PRB), los cuales han demostrado una elevada eficiencia en la remoción de metales pesados mediante mecanismos de adsorción, intercambio iónico, complejación y procesos electroquímicos.

En este capítulo como se aprecia en la Tabla 3 se analizan las fibras vegetales empleadas, la eficiencia de remoción, las condiciones de operación y las principales ventajas y limitaciones de estas tecnologías, con el fin de evaluar su potencial aplicación en sistemas sostenibles de tratamiento de aguas y suelos contaminados.

Tabla 3. Evaluación de dispositivos utilizados para la remoción de metales pesados.

DISPOSITIVO	FIBRA	METAL REMOVIDO	% DE REMOCIÓN	CONDICIONES DE OPERACIÓN	VENTAJAS	LIMITACIONES	REFERENCIA
Columnas empacadas de lecho fijo	Biochar derivado de cáscara de arroz	Pb^{2+}	>90 %	pH 5–6; caudal 1–5 $mL \cdot min^{-1}$; altura del lecho 5–15 cm; concentración 50–200 mg/L.	Alta eficiencia de adsorción, bajo costo, simplicidad operativa, posibilidad de modelamiento y escalamiento teórico.	Saturación del lecho (breakthrough), dependencia del caudal y altura del lecho, problemas de escalamiento, formación de canales preferenciales, competencia iónica, pérdida de capacidad tras varios ciclos.	(Rahman et al., 2025)
Columnas continuas	Fibra de cáscara de coco activada y paja de arroz modificada con MPTES	Cu^{2+} y Hg^{2+}	85–90 % (Cu^{2+}); >90 % (Hg^{2+})	Columna de 30 cm × 1 cm; 2–5 g adsorbente; caudal 2–6 $mL \cdot min^{-1}$; pH 5–6; concentración 50–200 mg/L.	Operación continua, simulación de condiciones industriales, optimización de caudal y tiempo de ruptura, alta capacidad de adsorción.	Saturación progresiva, reducción del tiempo de contacto a altos caudales, canalización o flooding, limitaciones de transferencia de masa, problemas de escalamiento.	(Nh et al., 2018; Song et al., 2016)

Nanocelulosa Estructurada	Nanocelulosa obtenida de cáscara de arroz, bagazo de caña y fibras vegetales	Pb^{2+}, Cu^{2+}, Cd^{2+} y Ni^{2+}	90–95 % (Pb^{2+} y Cu^{2+}); 80–90 % (Cd^{2+} y Ni^{2+})	pH 5–6; caudal 1–5 $mL \cdot min^{-1}$; temperatura 25–30 °C; 0,5–3 g adsorbente; concentración 20–200 mg/L.	Alta área superficial, rápida cinética de adsorción, material biodegradable y renovable, posibilidad de funcionalización química.	Degradación biológica, desorción posterior del contaminante, posible pérdida de estabilidad a largo plazo.	(Rojas et al., 2017)
Columnas de adsorción con fibras modificadas	Celulosa xantada derivada de bagazo de caña de azúcar	Pb^{2+} y Cu^{2+}	90 %	Columna de 2,4 cm × 8 cm; pH 5–6; caudal 1–5 $mL \cdot min^{-1}$; concentración 50–150 mg/L.	Alta afinidad por metales debido a grupos xantato, operación continua, alta capacidad de adsorción.	Costos y complejidad de modificación química, saturación del lecho, pérdida de estabilidad estructural, problemas de escalamiento, posible obstrucción y disminución de permeabilidad.	(Iryani et al., 2025)
EK-PRB	Biochar derivado de residuos de algodón	Pb^{2+} y Cd^{2+}	92,87 % (Pb^{2+}); 86,19 % (Cd^{2+})	Gradiente de voltaje 1–2,5 V/cm; disposición lineal o concéntrica; presencia de	Alta eficiencia, aplicable a suelos de baja permeabilidad, recuperación de metales, integración de procesos físicos,	Alto consumo energético, gradientes de pH, problemas de escalamiento, saturación del adsorbente,	(Li et al., 2022; Zhou et al., 2021)

				electrodos y barrera reactiva.	químicos y electroquímicos.	competencia iónica, necesidad de control de humedad y voltaje.	
PRB	Biochar de cáscara de coco combinado con hierro cero valente (Fe^{o})	Cd^{2+}, Pb^{2+} y Cr^{2+}	Hasta 99,6 %	Sistema enterrado; 4 m × 5,5 m × 3 m; flujo 0,08 m/día; pH 6–8; bajo oxígeno disuelto.	Bajo costo operativo, sostenibilidad a largo plazo, alta eficiencia, integración de procesos fisicoquímicos y biológicos.	Obstrucción del medio reactivo, pérdida de permeabilidad, problemas de escalamiento, regeneración limitada del biochar, competencia iónica, formación de canales preferenciales.	(S. Liu et al., 2018; Y. Wang et al., 2024)

5.2.1. TIPO DE FIBRA VEGETAL UTILIZADA EN LOS DISPOSITIVOS

5.2.1.1. COLUMNAS EMPACADAS DE LECHO FIJO

En las columnas empacadas de lecho fijo empleadas para la remoción de metales pesados de la investigación de (Rahman et al., 2025) el material adsorbente utilizado corresponde a un biochar derivado de cáscara de arroz. La composición química del biochar incluye principalmente carbono, así como grupos funcionales superficiales como hidroxilos, carboxilos y carbonilos, los cuales participan en mecanismos de adsorción como complejación, intercambio iónico y atracción electrostática. (Rahman et al., 2025).

5.2.1.2. COLUMNAS CONTINUAS

En él estudió de (Nh et al., 2018) se empleó como material adsorbente fibra de cáscara de coco previamente sometida a un proceso de activación con Ácido Nítrico 0,01 M por dos horas, esto último permitió eliminar impurezas y contaminantes superficiales, desprotonar y exponer grupos funcionales activos e incrementar significativamente la capacidad de adsorción del material, además de que el tratamiento con ácido también ayuda a limpiar la superficie, eliminar impurezas y aumentar la disponibilidad de poros y sitios activos.

En otro estudio realizado por (Song et al., 2016) se empleó paja de arroz modificada mediante la incorporación de un agente organosilano, específicamente 3-mercaptopropiltrietoxisilano (MPTES), permitiendo introducir grupos funcionales tipo tiol (–SH) sobre la superficie del material; esta modificación se realizó mediante un proceso de inmersión en una solución hidroalcohólica con pH controlado, seguido de secado para favorecer la formación de enlaces covalentes entre la biomasa y los grupos funcionales. Esta biomasa lignocelulósica presenta una estructura adecuada para la retención de contaminantes y permite un flujo continuo del efluente a través del lecho adsorbente.

