

UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL



**“Investigación y análisis comparativo de biosorbentes para la
remoción de metales pesados desde soluciones acuosas”**

DENNIS KARINA AMARALES LÓPEZ

MEMORIA DE TITULACIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO DE

INGENIERA CIVIL AMBIENTAL

PROFESOR GUÍA

HENRIK HANSEN

PROFESORA CORREFERENTE

CLAUDIA GUTIÉRREZ

Agosto 2026

Valparaíso, Chile

CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

Tipo de monografía (marcar una opción): ☒ Memoria o trabajo de título ☐ Tesis de Postgrado

Título del trabajo: Investigación y análisis comparativo de biosorbentes para la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas

Nombre del candidato(a): Dennis Karina Amarales López

Carrera / Grado: Ingeniería Civil Ambiental

Campus: Casa Central **Departamento:** Ingeniería Química y Ambiental

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Knud Henrik Hansen Kirstein, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

- He revisado esta versión del documento y corresponde a la versión final aprobada del trabajo.
- El trabajo cumple con los requisitos académicos y de formato establecidos por la institución.

3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL (marcar una opción)

☒ El trabajo **NO contiene** información que amerite confidencialidad y puede ser publicado de inmediato en repositorio con acceso abierto.

☐ El trabajo **CONTIENE** información con potenciales implicancias de propiedad industrial o intelectual y requiere un periodo de confidencialidad (**embargo**) por (**marcar una opción**):

☐ 6 meses ☐ 12 meses ☐ 2 años ☐ 3 años ☐ 5 años ☐ 10 años

Fundamentación de la necesidad de confidencialidad (obligatorio si se solicita embargo):

4.- FIRMAS

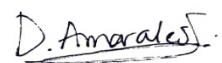
Profesor(a) guía o director(a) de memoria o tesis:

Fecha: 15/09/2026 **Firma:**



Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 11/09/2026 **Firma:**





Agradecimientos

A mi mamá, Valeria, por ser mi pilar fundamental y mi razón de ser, por sostenerme y guiarme en cada paso hasta llegar aquí.

A mi familia por su apoyo constante, por estar siempre presentes tanto en los momentos de alegría como en los más difíciles.

A mis amigos, Victoria, Nicolás, Martín, Leonardo y Pablo, por haber convertido los años universitarios en un recuerdo inolvidable.

A mi pareja, Sofía, por enseñarme el verdadero significado del amor.

A mis amigas de la vida, Carla y Tamara, por compartir este nuevo logro juntas y acompañarme en cada etapa del camino.

A mi profesor guía, Henrik, y a mi correferente, Claudia, por su valiosa orientación, paciencia y apoyo a lo largo de este proceso.



Resumen

La contaminación de recursos hídricos por metales pesados constituye una problemática ambiental relevante debido a su persistencia, toxicidad y capacidad de acumulación en organismos. Frente a las limitaciones de los tratamientos convencionales, la biosorción representa una alternativa sostenible basada en materiales de bajo costo, mientras que, para efectos de esta investigación, la fitorremediación permite identificar especies vegetales con potencial para recuperar ambientes contaminados. El objetivo de este trabajo es analizar comparativamente la evidencia científica sobre biosorbentes de origen agrícola, vegetal, algal y animal, junto con especies fitorremediantes, con el fin de identificar materiales con potencial de aplicación en Chile para la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas.

La metodología considera una revisión bibliográfica de publicaciones entre 2015 y 2026, recopilando información sobre el tipo de biosorbente, contaminante evaluado, condiciones experimentales e indicadores de desempeño. Se incluyen 57 estudios de biosorción y 17 de fitorremediación, evidenciando una mayor concentración de investigaciones asociadas a cadmio, cobre y plomo. Las distintas categorías de biosorbentes presentan eficiencias elevadas de remoción, sin embargo, no se identifica un material universalmente superior, ya que el desempeño depende principalmente de la naturaleza del biosorbente, las características del contaminante y las condiciones experimentales.

Los residuos agrícolas y la biomasa vegetal destacan por su disponibilidad y potencial de valorización, identificándose materiales de interés como residuos cítricos, residuos vitivinícolas, *Eucalyptus globulus* y *Typha angustifolia*. En fitorremediación, especies como *Solidago chilensis*, *Lolium perenne* y *Eichhornia crassipes* presentan antecedentes favorables para futuras evaluaciones.

