UNIVERSIDAD EUROPEA DE VALENCIA

Facultad de Ciencias de la Salud

Grado en Biotecnología

Trabajo Fin de Grado

Curso 2025-2026

Biochar: de la valorización de biomasa a la estabilización de metales en suelos contaminados.

Autor

Sanchis Martínez, Esther

Tutor

Dr., García García, Josep

Valencia, 2026

Biochar: de la valorización de biomasa a la estabilización de metales en suelos contaminados

Trabajo Final de Grado, presentado por:

Sanchis Martínez, Esther

Tutorizado por:

Dr., García García, Josep

GRADO EN BIOTECNOLOGÍA

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA SALUD

UNIVERSIDAD EUROPEA DE VALENCIA

VALENCIA

CURSO 2025-2026

Agradecimientos

En primer lugar, agradecer al profesorado del grado en Biotecnología de la Universidad Europea de Valencia por su dedicación e interés en desarrollar en nosotros pensamiento crítico; nos habéis enseñado a ser curiosos, racionales y metódicos. En especial, gracias a la Dra. Cristina García-Bonillo y al Dr. David Pajuelo Gámez, por su atención en todos los aspectos, más allá de lo académico.

Agradecer también a mis amigos del colegio y a Lorena y Ainhoa por compartir esta etapa conmigo y por hacerla mucho más divertida.

Gracias a mis padres por dejarme la mejor herencia: educación y capacidad de trabajo y esfuerzo, gracias por apoyarme y confiar en mí incondicionalmente. A mi familia, a mis hermanos y a Curro, por alegraros de mis logros como si fuesen vuestros. Gracias a todos ellos por ser mi pilar fundamental, por ser mi sitio seguro. Sois cuidado, unión y alegría.

Quiero dedicarle este trabajo y todos los logros que vengan a mi primo Vicente. Vicente ha sido un ejemplo de entereza, de sabiduría y de lucha incansable. Sé que voy a seguir aprendiendo de él toda mi vida. Sé que siempre estás conmigo, te siento muy cerca y en cada paso que doy. Me das la fuerza que muchas veces no tengo y me empujas a ser mejor, a vivir honrándote y haciéndote sentir parte de todo. Gracias por ser mucho más que mi primo, gracias por toda una vida juntos.

Índice

1. INTRODUCCIÓN 1

2. OBJETIVOS 4

3. METODOLOGÍA 4

4. RESULTADOS 8

4.1. CARACTERÍSTICAS Y PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS DEL BIOCHAR RELEVANTES PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS 8

4.1.1. Tipos de materiales biochar 8

4.1.2. Efecto del material de partida 9

4.1.3. Métodos de producción 10

4.1.4. Efecto de la temperatura de pirólisis 11

4.2. MECANISMOS DE INMOVILIZACIÓN DE METALES PESADOS POR EL BIOCHAR 13

4.2.1. Adsorción física 13

4.2.2. Interacciones electrostáticas 14

4.2.3. Precipitación 14

4.2.4. Intercambio iónico 15

4.2.5. Complejación: Formación de complejos con grupos funcionales orgánicos 15

4.2.6. Reacciones redox 16

4.3. FACTORES QUE MODULAN LA EFICACIA DEL BIOCHAR EN LA INMOVILIZACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELO 16

4.3.1. Factores relativos al biochar 16

4.3.2. Factores relativos al suelo 17

4.3.3. Condiciones experimentales 18

4.4. EFICACIA DIFERENCIAL DEL BIOCHAR SEGÚN EL TIPO DE METAL PESADO 18

4.4.1. Comparativa de HM principales: Cd, Cu, Pb y Zn 18

4.4.2. Casos especiales : As, Cr y U 19

4.5. EFECTOS SINÉRGICOS E INDIRECTOS DEL BIOCHAR SOBRE EL SUELO Y LOS MICROORGANISMOS 19

4.5.1. Secuestro de carbono y mejora de las propiedades fisicoquímicas del suelo 19

4.5.2. Estrategias combinadas 19

4.5.3. Extensión de la remediación a matrices acuosas: relevancia en co-contaminación suelo-agua 20

4.6. LIMITACIONES, RIESGOS ECOLÓGICOS Y VIABILIDAD DE LA APLICACIÓN 20

4.6.1. Evaluación de la estabilidad y riesgos a largo plazo 20

4.6.2. Reutilización y viabilidad económica 20

4.6.3. Simulación e integración en *machine learning* 21

5. DISCUSIÓN.....22
6. CONCLUSIONES.....26
7. BIBLIOGRAFÍA.....28
8. ANEXOS.....31

Índice de figuras

Figura 1. Diagrama de las principales fuentes de contaminación antropogénica por HM en suelo y las vías de transferencia a la cadena trófica……..…….……**2**

Figura 2. Diagrama de flujo del proceso de selección bibliográfica. ……..……**7**

Figura 3. Imágenes tomadas del microscopio electrónico de diferentes tipos de biochar a tres temperaturas de pirólisis. ……**12**

Figura 4. Mecanismos del biochar para la inmovilización de HM. ……..……**13**

Figura 5. Importancia relativa de las variables de RF para la predicción de la tasa de inmovilización de metales pesados en el suelo……**16**

Índice de tablas

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas del biochar en función del *feedstock* y la temperatura de pirólisis ..……...**10**

Listado de símbolos y siglas

- **%** : Porcentaje
- **+** : Signo de adición / Indicador de carga eléctrica positiva
- **<** : Menor que
- **>** : Mayor que
- **≥** : Mayor o igual que
- **π** : Letra griega pi
- **β** : Letra griega beta
- **$** : Símbolo de unidad monetaria (dólar)
- **As / As (III) / As (V)**: Arsénico / Arsénico trivalente / Arsénico pentavalente
- **Ca / Ca^{2+}**: Calcio / Catión calcio II
- **Cd / Cd(II)**: Cadmio / Cadmio II
- **CEC**: Capacidad de intercambio catiónico (del inglés, Cation Exchange Capacity)
- **-COOH:** Carboxilo
- **Cr / Cr(VI) / Cr (III)**: Cromo / Cromo hexavalente / Cromo trivalente
- **Cu**: Cobre
- **HM**: Metales pesados
- **K^+**: Catión potasio
- **Mg / Mg^{2+}**: Magnesio / Catión magnesio II
- **ML**: Aprendizaje automático (del inglés, *Machine Learning*)
- **Na / Na^+**: Sodio / Catión sodio
- **NPs**: Nanopartículas
- **ODS**: Objetivos de Desarrollo Sostenible
- **-OH:** Hidroxilo
- **Pb / Pb^{2+}**: Plomo / Catión plomo II
- **Redox**: reducción-oxidación
- **RF**: Bosque aleatorio (*Random Forest*)
- **SSA**: Superficie específica (del inglés, *Specific Surface Area*)
- **Zn**: Zinc

Resumen

La contaminación del suelo por metales pesados (HM, por sus siglas en inglés) representa una de las amenazas medioambientales más graves a escala global, asociada principalmente a actividades antropogénicas como la minería, la industria y la agroindustria. Las técnicas de remediación convencionales presentan limitaciones en términos de sostenibilidad, eficiencia y coste, lo que ha impulsado el interés por alternativas de remediación sostenible como el biochar (o biocarbón), definido como un material carbonoso poroso obtenido mediante la pirólisis de la biomasa en condiciones de oxígeno limitado.

El objetivo general de este trabajo es analizar el potencial del biochar como tecnología sostenible para la remediación de suelos contaminados con HM. Para ello, se relaciona el material de partida (*feedstock*, del inglés) y el proceso de producción con las propiedades fisicoquímicas del biochar, se describen los mecanismos de inmovilización de HM y se exploran las aplicaciones del material considerando sus riesgos y limitaciones.

La metodología empleada se estructura como una revisión bibliográfica narrativa dentro del marco PICO (del inglés: *Population*/*Problem, Intervention, Comparison, Outcome*). La búsqueda se realizó en cuatro bases de datos con operadores booleanos y términos clave en torno a tres ejes: el material, los contaminantes y los mecanismos de interés. Los criterios de inclusión y exclusión limitaron la búsqueda a artículos en inglés revisados por pares, publicados entre 2020 y 2026. De 1.875 registros iniciales, se seleccionaron 26 publicaciones tras un proceso de cribado en tres fases.

Los resultados muestran que las propiedades del biochar están determinadas por el *feedstock* y la temperatura de pirólisis. Las biomasas vegetales generan materiales con mayor superficie específica (SSA, por sus siglas en inglés) y aromaticidad; las de origen animal y los lodos de depuradora presentan mayor contenido en cenizas y favorecen la precipitación mineral. El biochar inmoviliza HM mediante seis mecanismos que actúan de forma dinámica: adsorción física, interacciones electrostáticas, precipitación mineral, intercambio iónico, complejación con grupos funcionales orgánicos y reacciones de oxidación-reducción (redox). La tasa de aplicación del biochar, el pH del suelo y el contenido en carbono orgánico del suelo son los factores de mayor peso predictivo sobre la eficacia de inmovilización. Las estrategias combinadas con fitorremediación y biorremediación microbiana amplifican los resultados del tratamiento. Entre las limitaciones identificadas se incluye el riesgo de liberación de contaminantes secundarios generados durante la pirólisis y la escasez de estudios de campo a largo plazo que validan la estabilidad del tratamiento.

El biochar constituye una tecnología de remediación eficaz y sostenible, cuya funcionalidad es dependiente de la interacción entre el diseño del material, el tipo de contaminante y el entorno geoquímico, y cuya consolidación a gran escala requiere de estudios prolongados en el tiempo y de la integración con modelos de aprendizaje automático (*machine learning*, del inglés).

Palabras clave: Biochar, metales pesados, *machine learning,* remediación, inmovilización, pirólisis, adsorción.

Abstract

Heavy metal (HM) contamination of soils represents one of the most severe environmental threats at a global scale, primarily associated with anthropogenic activities such as mining, industry, and agroindustry. Conventional remediation techniques present limitations in terms of sustainability, efficiency, and cost, which has driven interest in sustainable remediation alternatives such as biochar, defined as a porous carbonaceous material obtained by pyrolysis of biomass under oxygen-limited conditions.

The general objective of this study is to analyze the potential of biochar as a sustainable technology for the remediation of HM-contaminated soils. To this end, the feedstock and production process are related to the physicochemical properties of biochar, the mechanisms of HM immobilisation are described, and the applications of the material are explored, considering its risks and limitations.

The methodology is structured as a narrative literature review within the PICO framework (Population/Problem, Intervention, Comparison, Outcome). The search was conducted across four databases using Boolean operators and key terms around three axes: the material, the contaminants, and the mechanisms of interest. Inclusion and exclusion criteria restricted the search to peer-reviewed articles in English published between 2020 and 2026. From an initial pool of 1,875 records, 26 publications were selected following a three-phase screening process.

Results show that biochar properties are determined by the feedstock and pyrolysis temperature. Plant-based biomasses yield materials with higher specific surface area (SSA) and aromaticity; animal-derived feedstocks and sewage sludge present higher ash content and promote mineral precipitation. Biochar immobilises HM through six dynamically acting mechanisms: physical adsorption, electrostatic interactions, mineral precipitation, ion exchange, complexation with organic functional groups, and oxidation-reduction (redox) reactions. Biochar application rate, soil pH, and soil organic carbon content are the most predictively significant factors governing immobilisation efficacy. Combined strategies with phytoremediation and microbial bioremediation enhance treatment outcomes. Identified limitations include the risk of secondary contaminant release generated during pyrolysis and the scarcity of long-term field studies validating treatment stability.

Biochar constitutes an effective and sustainable remediation technology whose functionality depends on the interaction between material design, contaminant type, and geochemical context, and whose large-scale consolidation requires extended longitudinal field studies and integration with machine learning models.

Keywords: Biochar, heavy metals, machine learning, remediation, immobilisation, pyrolysis, adsorption.

1. Introducción

En las primeras décadas del siglo XXI, la degradación edáfica se ha consolidado como uno de los desafíos ambientales más apremiantes a escala global. Dentro de este marco, resulta fundamental establecer una distinción terminológica precisa entre la contaminación y la polución del suelo. Siguiendo la taxonomía de Shakya & Agarwal (2020), la contaminación se define como la presencia de analitos o compuestos en concentraciones que superan los niveles de fondo o valores de referencia geogénicos, sin que ello implique necesariamente una toxicidad manifiesta. Por el contrario, la polución denota un escenario en el que la acumulación de xenobióticos alcanza umbrales deletéreos, interfiriendo directamente en la homeostasis y en las funciones biológicas de los organismos no diana. No obstante, dado que la persistencia de contaminantes sin una gestión oportuna constituye el precursor directo de la polución, existe una tendencia extendida en la literatura científica a emplear ambos términos de manera indistinta en el contexto de la gestión de sitios afectados.

Dentro de este contexto global, la contaminación del suelo por metales pesados (HM, por sus siglas en inglés) se ha establecido como una de las amenazas más críticas para la salud pública y la integridad del ecosistema. Este fenómeno se debe principalmente a la intensificación de las actividades antropogénicas, en las que sectores como la minería a gran escala, el transporte y las emisiones industriales han alterado los ciclos naturales del suelo. Asimismo, la agroindustria moderna, mediante el uso intensivo de fitosanitarios y fertilizantes, junto con la gestión deficiente de residuos electrónicos, ha exacerbado la acumulación persistente de estos elementos (Ahmed & Huo Aidi, 2025).

La magnitud de este impacto se refleja en las estimaciones de las últimas cinco décadas, periodo en el cual se ha documentado la incorporación de cantidades masivas de contaminantes a la pedosfera, destacando aportes superiores a las 30 millones de toneladas de cromo (Cr) y 80 millones de toneladas de plomo (Pb), lo que ha generado una demanda de remediación masiva en más de 500.000 sitios industriales solo en la Unión Europea y ha dejado improductivas unas 600.000 hectáreas de tierra agrícola en Estados Unidos. En este escenario, la contaminación por HM no afecta de forma homogénea a todas las regiones: en países en desarrollo como la República Democrática del Congo, la contaminación minera alcanza niveles críticos sin capacidad de respuesta institucional equiparable a la de los países industrializados. Esta situación de desigualdad en la exposición y en el acceso a tecnologías de remediación refuerza la necesidad de soluciones de bajo coste y alta escalabilidad (Wei et al., 2025).