5.2.1.3. NANOCELULOSA ESTRUCTURADA

La obtención de nanocelulosa estructurada se da a partir de cáscara de arroz, bagazo de caña de azúcar, fibras de madera y residuos agrícolas por medio de procesos de tratamiento químico y mecánico, estas fibras son descompuestas hasta obtener nanofibras de celulosa (CNF) o nanocristales de celulosa (CNC), eliminando componentes como lignina y hemicelulosa para mejorar la pureza y reactividad del material (Rojas et al., 2017).

5.2.1.4. COLUMNAS DE ADSORCIÓN CON FIBRAS MODIFICADAS

Para este proceso el material adsorbente utilizado corresponde a fibras lignocelulósicas transformadas químicamente, en el estudio de (Iryani et al., 2025) se utilizó celulosa xantada obtenida a partir de bagazo de caña de azúcar; este material base es sometido a procesos de modificación química mediante la incorporación de grupos funcionales xantato ($–CS_2^-$), incrementando la capacidad de adsorción del material en comparación con la biomasa sin tratar.

5.2.1.5. EK-PRB

En estudios más recientes de (Li et al., 2022) se empleó un biochar obtenido a partir de residuos de algodón como material de relleno en un dispositivo de EK-PRB, el cual actúa como adsorbente y soporte reactivo en el sistema electrocinético, donde el biochar lignocelulósico intercepta y retiene los contaminantes gracias a su alta área superficial y abundancia de grupos funcionales activos.

5.2.1.6. PRB

En él estudió de (C. Liu et al., 2024) empleó biochar derivado de cáscara de coco en un dispositivo PRB combinado con hierro cero valente (Fe^o); la barrera fue diseñada como un sistema multicapa, donde el biochar cumple funciones clave como adsorbente y fuente de carbono, favoreciendo tanto procesos fisicoquímicos como biológicos dentro del sistema. El biochar obtenido de esta fibra vegetal presenta una estructura altamente porosa y una elevada área superficial, lo que

permite la retención de contaminantes mediante mecanismos de adsorción, complejación y soporte de actividad microbiana.

5.2.2. EVALUACIÓN DE EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS

5.2.2.1. COLUMNAS EMPACADAS DE LECHO FIJO

En la investigación de (Rahman et al., 2025) la columna empacada de lecho fijo utilizando biochar derivado de la cáscara de arroz demostró una alta eficiencia en la remoción de plomo (Pb^{2+}) presente en soluciones acuosas, en los resultados experimentales se obtuvo que el sistema alcanzó eficiencias de remoción superiores al 90 % bajo condiciones óptimas de operación, especialmente cuando se emplearon mayores alturas de lecho adsorbente y menores caudales de alimentación, la eficiencia del proceso también estuvo influenciada por la concentración inicial del metal en la solución, observándose que concentraciones moderadas favorecieron una mayor interacción entre los iones metálicos y los sitios activos del biochar; de igual manera, el análisis de las curvas de ruptura permitió determinar el tiempo de saturación del material adsorbente, evidenciando que la columna mantuvo una elevada capacidad de adsorción durante periodos prolongados antes de alcanzar el punto de ruptura.

5.2.2.2. COLUMNAS CONTINUAS

La eficiencia de remoción en columnas continuas se evalúa a partir de curvas de ruptura, estas últimas describen la relación entre la concentración del efluente y el tiempo de operación; en él primer estudió de (Nh et al., 2018) la fibra de cáscara de coco activada mostró una alta capacidad para la remoción de cobre (Cu^{2+}), alcanzando eficiencias superiores al 85–90 % durante la fase inicial del proceso, antes de que el lecho comenzara a saturarse, con una capacidad máxima de adsorción cercana entre 180 a 190 mg/g evidenciando un alto porcentaje de adsorción. Para el segundo estudió de (Song et al., 2016) se empleó paja de arroz modificada químicamente para la remoción de mercurio (Hg^{2+}), alcanzando eficiencias superiores al 90%, lo que evidencia una alta afinidad del adsorbente por este

metal, especialmente debido a la incorporación de grupos funcionales tipo tiol que favorecen la interacción con el mercurio.

La eficiencia del sistema estuvo directamente influenciada por el caudal de alimentación, ya que valores más bajos favorecieron una mayor retención del metal debido al incremento del tiempo de contacto, mientras que caudales más altos redujeron la eficiencia por una menor interacción adsorbente con adsorbato (Song et al., 2016); otro factor fue la altura del lecho que permitió prolongar el tiempo de ruptura y mejorar la eficiencia global del sistema (Nh et al., 2018).

5.2.2.3. NANOCELULOSA ESTRUCTURADA

La nanocelulosa estructurada ha demostrado una alta eficiencia en la remoción de metales pesados debido a su elevada área superficial y abundancia de grupos funcionales activos; en los estudios de (Rojas et al., 2017) se reporta una eficiencia de remoción de entre el 90 y 95 % para metales como plomo (Pb^{2+}) y cobre (Cu^{2+}), mientras que para cadmio (Cd^{2+}) y níquel (Ni^{2+}) se han registrado una eficiencia del 80 al 90 %, dependiendo de las condiciones de operación; de igual manera, las capacidades de adsorción pueden variar en un rango aproximado de 100 a 250 mg/g.

La eficiencia del sistema puede depender de factores como el pH de la solución, lo óptimo sería entre 5 y 6, la concentración inicial del metal y el grado de funcionalización de la nanocelulosa; la estructura porosa tridimensional de hidrogeles y aerogeles permite una mejor difusión de los contaminantes, favoreciendo una cinética rápida de adsorción (Rojas et al., 2017).

5.2.2.4. COLUMNAS DE ADSORCIÓN CON FIBRAS MODIFICADAS

El uso de celulosa xantada en el estudio de (Iryani et al., 2025) se obtuvo una eficiencia de remoción del 90 % para metales como plomo (Pb^{2+}) y cobre (Cu^{2+}) en condiciones óptimas de operación y una capacidad de adsorción de entre 150 a 200 mg/g, dependiendo de la concentración inicial y el

tiempo de contacto. La elevada eficiencia se debe a la presencia de grupos $–CS_2^-$, que facilitan la formación de complejos estables con los metales pesados; además, la eficiencia del sistema en columna está influenciada por variables como el caudal de alimentación, la altura del lecho adsorbente y el pH de la solución; debido a que a caudales bajos se favorece un mayor tiempo de contacto, lo que incrementa la retención del metal, mientras que alturas mayores del lecho prolongan el tiempo de ruptura y mejoran el rendimiento global (Iryani et al., 2025).