Los resultados permiten concluir que la biosorción es una alternativa complementaria para el tratamiento de aguas contaminadas, especialmente mediante el aprovechamiento de residuos biológicos disponibles a nivel nacional. Sin embargo, existen vacíos asociados a la limitada investigación en arsénico y mercurio, la falta de estandarización experimental y la limitada diversidad de biosorbentes evaluados en algunas categorías, por lo que las futuras investigaciones deben orientarse a diversificar estos materiales y validarlos bajo diferentes condiciones de aplicación.

Glosario

AAS	Espectrometría de absorción atómica, del inglés Atomic Absorption Spectrometry.
ASV	Voltamperometría de redisolución anódica, del inglés Anodic Stripping Voltammetry.
ATSDR	Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, del inglés Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
BAF	Factor de bioacumulación, del inglés Bioaccumulation Factor.
BCF	Factor de bioconcentración, del inglés Bioconcentration Factor.
CSV	Voltamperometría de redisolución catódica, del inglés Cathodic Stripping Voltammetry.
CVAAS	Espectrometría de absorción atómica por vapor frío, del inglés Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometry.
D-R	Modelo de isoterma de Dubinin–Radushkevich.
D.S.	Decreto Supremo.
DOI	Identificador de objeto digital, del inglés Digital Object Identifier.
EFSA	Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria, del inglés European Food Safety Authority.
FAAS	Espectrometría de absorción atómica de llama, del inglés Flame Atomic Absorption Spectrometry.
GFAAS	Espectrometría de absorción atómica con horno de grafito, del inglés Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry.
HGAAS	Espectrometría de absorción atómica con generación de hidruros, del inglés Hydride Generation Atomic Absorption Spectrometry.
IARC	Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer, del inglés International Agency for Research on Cancer.
ICP	Plasma acoplado inductivamente, del inglés Inductively Coupled Plasma.
ICP-MS	Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente, del inglés Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry.
ICP-OES	Espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente, del inglés Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry.
ISE	Electrodo selectivo de iones, del inglés Ion-Selective Electrode.
MER	Razón de extracción de metal, del inglés Metal Extraction Ratio.
NCh	Norma Chilena.
NR	No reportado.
PPO	Modelo cinético de pseudo-primer orden.
PRISMA	Elementos Preferidos para Informes de Revisiones Sistemáticas y Metaanálisis, del inglés Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses.
PSO	Modelo cinético de pseudo-segundo orden.
RE	Eficiencia de remoción, del inglés Removal Efficiency.
RETC	Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes.



TA	Temperatura ambiente.
TF	Factor de translocación, del inglés Translocation Factor.
UV-Vis	Espectrofotometría ultravioleta-visible.
WHO	Organización Mundial de la Salud, del inglés World Health Organization.



Índice

1. Introducción.....	1
2. Objetivos y alcances	3
2.1. <i>Objetivo general.....</i>	<i>3</i>
2.2. <i>Objetivos específicos.....</i>	<i>3</i>
2.3. <i>Alcances.....</i>	<i>3</i>
3. Antecedentes generales	4
3.1. <i>Metales pesados</i>	<i>4</i>
3.2 <i>Marco normativo chileno aplicable.....</i>	<i>7</i>
3.3. <i>Tratamientos de remoción de metales pesados desde soluciones acuosas.....</i>	<i>9</i>
3.4. <i>Biosorción.....</i>	<i>11</i>
3.5. <i>Fitorremediación.....</i>	<i>25</i>
3.6. <i>Métodos de análisis de metales pesados en soluciones acuosas</i>	<i>28</i>
3.7. <i>Postratamiento de residuos.....</i>	<i>30</i>
4. Metodología.....	33
4.1 <i>Estructura de la revisión</i>	<i>33</i>
4.2. <i>Fuentes de información</i>	<i>33</i>
4.3. <i>Palabras claves y estrategia de búsqueda.....</i>	<i>33</i>
4.4. <i>Gestión de referencias y eliminación de registros duplicados</i>	<i>34</i>
4.5. <i>Selección de artículos</i>	<i>35</i>
4.6. <i>Método de extracción de datos.....</i>	<i>36</i>
4.7. <i>Selección de condiciones ambientales representativas.....</i>	<i>37</i>
5. Resultados	38
5.1. <i>Resultados de la búsqueda bibliográfica</i>	<i>38</i>
5.2. <i>Caracterización general de los estudios de biosorción.....</i>	<i>38</i>
5.3. <i>Desempeño de biosorbentes.....</i>	<i>39</i>
5.4. <i>Resultados por origen del biosorbente.....</i>	<i>42</i>
5.5. <i>Antecedentes de fitorremediación</i>	<i>49</i>
6. Análisis y discusión	51
6.1. <i>Distribución de la evidencia de biosorción.....</i>	<i>51</i>