Bajo la distinción terminológica previa, esta acumulación desmedida no solo representa un enriquecimiento químico por encima de los niveles geogénicos, sino que, debido a su toxicidad intrínseca y persistencia, constituye un estado de polución crónico que compromete la seguridad alimentaria y la biodiversidad global (Wei et al., 2025).

A diferencia de los contaminantes orgánicos, que pueden degradarse mediante procesos químicos, biológicos o fotolíticos, los HM y metaloides como el cadmio (Cd), plomo, arsénico (As), cromo y mercurio (Hg) son intrínsecamente no biodegradables. Esta naturaleza garantiza que su concentración total persista en el entorno edáfico durante siglos, integrándose en las redes ecológicas mediante procesos de bioacumulación y transferencia trófica. En este contexto, el suelo actúa no sólo como un sumidero, sino también como un reservorio capaz de movilizar estos contaminantes ante variaciones en los parámetros físicos o químicos del medio. La acumulación de estos elementos provoca una degradación profunda de la salud del suelo al alterar la diversidad microbiana y las funciones enzimáticas, lo que interrumpe ciclos biogeoquímicos vitales como el del nitrógeno y la descomposición de materia orgánica. Esta toxicidad se extiende a la fauna edáfica, como los nemátodos y colémbolos, cuya reducción

poblacional compromete la estabilidad de los niveles superiores de la red trófica (Ahmed & Aidi, 2025; Shakya & Agarwal, 2020).

En los seres humanos, la exposición prolongada a HM supone un peligro que compromete la salud, a través de vías como la ingestión de cultivos contaminados o la inhalación de polvo (véase Figura 1). Los efectos sobre la salud varían según el elemento: por ejemplo, niveles de plomo en sangre superiores a 5 μg dL^{-1} en niños se asocian con déficits neurológicos y alteraciones del crecimiento. En el caso del cadmio, una exposición crónica a este elemento induce disfunción renal severa, osteoporosis y daños esqueléticos irreversibles. Por último, investigaciones recientes señalan que el cromo hexavalente (Cr(VI)) emerge como la principal amenaza carcinogénica, a pesar de ser un HM de concentraciones totales relativamente bajas (Zong et al., 2026).

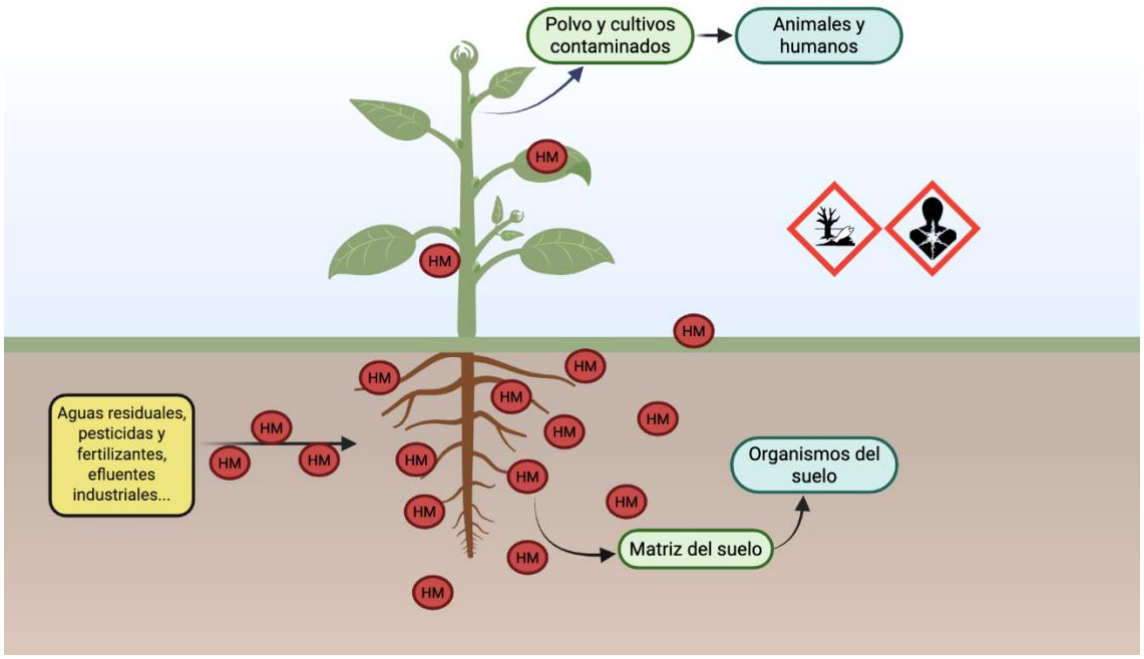


Figura 1. Diagrama de las principales fuentes de contaminación antropogénica por HM en suelo y las vías de transferencia a la cadena trófica. Figura adaptada de Shakya & Agarwal (2020) con Biorender®.

Es crucial destacar que el impacto ecológico y en la salud humana de los HM no depende exclusivamente de su concentración total, sino de su especiación química y bioaccesibilidad. Más allá de la carga elemental total, la especiación química constituye el determinante crítico que rige el comportamiento ecotoxicológico y los riesgos de los metales pesados en el sistema edáfico. La especiación química define el destino, la movilidad y la toxicidad de estos elementos. Al ingresar en la matriz del suelo, los metales se particionan en diversas fases con gradientes de biodisponibilidad. En este sentido, las fracciones lábiles (las formas intercambiables y asociadas a carbonatos) representan la amenaza inmediata más significativa debido a su alta movilidad y potencial de transferencia a la cadena trófica. Por el contrario, la fracción residual, integrada en la estructura mineral del suelo, se considera inerte y mínimamente absorbible por los organismos biológicos, lo que minimiza su riesgo toxicológico (Wang et al., 2025).

La bioaccesibilidad es un concepto crítico para refinar la evaluación de riesgos, que se define como la fracción de un metal capaz de solubilizarse bajo condiciones gastrointestinales simuladas. Las fracciones solubles en ácido son las que presentan el riesgo inmediato más alto debido a su elevada biodisponibilidad. Este parámetro cuantifica el potencial real de absorción humana, evidenciando que los modelos tradicionales basados exclusivamente en concentraciones totales suelen ser inadecuados, pues pueden subestimar gravemente la

amenaza carcinogénica de elementos como el cromo hexavalente, una especie altamente móvil y tóxica. A pesar de que la bioaccesibilidad se considera un indicador de toxicidad celular, cabe resaltar que la bioaccesibilidad de los HM presenta una variabilidad significativa supeditada a factores edáficos específicos del sitio, tales como el contenido de materia orgánica, el pH del suelo y la coexistencia de otros contaminantes que pueden potenciar o atenuar su toxicidad (Dong et al., 2025).

Ante este escenario, las técnicas de remediación convencionales, incluyendo los métodos físicos y químicos, han mostrado limitaciones críticas en términos de eficiencia, costos operativos y sostenibilidad a largo plazo. Las estrategias físicas, como la excavación o el lavado del suelo, son extremadamente costosas, exigen una alta demanda de recursos y suelen ser de aplicabilidad limitada en áreas extensas o entornos heterogéneos. Además, la disposición de los materiales excavados o de los residuos químicos generados durante el lavado de suelos plantea el riesgo de contaminación secundaria (Wei et al., 2025). Los métodos químicos, por su parte, han sido históricamente fundamentales para gestionar la toxicidad de los metales pesados en el suelo, evolucionando desde técnicas agresivas hacia enfoques de estabilización más sostenibles, basados en la aplicación de sustancias que alteran la forma química de los HM para reducir su peligrosidad mediante inmovilización (Shakya & Agarwal, 2020). Entre tanto, las estrategias biológicas, como la fitorremediación, aunque económicas y no invasivas, presentan tasas de extracción muy lentas, limitadas por la profundidad de las raíces, y pierden eficacia en suelos con alta toxicidad (Ren et al., 2024).

Por todo ello, la tendencia actual se inclina hacia las técnicas de remediación sostenible, impulsando soluciones de tratamiento *in situ* que priorizan procesos respetuosos con el medio ambiente, con bajos requerimientos energéticos y un impacto mínimo en los ciclos naturales. La remediación sostenible se define como el uso estratégico de materiales “verdes” y sistemas biológicos para degradar, transformar o inmovilizar contaminantes mientras se preserva la salud, la funcionalidad y la biodiversidad del ecosistema. Un pilar central en la transición hacia estas técnicas es el modelo de economía circular. Este enfoque promueve la valorización de residuos de biomasa (agrícolas, forestales, animales o lodos) para transformarlos en materiales funcionales de alto valor añadido para la restauración ambiental. De este modo, la remediación sostenible cierra ciclos de materiales, reduciendo la dependencia de recursos vírgenes y gestionando subproductos de forma productiva. Además, la sostenibilidad en este campo se integra ahora con la mitigación del cambio climático; las tecnologías emergentes deben ser capaces de actuar como reservorios estables de carbono y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero del suelo, contribuyendo a la resiliencia climática global (Lodariya et al., 2025; Qiu et al., 2022; Wang et al., 2026).

Ante este nuevo enfoque, el biochar (o biocarbón) surge como una herramienta de vanguardia para la restauración de suelos degradados. El biochar se define como un material sólido, poroso y rico en carbono, obtenido mediante la pirólisis o descomposición termoquímica de biomasa orgánica en una atmósfera con suministro limitado o nulo de oxígeno. A diferencia del carbón vegetal común, el biochar se produce con la intención específica de ser aplicado al suelo como una enmienda para mejorar sus funciones ecosistémicas y mitigar la contaminación (Shakya & Agarwal, 2020; Bao et al., 2025). Su producción representa además una solución estratégica para la gestión de residuos orgánicos, permitiendo valorizar desechos agrícolas, forestales, lodos de depuradora e incluso plantas invasoras en productos de alto valor añadido. Desde una perspectiva climática, el biochar actúa como un sumidero de carbono a largo plazo, ya que su estructura aromática es extremadamente estable y puede persistir en el suelo durante siglos, evitando que el carbono vuelva a la atmósfera como dióxido de carbono (CO_2) (Qiu et al., 2022).

La versatilidad del biochar trasciende su aplicación en la remediación de metales pesados. Alfei & Pandoli (2024) documentan su eficacia en la degradación de contaminantes orgánicos

emergentes, incluyendo antibióticos, pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos y fármacos, así como su uso en catálisis, producción de energía alternativa mediante celdas de combustible microbianas y recuperación de nutrientes para prevenir la eutrofización de masas de agua. Esta multifuncionalidad, respaldada por un crecimiento exponencial de la producción científica en la última década, posiciona al biochar como uno de los materiales de mayor proyección en el ámbito de la remediación ambiental sostenible.

El estado actual de la investigación sobre el biochar refleja un crecimiento acelerado, con un enfoque que ha evolucionado desde el biochar prístino (sin modificar) hacia el biochar diseñado o de ingeniería (*engineered biochar*). Mientras que los primeros estudios se centraban en sus beneficios agronómicos generales, la frontera del conocimiento actual se sitúa en la personalización de sus propiedades superficiales para objetivos específicos de remediación, incluyendo la integración de la nanotecnología mediante el dopaje del biochar con nanomateriales (Ahmed & Aidi, 2025; Lodariya et al., 2025). Su eficacia se basa en una red de mecanismos fisicoquímicos y biológicos: adsorción, precipitación, intercambio iónico, complejación y reacciones de reducción-oxidación (redox), cuya comprensión detallada, junto con sus aplicaciones, limitaciones y riesgos, constituye el eje central de esta revisión.

Por otro lado, se están empleando herramientas de *Machine Learning (ML,* por sus siglas en inglés*)* e informática como nuevo eje de optimización del material. En este sentido, el *Machine Learning* surge como una herramienta prometedora en lo referido a la transferencia y escalado del laboratorio al escenario de contaminación real (Guo et al., 2023; Gupta et al., 2023).

La aplicación de biochar para la remediación de suelos contaminados con metales pesados representa una solución tecnológica alineada con tres de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030. En primer lugar, el presente trabajo contribuye al ODS 3: Salud y bienestar, dado que la reducción de la biodisponibilidad de metales como el Pb, el Cd y el Cr(VI) en el suelo disminuye directamente la exposición humana a través de la cadena alimentaria y la inhalación de polvo, mitigando sus efectos sobre la salud. En segundo lugar, el trabajo impacta directamente en el ODS 15: Vida de ecosistemas terrestres, al promover la recuperación funcional de suelos degradados y la restauración de su biodiversidad. Por último, se relaciona con el ODS 12: Producción y consumo responsables, pues la fabricación de biochar a partir de biomasa residual contribuye a una economía circular, valorizando subproductos agrícolas, forestales y de depuradora en materiales de alto valor añadido para la restauración ambiental.

2. Objetivos

El objetivo general del presente trabajo es **analizar, mediante una revisión bibliográfica detallada, el potencial del biochar como tecnología sostenible para la remediación de suelos contaminados con metales pesados**.

Para ello, los objetivos específicos se centran en primer lugar en **relacionar la materia prima y el proceso de fabricación con las propiedades del material**, mediante la evaluación del tipo de biomasa y las condiciones de pirólisis que determinan características clave en la funcionalidad del biochar. En segundo lugar, **identificar y describir los mecanismos de inmovilización de metales pesados**. Por último, el tercer objetivo específico se centra en **explorar las aplicaciones del material en la remediación considerando los riesgos y limitaciones de su uso**.

3. Metodología

El presente trabajo ha sido desarrollado mediante una revisión bibliográfica narrativa. Cuyo enfoque se caracteriza por la selección, síntesis e interpretación razonada de la literatura científica disponible sobre un tema en concreto.

La elección del tipo de revisión responde a la naturaleza de los objetivos planteados: ofrecer una síntesis que integre el estado del conocimiento sobre el biochar como herramienta de remediación de suelos contaminados con metales pesados. La revisión bibliográfica narrativa ofrece al autor un margen de criterio experto para priorizar aquellas fuentes que mejor contribuyen a construir el trabajo en base a sus objetivos. Sin embargo, esto no implica una selección arbitraria de su bibliografía, pues se diseñó una metodología robusta, de manera que se garantiza transparencia, reproducibilidad y exhaustividad en los hallazgos.