5.2.2.5. EK-PRB

En los resultados obtenidos en la investigación de (Li et al., 2022) se obtuvó una eficiencia de remoción de hasta 92.87% para plomo (Pb^{2+}) y $^{2+}$ y 86.19% para cadmio (Cd^{2+}). Este alto desempeño se atribuye a la presencia de múltiples grupos funcionales en el biochar, los cuales favorecen la adsorción química de los metales; además, el sistema EK-PRB facilita el transporte de los contaminantes hacia la barrera mediante procesos electrocinéticos, optimizando su captura.

5.2.2.6. PRB

Estudios recientes hechos por (C. Liu et al., 2024) han demostrado que las PRB pueden alcanzar eficiencias de remoción de hasta 99,6% en metales como Cadmio (Cd^{2+}), Plomo (Pb^{2+}) y Cromo (Cr^{2+}), especialmente cuando se emplean materiales combinados como hierro cero valente (Fe^0) y biochar, donde inicialmente predominan mecanismos fisicoquímicos y posteriormente procesos biológicos.

5.2.3. CONDICIONES DE OPERACIÓN Y CONFIGURACIÓN DE LOS DISPOSITIVOS

5.2.3.1. COLUMNAS EMPACADAS DE LECHO FIJO

Las columnas empacadas de lecho fijo utilizadas en la investigación de (Rahman et al., 2025) consistían en un reactor cilíndrico vertical con un diámetro aproximado de 2 a 3 cm y una altura total cercana a 30 cm, dentro del cual se empacó el biochar lignocelulósico formando un lecho adsorbente

de cáscara de arroz; la altura del lecho se evaluó entre 5 y 15 cm; el sistema fue alimentado mediante una bomba peristáltica que permitió controlar el caudal del influente entre 1 y 5 $mL \cdot min^{-1}$, mientras que la concentración inicial del metal pesado en solución se mantuvo en rangos cercanos a 50–200 $mg \cdot L^{-1}$; el proceso se desarrolló a pH entre un rango de 5 a 6, condiciones que favorecen la estabilidad de los iones metálicos y la interacción con los grupos funcionales del adsorbente. Estas variables operativas influyen directamente en la formación de las curvas de ruptura, las cuales permiten determinar el tiempo de saturación del lecho y la capacidad máxima de adsorción del sistema.

5.2.3.2. COLUMNAS CONTINUAS

Los estudios proporcionados por (Nh et al., 2018) y (Song et al., 2016) describieron un sistema que consiste en una columna de vidrio de aproximadamente 30 cm de longitud y 1 cm de diámetro interno, empacada con fibra de cáscara de coco activada para retener cobre (Cu^{2+}) y paja de arroz para retener mercurio (Hg^{2+}), formando un lecho adsorbente homogéneo; se utilizó una cantidad de adsorbente de entre 2 a 5 g, esta cantidad puede variar dependiendo de la altura del lecho manteniendo un rango de 5 a 10 cm; el flujo del influente fue regulado mediante una bomba peristáltica, con caudales controlados entre 2 y 6 $mL \cdot min^{-1}$. Para los análisis de cobre se preparó una solución stock con concentraciones iniciales de entre 50 a 150 $mg \cdot L^{-1}$, operando a un pH óptimo alrededor de 5 a 6 (Nh et al., 2018); mientras que para el análisis de mercurio de (Song et al., 2016) se preparó una solución stock con concentraciones iniciales de 50 a 200 mg/L. Durante el proceso se recolectaron muestras del efluente a intervalos regulares para construir las curvas de ruptura, las cuales permitieron determinar parámetros clave como el tiempo de saturación del lecho, la capacidad de adsorción y la eficiencia del sistema (Nh et al., 2018).

5.2.3.3. NANOCELULOSA ESTRUCTURADA

El dispositivo propuesto por (Rojas et al., 2017) está compuesto por un módulo de soporte o carcasa, donde se coloca la matriz de nanocelulosa, un sistema de entrada del influente contaminado,

que permite el paso controlado del agua a través del material, y una salida para la recolección del efluente tratado; en sistemas continuos, puede incluir además una bomba peristáltica o sistema de presión para regular el flujo, lo que permite el contacto uniforme entre la solución y el adsorbente.

Por otro lado, el proceso se lleva a cabo típicamente a un pH entre 5 y 6, rango en el cual se favorece la adsorción de iones metálicos sin que ocurra precipitación; la concentración inicial de metales suele variar entre 20 a 200 mg/L, dependiendo del tipo de contaminante y del estudio experimental. En sistemas de flujo continuo los caudales se mantienen generalmente entre 1 y 5 $mL \cdot min^{-1}$, asegurando un tiempo de contacto adecuado entre el adsorbente y el adsorbato; para todos estos procesos la cantidad de nanocelulosa empleada puede oscilar entre 0,5 y 3 g, dependiendo del formato del material y del volumen de solución a tratar; la temperatura de operación es de entre 25 a 30 °C y un tiempo de contacto de entre 30 y 120 minutos en sistemas por lote, mientras que en sistemas continuos se evalúa mediante curvas de ruptura (Rojas et al., 2017).

5.2.3.4. COLUMNAS DE ADSORCIÓN CON FIBRAS MODIFICADAS

En el método de (Iryani et al., 2025) el sistema se configuró como una columna de lecho fijo con dimensiones aproximadas de 2,4 cm de diámetro y 8 cm de altura, empacada con celulosa xantada como material adsorbente, la masa del adsorbente utilizada se mantuvo en un rango cercano de 2 a 4 g formando un lecho homogéneo que garantiza una adecuada distribución del flujo; el influente contaminado fue alimentado de manera continua mediante un sistema de bombeo, con caudales controlados entre 1 y 5 $mL \cdot min^{-1}$, regulando el tiempo de contacto entre la solución y el adsorbente; la concentración inicial de los metales se estableció en rangos de 50 a 150 mg/L, mientras que el pH de operación se mantuvo entre 5 y 6, condiciones óptimas para favorecer la adsorción y evitar la precipitación de los iones metálicos (Iryani et al., 2025). Durante el proceso se recolectaron muestras del efluente a intervalos definidos para construir las curvas de ruptura.