6.2. Desempeño según contaminante.....	51
6.3. Desempeño por tipo de biosorbente.....	53
6.4. Fitorremediación.....	57
6.5. Vacíos de investigación.....	60
6.6. Propuesta de biosorbentes	61
7. Conclusiones	66
8. Recomendaciones	68
9. Referencias.....	69
10. Anexos	86
<i>Anexo A. Resumen de especies fitorremediantes identificadas y sus principales antecedentes reportados.....</i>	<i>86</i>



Índice de figuras

Figura 1. Esquema general de etapas en sistema discontinuo o batch (Frunzo, 2017).	24
Figura 2. Esquema general sistema continuo en columna de lecho fijo (Khitous, 2015).	25
Figura 3. Número de estudios incluidos según el origen del biosorbente.....	38
Figura 4. Frecuencia de los contaminantes evaluados en los estudios de biosorción.	39
Figura 5. Distribución de los porcentajes de remoción de Cd(II) según categoría.....	40
Figura 6. Distribución de los porcentajes de remoción de Cu(II) según categoría.....	40
Figura 7. Distribución de los porcentajes de remoción de Pb(II) reportados según categoría.....	41
Figura 8. Distribución de los porcentajes de remoción de zinc reportados según categoría.....	41
Figura 9. Distribución de los porcentajes de remoción de cromo reportados según categoría.....	42
Figura 10. Cantidad de especies fitorremediantes por metal pesado.	50
Figura 11. Doquilla (<i>Cistanthe grandiflora</i>) (Universidad de Concepción, s. f.-b)	58
Figura 12. Meyén (<i>Solidago chilensis</i>)(Vivero Cinco Pinos, s. f.-b).....	58
Figura 13. Ballisca o espiga (<i>Lolium perenne</i>) (CONNECT-e, s. f.)	59
Figura 14. Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) (Vivero Cinco Pinos, s. f.-a).	60
Figura 15. Lemna minor. Nombre común: Lenteja de agua común (Plantas y Flores, s. f.)	60



Índice de tablas

Tabla 1. Formas químicas, clasificación carcinogénica, efectos y fuentes.....	6
Tabla 2. Límites máximos en NCh 409/1 2005 (Instituto Nacional de Normalización, 2005).	7
Tabla 3. Límites máximos permisibles NCh 1333 (Instituto Nacional de Normalización, 1987).	7
Tabla 4. Límites D.S. Nº 90/2000 (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2001).	8
Tabla 5. Límites D.S. 609/1998 (Biblioteca del Congreso Nacional, 1998)..	8
Tabla 6. Comparación entre las tecnologías estudiadas y sus principales características.....	10
Tabla 7. Grupos funcionales implicados en la biosorción de metales pesados	17
Tabla 8. Tipos de fitorremediación.....	26
Tabla 9. Factores que afectan la fitorremediación.....	27
Tabla 10. Técnicas de análisis de metales pesados.	29
Tabla 11. Resumen de estrategias de tratamiento para biomasa vegetal de fitorremediación.....	31
Tabla 12. Resumen del proceso de búsqueda y selección bibliográfica.	38
Tabla 13. Biosorbentes derivados de residuos agrícolas.....	43
Tabla 14. Biosorbentes derivados de residuos agrícolas (continuación).....	44
Tabla 15. Biosorbentes derivados de biomasa algal.....	45
Tabla 16. Biosorbentes derivados de residuos de origen animal.....	46
Tabla 17. Biosorbentes derivados de biomasa vegetal.....	47
Tabla 18. Biosorbentes derivados de biomasa vegetal (continuación).....	48
Tabla 19. Especies fitorremediantes identificadas según familia botánica.	49
Tabla 20. Biosorbentes propuestos.....	62
Tabla 21. Especies fitorremediantes propuestas (Universidad de Concepción, s. f.-a).	64
Tabla 22. Especies fitorremediantes y parámetros reportados.....	86
Tabla 23. Especies fitorremediantes y parámetros reportados (continuación).....	87
Tabla 24. Especies fitorremediantes y parámetros reportados (continuación).....	88
Tabla 25. Especies fitorremediantes y parámetros reportados (continuación).....	89