En la elaboración de este trabajo se han utilizado herramientas de Inteligencia Artificial (IA) como apoyo en las tareas de planificación de la estructura, corrección gramatical y mejora de la redacción. No obstante, la búsqueda bibliográfica, el análisis de los datos, la revisión crítica y la redacción final del contenido han sido realizados íntegramente por la autora.

Para la formulación de la pregunta de investigación que orienta la presente revisión se empleó el marco PICO (del inglés: *Population*/*Problem, Intervention, Comparison, Outcome*), una herramienta ampliamente utilizada en investigación biomédica y ambiental para delimitar el alcance de una revisión bibliográfica (Foo et al., 2021).

Los componentes del modelo, adaptados al contexto de la remediación de suelos, se definen de la siguiente manera:

- P (Problema): Suelos agrícolas e industriales contaminados con HM de elevada toxicidad y persistencia, principalmente Pb, Cd, As y Cr.
- I (Intervención): Aplicación de biochar como enmienda de suelo para la inmovilización y reducción de la biodisponibilidad de los HM.
- C (Comparación): Suelos contaminados no tratados o sometidos a técnicas de remediación convencionales sin incorporación de biochar.
- O (Resultado): Reducción de la biodisponibilidad y movilidad de HM.

A partir de estos componentes se define la pregunta de investigación que articula el presente trabajo: ¿En suelos contaminados con HM, es el biochar más eficaz que la ausencia de tratamiento o las técnicas convencionales de remediación para la reducción de la biodisponibilidad y movilidad de estos contaminantes?

El proceso metodológico para la realización de esta revisión se detalla a continuación en tres pasos diferenciados:

1. Estrategia de búsqueda (palabras clave y operadores)

En cuanto a la búsqueda de literatura, se llevó a cabo de forma rigurosa en diversas bases de datos académicas de alto impacto: Web of Science Core Collection, Scopus, ScienceDirect y Directory of Open Access Journals (DOAJ).

Para continuar con la estrategia de búsqueda, se hizo uso de operadores booleanos estándar (AND, OR, NOT) en combinación con vocabulario controlado y palabras clave con el objetivo de combinar términos y delimitar o ampliar los resultados de búsqueda según la consulta. Los términos y palabras clave empleadas giran en torno a tres ejes derivados de los objetivos del trabajo: el material objeto de estudio, los contaminantes y el medio afectado, y los mecanismos de interés.

La estructura de consulta incluyó los siguientes términos:

- "Biochar" AND "heavy metals" AND "soil remediation".
- "Biochar" AND ("cadmium" OR "lead" OR "arsenic" OR "chromium") AND "immobilization".
- "Biochar" AND "pyrolysis temperature" AND ("properties" OR "surface area" OR "CEC").
- "Engineered biochar" AND ("iron oxide" OR "modified") AND "contaminated soil".
- "Biochar" AND ("phytoremediation" OR "microbial remediation") AND "heavy metals".
- "Biochar" AND ("aging" OR "environmental risk" OR "persistent free radicals").
- "Biochar" AND "carbon sequestration" AND ("climate change" OR "soil organic carbon").
- "Biochar" AND ("machine learning" OR “AI”) AND ("heavy metal" OR "adsorption" OR "immobilization").

2. Criterios de selección de la bibliografía (inclusión y exclusión)

Con el objetivo de garantizar la relevancia y calidad de la revisión, se establecieron criterios estrictos de inclusión y de exclusión.

Criterios de inclusión:

- Idioma: Se incluyeron publicaciones escritas en inglés, dado que la producción científica en este campo se publica casi en su totalidad en dicho idioma.
- Período de publicación: se limitó la búsqueda a publicaciones comprendidas entre 2020 y 2026, con el fin de capturar los avances más recientes del campo.
- Tipo de documento: se restringió la búsqueda a artículos de revistas revisados por pares y revisiones sistemáticas, excluyendo editoriales, patentes y *preprints* sin revisión.
- Enfoque en contaminantes específicos: se incluyeron aquellos estudios sobre la eliminación de metales pesados y contaminantes emergentes en sistemas de suelo o agua en su defecto.
- Caracterización del material: artículos que analicen la relación entre las propiedades del biochar y los mecanismos de inmovilización.
- Sinergias: estudios sobre aplicaciones de biochar con fitorremediación o microorganismos.

Criterios de exclusión:

- Enfoque en gases de efecto invernadero: artículos centrados únicamente en este tipo de contaminantes, sin componente de remediación de metales.
- Datos insuficientes: literatura con datos incompletos sobre las condiciones concretas de pirólisis u otros procesos relevantes.
- Duplicados: registros duplicados identificados durante el proceso de cribado.

3. Proceso de cribado y organización de la información

El proceso de cribado siguió un flujo lógico para destacar la información relevante para el estudio. Como se observa en la Figura 2, en un primer momento, se identificaron 1.875 registros al aplicar la estrategia booleana detallada en el primer paso. Seguidamente se realizó un tamizado inicial mediante la evaluación de los títulos y resúmenes de las publicaciones, de forma que se descartaron aquellos que no cumplían el alcance temático concreto, logrando una totalidad de 122 artículos. Para continuar, se realizó una lectura de resúmenes y abordajes principales de los textos seleccionados para verificar el cumplimiento de los criterios determinados previamente. Tras este cribado, se descartaron 75 de los seleccionados, debido a la obtención de resultados no relevantes, a la escasez de datos concretos o a una metodología poco definida. Por último, se procedió a la lectura completa de los 46 artículos y se seleccionó un conjunto final de 26 publicaciones de alta calidad para la extracción de datos y su inclusión en esta revisión.

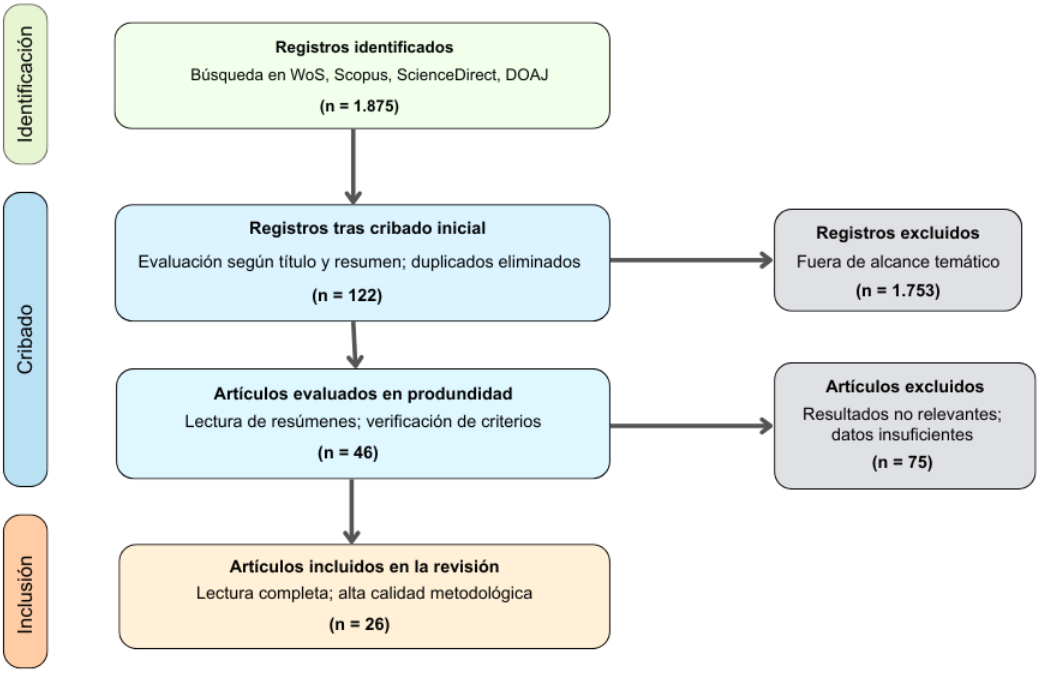


Figura 2. Diagrama de flujo del proceso de selección bibliográfica, adaptado del modelo PRISMA 2020®. Figura de elaboración propia.

4. Resultados

4.1. Características y propiedades fisicoquímicas del biochar relevantes para la biorremediación de metales pesados

4.1.1. Tipos de materiales biochar

La eficacia del biochar en la inmovilización de HM no es uniforme, sino que depende intrínsecamente de la estructura molecular del material y de la densidad de los sitios activos en su superficie. Para estudiar estos materiales, se hace uso de la clasificación propuesta por Qiu et al. (2022), que establece un gradiente de capacidad de remediación y complejidad del material, de forma que divide los materiales en cuatro categorías principales: biochar prístino, biochar activado, biochar modificado orgánicamente y composites biochar-nanomateriales.

1. Biochar prístino

El biochar prístino se define como un material carbonoso sólido, que se obtiene directamente de la descomposición térmica de la biomasa en ausencia o con limitación de oxígeno, sin someterlo a tratamientos químicos o físicos posteriores. Su producción se da a partir de diversas fuentes de bajo coste, incluyendo residuos forestales, agrícolas, lodos de depuradora y estiércol animal (Qiu et al., 2022).

Se distinguen dos procesos para la obtención de biochar prístino: la pirólisis lenta y la pirólisis rápida. Los procesos de obtención empleados se describen en detalle en el apartado 4.1.3.

El biochar obtenido de ambas pirólisis presenta una SSA limitada y una capacidad de inmovilización de HM condicionada por el material de partida (del inglés, *feedstock*), siendo además susceptible de degradación por procesos abióticos y bióticos una vez incorporado al suelo (Wei et al., 2025)

2. Biochar activado mediante ácidos y bases

Con el motivo de superar las limitaciones del biochar prístino, la activación química se consolida como una estrategia eficaz para lograr alterar las propiedades fisicoquímicas del adsorbente. Mediante el tratamiento de la superficie con soluciones ácidas o básicas se logra expandir la estructura de los poros y aumentar la superficie específica (SSA, por sus siglas en inglés) (Qiu et al., 2022).

Para la activación ácida se emplean soluciones como ácido nítrico, ácido cítrico o ácido oxálico. Este tratamiento ácido altera el volumen de los microporos y mesoporos. El uso de ácido cítrico ha demostrado aumentar la capacidad de adsorción del Cd y el Pb en suelo alcanzando valores de 2.475,7 y 12.109,4 mg/kg, respectivamente, superando en gran medida la capacidad de adsorción del biochar no activado (Ahmed & Aidi, 2025; Wei et al., 2025).

En cuanto a la activación básica, se emplean agentes como el hidróxido de sodio (NaOH) o el hidróxido de potasio (KOH). La activación con hidróxido de potasio es particularmente notable por su capacidad de incrementar exponencialmente la SSA. De acuerdo con Qiu et al. (2022), en estudios con biochar de bagazo de caña de azúcar se amplió la SSA de 4,68 m^2/g a 455 m^2/g, lo cual se traduce en una mayor capacidad de eliminación de contaminantes. A su vez, el tratamiento alcalino favorece la transformación de fracciones móviles de metales en fracciones oxidadas más estables.

3. Biochar modificado orgánicamente

Este es un tipo de material basado en la integración del biochar con macromoléculas orgánicas ricas en grupos funcionales activos como grupos amino (-NH2), hidroxilo (-OH) y carboxilo (-COOH), multiplicando los sitios de adsorción disponibles y logrando una mejora en la selectividad hacia metales específicos (Gao et al., 2022; Qiu et al., 2022).

Entre los modificadores más estudiados se encuentra el quitosano, un polímero obtenido de caparazones de crustáceos, debido a la abundancia de grupos amina y oxhidrilo en su estructura. La combinación de biochar recubierto con quitosano ha evidenciado una eficacia superior en la reducción de la biodisponibilidad de metales en sistemas planta-suelo (Ahmed & Huo Aidi, 2025). Por ejemplo, en cultivos de *Moringa oleifera*, el uso de biochar de residuos textiles recubierto con quitosano redujo las concentraciones de Cd en las raíces en un 54%, en el suelo en un 58% y en los tallos en un 73% respecto al control (Qiu et al., 2022).

4. Composites biochar-nanomateriales

Los composites biochar-nanomateriales resultan de la combinación del biochar con nanomateriales, dando lugar a nanocomposites que integran las propiedades estructurales del biochar con las características fisicoquímicas propias de los nanomateriales (Qiu et al., 2022).

Existen nanocomposites de óxidos metálicos, que mediante la incorporación de nanopartículas (NPs) de óxidos de hierro, aluminio, magnesio o manganeso otorgan al biochar propiedades magnéticas y una mayor densidad de grupos funcionales. En concreto, los de óxido de hierro facilitan la separación tras la remediación. En segundo lugar, se encuentran los minerales arcillosos, que impregnan el biochar incrementando la SSA del composite. Por último, los nanocomposites que combinan biochar con materiales carbonosos (como los nanotubos de carbono o de grafeno) y nano-hierro han demostrado ser altamente eficientes en la remediación simultánea de Cd y Pb en suelos. (Qiu et al., 2022).

4.1.2. Efecto del material de partida

El *feedstock* es el factor determinante de las propiedades fisicoquímicas del biochar, puesto que define su composición elemental, la estructura de sus poros y su capacidad para inmovilizar metales pesados de forma intrínseca (Gao et al., 2022). Como se recoge en la Tabla 1, la biomasa empleada para su producción se clasifica en tres categorías principales: vegetal (residuos agrícolas y forestales), animal (estiércoles y huesos) y lodos de depuradora (Wei et al., 2025).

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas del biochar en función del *feedstock* y la temperatura de pirólisis. Tabla adaptada de Wei et al. (2025).