5.2.3.5. EK-PRB

Los dispositivos EK-PRB utilizados en los estudios de (Li et al., 2022) y (Zhou et al., 2021) incluyen electrodos, un ánodo y un cátodo, compartimentos de electrolito y una zona central de suelo contaminado, con una gradiente de voltaje de entre 1 a 2,5 V/cm, la barrera reactiva se ubica estratégicamente para interceptar el flujo de contaminantes; la disposición del dispositivo puede ser concéntrica o lineal, permitiendo controlar la distribución del campo eléctrico y optimizar la migración de iones (Zhou et al., 2021).

5.2.3.6. PRB

En los estudios de (Y. Wang et al., 2024) y (C. Liu et al., 2024) el dispositivo PRb se instala perpendicular al flujo natural del agua subterránea, permitiendo que los contaminantes atraviesen el medio reactivo bajo un gradiente hidráulico, donde son transformados o retenidos mediante distintos mecanismos fisicoquímicos y biológicos; el dispositivo esta diseñado como un sistema tridimensional enterrado, con dimensiones aproximadas de 4 m de longitud, 5,5 m de profundidad y 3 m de ancho, relleno con una mezcla de material reactivo y arena para mejorar la permeabilidad y evitar obstrucciones (C. Liu et al., 2024). Dentro de las condiciones operativas, uno de los parámetros más importantes es la velocidad de flujo del agua subterránea con 0,08 m/día, además de un pH de entre 6 a 8, baja concentración de oxígeno disuelto, con un valor de 0,5 a 1.6 mg/L y la disponibilidad de carbono orgánico.

5.2.4. VENTAJAS Y LIMITACIONES DE LAS DISPOSITIVOS ANALIZADOS

5.2.4.1. COLUMNAS EMPACADAS DE LECHO FIJO

Las principales ventajas del uso de columnas de lecho fijo en procesos de tratamiento se destaca su simplicidad operativa, bajo costo de implementación y alta eficiencia de adsorción; pues en el estudio de (Rahman et al., 2025) la columna hecha a base de cáscara de arroz funcionalizada mostró

una gran capacidad de adsorción para Pb^{2+}; de igual manera la tecnología alcanzó porcentajes altos dependiendo de las condiciones de operación como el caudal de alimentación y la altura del lecho adsorbente.

Sin embargo, tiene varias limitaciones como lo es la saturación progresiva del lecho adsorbente, que conduce al fenómeno de breakthrough, reduciendo la eficiencia del sistema con el tiempo y requiriendo la sustitución o tratamiento del material (Rahman et al., 2025). En relación con la regeneración del adsorbente, aunque el sistema es reutilizable (Rahman et al., 2025) sugiere que la pérdida de capacidad puede ocurrir tras ciclos de operación, lo que implica la necesidad de procesos adicionales para restaurar su eficiencia; de igual manera el desempeño depende significativamente de variables como el caudal, la altura del lecho y la concentración inicial, lo que evidencia una fuerte dependencia de las condiciones operativas.

En cuanto a los problemas de escalamiento, si bien el sistema puede modelarse teóricamente, su implementación a gran escala puede verse limitada por factores como la distribución no uniforme del flujo y la posible formación de zonas muertas o canales preferenciales. En sistemas reales con múltiples contaminantes puede presentarse competencia iónica por los sitios activos del adsorbente, lo que podría disminuir la eficiencia global del proceso (Rahman et al., 2025).

5.2.4.2. COLUMNAS CONTINUAS

Entre los principales beneficios se destaca su operación en flujo constante, permitiendo simular condiciones reales de tratamiento industrial y garantizar una remoción sostenida en el tiempo; además de que su diseño permite la posibilidad de optimizar parámetros operativos como el caudal y la altura del lecho, prolongando así el tiempo de ruptura y la mejora de la eficiencia global del sistema (Nh et al., 2018).

Entre las limitaciones tenemos la saturación progresiva del adsorbente, evidenciada a través de las curvas de ruptura), donde el aumento del caudal reduce el tiempo de contacto y acelera la pérdida de eficiencia (Song et al., 2016). Respecto a los problemas de escalamiento, si bien el sistema puede modelarse y predecirse a partir de datos experimentales, su implementación a gran escala puede verse afectada por limitaciones en la transferencia de masa, distribución del flujo y diferencias entre condiciones de laboratorio e industriales. Se presentan fenómenos como canalización o flooding, observados a altas velocidades de flujo, lo que reduce la eficiencia del proceso debido a una inadecuada interacción entre el adsorbente y el contaminante (Nh et al., 2018).

5.2.4.3. NANOCELULOSA ESTRUCTURADA

El uso de nanocelulosa estructurada como adsorbente tiene varias ventajas como lo es su estructura a nanoescala, esto permite una rápida cinética de adsorción, reduciendo los tiempos de contacto, su origen renovable y biodegradable convierte a la tecnología en una alternativa sostenible y de bajo impacto ambiental (Rojas et al., 2017); además existe la posibilidad de realizar modificaciones químicas que permitan mejorar selectivamente la afinidad por ciertos metales pesados como cadmio (Cd^{2+}) y níquel (Ni^{2+}), aumentando su versatilidad en aplicaciones de tratamiento de aguas.

Una de las principales limitaciones es la degradación biológica del material, ya que la lignina puede ser atacada por microorganismos como hongos, lo que puede afectar la estabilidad y vida útil del adsorbente en condiciones reales (Rojas et al., 2017); además se observa un fenómeno de liberación posterior del contaminante (desorción) después de alcanzar la máxima remoción, lo que indica que el sistema no es completamente irreversible y puede comprometer la eficiencia a largo plazo.

5.2.4.4. COLUMNAS DE ADSORCIÓN CON FIBRAS MODIFICADAS

Una de las ventajas es la incorporación de grupos como xantato ($–CS_2^-$), carboxilo (–COOH) o amina ($–NH_2$) que permiten incrementar la eficiencia de remoción capacidad de adsorción; al ser un sistema que operan en flujo continuo facilita su aplicación en condiciones reales de tratamiento de aguas (Iryani et al., 2025).

Sin embargo, existen limitaciones como lo es el costo y complejidad de los procesos de modificación química, que pueden implicar el uso de reactivos específicos y etapas adicionales de tratamiento (Iryani et al., 2025); de igual manera, el material adsorbente puede presentar una pérdida de estabilidad estructural tras varios ciclos de uso o regeneración, disminuyendo su vida útil, también pueden presentarse problemas operativos como la saturación del lecho, obstrucción o disminución de la permeabilidad, especialmente si no se controla adecuadamente el tamaño de partícula y el caudal; además en la investigación de (Iryani et al., 2025) se menciona que para su aplicación industrial se necesita de análisis cinéticos y de diseño para futuros procesos de escalamiento, indicando posibles problemas de escalamiento asociados al comportamiento dinámico de la columna y a la saturación temprana del lecho adsorbente.