1. Introducción

La contaminación de los recursos hídricos por metales pesados constituye uno de los problemas ambientales y sanitarios de mayor relevancia a nivel global. Estos elementos se caracterizan por su toxicidad incluso a bajas concentraciones y su carácter de no biodegradabilidad. A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales pesados no pueden ser degradados química ni biológicamente ya que una vez liberados al ambiente, permanecen durante largos periodos de tiempo (Aesan, 2024). Esta persistencia favorece su bioacumulación y biomagnificación en distintos compartimentos ambientales, lo que representa un riesgo severo para los organismos situados en los eslabones superiores, incluido el ser humano (Kayani & Mohammed, 2025).

En Chile, esta problemática adquiere una dimensión estructural debido a su matriz productiva. El Ministerio del Medio Ambiente, a través del Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC), ha documentado que las actividades industriales del país emiten cargas significativas de metales pesados a los cuerpos de agua. Por una parte, las termoeléctricas concentran el 46,1% de las emisiones de metales pesados a aguas marinas y continentales superficiales, lo que afecta principalmente a las regiones de Antofagasta, Biobío y Atacama. Por otro lado, en aguas subterráneas de la Región Metropolitana se registra la mayor proporción, con un 97,74%, generado principalmente por la industria agropecuaria (Ministerio del Medio Ambiente, 2024).

Otro aspecto relevante se relaciona con la magnitud de la actividad minera que hay en el país. Durante 2024, se producen 5,5 millones de toneladas de cobre fino, equivalentes al 24% de la producción global, mientras que el sector minero aporta el 56% de las exportaciones nacionales (Fromin, 2025; Morales, 2025). Las etapas de extracción, procesamiento y fundición de minerales pueden generar drenajes y efluentes que contienen cobre y otros elementos asociados al mineral, por lo que su tratamiento constituye un aspecto relevante para prevenir la contaminación de aguas.

La minería no es la única fuente potencial de estos contaminantes, la agricultura también puede contribuir a la contaminación de cobre mediante el uso de fungicidas y de cadmio presente en fertilizantes fosfatados. Además, se suma la industria metalúrgica y galvánica, las termoeléctricas, la fabricación de baterías, y la descarga de aguas residuales urbanas e industriales. En conjunto estas actividades pueden introducir metales pesados en soluciones acuosas, con concentraciones y formas químicas variables que determinan su toxicidad y el tratamiento adecuado (Ministerio del Medio Ambiente, 2024).

Frente a este escenario se han desarrollado diversas tecnologías para la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas, que se pueden agrupar en tres categorías. Primero se encuentran los tratamientos electroquímicos que alcanzan altas eficiencias y permiten recuperar el metal, pero implican un elevado consumo energético y el reemplazo periódico de electrodos (Qasem et al., 2021). Luego se tienen los procesos de membrana, que ofrecen retenciones superiores al 90%, pero sus principales limitaciones son el ensuciamiento (fouling) de las membranas y los altos costos operacionales, estimados en torno a 0,33 USD/m³ para el caso de la ósmosis inversa (K. Castro & Abejón, 2024; Zúñiga et al., 2022). Por último, dentro de los procesos fisicoquímicos la precipitación



química es el método más empleado industrialmente por su simplicidad y bajo costo, pero genera grandes volúmenes de lodos de difícil disposición (Qasem et al., 2021).