Material de partida	Temperatura (°C)	N (%)	C (%)	pH	CEC ($cmol \cdot kg^{-1}$)	Cenizas (%)	SSA ($m^2 \cdot g^{-1}$)	Tamaño medio de poro (nm
Estiércol bovino	300	2,72	38,97	8,62	185,89	34,54	3,42[c]	4,44
Estiércol bovino	700	1,54	34,76	10,83	147,52	50,45	10,61[c]	16,1
Piel de naranja	500	2,10	66	8,80	68,28	11	0,21[c]	/

Material de partida	Temperatura (°C)	N (%)	C (%)	pH	CEC ($cmol \cdot kg^{-1}$)	Cenizas (%)	SSA ($m^2 \cdot g^{-1}$)	Tamaño medio de poro (nm
Bagazo de caña	500	1,00	74	9,60	69,60	12	92,30[c]	65
Cáscara de cacahuete	600	0,94	86,39	6,90	/	/	27,10[c]	/
Cáscara de nogal	200	0,30	61,94	6,47	/	1,41	1,73[c]	/
Cáscara de nogal	600	0,30	90,56	10,33	/	1,57	315,1[c]	/
Hoja de palma datilera	600	0	76,23	10,23	39,86	38,68	164,7[c]	4,92
Bambú	600	0,15	80,89	7,9	/	/	470,4[c]	/
Maíz	350	1,64	57,01	8,17	31,95	28,13	32,1[c]	/
Maíz	500	1,56	59,91	9,19	23,87	33,00	61,83[c]	/
Paja de arroz	200	0,98	59,99	6,81	/	13,97	2,37[c]	/
Paja de arroz	600	1,67	90,79	12,39	/	27,22	211,9[c]	/

Los biochars de origen vegetal, característicos por su alto contenido en lignocelulosa, suelen desarrollar una mayor SSA y una estructura de poros más compleja durante la pirólisis (Shakya & Agarwal, 2020). Este comportamiento es observable en la Tabla 1, donde materiales como el bambú (600 ºC) y la cáscara de nogal (600 ºC) alcanzan valores de SSA de 470,4 y 315,1 $m^2 \cdot g^{-1}$, respectivamente. Por su parte, los biochars derivados de biomasa animal y lodos se diferencian por poseer un contenido de cenizas significativamente alto y una alcalinidad superior en comparación con los de origen leñoso (Wei et al., 2025); como es el caso del estiércol bovino, cuyo contenido en cenizas alcanza el 34,54-50,45% y un pH de entre 8,62 y 10,83 (véase Tabla 1). La abundancia de elementos minerales (calcio (Ca), magnesio (Mg), fósforo (P), hierro (Fe)) en estos materiales potencia la inmovilización de metales mediante la precipitación e intercambio iónico.

Adicionalmente, la naturaleza del *feedstock* condiciona la estabilidad del material; los residuos vegetales presentan estructuras carbonosas de mayor aromaticidad y menor susceptibilidad a la degradación, mientras que los de origen animal registran un mayor contenido en nutrientes y una menor estabilidad estructural a largo plazo (Shakya & Agarwal, 2020).

4.1.3. Métodos de producción

El método de producción define el rendimiento sólido y las propiedades estructurales del biochar. La pirólisis es la técnica de conversión termoquímica más empleada, diferenciando entre pirólisis lenta y rápida según la velocidad de calentamiento, la temperatura y el tiempo de residencia (Gao et al., 2022).

La pirólisis lenta se realiza entre los 450 ºC y 500 ºC, con tiempos de residencia variables, de minutos a horas, y genera un rendimiento de biochar más elevado en comparación con otros métodos. El biochar resultante presenta una mayor estabilidad química y biológica. Por otro lado, la pirólisis rápida opera a temperaturas más altas, de

entre 850 ºC y 1.250 ºC, con tiempos de residencia de segundos, y produce principalmente bioaceite y gases, siendo el biochar un subproducto minoritario (Qiu et al., 2022).

Más allá de la pirólisis convencional, existen otras tecnologías aplicables al tratamiento de biomasas concretas. En el caso de la carbonización hidrotérmica (HTC), está diseñada para biomasas con alto contenido de humedad y opera a temperaturas relativamente bajas (180-300 ºC) y a presiones elevadas (2-10 MPa) durante periodos de tiempo de 1 a 16 horas. El producto resultante es denominado “hidrochar”, con una alta densidad de grupos funcionales oxigenados y con una alta capacidad de intercambio catiónico (CEC, por sus siglas en inglés) (Gao et al., 2022).

Por su parte, la gasificación tiene como producto principal de gas de síntesis (*syngas*), una mezcla combustible de gases, dejando el biochar como subproducto minoritario, en torno al 10% del rendimiento total. El biochar obtenido presenta tamaños de partícula heterogéneos y una alta aromaticidad, debido a las altas temperaturas a las que se produce (750-900 ºC) (Gao et al., 2022).

Entre los métodos emergentes, la pirólisis asistida por microondas permite un calentamiento uniforme y rápido, con control preciso de la porosidad del biochar resultante. También surgen métodos como la torrefacción y la carbonización *flash*, que operan en rangos de temperatura de 290-600 ºC, y que producen un biochar de mayor estabilidad del material y densidad energética (Ahmed & Aidi, 2025; Gao et al., 2022).

4.1.4. Efecto de la temperatura de pirólisis

La composición química, la madurez estructural y la capacidad de inmovilización del biochar son definidas por la temperatura de pirólisis. El incremento de la temperatura contribuye a una mayor alcalinización del material: el biochar producido a 600ºC presenta valores de pH de entre 7,2 y 10, mientras que el producido a 450ºC presenta valores de pH menores, asociados a la liberación de grupos ácidos y a la acumulación de óxidos metálicos y carbonatos (Chaudhary & Rao, 2024).

En la figura 3 se muestra el cambio en la porosidad y complejidad de los diferentes tipos de biochar según su temperatura de producción. Las temperaturas superiores a 500ºC favorecen la desvolatilización, generando redes de poros más complejas y un incremento de la SSA (véase Figura 3C). Temperaturas excesivamente altas producen el colapso de los poros y la reducción de la SSA (Shakya & Agarwal, 2020). El aumento de la temperatura conlleva un aumento proporcional del contenido en cenizas, lo que eleva la conductividad eléctrica y la liberación de iones. (Geng et al., 2022; Wei et al., 2025).

A temperaturas más bajas, la estructura es de menor complejidad (véase Figura 3A-B). En la Figura 3, el biochar de estiércol bovino (EB) presenta una superficie intricada y escabrosa en las tres temperaturas de producción. El biochar de origen vegetal (PB) y el de cáscara de cacahuete (CB) muestran macroporos en las tres temperaturas de pirólisis, aumentando su definición con el incremento de la temperatura.

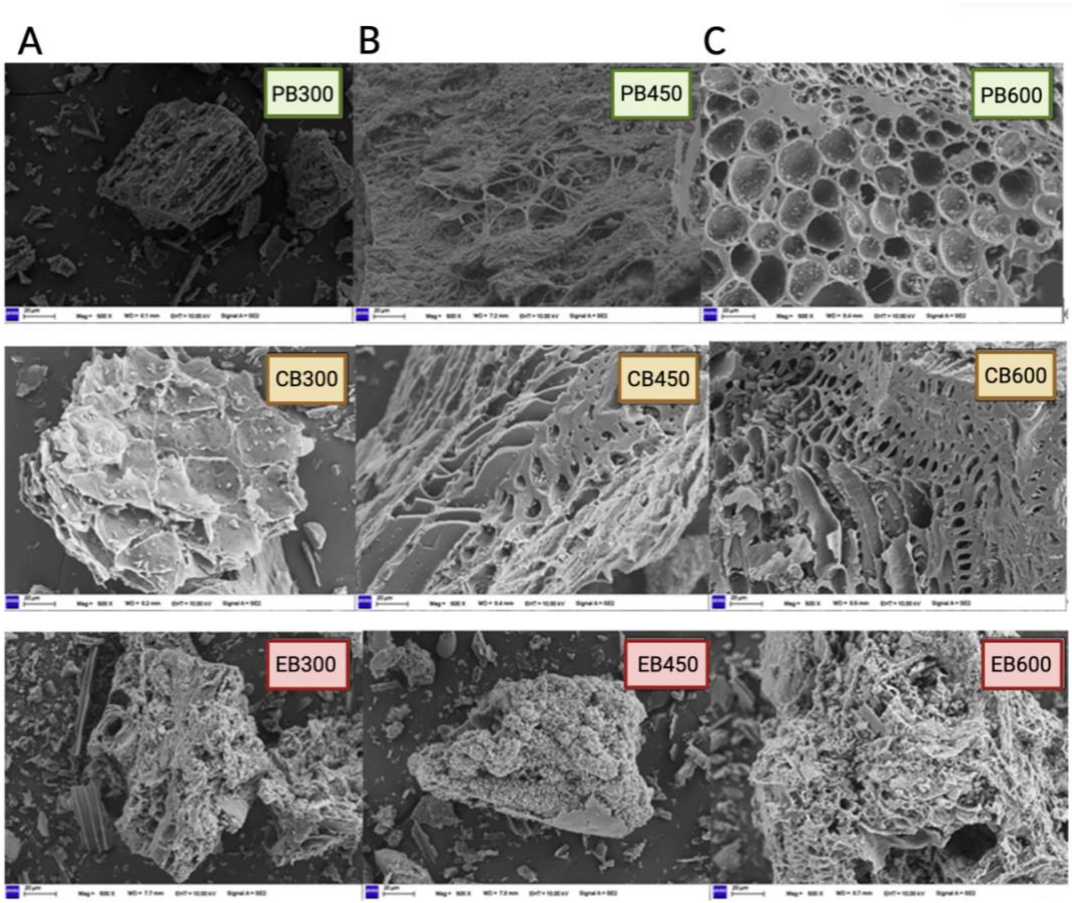


Figura 3. Imágenes tomadas del microscopio electrónico de diferentes tipos de biochar a tres temperaturas de pirólisis. Adaptado de Geng et al. (2022) con Biorender®. PB: Biochar de origen vegetal. CB: Biochar de cáscara de cacahuete. EB: Biochar de estiércol bovino. A) Se observa la estructura de los tres biochar producidos a 300 °C. B) Se observa la estructura de los biochars producidos a 450 °C. C) Se observa la estructura de los biochars producidos a 600 °C

Existe una relación inversa entre la temperatura de pirólisis y la densidad de los grupos oxigenados, como -COOH y -OH (Wei et al., 2025). El biochar producido a temperaturas inferiores a 500 ºC conserva una mayor cantidad de estos grupos, lo que implica una mayor CEC y una mayor capacidad de formación de complejos con metales (Shakya & Agarwal, 2020).

A medida que aumenta la temperatura, el contenido de carbono fijo y la aromaticidad crecen, indicando un mayor grado de carbonización y estabilidad frente a la degradación biológica (Chaudhary & Rao, 2024).

4.2. Mecanismos de inmovilización de metales pesados por el biochar

El uso de biochar como herramienta de remediación de suelos contaminados implica una red de mecanismos fisicoquímicos que actúan de forma individual o sinérgica, en función de las propiedades del adsorbente y de las condiciones del entorno (Ahmed & Huo Aidi, 2025) (veáse Figura 4).

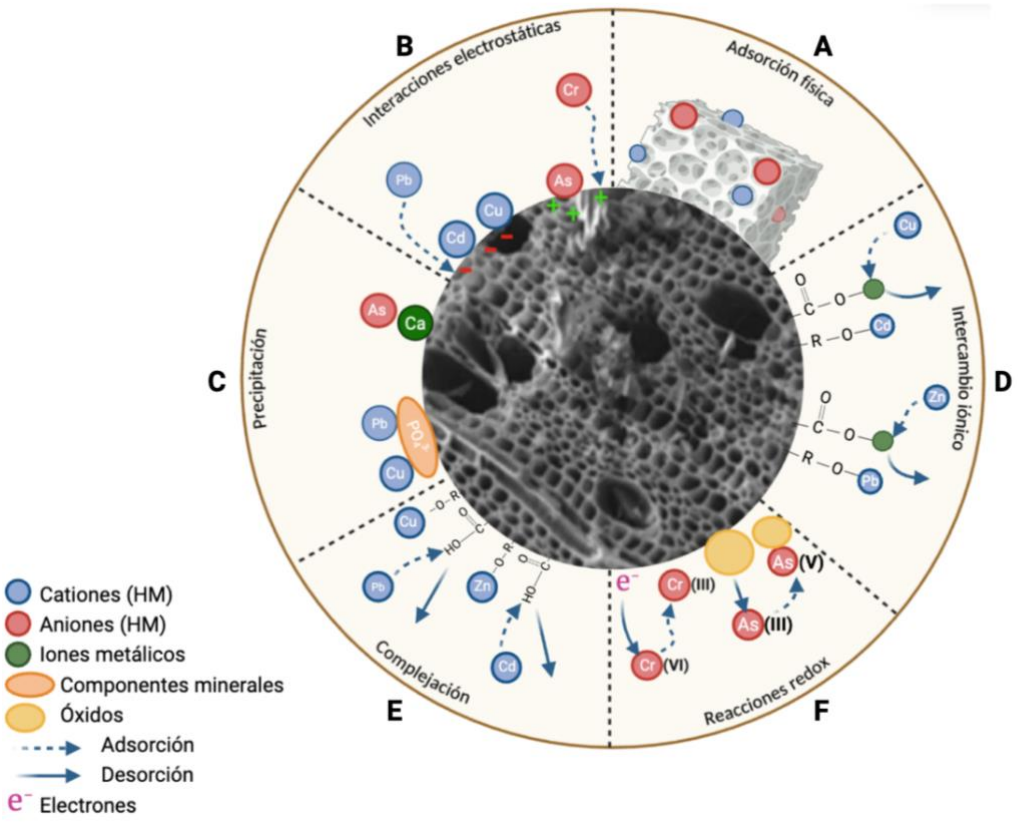


Figura 4. Mecanismos del biochar para la inmovilización de HM. A) Adsorción física. B) Interacciones electrostáticas. C) Precipitación. D) Intercambio iónico. E) Complejación. F) Reacciones redox. Figura adaptada de Gao et al. (2024) de elaboración propia con Biorender®.

4.2.1. Adsorción física

La adsorción física se considera uno de los mecanismos primarios en la inmovilización de metales pesados. Este proceso se basa en la estructura porosa y en la elevada SSA del biochar, que actúan como sitios de captura para los iones metálicos mediante interacciones débiles y fuerzas de Van der Waals, sin conllevar la formación de enlaces químicos fuertes (véase Figura 4A) (Wei et al., 2025).