5.2.4.5. EK-PBR

Entre las principales ventajas del uso del sistema EK-PRB es su alta eficiencia de remoción de contaminantes, llegando a tener una eficiencia del 90%, así como su capacidad para tratar suelos de baja permeabilidad**,** donde tecnologías hidráulicas tradicionales son ineficientes; además el campo eléctrico permite movilizar iones incluso en condiciones donde el flujo de agua es limitado, lo que amplía significativamente el rango de aplicación del proceso (Zhou et al., 2021). Permite la separación y posible recuperación de metales pesados, ya que los contaminantes son concentrados en la barrera reactiva, facilitando su posterior manejo o reutilización; también destaca su flexibilidad en el uso de materiales reactivos, incluyendo opciones de bajo costo y sostenibles como biochar modificado,

residuos industriales como cenizas volantes o zeolitas, reduciendo costos operativos y favoreciendo enfoques de economía circular; y la tecnología presenta una interacción entre procesos físicos, químicos y electroquímicos (Li et al., 2022)**.**

Sin embargo, el sistema presenta limitaciones relevantes como lo es el consumo energético asociado al uso de un campo eléctrico continuo, lo cual puede afectar su aplicación a gran escala, presentan gradientes de pH dentro del sistema debido a la electrólisis del agua, generando zonas ácidas y alcalinas que pueden alterar la movilidad de los metales y las propiedades del suelo, así como problemas de escalamiento por la complejidad del control de variables como voltaje, humedad y distribución del campo eléctrico representando un desafío su implementación en condiciones reales; además, presenta limitaciones asociadas a la regeneración del adsorbente, ya que los materiales reactivos pueden saturarse con el tiempo, reduciendo su eficiencia y requiriendo reemplazo o tratamiento adicional (Y. Zhang et al., 2025).

Otro aspecto importante es la competencia iónica, pues la presencia de varios metales disminuye la capacidad de adsorción debido a la interacción entre especies metálicas por los sitios activos del material. La eficiencia del sistema también depende de parámetros operativos como el gradiente de voltaje y el contenido de humedad (Li et al., 2022).

5.2.4.6. PBR

Entre las ventajas del uso de PRB se destaca su bajo costo operativo y de mantenimiento, pues una vez instalada no requiere un suministro continuo de energía ni reactivos; presenta una alta eficiencia en la remoción de contaminantes, incluyendo metales pesados e hidrocarburos clorados,

alcanzando eficiencias de 99,6% en sistemas que combinan hierro cero valente y biochar; también tiene una sostenibilidad a largo plazo, pues el sistema puede operar durante años con un impacto ambiental reducido, además de permitir la integración de procesos físico-químicos y biológicos dentro de un mismo sistema (C. Liu et al., 2024).

Sin embargo, presenta diversas limitaciones, siendo una de las más relevantes es la pérdida de eficiencia a largo plazo, asociada a fenómenos como la obstrucción del medio reactivo por precipitados, el recubrimiento de las superficies activas y la formación de canales preferenciales, lo que afecta la permeabilidad y el contacto con los contaminantes.

Se presentan problemas de escalamiento, aunque el sistema es altamente eficiente a nivel piloto, su diseño e implementación en campo requieren un conocimiento detallado de las condiciones hidrogeológicas, lo que puede dificultar su aplicación en sitios complejos (Li et al., 2022); además, la saturación y limitada regeneración del material reactivo, especialmente en adsorbentes como biochar, lo que implica la necesidad de reemplazo periódico del medio (Y. Wang et al., 2024). La presencia de múltiples contaminantes genera competencia iónica, lo que puede reducir la eficiencia de adsorción debido a la interacción entre especies metálicas por los sitios activos del material.

6. CONCLUSIONES

6.1. Los dispositivos evaluados demostraron una alta eficiencia en la remoción de plomo, cadmio, cobre, mercurio, níquel y cromo, alcanzando porcentajes superiores al 80 % y, en algunos casos, cercanos al 99 %.

6.2. Las columnas de adsorción y los sistemas PRB y EK-PRB mostraron ser los dispositivos con mayor potencial de aplicación en tratamiento de aguas y suelos contaminados, debido a su elevada eficiencia, facilidad de operación y posibilidad de integración en sistemas continuos.

6.3. Las principales ventajas del uso de materiales lignocelulósicos son su bajo costo, alta disponibilidad, biodegradabilidad y capacidad de valorización de residuos agroindustriales, convirtiéndolos en alternativas sostenibles frente a adsorbentes convencionales.

6.4. Las limitaciones más relevantes identificadas son la saturación progresiva del adsorbente, problemas de escalamiento, competencia iónica, disminución de eficiencia tras procesos de regeneración y dependencia de variables operativas como pH, caudal y tiempo de contacto.

6.5. La modificación química, física y térmica de las fibras lignocelulósicas permitió incrementar significativamente la capacidad de adsorción y la eficiencia de remoción de metales pesados, especialmente mediante el aumento del área superficial y la incorporación de grupos funcionales activos.

6.6. La revisión bibliográfica permitió determinar que las fibras lignocelulósicas poseen un alto potencial para ser utilizadas como materiales adsorbentes en tecnologías de remediación ambiental, constituyendo una alternativa eficiente, económica y sostenible para la mitigación de la contaminación por metales pesados en agua y suelos.

7. BIBLIOGRAFÍA

Almeida-Guerra, P., Escandón-Panchana, P., Briones-Bitar, J., Hernández, M. T., & Morante-Carballo, F. (2025). Analysis of Heavy Metal Contamination in Surface Water Bodies in the Ponce Enriquez Mining District, Ecuador. *Challenges in Sustainability*, *13*(2), 160–176. https://doi.org/10.56578/cis130202

Alsulaili, A., Elsayed, K., & Refaie, A. (2024a). Utilization of agriculture waste materials as sustainable adsorbents for heavy metal removal: A comprehensive review. In *Journal of Engineering Research (Kuwait)* (Vol. 12, Number 4, pp. 691–703). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.jer.2023.09.018

Alsulaili, A., Elsayed, K., & Refaie, A. (2024b). Utilization of agriculture waste materials as sustainable adsorbents for heavy metal removal: A comprehensive review. *Journal of Engineering Research*, *12*(4), 691–703. https://doi.org/10.1016/j.jer.2023.09.018