En resumen, las tecnologías convencionales comparten limitaciones asociadas principalmente a altos costos de inversión y de operación, a la generación de residuos secundarios y a la pérdida de eficiencia para bajas concentraciones de metales, que son características de muchos efluentes reales. Estas limitaciones justifican la búsqueda de alternativas que sean sostenibles y, en lo posible, de bajo costo, como la biosorción y la fitorremediación, que se basan en el aprovechamiento de biomasa residual, microorganismos, algas y plantas, y que constituyen el eje central de la presente investigación.



2. Objetivos y alcances

2.1. Objetivo general

Analizar comparativamente la evidencia científica sobre biosorbentes de origen vegetal, agrícola, animal y algal, complementándola con antecedentes de fitorremediación, con el fin de identificar y proponer materiales biológicos presentes o potencialmente disponibles en Chile para futuras investigaciones de biosorción de metales y metaloides.

2.2. Objetivos específicos

- Clasificar los biosorbentes investigados según su origen y naturaleza, incluyendo biomasa vegetal, residuos animales, biomasa algal, residuos agrícolas y especies utilizadas en procesos de fitorremediación.
- Sistematizar las condiciones experimentales y los indicadores de desempeño reportados en los estudios de biosorción y fitorremediación, considerando el contaminante, matriz, concentración inicial, dosis, pH, tiempo de contacto y otros.
- Comparar el desempeño de las distintas categorías de biosorbentes y fitorremediantes frente a diferentes contaminantes, considerando su eficiencia, condiciones de aplicación, ventajas, limitaciones y factibilidad de uso.
- Identificar vacíos de investigación, como biosorbentes o fitorremediantes poco estudiados, contaminantes poco abordados o falta de estudios de determinados contaminantes.
- Proponer biosorbentes potenciales para futuras investigaciones, justificando su elección según disponibilidad, composición química, similitud con materiales ya probados, bajo costo y potencial de remoción.

2.3. Alcances

Esta investigación se limita al análisis documental y comparativo de biosorbentes y especies fitorremediantes reportadas en la literatura científica para la remoción de contaminantes ambientales. Para ello, se consideran estudios que incluyan biosorbentes de origen vegetal, animal, algal y residuos agrícolas, además de especies vegetales utilizadas en procesos de fitorremediación. A partir de la información recopilada, se analizan parámetros de eficiencia, mecanismos de remoción y condiciones de aplicación, con el fin de identificar biosorbentes con potencial de aplicación en Chile y posibles limitaciones para futuras investigaciones.

3. Antecedentes generales

3.1. Metales pesados

3.1.1 Definición y generalidades

El término metal pesado es ampliamente utilizado en las ciencias del medioambiente, pese a no tener una definición universal. Se le pueden atribuir criterios de densidad, masa atómica, número atómico, toxicidad, pero varían dependiendo de cada elemento (Fisher & Gupta, 2026; Miteco, 2026). En este trabajo se estudian metales pesados, donde se incluye el cobre, cadmio, arsénico, mercurio, zinc, plomo y cromo.

Una de las propiedades más relevantes de estos elementos, es que no se pueden destruir ni son biodegradables, sin embargo, pueden cambiar de estado de oxidación y de especiación, formar complejos, precipitar, adsorberse en sólidos, volatilizarse o trasladarse en cuerpos de aguas, sedimentos, suelos y también en organismos (Cheng et al., 2025).

Desde el punto de vista biológico, tanto el cobre como el zinc son micronutrientes esenciales, pero pueden causar efectos adversos cuando la exposición supera los rangos fisiológicos. Por otra parte, el cadmio, plomo, mercurio y arsénico no tienen una función biológica en el ser humano, y a pesar de que se propuso la esencialidad del Cr(III) en el pasado, no hay evidencia para considerarlo un nutriente esencial para la población humana (EFSA, 2014; Fisher & Gupta, 2026).

3.1.2 Toxicidad y fuentes de contaminación

Respecto a la toxicidad, esta depende de la dosis, la vía y la duración de la exposición, de la especie química y la susceptibilidad del organismo. Entre los mecanismos de toxicidad descritos en la literatura se encuentra la generación de especies reactivas al oxígeno, el daño a proteínas y ácidos nucleicos, la unión a grupos sulfhidrilo y la interferencia con otros iones esenciales (Balali-Mood et al., 2021). También es relevante la bioacumulación y biomagnificación en cadenas tróficas, uno de los ejemplos más importantes es el caso del metilmercurio el cual se puede biomagnificar en las cadenas tróficas (WHO, 2024).