La red de poros característica del biochar se clasifica según el diámetro de estos: microporos (<2 nm), mesoporos (2-50 nm) y macroporos (>50 nm) (Chaudhary & Rao, 2024). Como se ilustra en la figura 3A, estos canales facilitan la inmovilización de HM mediante un proceso de difusión, durante el cual los iones metálicos penetran en la estructura del material, quedando atrapados en ella. Una SSA extensa implica un incremento de la probabilidad de contacto entre el adsorbente y el metal (Shakya & Agarwal, 2020; Wei et al., 2025).

Este mecanismo se vincula directamente con las propiedades de producción del biochar. El aumento en la temperatura de pirólisis favorece la adsorción física, puesto que

la liberación de compuestos volátiles durante el calentamiento destruye la estructura inicial de la biomasa, expandiendo la porosidad y el área superficial (Qiu et al., 2022).

La eficiencia de la adsorción física también se ve influenciada por la química del propio suelo. En suelos muy ácidos (pH < 5), la competencia de los cationes metálicos con los protones (H+) del medio dificulta la difusión de los metales a los poros del biochar. En condiciones neutras o alcalinas, la adsorción física se mantiene como vía de estabilización (Wei et al., 2025).

La modificación con NPs de óxidos metálicos como el óxido de magnesio (MgO) confiere un incremento en el área superficial de hasta 380 veces respecto al biochar sin modificar, triplicando la eficiencia de eliminación de metales como el Pb^{2+} mediante la creación de poros más complejos que eliminan las resistencias de difusión entre partículas (Wei et al., 2025).

4.2.2. Interacciones electrostáticas

Uno de los mecanismos fundamentales para la inmovilización inicial de metales pesados en el suelo son las interacciones electrostáticas. Este mecanismo se basa en la atracción entre la carga superficial neta del biochar y la carga positiva de los cationes metálicos mediante fuerzas coulómbicas, que dependen de la densidad de carga en la interfase biochar-suelo (Wei et al., 2025).

La carga negativa de la superficie del biochar procede de la disociación de grupos funcionales oxigenados, como los -COOH y los -OH, que actúan como sitios de atracción activos. La intensidad de estas interacciones electrostáticas es altamente dependiente del pH de la matriz, pues define el grado de ionización de los grupos funcionales (véase Figura 4B). A pHs elevados, la superficie del biochar tiende a desprotonarse, intensificando la carga negativa superficial y maximizando la atracción de cationes metálicos. A valores de pH bajos o en condiciones de acidez extrema (pH < 4), la abundancia de protones provoca la protonación de la superficie, generando una competencia por los sitios de unión y una disminución en la eficiencia de captura de metales (Ahmed & Huo Aidi, 2025).

Esta dependencia del pH queda evidenciada en el estudio de un biochar magnético poroso recogido por Qiu et al., 2022. En dicho estudio se observó que la eficiencia de eliminación de Cd(II) aumentó del 47,17% al 98,30%, al elevar el pH de 2,0 a 8,0. Asimismo, la fuerza iónica y la concentración de iones competidores de la matriz condicionan este mecanismo: en escenarios de contaminación múltiple, cationes como el Ca^{2+} o el Mg^{2+} pueden competir por los sitios de adsorción (Ahmed & Huo Aidi, 2025; Wei et al., 2025).

4.2.3. Precipitación

La precipitación consiste en la transformación de los cationes metálicos disueltos en el suelo en fases sólidas insolubles mediante su reacción con compuestos liberados por el biochar. El biochar actúa como fuente de aniones y minerales (carbonatos, fosfatos, hidroxilos e iones de calcio) que reaccionan con los metales disueltos para formar estructuras minerales microscópicas en la matriz edáfica, reduciendo su movilidad en el caso del Pb, Cd, Zn y Cu, ilustrado en la Figura 4C (Gao et al., 2022; Guo et al., 2023).

La literatura científica recalca que la intensidad de este mecanismo está vinculada a la temperatura de pirólisis y el contenido en cenizas del biochar (Gao et al., 2022; Wei et al., 2025). Los biochars producidos a altas temperaturas (≥ 500 ºC) presentan una mayor concentración de minerales inorgánicos y liberan una cantidad de carbonatos superior a la de los biochars producidos a bajas temperaturas (≤ 400 ºC) (Chaudhary & Rao, 2024; Gao et al., 2022). De igual manera, las biomasas de origen animal y lodos de depuradora

ricos en nutrientes inorgánicos favorecen la formación de fosfatos metálicos en el suelo (Lodariya et al., 2025).

4.2.4. Intercambio iónico

El intercambio iónico se fundamenta en la sustitución de cationes metálicos lábiles que se encuentran débilmente retenidos en la superficie del biochar; principalmente calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), potasio (K^{+}) y sodio (Na^{+}), por iones de metales pesados con una carga o afinidad química por los sitios de intercambio (véase Figura 4D). La CEC del biochar constituye la variable determinante de este mecanismo como predictor relevante de la tasa de inmovilización de HM en modelos de *machine learning* (Gao et al., 2022; Guo et al., 2023).

En estudios con biochar de paja de arroz, la liberación de cationes K^{+} y Ca^{2+} alcanzó el 96,0% de la capacidad de adsorción total de Cd(II) (Gao et al., 2022). En la remediación de Pb^{2+}, el Ca^{2+} presenta un papel predominante en el intercambio iónico, facilitando la retención preferencial del HM en el biochar (Wei et al., 2025).

En cuanto a la reversibilidad del mecanismo, la eficacia de eliminación de Cd(II) del biochar magnético poroso decae del 91,50% al 65,47% tras ciclos sucesivos de adsorción-desorción (Bao et al., 2026; Qiu et al., 2022).

Los biochars obtenidos mediante pirólisis a bajas temperaturas (≤ 400 ºC) presentan una CEC y una densidad de grupos funcionales oxigenados superiores a los producidos a altas temperaturas, como se ve reflejado en la Tabla 1, el biochar de maíz producido a 350 ºC, presenta un valor de CEC de 31,95 $cmol \cdot kg^{-1}$, mientras que el mismo biochar producido a 500 ºC, resulta en una CEC de 23,87 $cmol \cdot kg^{-1}$ (Gao et al., 2022).

4.2.5. Complejación: Formación de complejos con grupos funcionales orgánicos

La complejación con grupos funcionales orgánicos es un mecanismo de quimisorción en el cual los sitios activos de la superficie del biochar actúan como ligandos, estableciendo enlaces con los cationes metálicos para formar complejos estables que reducen la movilidad y biodisponibilidad de los HM, como se ilustra en la Figura 4E (Shakya & Agarwal, 2020; Wei et al., 2025).

Las variables que condicionan este mecanismo son la densidad de grupos oxigenados y el contenido de carbono orgánico. Según los modelos de ML desarrollados por (Guo et al., 2023) el contenido de carbono orgánico, con un rango óptimo situado entre el 25% y el 50%, se identifica como una variable predictora para alcanzar las tasas máximas de inmovilización de HM. Los grupos hidroxilo (-OH), carboxilo (-COOH) y amino ($-NH_2$) son los involucrados en esta captura de HM. Los carboxilos presentan afinidad por cationes como Pb^{2+} y Cu^{2+}, mientras que los grupos hidroxilo y fenólicos facilitan la quelación de Cd^{2+} y zinc (Zn^{2+}) (Lodariya et al., 2025).

El papel de estos grupos varía en función del estado de maduración del material en el suelo. En los biochars frescos la inmovilización de Cd(II) está dominada por los grupos carboxilo. Tras el envejecimiento en el suelo, se produce una transición hacia el predominio de los grupos hidroxilo en la formación de complejos. La oxidación natural del material genera nuevos grupos oxigenados que mantienen esa capacidad de complejación a lo largo del tiempo (Shakya & Agarwal, 2020).

La temperatura de pirólisis condiciona la densidad de estos grupos funcionales. A temperaturas superiores a los 600 ºC se da una desoxigenación masiva que reduce la capacidad de formación de complejos (Ahmed & Aidi, 2025).

4.2.6. Reacciones redox

Las reacciones de transferencia de electrones (redox) constituyen un mecanismo de inmovilización de HM cuya toxicidad está ligada a su estado de oxidación. El biochar actúa como una plataforma redox activa gracias a sus grupos funcionales oxigenados, especialmente quinonas y fenoles, que operan como mediadores de electrones, y a sus sistemas de electrones π conjugados con capacidad de donación y aceptación electrónica (Wei et al., 2025).

Las transformaciones redox documentadas en la recuperación de suelos incluyen la reducción de cromo hexavalente (Cr(VI)) y la oxidación de arsénico trivalente (As(III)) (Figura 4F). La reducción de cromo hexavalente a cromo trivalente se produce mediante la transferencia de electrones desde grupos carbonilo (C=O) e hidroxilo fenólico (-OH), de la estructura del biochar, dando lugar a su forma insoluble. La oxidación del arsénico trivalente (As(III)) al arsénico pentavalente (As(V)) produce una forma más estable que se inmoviliza mediante su interacción con otros minerales del suelo, como los óxidos de hierro y aluminio (Lodariya et al., 2025; Wei et al., 2025).

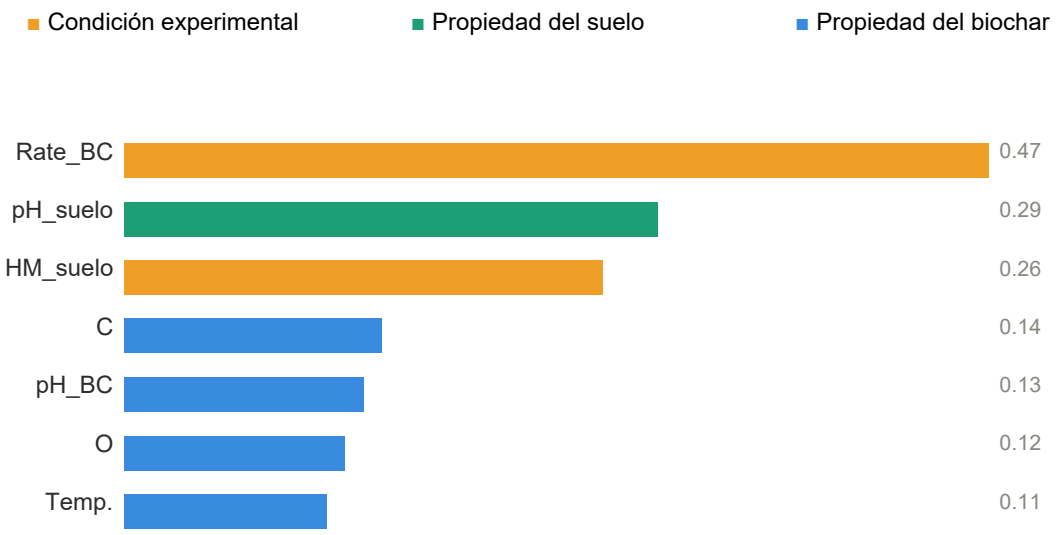
La presencia de radicales libres persistentes (PFRs) en la matriz aromática del biochar genera especies reactivas del oxígeno, como los radicales -OH, que facilitan la oxidación de contaminantes como el arsénico (Alfei & Pandoli, 2024)

La eficacia de estas reacciones está condicionada por el entorno geoquímico: un pH ácido favorece la reducción de cromo al protonar la superficie del biochar, mientras que la presencia de aniones competidores en la solución del suelo puede inhibir el proceso al ocupar los sitios activos (Qiu et al., 2022).

4.3. Factores que modulan la eficacia del biochar en la inmovilización de metales pesados en suelo

4.3.1. Factores relativos al biochar

Como se ilustra en la Figura 5 y se recoge en el Anexo Tabla 1, el análisis mediante el modelo Random Forest (RF) identifica la tasa de aplicación del biochar (*RateBC*) como el factor de mayor peso en la tasa de inmovilización de HM. La inmovilización aumenta de forma consistente cuando la tasa de aplicación oscila entre el 1% y el 11% de la masa del suelo (Guo et al., 2023).



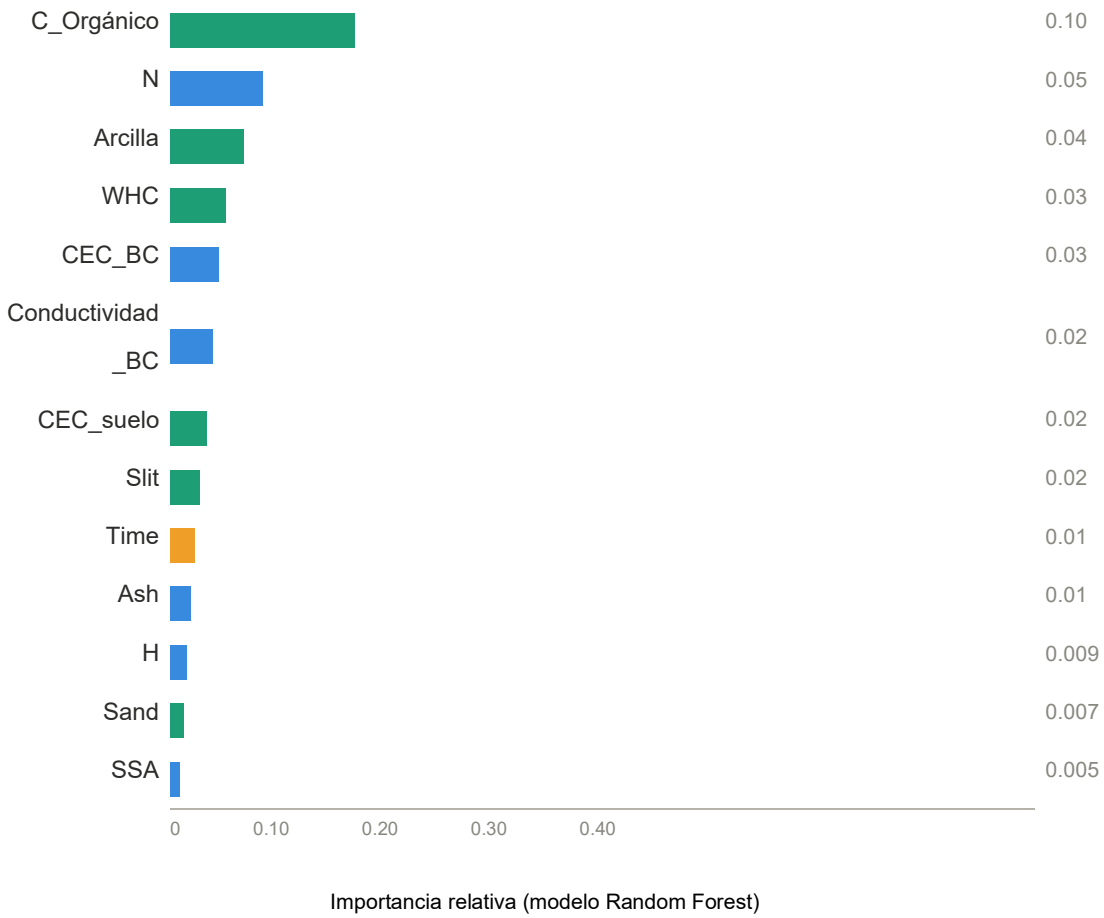


Figura 5. Importancia relativa de las variables de RF para la predicción de la tasa de inmovilización de metales pesados en el suelo. Las variables se clasifican según su origen: propiedades del biochar (azul), propiedades del suelo (verde) y condiciones experimentales (naranja). Figura adaptada de Guo et al. (2023).