Alves, A. R., Puga, A., Vilaça, J., Figueiredo, S. A., & Delerue-Matos, C. (2026). From Biomass to Functional Biochar: Modification Approaches to Targeted Environmental Pollution Remediation Applications. *Agriculture*, *16*(7), 734. https://doi.org/10.3390/agriculture16070734

Cao, L., Lu, W., Mata, A., Nishinari, K., & Fang, Y. (2020). Egg-box model-based gelation of alginate and pectin: A review. *Carbohydrate Polymers*, *242*, 116389. https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.116389

Chen, X., Hossain, M. F., Duan, C., Lu, J., Tsang, Y. F., Islam, M. S., & Zhou, Y. (2022). Isotherm models for adsorption of heavy metals from water - A review. *Chemosphere*, *307*, 135545. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135545

Chisanga, M., M'kandawire, E., Choongo, K., Kalunga, G., & Yabe, J. (2025). Assessment of total mercury (Hg) in soil, sediment, and tilapia fish (Oreochromis niloticus) and health risk

assessment among residents of Kitwe mining area, Zambia. *Environmental Science and Pollution Research*, *32*(23), 13904–13917. https://doi.org/10.1007/s11356-025-36506-0

Danat, B. T., Wuana, R. A., Chahul, H. F., & Iorungwa, M. S. (2026). Review of adsorption isotherms models. *Applied Water Science*, *16*(3), 72. https://doi.org/10.1007/s13201-025-02682-0

Das, S., Sultana, K. W., Ndhlala, A. R., Mondal, M., & Chandra, I. (2023). Heavy Metal Pollution in the Environment and Its Impact on Health: Exploring Green Technology for Remediation. *Environmental Health Insights*, *17*. https://doi.org/10.1177/11786302231201259

Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013). Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environmental Science & Technology*, *47*(10), 4967–4983. https://doi.org/10.1021/es305071v

El Mahdaoui, A., Radi, S., Elidrissi, A., Faustino, M. A. F., Neves, M. G. P. M. S., & Moura, N. M. M. (2024). Progress in the modification of cellulose-based adsorbents for the removal of toxic heavy metal ions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *12*(5), 113870. https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113870

Ezeonuegbu, B. A., Machido, D. A., Whong, C. M. Z., Japhet, W. S., Alexiou, A., Elazab, S. T., Qusty, N., Yaro, C. A., & Batiha, G. E.-S. (2021). Agricultural waste of sugarcane bagasse as efficient adsorbent for lead and nickel removal from untreated wastewater: Biosorption, equilibrium isotherms, kinetics and desorption studies. *Biotechnology Reports*, *30*, e00614. https://doi.org/10.1016/j.btre.2021.e00614

Genchi, G., Carocci, A., Lauria, G., Sinicropi, M. S., & Catalano, A. (2020). Nickel: Human Health and Environmental Toxicology. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(3), 679. https://doi.org/10.3390/ijerph17030679

Hasanoğlu, A., Romero, J., Pérez, B., & Plaza, A. (2010). Ammonia removal from wastewater streams through membrane contactors: Experimental and theoretical analysis of operation parameters and configuration. *Chemical Engineering Journal*, *160*(2), 530–537. https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.064

Iryani, D. A., Permadi, S., Astuti, W., Sumardi, S., & Taharuddin, T. (2025). Heavy Metal Adsorption Using Cellulose Xanthate from Sugarcane Bagasse: A Fixed-Bed Column Study. *Jurnal Rekayasa Kimia & Lingkungan*, *20*(1), 13–21. https://doi.org/10.23955/rkl.v20i1.38058

Kubier, A., Wilkin, R. T., & Pichler, T. (2019). Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*, *108*, 104388. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388

Kumar, S., Prasad, L., Patel, V. K., Kumar, V., Kumar, A., Yadav, A., & Winczek, J. (2021). Physical and Mechanical Properties of Natural Leaf Fiber-Reinforced Epoxy Polyester Composites. *Polymers*, *13*(9), 1369. https://doi.org/10.3390/polym13091369

Kumari, A., Yadav, M., Bhatia, A., Sharma, M., & Bhateria, R. (2025). A review and bibliometric analysis on recent modification of biochar for effective and sustainable remediation of heavy metals in aqueous medium. *Discover Chemical Engineering*, *5*(1), 21. https://doi.org/10.1007/s43938-025-00088-7

Lavoie, R. A., Jardine, T. D., Chumchal, M. M., Kidd, K. A., & Campbell, L. M. (2013). Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. *Environmental Science & Technology*, *47*(23), 13385–13394. https://doi.org/10.1021/es403103t

Li, Y., Shao, M., Huang, M., Sang, W., Zheng, S., Jiang, N., & Gao, Y. (2022). Enhanced remediation of heavy metals contaminated soils with EK-PRB using β-CD/hydrothermal biochar by waste cotton as reactive barrier. *Chemosphere*, *286*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131470

Liu, C., Chen, X., Wang, S., Luo, Y., Du, W., Yin, Y., & Guo, H. (2024). A field study of a novel permeable-reactive-biobarrier to remediate chlorinated hydrocarbons contaminated groundwater. *Environmental Pollution*, *351*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124042

Liu, H., Xia, Y., Fan, H., Xu, Q., Du, S., Fang, Z., & Xia, H. (2018). Effect of imidazolium-based ionic liquids with varying carbon chain lengths on Arabidopsis thaliana: Response of growth and photosynthetic fluorescence parameters. *Journal of Hazardous Materials*, *358*, 327–336. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.06.046

Liu, S., Li, H., Song, M., Dai, B., & Sun, Z. (2018). Impacts on the solidification of water on plate surface for cold energy storage using ice slurry. *Applied Energy*, *227*, 284–293. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.012

Mayacela Rojas, C. M., Rivera Velásquez, M. F., Tavolaro, A., Molinari, A., & Fallico, C. (2017). Use of Vegetable Fibers for PRB to Remove Heavy Metals from Contaminated Aquifers—Comparisons among Cabuya Fibers, Broom Fibers and ZVI. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *14*(7), 684. https://doi.org/10.3390/ijerph14070684

Miranda, L. S., Wijesiri, B., Ayoko, G. A., Egodawatta, P., & Goonetilleke, A. (2021). Water-sediment interactions and mobility of heavy metals in aquatic environments. *Water Research*, *202*, 117386. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117386

Mishra, P., Ali, S., Kumar, R., & Shekhar, S. (2025). Global lead contamination in soils, sediments, and aqueous environments: Exposure, toxicity, and remediation. *Journal of Trace Elements and Minerals*, *14*, 100259. https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2025.100259

Molina, A., & Flórez-Castillo, J. M. (2020). *Biopolímeros como sistemas de bioencapsulación*. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19521.17767/1