Las fuentes de origen de estos contaminantes pueden ser naturales o antropogénicas. Entre las naturales se encuentra la actividad volcánica, mineralización geológica y meteorización, mientras que las fuentes antropogénicas son provenientes de industrias tales como la minería, fundición, galvanoplastia, curtiembres, fabricación de baterías y pigmentos, agricultura y gestión de residuos. En Chile, según datos del RETC, las descargas reportadas de metales pesados a aguas continentales superficiales provienen principalmente del sector de extracción y procesamiento de cobre (Ministerio del Medio Ambiente, 2021).

3.1.3. Efectos sobre la salud y los ecosistemas

La exposición crónica a metales pesados tiene consecuencias muy estudiadas sobre diferentes sistemas del cuerpo humano. Dentro de estos se pueden encontrar desde síntomas agudos hasta enfermedades graves (Urgilez, 2024):

- Malestar gastrointestinal: náuseas, vómitos, diarrea, estreñimiento y dolor abdominal.
- Lesiones en la piel: hiperpigmentación, hiperqueratosis, alergias.
- Daño cerebral: problemas de conducto, patologías como Alzheimer o Parkinson.
- Daños en sistema nervioso periférico: pérdida de coordinación, neuropatía periférica, debilidad muscular y fatiga.
- Disfunción renal y hepática: acumulación en riñones e hígado.
- Alteración del sistema óseo: acumulación en huesos.
- Problemas cardiovasculares y circulatorios: hipertensión, arritmias cardíacas, lesiones vasculares.
- Alteraciones sanguíneas: anemia y leucopenia.
- Genotoxicidad y cáncer: dañar el material genético y actuar como carcinógenos.

Respecto a los ecosistemas, los metales pesados alteran la estructura y función de comunidades microbianas, vegetales y animales. En los suelos se reduce la diversidad microbiana, se pueden inhibir actividades enzimáticas y se ve afectada la absorción de nutrientes por las plantas. En ambientes acuáticos se genera el mayor problema, ya que desde aquí se ven afectados todos los ecosistemas, ya sea por bioacumulación o por lixiviación (Aziz et al., 2023).

Los elementos mencionados son seleccionados debido a su frecuente presencia en efluentes mineros e industriales de Chile, su relevancia toxicológica y su interés en proceso de remoción y biorremediación. La Tabla 1 resume sus propiedades y principales efectos ambientales, considerando que esto puede variar de acuerdo con la concentración y condiciones del medio (ATSDR, 2026; Balali-Mood et al., 2021; IARC, 2026; The Royal Society of Chemistry, 2026; WHO, 2024, 2026).

Tabla 1. Formas químicas, clasificación carcinogénica, efectos y fuentes

Elemento	Clasificación IARC	Efectos toxicológicos principales	Fuentes antropogénicas frecuentes
Cobre (Cu)	Sin clasificación.	Exposición elevada: irritación gastrointestinal, daño hepático y, en casos graves, hemólisis. Enfermedad de Wilson.	Minería y fundición, galvanoplastia, tuberías, aleaciones, fungicidas y otros usos agrícolas.
Cadmio (Cd)	Cadmio y compuestos del cadmio: Grupo 1.	Nefrotoxicidad y daño óseo. El pulmón es un órgano diana importante por inhalación.	Baterías Ni-Cd, pigmentos, estabilizadores de PVC, fertilizantes fosfatados, tabaco y fundición de Zn/Pb.
Arsénico (As)	Arsénico y compuestos inorgánicos de arsénico: Grupo 1.	Lesiones cutáneas, neuropatía y efectos cardiovasculares. Diversos tipos de cáncer.	Minería y fundición, pesticidas arsenicales históricos y preservantes de madera. Posee fuentes naturales relevantes.
Plomo (Pb)	Compuestos inorgánicos: Grupo 2A; plomo elemental: Grupo 2B; compuestos orgánicos: Grupo 3.	Neurotoxicidad del desarrollo, alteración de la síntesis del hemo, daño renal y cardiovascular; depósito prolongado en huesos.	Baterías de plomo-ácido, minería y fundición, pinturas y tuberías antiguas, y uso histórico de combustibles con plomo.
Mercurio (Hg)	Mercurio elemental e inorgánico: Grupo 3. Compuestos de metilmercurio: Grupo 2B.	El metilmercurio es neurotóxico y afecta especialmente el desarrollo prenatal.	Minería artesanal de oro, combustión de carbón, incineración de residuos y productos con mercurio.
Zinc (Zn)	No figura como agente clasificado de forma general por IARC.	A concentraciones elevadas puede causar síntomas gastrointestinales e interferir con la absorción y el metabolismo del cobre.	Galvanización, fundición de Zn, fertilizantes, tuberías galvanizadas y minería de Pb/Zn.
Cromo (Cr)	Compuestos de Cr(VI): Grupo 1. Cromo metálico y compuestos de Cr(III): Grupo 3.	Cr(VI): cáncer de pulmón y cavidad nasal en exposición ocupacional. Dermatitis, estrés oxidativo y daño renal/hepático.	Curtiembres, galvanoplastia, recubrimientos, pigmentos y minería del cromo.