El segundo factor relativo al material es su contenido en carbono. La tasa de inmovilización alcanza su máximo cuando el biochar cuenta con un contenido en carbono de entre el 25% y el 50% (véase Anexo Tabla 1) (Deshoux et al., 2023; Gross et al., 2024).

La SSA y la CEC, condicionadas por la temperatura de pirólisis, modulan la eficacia del material: a temperaturas elevadas (> 500 ºC) se maximiza la SSA y la porosidad, y a temperaturas bajas (< 400 ºC) preservan una mayor densidad de grupos funcionales oxigenados y una CEC superior (Deshoux et al., 2023; Geng et al., 2022).

4.3.2. Factores relativos al suelo

Según el modelo de Guo et al. (2023), recogido en el Anexo Tabla 1, y tal y como se muestra en la Figura 5, entre las propiedades del suelo, el pH del suelo y el contenido en carbono orgánico (SOC, por sus siglas en inglés) se identifican como el segundo y tercer factor más influyentes en la tasa global de inmovilización de HM, respectivamente.

La literatura científica evidencia que la eficacia del biochar es significativamente mayor en suelos ácidos (pH < 7) (Gross et al., 2024; Guo et al., 2023). En dichas condiciones, al incorporar biochar alcalino al sistema, incrementa el pH de la matriz y la desprotonación de los grupos funcionales superficiales (Geng et al., 2022). En suelos básicos, la movilidad de metales como el Cd, Pb o Zn es mucho menor tras la aplicación de biochar, dado que la solubilidad de estos elementos se encuentra limitada de forma natural por el pH inicial (Ahmed & Aidi, 2025; Guo et al., 2023).

El contenido de carbono orgánico (SOC) presenta una relación inversamente proporcional con la eficacia del biochar: en suelos con bajo contenido orgánico, la biodisponibilidad de sitios activos para la captura de HM es mayor, mientras que en suelos con alto contenido orgánico se incrementa la competencia por los sitios activos y la formación de complejos solubles con los HM. La aplicación prolongada de biochar eleva el contenido de carbono orgánico del suelo (SOC) total, incrementando a su vez la CEC (Bao et al., 2026; Deshoux et al., 2023; Geng et al., 2022).

A nivel físico, la textura del suelo condiciona la estabilidad del tratamiento. Los suelos de textura fina o arcillosos favorecen la formación de microagregados que retienen el biochar y los HM inmovilizados. Los suelos arenosos presentan mayor disipación de carbono orgánico y transporte vertical del biochar, por la falta de sitios de unión mineral y su alta conductividad hidráulica (Gross et al., 2024).

4.3.3. Condiciones experimentales

De acuerdo con el análisis de Guo et al., 2023 y lo recogido en el Anexo Tabla 1, la carga inicial de contaminación condiciona la saturación de los sitios activos del biochar y, con ello, la eficiencia de inmovilización. Bajo condiciones controladas y dosis de aplicación adecuadas, se han reportado tasas de inmovilización medias del 39,49%, alcanzando valores máximos de hasta el 90% en periodos de entre 2 y 365 días (Ahmed & Aidi, 2025; Guo et al., 2023).

Estudios sugeridos por Chaudhary & Rao (2024) indican que en un periodo de 30 días con condiciones de humedad y temperatura controladas resulta suficiente para registrar cambios en la biodisponibilidad de HM como el Pb y el Cd.

Las condiciones de humedad del suelo modulan la transferencia de masa entre la solución del suelo y los poros del biochar. En escenarios de campo, los ciclos de humectación y secado aceleran el envejecimiento natural del material, incrementando la densidad de grupos funcionales oxigenados mediante la oxidación biótica y abiótica (Gao et al., 2022; Gross et al., 2024).

4.4. Eficacia diferencial del biochar según el tipo de metal pesado

Los modelos de ML de Guo et al. (2023) reportan una tasa de inmovilización media del 39,49%, con un rango de 0,15-90%, reflejando la variabilidad de la eficacia del biochar en función del metal objetivo.

4.4.1. Comparativa de HM principales: Cd, Cu, Pb y Zn

El Pb y el Cu presentan tasas de inmovilización elevadas por su baja solubilidad en presencia de minerales. Estos metales poseen una alta afinidad por la formación de complejos y precipitados estables de carbonatos y fosfatos, alcanzando el 90% de eficiencia de eliminación mediante materiales derivados de estiércoles o biomasas lignocelulósicas activadas. El Pb es especialmente susceptible a la precipitación superficial, mientras que el Cu se coordina con los grupos hidroxilo y carboxilo presentes en biochars producidos a baja temperatura (Ahmed & Aidi, 2025; Qiu et al., 2022).

El Cd y el Zn presentan una movilidad superior en el suelo y dependen en mayor medida del intercambio iónico con cationes alcalinotérreos (Ca^{2+} y Mg^{2+}) de la superficie del adsorbente. Chaudhary & Rao (2024) reportan una reducción de la bioaccesibilidad del Cd de hasta el 90,54%, si bien su inmovilización es más sensible a la competencia iónica del suelo que la del Pb. En suelos contaminados con Cd o Zn, la impregnación del biochar con NPs de hierro incrementa la eficacia de inmovilización (Chaudhary & Rao, 2024; Wei et al., 2025).

4.4.2. Casos especiales : As, Cr y U

La remediación de As y Cr está condicionada por su estado de oxidación. El biochar actúa como plataforma redox para reducir u oxidar los HM a formas menos tóxicas e insolubles (Ahmed & Aidi, 2025).

El cromo se reduce de Cr(VI) a Cr(III), forma insoluble que se estabiliza posteriormente por complejación. En condiciones de alcalinidad elevada, la eficacia del proceso disminuye (Wei et al., 2025).

La remediación del arsénico se basa en la oxidación de As(III) a As(V), su forma con mayor afinidad por los sitios de adsorción, especialmente en biochars modificados con óxidos de hierro (Wei et al., 2025).

En el caso del uranio (U), composites de biochar combinados con hidróxidos dobles laminares incrementan la capacidad de adsorción del ion uranilo (U(VI)) mediante procesos sinérgicos de reducción química y coprecipitación (Ahmed & Aidi, 2025; Qiu et al., 2022).

4.5. Efectos sinérgicos e indirectos del biochar sobre el suelo y los microorganismos

La remediación mediante el uso de biochar actúa como catalizador de cambios en el ecosistema edáfico. En este apartado se desarrollan los efectos colaterales generados por el biochar.

4.5.1. Secuestro de carbono y mejora de las propiedades fisicoquímicas del suelo

La aplicación de biochar induce transformaciones en la matriz fisicoquímica del suelo, que actúan como una vía indirecta para la inmovilización de HM (Gao et al., 2022; Geng et al., 2022).

El biochar presenta una estructura aromática recalcitrante con un contenido de carbono de entre el 50% y el 90%, lo que le confiere una elevada persistencia en el suelo. Su aplicación incrementa el carbono orgánico particulado (POC, por sus siglas en inglés) y el carbono orgánico ligado a minerales (MOC, por sus siglas en inglés) del suelo, aumentando la porosidad y la formación de agregados. La prolongada aplicación eleva el contenido de carbono orgánico total del suelo (SOC) y la CEC edáfica, reduciendo la lixiviación de HM (Deshoux et al., 2023; Geng et al., 2022; Luo et al., 2023).

4.5.2. Estrategias combinadas

a) Biochar y fitorremediación

La aplicación conjunta de biochar y plantas hiperacumuladoras reduce el estrés oxidativo y la fitotoxicidad de los HM, incrementando la eficiencia fotosintética y la capacidad de eliminación de especies reactivas del oxígeno (ROS). En función de la tasa de aplicación y el tipo de material, el biochar facilita la fitoestabilización o la fitoextracción de HM (Ren et al., 2024).

b) Biochar y biorremediación microbiana

La estructura porosa del biochar incrementa la biomasa microbiana y reconfigura las comunidades del suelo al proporcionar protección física frente a la desecación, la depredación y la toxicidad de los metales (Lodariya et al., 2025; Qiu et al., 2022).

En el caso de *Pseudomonas sp. AN-B15*, se ha demostrado que al cargarla en biochar para la remediación de Cd, este inmoviliza el Cd por adsorción en las fases iniciales mientras que el crecimiento bacteriano induce procesos de biomineralización, con formación de precipitados estables de carbonato de cadmio y sulfuro de cadmio sobre la superficie del biochar. Adicionalmente, la presencia de biochar estimula la secreción de enzimas como la ureasa o la β-glucosidasa (Deshoux et al., 2023; Teng et al., 2025; Yan et al., 2023).

El biochar actúa además como lanzadera de electrones (del inglés, *electron shuttle*) en procesos mediados por microorganismos, potenciando la reducción biológica de HM en condiciones anaeróbicas (Lodariya et al., 2025).

4.5.3. Extensión de la remediación a matrices acuosas: relevancia en co-contaminación suelo-agua

El biochar previene el transporte de HM del suelo hacia aguas superficiales y subterráneas, mediante los mecanismos descritos en 4.2., con cinéticas más rápidas en medio acuoso.

Biochars derivados de lignina alcalina han reportado capacidades de captura de Pb(II) de 1.003,7 mg/g en cinco minutos, siendo la precipitación mineral el mecanismo dominante. Biochars optimizados a base de algas han demostrado elevada capacidad de captura de Cd(II). Los biochars magnéticos impregnados con magnetita permiten la separación del material tras el tratamiento mediante campos magnéticos externos (Bao et al., 2026; Lodariya et al., 2025; Qiu et al., 2022).

4.6. Limitaciones, riesgos ecológicos y viabilidad de la aplicación

4.6.1. Evaluación de la estabilidad y riesgos a largo plazo

El biochar puede actuar como vector de contaminantes generados durante la pirólisis, tales como hidrocarburos policíclicos aromáticos (HAPs), dioxinas y compuestos orgánicos volátiles (COVs). La presencia de radicales libres persistentes (EPFRs), por sus siglas en inglés) en su matriz carbonosa cataliza la formación de especies reactivas del oxígeno (ROS), induciendo estrés oxidativo en la microbiota y en la fauna edáfica, e inhibiendo la germinación y el desarrollo radicular de los cultivos (Chen et al., 2025; Dong et al., 2025; Marcińczyk et al., 2023).

La estabilidad del tratamiento con biochar está condicionada por procesos de envejecimiento biótico y abiótico. La meteorización natural y los ciclos de humectación provocan la degradación física del material y la liberación de materia orgánica disuelta que, en biochars derivados de lodos o estiércol, puede complejar metales e incrementar su movilidad. Fluctuaciones en el pH o el potencial redox pueden desencadenar la desorción de metales previamente inmovilizados. La eficiencia de inmovilización varía asimismo según la textura del suelo y las variaciones estacionales (Alfei & Pandoli, 2024; Dong et al., 2025; Lodariya et al., 2025).

4.6.2. Reutilización y viabilidad económica

La fuerte unión química de los metales dificulta la desorción del biochar y su reutilización. Gao et al., 2022, reportan que los composites de biochar-zeolita y los pellets de silicato magnético permiten una separación eficiente mediante tamizado o fuerza magnética, con tasas de recuperación de hasta el 97% y una regeneración de entre el 83%

y el 92%. La capacidad de adsorción disminuye hasta un 15% tras tres ciclos de elución ácida.

El coste del biochar no supera los 1.000 $/t, frente a los 2.500 $/t del adsorbente convencional. El coste adicional de la ingeniería de materiales, como la impregnación con NPs, se estima entre 100 y 500 $/t. La utilización de biomasas residuales y los Créditos del Carbono (incentivo financiero basado en la capacidad de secuestro de carbono) derivados de su capacidad de secuestro constituyen factores económicos adicionales (Alfei & Pandoli, 2024; Bao et al., 2026).

4.6.3. Simulación e integración en *machine learning*

Los modelos de ML, en especial el algoritmo Random Forest (RF), presentan una precisión en la predicción de la inmovilización de HM y en la optimización de sus propiedades fisicoquímicas superior al 85% (Guo et al., 2023; Lakshmi et al., 2021).

De acuerdo con los análisis de Lodariya et al., 2025 y Gupta et al., 2023, el ML permite el cribado de alto rendimiento (del inglés, *high-throughput screening*) para la identificación de *feedstocks* con altas capacidades de adsorción y regeneración.

Asimismo, técnicas de simulación molecular facilitan la caracterización de las interacciones de los metales con los grupos funcionales a escala electrónica, permitiendo el diseño de biochars con energías de unión específicas (Bao et al., 2026).