Mukherjee, A., Patra, B. R., Podder, J., & Dalai, A. K. (2022). Synthesis of Biochar From Lignocellulosic Biomass for Diverse Industrial Applications and Energy Harvesting: Effects of

Pyrolysis Conditions on the Physicochemical Properties of Biochar. *Frontiers in Materials*, *9*, 870184. https://doi.org/10.3389/FMATS.2022.870184/FULL

Mustapha, S., Shuaib, D. T., Ndamitso, M. M., Etsuyankpa, M. B., Sumaila, A., Mohammed, U. M., & Nasirudeen, M. B. (2019). Adsorption isotherm, kinetic and thermodynamic studies for the removal of Pb(II), Cd(II), Zn(II) and Cu(II) ions from aqueous solutions using Albizia lebbeck pods. *Applied Water Science*, *9*(6). https://doi.org/10.1007/s13201-019-1021-x

Mykolenko, S., Liedienov, V., Kharytonov, M., Makieieva, N., Kuliush, T., Queralt, I., Marguí, E., Hidalgo, M., Pardini, G., & Gispert, M. (2018). Presence, mobility and bioavailability of toxic metal(oids) in soil, vegetation and water around a Pb-Sb recycling factory (Barcelona, Spain). *Environmental Pollution*, *237*, 569–580. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.053

Nh, H., Akli, K., Youfa, R., Senjawati, M. I., & Khairati, M. (2018). Biosorption of Cu(II) metal ions in fixed column by using coconut husk waste. *Oriental Journal of Chemistry*, *34*(4), 2192–2196. https://doi.org/10.13005/ojc/3404062

Ortega, M. (2014). Niveles de plomo y mercurio en muestras de carne de pescado importado y local. *Pediatría*, *47*(3), 51–54. https://doi.org/10.1016/S0120-4912(15)30135-X

Oviedo Chávez, A., & Vinueza Galárraga, J. (2020). ESTUDIO DE CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA DE RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS Y SUS USOS, UNA REVISIÓN. *InfoANALÍTICA*, 134–148. https://doi.org/10.26807/ia.vi.174

Paccha Rufasto, C. A., & Paccha Huamani, P. R. (2023). Capacidad de adsorción de desechos agroindustriales para remover contaminantes de aguas residuales. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, *26*(51), e25258. https://doi.org/10.15381/iigeo.v26i51.25258

Patel, H. (2019). Fixed-bed column adsorption study: a comprehensive review. *Applied Water Science*, *9*(3), 45. https://doi.org/10.1007/s13201-019-0927-7

Priya, A. K., Yogeshwaran, V., Rajendran, S., Hoang, T. K. A., Soto-Moscoso, M., Ghfar, A. A., & Bathula, C. (2022). Investigation of mechanism of heavy metals (Cr6+, Pb2+& Zn2+) adsorption from aqueous medium using rice husk ash: Kinetic and thermodynamic approach. *Chemosphere*, *286*, 131796. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131796

Qasem, N. A. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review. *Npj Clean Water*, *4*(1), 36. https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0

Qiao, A., Cui, M., Huang, R., Ding, G., Qi, W., He, Z., Klemeš, J. J., & Su, R. (2021). Advances in nanocellulose-based materials as adsorbents of heavy metals and dyes. *Carbohydrate Polymers*, *272*, 118471. https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2021.118471

Quyen, V. thi, Pham, T.-H., Kim, J., Thanh, D. M., Thang, P. Q., Van Le, Q., Jung, S. H., & Kim, T. (2021). Biosorbent derived from coffee husk for efficient removal of toxic heavy metals from wastewater. *Chemosphere*, *284*, 131312. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131312

Rahman, M. M., Maniruzzaman, M., ealam, N., Mahmud, P., Khatun, S., Hossain, M. K., Hossain, M. I., Hasanuzzaman, M., Alam, M. A., Al-amin, M., & Ghos, B. C. (2025). Adsorptive removal of toxic heavy metal and dyes from wastewater by rice husk (lignocellulosic biomass) derived activated biochar: A fixed-bed column adsorption study. *Carbohydrate Polymer Technologies and Applications*, *9*. https://doi.org/10.1016/j.carpta.2025.100698

Rasin, P., V, A. A., Basheer, S. M., Haribabu, J., Santibanez, J. F., Garrote, C. A., Arulraj, A., & Mangalaraja, R. V. (2025). Exposure to cadmium and its impacts on human health: A short review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, *17*, 100608. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100608

Revellame, E. D., Fortela, D. L., Sharp, W., Hernandez, R., & Zappi, M. E. (2020). Adsorption kinetic modeling using pseudo-first order and pseudo-second order rate laws: A review. *Cleaner Engineering and Technology*, *1*, 100032. https://doi.org/10.1016/j.clet.2020.100032

Rizwan, M., Usman, K., & Alsafran, M. (2024). Ecological impacts and potential hazards of nickel on soil microbes, plants, and human health. *Chemosphere*, *357*, 142028. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142028

Rodríguez Rey, A., Liliam Cuéllar Luna, I., Geominia Maldonado Cantillo, I., María Elena Suardiaz Espinosa I Hospital Clínico Quirúrgico, I. I., Ameijeiras, H., & Habana, L. (2016). Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre Harmful effects of lead on human health. In *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas* (Vol. 35, Number 3). http://scielo.sld.cu

Rojas, C. M. M., Velásquez, M. F. R., Tavolaro, A., Molinari, A., & Fallico, C. (2017). Use of vegetable fibers for PRB to remove heavy metals from contaminated aquifers—comparisons among cabuya fibers, broom fibers and ZVI. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *14*(7). https://doi.org/10.3390/ijerph14070684

Rubio-Arias, H. O., Ochoa-Rivero, J. M., De Lourdes Villalba, M., Barrientos-Juárez, E., De La Mora-Orozco, C., & Rocha-Gutiérrez, B. A. (2021). Eliminating heavy metals from water with filters packed with natural zeolite of varying sizes. *Tecnologia y Ciencias Del Agua*, *12*(6). https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-06-07

Sarria-Villa, R. A., Gallo-Corredor, j. s., & Benítez-Benítez, R. (2020). Tecnologías para remover metales pesados presentes en aguas. Caso Cromo y Mercurio. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, *12*(1), 94–109. https://doi.org/10.46571/jci.2020.1.8

Sayago, U. F. C., Castro, Y. P., Rivera, L. R. C., & Mariaca, A. G. (2020). Estimation of equilibrium times and maximum capacity of adsorption of heavy metals by E. crassipes (review).