La clasificación IARC se refiere a la categoría asignada según la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer, pero esta aplica para agentes específicos, es decir, no se puede asignar de forma general al plomo o al mercurio, sin considerar su forma química y el medio en el que se encuentren (IARC, 2026). El Grupo 1 se interpreta como carcinógeno para humanos, el Grupo 2A y 2B como probable y posiblemente carcinógenos para humanos y el Grupo 3 como “No clasificable”, dado que no hay evidencia suficiente para demostrar puede causar cáncer.

3.2 Marco normativo chileno aplicable

Chile dispone de normas diferenciadas según el uso del agua y el tipo de descarga, por lo que los valores en agua potable, riego, descargas en aguas superficiales y en alcantarillado no son comparables unas con otras, ya que cada norma tiene un objetivo específico y condiciones diferentes de aplicación.

3.2.1. Norma Chilena NCh 409/1 – Agua potable

La NCh 409/1 establece los requisitos de calidad del agua potable en todo el territorio nacional. Para los metales de interés, se presentan los límites máximos en la Tabla 2.

Tabla 2. Límites máximos en NCh 409/1 2005 (Instituto Nacional de Normalización, 2005).

Metal	Límite máximo (mg/L)	Clasificación en la norma
Cadmio (Cd)	0,01	Elemento no esencial
Cobre (Cu)	2,0	Elemento esencial
Zinc (Zn)	3,0	Elemento esencial
Cromo (Cr)	0,05	Elemento no esencial
Arsénico (As)	0,01	Elemento no esencial
Mercurio (Hg)	0,001	Elemento no esencial
Plomo (Pb)	0,05	Elemento no esencial

3.2.2. Norma Chilena NCh 1333 – Agua de riego

La NCh 1333 establece los requisitos de calidad de agua utilizada para riego, con el fin de proteger suelos y cultivos. Los valores máximos permisibles de los elementos de interés se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Límites máximos permisibles NCh 1333 (Instituto Nacional de Normalización, 1987).

Metal	Límite máximo (mg/L)
Cadmio (Cd)	0,010
Cobre (Cu)	0,20
Zinc (Zn)	2,00
Cromo (Cr)	0,10
Arsénico (As)	0,10
Mercurio (Hg)	0,001
Plomo (Pb)	5,00

3.2.3. Decreto Supremo N°90/2000 – Descarga a aguas marinas y continentales superficiales

El DS N° 90 establece límites de emisión diferenciados según el cuerpo receptor y la capacidad de dilución. Los límites establecidos para cada condición se presentan en la Tabla 4 (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2001).

Tabla 4. Límites D.S. N° 90/2000 (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2001). .

Metal	Tabla 1: ríos sin dilución	Tabla 2: ríos con dilución	Tabla 3: lagos	Tabla 4: mar, zona litoral	Tabla 5: mar, zonas oceánicas
Cadmio (Cd)	0,01	0,3	0,02	0,02	0,5
Cobre (Cu)	1,0	3,0	0,1	1,0	3,0
Zinc (Zn)	3,0	20,0	5,0	5,0	5,0
Cromo total (Cr)	-	-	2,5	2,5	10,0
Arsénico (As)	0,5	1,0	0,1	0,2	0,5
Mercurio (Hg)	0,001	0,01	0,005	0,005	0,02
Plomo (Pb)	0,05	0,5	0,2	0,2	1,0

3.2.4. Decreto Supremo 609/1998 – Descarga a sistemas de alcantarillado

El DS N° 609 regula las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado. Para los metales estudiados, se presentan los valores en la Tabla 5.