5. Discusión

Los resultados de la presente revisión bibliográfica permiten confirmar la idoneidad del biochar como herramienta viable y eficaz para la biorremediación de HM en suelo. Su eficacia no es uniforme, sino que responde a una interacción multifactorial entre las propiedades del material, las características del suelo y la naturaleza del propio contaminante. La clasificación propuesta por Qiu et al. (2022) en cuatro categorías (biochar prístino, activado, modificado orgánicamente y composites con nanomateriales) resulta conveniente para su análisis, dado que el gradiente de complejidad tecnológica se corresponde en términos generales con la capacidad de remediación (véase Tabla 1). Sin embargo, este paralelismo tiene ciertos matices: la mayor eficacia de los materiales avanzados no implica necesariamente su superioridad en aplicaciones reales, puesto que su coste de producción, su escalabilidad y su seguridad ecológica presentan limitaciones que el biochar prístino no presenta en la misma magnitud.

Pese a ser un material de bajo coste y con menos limitaciones en cuanto a escalabilidad, el biochar prístino presenta ciertas barreras intrínsecas en la remediación de HM, pues es susceptible de ser degradado por procesos abióticos y bióticos una vez en suelo, además de contar con un potencial de adsorción relativamente bajo, debido a su superficie específica (SSA) limitada.

En este sentido, los resultados relativos al biochar activado son especialmente reveladores. La activación básica con hidróxido de potasio (KOH) incrementó la SSA del biochar de bagazo de caña de azúcar casi cien veces (Tabla 1), lo que se traduce directamente en una mayor capacidad de eliminación de contaminantes. Esta evidencia se alinea con lo reportado por Wei et al. (2025); la combinación con NPs de óxidos de hierro o magnesio puede incrementar la SSA hasta 380 veces respecto al biochar sin modificar, triplicando la eficiencia de eliminación de Pb^{2+}. A pesar de ello, estos materiales no están exentos de controversia, pues su interacción con la microbiota edáfica no está lo suficientemente caracterizada.

Uno de los resultados más destacados de esta revisión es la demostración de que los mecanismos de inmovilización no operan de forma aislada, sino que se organizan de forma dinámica en función de las propiedades del material, el entorno geoquímico y el tiempo de incubación.

La adsorción física y las interacciones electrostáticas constituyen los mecanismos de respuesta rápida, dominantes en las fases más inmediatas del tratamiento. Ambos son mecanismos eficaces para la retención inicial de cationes. Sin embargo, su estabilidad a largo plazo suele depender de su transición a mecanismos de mayor energía de enlace, como pueden ser la precipitación mineral o la complejación con grupos funcionales orgánicos, debido a la reversibilidad intrínseca de ambos mecanismos. Esta interpretación se apoya en los datos aportados por Guo et al. (2023), cuyos modelos de Random Forest (Figura 5; Anexo Tabla 1) atribuyen al contenido de carbono orgánico del biochar el papel de la variable predictora para las tasas máximas de inmovilización, variable que se relaciona directamente con la densidad de grupos funcionales activos en la complejación.

En el caso del mecanismo electrostático, especialmente sensible al pH, presenta una dependencia del entorno geoquímico que no siempre se puede garantizar en condiciones de campo. El aumento de la eficiencia de eliminación de Cd(II) al levar el pH de 2,0 a 8,0 reportado por Qiu et al. (2022) revela que el potencial de este mecanismo se da únicamente en suelos neutros o alcalinos. Con relación a lo anterior, los resultados del análisis de Guo et al. (2023) colocan el pH edáfico como el segundo factor de mayor peso predictivo en la tasa de inmovilización global (Figura 5), lo cual confirma la importancia de la optimización de las condiciones del medio para la funcionalidad del mecanismo. Este hecho, a pesar de sus limitaciones, se convierte en una ventaja en los escenarios más comunes de contaminación; el

biochar alcalino corrige el pH y activa los mecanismos de inmovilización en los suelos acidificados por actividades industriales o de minería, tal y como demuestran Geng et al. (2022).

Por su parte, la precipitación mineral requiere de especial atención, pues se considera el mecanismo más determinante para la fijación duradera en el suelo. La naturaleza del *feedstock* condiciona directamente este proceso: las biomasas de origen animal y los lodos de depuradora son ricos en Ca, Mg, fósforo (P) y hierro (Fe) (véase Tabla 1), por lo que potencian la formación de fosfatos metálicos que aseguran la fijación del HM. Esta observación pone de manifiesto que el *feedstock* no debería seleccionarse únicamente en función de la SSA deseada, sino que se debería basar también en función del mecanismo de inmovilización que debe predominar según el tipo de suelo y contaminante.

Respecto a los resultados sobre el mecanismo redox se introduce una dimensión históricamente subestimada en la literatura: la capacidad del biochar de transformar HM cuya toxicidad está ligada a su estado de oxidación, como el cromo hexavalente y el arsénico trivalente. La reducción de cromo y la oxidación del arsénico a sus formas menos tóxicas e insolubles representan un mecanismo de remediación único, sin análogos entre los adsorbentes convencionales. Aun así, la eficacia de este mecanismo presenta limitaciones, pues disminuye en condiciones de alcalinidad elevada, esto supone una contradicción en lo que se refiere a la estrategia general de la aplicación. La misma alcalinidad que maximiza la precipitación y las interacciones electrostáticas puede inhibir la reducción del cromo hexavalente (Cr(VI)). Esta contradicción entre mecanismos constituye una línea de investigación prioritaria (Lodariya et al., 2025).

La versatilidad del biochar se extiende a la prevención del transporte de HM desde el suelo hacia aguas superficiales y subterráneas, pues es un riesgo crítico en zonas mineras e industriales. Los mecanismos de remediación en aguas son análogos a los del suelo, pero con cinéticas más rápidas. La eficiencia del proceso depende directamente de la ingeniería del material. Sin embargo, cabe resaltar la sensibilidad de la remediación en aguas frente a las fluctuaciones de pH y a la presencia de iones competidores, que pueden saturar los sitios activos del material y reducir su eficiencia (Gao et al., 2022; Qiu et al., 2022).

Sobre la eficacia diferencial según el metal contaminante y la heterogeneidad del suelo, los resultados revelan que la tasa media de inmovilización es del 39,49% con un rango de 0,15-90% (Guo et al., 2023). Esta gran variabilidad refleja la influencia del tipo de metal y del suelo sobre la eficacia de la aplicación, es decir, la capacidad de remediación del biochar no es uniforme para todos los elementos, está condicionada por la afinidad química específica entre los sitios activos del adsorbente y las propiedades de cada metal, como su radio iónico y su electronegatividad.

El Pb y el Cu presentan tasas de inmovilización elevadas en biochars vegetales prístinos, debido a su alta afinidad por los carbonatos y fosfatos liberados durante la pirólisis. Sin embargo, en suelos contaminados con Cd o Zn, estos biochars prístinos requieren de modificaciones químicas como la impregnación con NPs de hierro para alcanzar niveles de seguridad aceptables, pues el Cd y el Zn son HM con mayor movilidad en el suelo y mayor dependencia de las condiciones de pH. Esta diferenciación por metales no es siempre especificada en los estudios primarios (véase Figura 4) y puede llevar a exageración de la eficacia global del tratamiento (Chaudhary & Rao, 2024; Wei et al., 2025).

La presente revisión ha identificado una brecha en la literatura en lo relativo a la remediación de suelos contaminados por múltiples metales, un escenario habitual en la práctica real. La mayoría de los estudios en laboratorio contemplan la contaminación unielemental, lo que limita la extrapolación de resultados al campo. En escenarios de contaminación múltiple, la competencia de cationes por los sitios activos del biochar puede reducir significativamente la eficiencia de inmovilización del metal objetivo (Ahmed & Aidi, 2025).

En otro orden de cosas, uno de los resultados que distingue al biochar de los adsorbentes convencionales es su capacidad de catalizar mejoras en el ecosistema edáfico. El biochar altera la dinámica del carbono orgánico del suelo (SOC) mediante su evolución hacia formas más estables; Geng et al. (2022) demuestran que su aplicación aumenta significativamente el carbono orgánico particulado (POC), la fracción más activa y sensible, y el carbono orgánico ligado a minerales (MOC), la fracción más estable y físicamente más protegida. Este cambio hacia fracciones más estables se suma al aumento de la porosidad y de la formación de agregados (Figura 3), reforzando la resiliencia estructural del suelo y su capacidad de retención de agua. Como consecuencia, se evoluciona a un sistema edáfico más robusto que minimiza los riesgos de lixiviación y erosión, asegurando que los HM no se desplacen (Deshoux et al., 2023; Geng et al., 2022).

Los resultados de las estrategias combinadas de biochar con fitorremediación y con biorremediación microbiana confirman que la sinergia entre técnicas permite superar las barreras de cada enfoque, como la lentitud en la extracción de metales o la alta vulnerabilidad de los organismos frente a ciertas concentraciones de contaminantes. La reducción del 54% de Cd en raíces y del 73% en tallos de *Moringa oleifera* por biochar recubierto de quitosano es una demostración de que el material es capaz de potenciar la inmovilización y proteger la cadena trófica al mismo tiempo (Qiu et al., 2022). Por otro lado, la microbiota edáfica encuentra en la estructura porosa del biochar un refugio físico frente a la desecación, la depredación y toxicidad directa de los metales, como se muestra en la remediación de Cd mediante biochar cargado con *Pseudomonas sp. AN-B15* (Deshoux et al., 2023; Teng et al., 2025; Yan et al., 2023). Además, la presencia de biochar estimula la secreción de enzimas como la ureasa o la β-glucosidasa, cuya actividad es esencial para restaurar la fertilidad de suelos degradados por la industria y constituye un indicador crítico de la restauración de la salud del suelo. Todo ello apunta a que la integración del biochar en sistemas de biorremediación resilientes es una de las líneas de mayor potencial en la inmovilización de metales (Yan et al., 2023).

Aun con el potencial demostrado por el biochar a lo largo de esta revisión, deben reconocerse las limitaciones tanto del tratamiento como de la propia revisión bibliográfica. En primer lugar, la implementación real del biochar enfrenta ciertos desafíos relacionados con la seguridad ambiental y la duración de sus efectos. El biochar puede actuar como vector de contaminantes secundarios generados durante la pirólisis, tales como hidrocarburos policíclicos aromáticos (HAPs), dioxinas y compuestos orgánicos volátiles (COVs), así como de radicales libres persistentes (EPFRs) que catalizan la formación de especies reactivas del oxígeno (ROS) y pueden inducir estrés oxidativo en la microbiota edáfica (Chen et al., 2025; Dong et al., 2025).

La contradicción entre la capacidad remediadora y su potencial como fuente de contaminación secundaria exige una evaluación rigurosa de los efectos secundarios derivados de su interacción con el ecosistema previo al escalado de laboratorio a campo. Esto supone un reto aún sin resolver por la comunidad científica.

En segundo lugar, los procesos de envejecimiento biótico y abiótico del biochar en suelo pueden conducir a la desorción de metales que estaban previamente inmovilizados ante cambios en el pH o en el potencial redox, lo que se traduce en una limitación de su estabilidad a largo plazo (Dong et al., 2025). Cabe señalar que el tiempo de incubación aparece como una variable de baja importancia (Figura 5), lo que sugiere que los efectos a largo plazo no están adecuadamente capturados por los datos disponibles hasta la fecha. La literatura presenta una laguna de conocimiento al respecto debido a la escasez de estudios de campo con un marco temporal de más de cinco años, lo cual impide afirmar con total seguridad que la inmovilización es irreversible.

Adicionalmente, la capacidad de regeneración del biochar y su competitividad en costes condiciona directamente su transición hacia aplicaciones industriales. Actualmente, la baja eficiencia de regeneración, que decae entre un 15% y un 35% tras tres ciclos de elución ácida,

supone una limitación crítica. La fuerte unión química de los metales dificulta su desorción y, por consiguiente, su reutilización. Sin embargo, esta limitación ha impulsado el desarrollo de biochars diseñados para la recuperación (Bao et al., 2026; Gao et al., 2022).

Esta revisión tiene como limitación el hecho de que la mayoría de los estudios consultados se desarrollan en condiciones de laboratorio o controladas, con suelos homogéneos y situaciones que no reflejan la complejidad completa de un escenario real, por lo que la determinación de su eficacia es imprecisa. Tradicionalmente, determinar la eficacia del biochar ha sido un proceso lento y costoso, que dependía de múltiples experimentos físicos. El diseño racional, por el contrario, implica un enfoque de ingeniería intencionada donde el material se ajusta a unas condiciones específicas; este concepto se apoya en la capacidad de la inteligencia artificial (IA) para predecir el comportamiento del biochar basándose en datos previos, y en la simulación molecular para refinar sus propiedades a escala atómica (Guo et al., 2023). Esta capacidad predictiva es esencial para simplificar la viabilidad económica de la aplicación.

Relacionado con lo anterior, cabe destacar que el coste del biochar, que no supera los 1.000 $/t frente a los 2.500 $/t del carbón activado convencional (Alfei & Pandoli, 2024), representa una ventaja competitiva que refuerza su relevancia como potencial tecnología de remediación a gran escala.

Respecto a las futuras líneas de investigación, esta revisión señala como prioritarias el desarrollo de estudios a largo plazo en condiciones reales de campo y contaminación múltiple, la optimización de los sistemas de regeneración y reutilización del biochar, la integración de modelos de ML con datos de campo para la predicción de la inmovilización en función del contexto geoquímico, dado que los modelos de RF ya alcanzan precisiones del 85% en condiciones controladas, y por último, la evaluación de la viabilidad económica y regulatoria del biochar como herramienta a escala industrial.

6. Conclusiones

La presente revisión bibliográfica confirma que el biochar constituye una tecnología sostenible y de eficacia demostrada para la remediación de suelos contaminados con metales pesados. Su potencial no reside en una propiedad única sino en la cooperación entre mecanismos fisicoquímicos y biológicos cuya intensidad y clasificación están condicionadas por el diseño del material, las características del contaminante y por el entorno geoquímico. Esta polivalencia, junto con su viabilidad económica y capacidad de generar efectos colaterales beneficiosos, posiciona al biochar como una alternativa sólida frente a los adsorbentes convencionales, siempre y cuando su aplicación venga precedida por una evaluación rigurosa del contexto específico de contaminación (Bao et al., 2026).