Environmental Monitoring and Assessment, *192*(2), 141. https://doi.org/10.1007/s10661-019-8032-9

Sen, T. K. (2023). Agricultural Solid Wastes Based Adsorbent Materials in the Remediation of Heavy Metal Ions from Water and Wastewater by Adsorption: A Review. *Molecules*, *28*(14), 5575. https://doi.org/10.3390/molecules28145575

Sharma, P., Singh, S. P., Parakh, S. K., & Tong, Y. W. (2022). Health hazards of hexavalent chromium (Cr (VI)) and its microbial reduction. *Bioengineered*, *13*(3), 4923–4938. https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2037273

Si, R., Pu, J., Luo, H., Wu, C., & Duan, G. (2022). Nanocellulose-Based Adsorbents for Heavy Metal Ion. *Polymers*, *14*(24), 5479. https://doi.org/10.3390/polym14245479

Singh, V., Singh, N., Verma, M., Kamal, R., Tiwari, R., Sanjay Chivate, M., Rai, S. N., Kumar, A., Singh, A., Singh, M. P., Vamanu, E., & Mishra, V. (2022). Hexavalent-Chromium-Induced Oxidative Stress and the Protective Role of Antioxidants against Cellular Toxicity. *Antioxidants*, *11*(12), 2375. https://doi.org/10.3390/antiox11122375

Song, S. T., Hau, Y. F., Saman, N., Johari, K., Cheu, S. C., Kong, H., & Mat, H. (2016). Process analysis of mercury adsorption onto chemically modified rice straw in a fixed-bed adsorber. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *4*(2), 1685–1697. https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.02.033

Stefan, I., & Galindo, N. (2025). *EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS COMO ADSORBENTES PARA LA REMOCIÓN DE PLOMO EN EL RÍO TAHUANDO*. https://doi.org/https://repositorio.puce.edu.ec/handle/123456789/45545

Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortíz, A., & González-Delgado, Á. (2022). Adsorption Study of Continuous Heavy Metal Ions (Pb2+, Cd2+, Ni2+) Removal Using Cocoa (Theobroma cacao L.) Pod Husks. *Materials*, *15*(19), 6937. https://doi.org/10.3390/ma15196937

Tejedor, G. A. M. (2020). Capacidad de adsorción de la cascarilla de arroz para remover cromo contenido en agua contaminada a escala laboratorio. *Cromo Hexavalente*. https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/28130/2020gustavomurcia.pdf?sequence=6&isAllowed=y

Tibaduiza Mogollon, Y. A. (2020). Dermatitis eczematosa alérgica por contacto al níquel. Presentación de un caso. *Revista Med*, *27*(1). https://doi.org/10.18359/rmed.3166

Ukhurebor, K. E., Aigbe, U. O., Onyancha, R. B., Nwankwo, W., Osibote, O. A., Paumo, H. K., Ama, O. M., Adetunji, C. O., & Siloko, I. U. (2021). Effect of hexavalent chromium on the environment and removal techniques: A review. *Journal of Environmental Management*, *280*, 111809. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111809

Verduzco-Navarro, I. P., Rios-Donato, N., Jasso-Gastinel, C. F., Martínez-Gómez, Á. de J., & Mendizábal, E. (2020). Removal of Cu(II) by Fixed-Bed Columns Using Alg-Ch and Alg-ChS Hydrogel Beads: Effect of Operating Conditions on the Mass Transfer Zone. *Polymers*, *12*(10), 2345. https://doi.org/10.3390/polym12102345

Waichman, A. V., Nunes, G. S. de S., de Oliveira, R., López-Heras, I., & Rico, A. (2025). Human health risks associated to trace elements and metals in commercial fish from the Brazilian Amazon. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *148*, 230–242. https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.12.029

Wang, L., Hou, D., Cao, Y., Ok, Y. S., Tack, F. M. G., Rinklebe, J., & O'Connor, D. (2020). Remediation of mercury contaminated soil, water, and air: A review of emerging materials and innovative technologies. *Environment International*, *134*, 105281. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105281

Wang, Y., Wang, C., Feng, R., Li, Y., Zhang, Z., & Guo, S. (2024). A review of passive acid mine drainage treatment by PRB and LPB: From design, testing, to construction. In *Environmental Research* (Vol. 251). Academic Press Inc. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118545

Xie, S. (2024). Water contamination due to hexavalent chromium and its health impacts: exploring green technology for Cr (VI) remediation. *Green Chemistry Letters and Reviews*, *17*(1). https://doi.org/10.1080/17518253.2024.2356614

Yang, Z., Tang, J., Feng, H., Liu, X., Zhuang, X., Wang, H., Wu, Y., Guo, Y., & Tang, L. (2024). Research progress on remediation of heavy metal contaminated soil by electrokinetic-permeable reactive barrier. *Chemical Engineering Journal*, *490*, 151548. https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.151548

You, R., Li, H., Li, X., Luo, L., Wang, P., Xia, H., & Zhou, Y. (2024). Ecotoxicological impacts of cadmium on soil microorganisms and earthworms Eisenia foetida: from gene regulation to physiological processes. *Frontiers in Environmental Science*, *12*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1479500

Yu, H., Wang, J., Yu, J., Wang, Y., & Chi, R. (2020). Adsorption performance and stability of the modified straws and their extracts of cellulose, lignin, and hemicellulose for Pb2+: pH effect. *Arabian Journal of Chemistry*, *13*(12), 9019–9033. https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2020.10.024

Zhang, S., Fu, K., Gao, S., Liang, B., Lu, J., & Fu, G. (2023). Bioaccumulation of Heavy Metals in the Water, Sediment, and Organisms from The Sea Ranching Areas of Haizhou Bay in China. *Water*, *15*, 2218. https://doi.org/10.3390/w15122218

Zhang, Y., Chen, H., & Islam, S. (2025). Advances in biochar modification for environmental remediation with emphasis on iron functionalization. *Biochar X*, *1*(1), 0–0. https://doi.org/10.48130/bchax-0025-0010

Zhang, Y., Zhang, H., Zhang, Z., Liu, C., Sun, C., Zhang, W., & Marhaba, T. (2018). pH Effect on Heavy Metal Release from a Polluted Sediment. *Journal of Chemistry*, *2018*, 1–7. https://doi.org/10.1155/2018/7597640

Zhou, H., Liu, Z., Li, X., & Xu, J. (2021). Remediation of lead (II)-contaminated soil using electrokinetics assisted by permeable reactive barrier with different filling materials. *Journal of Hazardous Materials*, *408*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124885