Relación entre material de partida, proceso de fabricación y las propiedades funcionales del biochar

El *feedstock* y la temperatura de pirólisis son los dos determinantes principales de las propiedades fisicoquímicas del biochar, y a su vez, de su funcionalidad en la remediación. Los biochars de origen vegetal, ricos en lignocelulosa, desarrollan estructuras de mayor SSA y aromaticidad, siendo óptimos para la adsorción física y estabilidad a largo plazo (Chaudhary & Rao, 2024). Los biochars de origen animal y lodos de depuradora, con mayor contenido en cenizas y una alcalinidad más elevada, favorecen la precipitación mineral y el intercambio iónico, siendo así más eficientes para la fijación persistente de metales en suelos ácidos. Asimismo, el incremento de la temperatura de pirólisis mejora la SSA y la aromaticidad del material, pero reduce simultáneamente la densidad de grupos oxigenados (-COOH, -OH) esenciales para la complejación y el intercambio iónico, de ahí que su selección deba responder al mecanismo de inmovilización que se pretende priorizar. Esta relación implica que no existe un biochar universal, sino que el diseño del material debe ajustarse al mecanismo de inmovilización que se pretende activar de forma predominante según el metal y el suelo objetivo (Wei et al., 2025).

Mecanismos de inmovilización de HM

Respondiendo al segundo objetivo específico de esta revisión, el biochar inmoviliza los HM en el suelo mediante una red de seis mecanismos que operan de forma dinámica: adsorción física, interacciones electrostáticas, precipitación mineral, intercambio iónico, complejación con grupos funcionales y reacciones redox (Ahmed & Aidi, 2025). La adsorción física y las interacciones electrostáticas son los mecanismos de respuesta inmediata, los primeros en activarse, pero son intrínsecamente reversibles ante fluctuaciones del pH o del potencial redox. La precipitación mineral y la complejación representan los mecanismos de mayor energía de enlace y, por tanto, los responsables de la eficacia a largo plazo. La tasa de aplicación del biochar, el pH del suelo y el contenido en carbono orgánico manifiestan ser los factores críticos que condicionan el resultado de la remediación, lo que subraya que la eficacia del biochar no es una propiedad intrínseca del material, sino el producto de su interacción con el entorno edáfico objetivo.

Aplicaciones, riesgos y limitaciones del uso del biochar en remediación de HM

El biochar va más allá de la mera función de adsorbente, pues actúa como agente de restauración ecológica, generando beneficios sistémicos sobre el suelo, que a su vez potencian la inmovilización de forma indirecta. Su integración con la fitorremediación y la biorremediación microbiana, así como su eficacia transversal frente a la co-contaminación suelo-agua, amplían el alcance de sus aplicaciones (Deshoux et al., 2023; Lodariya et al., 2025). No obstante, la revisión concluye que su consolidación a nivel industrial está limitada por la capacidad del biochar para actuar como vector de contaminantes secundarios generados durante la pirólisis y la escasez de estudios de campo a largo plazo que validen su estabilidad en condiciones reales.

Los modelos de ML surgen como la herramienta más prometedora para superar esta limitación al permitir predecir la eficacia del tratamiento y optimizar el diseño del biochar en función del contexto específico (Gupta et al., 2023).

7. Bibliografía

Ahmed, A., & Huo, A. (2025). Biochar for heavy metal remediation: Mechanisms, modifications, and environmental applications. *Environmental Science and Pollution Research*, *32*(34), 20288–20320. https://doi.org/10.1007/s11356-025-36886-3

Alfei, S., & Pandoli, O. G. (2024). Biochar-derived persistent free radicals: A plethora of environmental applications in a light and shadows scenario. *Toxics*, *12*(4), 245. https://doi.org/10.3390/toxics12040245

Bao, M., Gao, B., & Zhao, S. (2025). Tackling new-generation pollutants in soil: How modified biochar redefines remediation strategies? *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, *264*(1). https://doi.org/10.1007/s44169-025-00107-2

Chaudhary, H., & Rao, K. S. (2024). Impact of biochar produced at different pyrolysis conditions on heavy metal contaminated soil. *Environmental Geochemistry and Health*, *46*(9), 307. https://doi.org/10.1007/s10653-024-02092-2

Chen, X., Alvarez, P. J. J., & Masiello, C. A. (2025). Environmentally persistent free radicals in biochar: Environmental context and future research needs. *Environmental Science & Technology*, *59*(23), 11440–11454. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c13603

Deshoux, M., Sadet-Bourgeteau, S., Gentil, S., & Prévost-Bouré, N. C. (2023). Effects of biochar on soil microbial communities: A meta-analysis. *The Science of the Total Environment*, *902*, 166079. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166079

Dong, M., Jiang, M., He, L., Zhang, Z., Gustave, W., Vithanage, M., Niazi, N. K., Chen, B., Zhang, X., Wang, H., & He, F. (2025). Challenges in safe environmental applications of biochar: Identifying risks and unintended consequences. *Biochar*, *7*(1). https://doi.org/10.1007/s42773-024-00412-4

Foo, Y. Z., O'Dea, R. E., Koricheva, J., Nakagawa, S., & Lagisz, M. (2021). A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution*, *12*(9), 1705–1720. https://doi.org/10.1111/2041-210x.13654

Gao, Y., Wu, P., Jeyakumar, P., Bolan, N., Wang, H., Gao, B., Wang, S., & Wang, B. (2022). Biochar as a potential strategy for remediation of contaminated mining soils: Mechanisms, applications, and future perspectives. *Journal of Environmental Management*, *313*, 114973. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114973

Geng, N., Kang, X., Yan, X., Yin, N., Wang, H., Pan, H., Yang, Q., Lou, Y., & Zhuge, Y. (2022). Biochar mitigation of soil acidification and carbon sequestration is influenced by materials and temperature. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *232*, 113241. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113241

Gross, A., Bromm, T., Polifka, S., Fischer, D., & Glaser, B. (2024). Long-term biochar and soil organic carbon stability: Evidence from field experiments in Germany. *The Science of the Total Environment*, *954*, 176340. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176340

Guo, G., Lin, L., Jin, F., Mašek, O., & Huang, Q. (2023). Application of heavy metal immobilization in soil by biochar using machine learning. *Environmental Research*, *231*(Pt 2), 116098. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116098

Gupta, D., Das, A., & Mitra, S. (2023). Role of modeling and artificial intelligence in process parameter optimization of biochar: A review. *Bioresource Technology*, *390*, 129792. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129792

Hao, Z., Dong, Z., Han, S., & Zhang, A. (2022). Effects of biochar and arbuscular mycorrhizal fungi on winter wheat growth and soil N_2O emissions in different phosphorus environments. *Frontiers in Plant Science*, *13*, 1069627. https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1069627

Lakshmi, D., Akhil, D., Kartik, A., Gopinath, K. P., Arun, J., Bhatnagar, A., Rinklebe, J., Kim, W., & Muthusamy, G. (2021). Artificial intelligence (AI) applications in adsorption of heavy metals using modified biochar. *The Science of the Total Environment*, *801*, 149623. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149623

Lodariya, M., Bhattacharya, D., & Abhilash, K. R. (2025). Synergistic approaches to soil remediation: Engineered biochar and microbial interactions for climate-resilient remediation. *Biodegradation*, *36*(6). https://doi.org/10.1007/s10532-025-10200-x

Marcińczyk, M., Krasucka, P., Bogusz, A., Tomczyk, B., Duan, W., Pan, B., & Oleszczuk, P. (2023). Ecotoxicological characteristics and properties of zinc-modified biochar produced by different methods. *Chemosphere*, *315*, 137690. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137690

Qiu, M., Liu, L., Ling, Q., Cai, Y., Yu, S., Wang, S., Fu, D., Hu, B., & Wang, X. (2022). Biochar for the removal of contaminants from soil and water: A review. *Biochar*, *4*(1). https://doi.org/10.1007/s42773-022-00146-1

Ren, W. L., Ullah, A., & Yu, X. Z. (2024). Biochar influences phytoremediation of heavy metals in contaminated soils: An overview and perspectives. *Environmental Science and Pollution Research International*, *31*(52), 61397–61425. https://doi.org/10.1007/s11356-024-35318-y

Shakya, A., & Agarwal, T. (2020). Potential of biochar for the remediation of heavy metal contaminated soil. In J. S. Singh & C. Singh (Eds.), *Biochar applications in agriculture and environment management* (pp. 77–98). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-40997-5_4

Teng, X., Huang, D., Zhi, Y., Li, Y., Dong, D., Wu, X., Wang, Y., Jiang, Z., Huang, H., Tang, Y., Liu, D., & Xu, W. (2025). Effects of biochar on soil properties as well as available and TCLP-extractable Cu contents: A global meta-analysis. *Scientific Reports*, *15*(1), 32853. https://doi.org/10.1038/s41598-025-18170-z

Wang, M., Zheng, X., Oba, B. T., Lin, Y., Shen, C., Huang, X., Yang, F., Xiao, Q., & Ding, Y. (2025). Innovations in nanomaterials for remediation of heavy metal-polluted soil: Advances, mechanistic insights, and future prospects. *Nano Materials Science*, *8*(1), 11–35. https://doi.org/10.1016/j.nanoms.2025.06.008

Wei, Y., Ma, J., Liu, K., Zhang, S., & Wang, J. (2025). Biochar-based remediation of heavy metal-contaminated soils: Mechanisms, synergies, and sustainable prospects. *Nanomaterials*, *15*(19), 1487. https://doi.org/10.3390/nano15191487

Yan, Z., Wang, Z., Si, G., Chen, G., Feng, T., Liu, C., & Chen, J. (2024). Bacteria-loaded biochar for the immobilization of cadmium in an alkaline-polluted soil. *Environmental Science and Pollution Research International*, *31*(2), 1941–1953. https://doi.org/10.1007/s11356-023-31299-6

Yan, J., Yue, C., Yun, Z., Ge, H., Wang, H., Quan, G., Cui, L., & Cheng, J. (2026). Evolution of organic carbon components in saline-alkali soil after ten years of biochar application: Implications of soil carbon sequestration capacity and stability of the soil carbon pool. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *28*(3), 712–721. https://doi.org/10.1039/d5em00106d

Zong, D., Fang, X., Liu, L., Cui, D., Tang, Y., Feng, X., Yan, C.-A., Lai, C. W., Tuo, Y., & Xiang, P. (2026). Refining heavy metal risk in Southwest China's mining soils: Bioaccessible fractions and cellular toxicity reveal overlooked Cr hazards. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *310*, 119753. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2026.119753

8. Anexos

Anexo Tabla 1. Descripción del conjunto de datos: variables de entrada y de salida del modelo Random Forest para la predicción de la tasa de inmovilización de HM en suelo. Tabla adaptada de Guo et al. (2023).

Nº	Variable	Abreviatura	Rango	Media ± DT	Importancia relativa (RF-SHAP)
Propiedades del biochar					
1	Temperatura de pirólisis	*T*	200 – 700 °C	505 ± 121 °C	Media
2	Contenido en carbono	*C*	14 – 93,67 %	53,04 ± 20,00 %	**Alta**
3	Contenido en nitrógeno	*N*	0,11 – 6,90 %	2,00 ± 1,15 %	Media-baja
4	Contenido en oxígeno	*O*	2,07 – 45,82 %	18,78 ± 11,00 %	Media
5	Contenido en hidrógeno	*H*	0,62 – 6,90 %	2,70 ± 1,13 %	Baja
6	Contenido en cenizas	*Ash*	0,77 – 69,00 %	22,81 ± 18,77 %	Media-baja
7	pH del biochar	*pHBC*	3,25 – 12,20	9,25 ± 1,91	Media
8	Conductividad eléctrica	*ECBC*	0,001 – 9,3 $mS \cdot cm^{-1}$	1,56 ± 2,04 $mS \cdot cm^{-1}$	Baja
9	Capacidad de intercambio catiónico	*CECBC*	0,89 – 81,71 $cmol \cdot kg^{-1}$	38,21 ± 15,75 $cmol \cdot kg^{-1}$	**Media-alta**
10	Superficie específica	*SSA*	0,77 – 907,4 $m^2 \cdot g^{-1}$	174,24 ± 238,41 $m^2 \cdot g^{-1}$	Media
Propiedades del suelo					
11	pH del suelo	*pHsuelo*	2,90 – 9,14	6,36 ± 1,44	**Alta**
12	Conductividad eléctrica	*ECsuelo*	0,02 – 2,97 $mS \cdot cm^{-1}$	0,53 ± 0,82 $mS \cdot cm^{-1}$	Baja
13	Capacidad de intercambio catiónico	*CECsuelo*	3,96 – 37,80 $cmol \cdot kg^{-1}$	15,19 ± 7,09 $cmol \cdot kg^{-1}$	Media
14	Contenido en arcilla	*Arcilla*	5,7 – 89,68 %	16,64 ± 18,84 %	Media-baja
15	Contenido en arena	*Arena*	2,09 – 92,30 %	51,51 ± 22,77 %	Baja

Nº	Variable	Abreviatura	Rango	Media ± DT	Importancia relativa (RF-SHAP)
16	Carbono orgánico del suelo	*OC*	3,78 – 78,90 $g \cdot kg^{-1}$	18,35 ± 16,87 $g \cdot kg^{-1}$	**Alta**
Condiciones experimentales					
17	Concentración inicial de metal en suelo	*HMsuelo*	0,071 – 8,11 $mg \cdot kg^{-1}$	1,49 ± 1,06 $mg \cdot kg^{-1}$	Media
18	Tasa de aplicación del biochar	*RateBC*	0,50 – 10,00 %	4,30 ± 3,13 %	**Muy alta**
19	Tiempo de incubación	*Tiempo*	2 – 365 días	74,17 ± 62,11 días	Media
Variable objetivo					
20	**Tasa de inmovilización de metales pesados**	*IR (%)*	0,15 – 90 %	39,49 ± 30,55 %	—

Nota: La importancia relativa refleja la jerarquía de factores identificada mediante el análisis SHAP sobre el modelo Random Forest óptimo (R^2 entrenamiento = 0,90; R^2 prueba = 0,85). Muy alta: factor de mayor peso predictivo global; alta: segundo y tercer factor más influyentes. DT: desviación típica.