Tabla 5. Límites D.S. 609/1998 (Biblioteca del Congreso Nacional, 1998)..

Metal	Límite máximo (mg/L)
Cobre (Cu)	3,0
Cadmio (Cd)	0,5
Arsénico (As)	0,5
Plomo (Pb)	1,0
Mercurio (Hg)	0,02
Zinc (Zn)	5,0
Cromo total (Cr)	10,0
Cromo hexavalente (Cr(VI))	0,5



3.3. Tratamientos de remoción de metales pesados desde soluciones acuosas

La presencia de metales pesados en efluentes industriales y soluciones acuosas representa un problema ambiental y sanitario de gran magnitud, dada su toxicidad y persistencia y capacidad de bioacumulación de algunos metales en cadenas tróficas (Qasem et al., 2021). Para hacer frente a este problema se han desarrollado diferentes tecnologías de tratamiento a lo largo de las últimas décadas, para reducir las concentraciones de estos contaminantes hasta niveles compatibles con las cargas establecidas por las normativas vigentes (Pabón et al., 2020).

Estas tecnologías pueden clasificarse en tres grandes grupos para efectos de este trabajo: tratamientos electroquímicos, procesos de filtración por membrana y procesos fisicoquímicos (Qasem et al., 2021).

Cada uno de los tratamientos presenta características de operación, eficiencia de remoción, ventajas y limitaciones propias que los hacen más o menos adecuados según las características del efluente. Estas características pueden ser concentración y tipo de metal, pH, presencia de materia orgánica, caudal, entre otros. También se suman restricciones económicas y operacionales del proceso.

La Tabla 6 resume de forma comparativa los principales parámetros de las tecnologías estudiadas.

Tabla 6. Comparación entre las tecnologías estudiadas y sus principales características.

Tecnología	Descripción	Ventajas y limitaciones	Referencia
Electrocoagulación	Remoción de contaminantes mediante coagulantes metálicos generados por corriente eléctrica.	Sin adición de químicos, bajo lodo. Alto consumo energético.	(J. Castro et al., 2023; Chandra et al., 2020; Qasem et al., 2021)
Electroflotación	Separación de flóculos mediante microburbujas generadas por electrólisis para una rápida remoción.	Rápida (<15min). Sensible a electrolitos.	(Merzouk et al., 2009); (Aung et al., 2025)
Electrodeposición	Recuperación de metales sólidos a partir de soluciones mediante reducción catódica.	Recuperación del metal, sin químicos. Suele ser más favorable a concentraciones altas.	(Santos et al., 2016); (Al-Saady & Abbar, 2021).
Osmosis inversa	Filtración de alta presión a través de membranas semipermeables.	Alta eficiencia. Ensuciamiento y elevado costo energético.	(Yang et al., 2019); (Bodzek, 2013)
Nanofiltración	Separación selectiva por membrana basada en tamaño y carga, ideal para remover iones multivalentes.	Alta eficiencia, menos energía que OI. Ensuciamiento de membranas.	(Yang et al., 2019); (K. Castro & Abejón, 2024);
Ultrafiltración	Separación física de partículas finas, con alta eficiencia para metales al combinarse con agentes quelantes.	Bajo consumo energético. Requiere agente quelante para iones disueltos.	(K. Castro & Abejón, 2024).
Microfiltración	Filtración física de baja energía que, mediante pretratamiento, permite capturar iones metálicos disueltos.	Bajo costo, simple. No remueve iones disueltos por sí sola.	(K. Castro & Abejón, 2024); (Sapkota, 2025).
Electrodiálisis	Transporte selectivo de iones hacia una solución concentrada utilizando un campo eléctrico y membranas iónicas.	Recuperación del metal, selectiva. Alto costo, sensible a materia orgánica.	(Benalla et al., 2023; Bodzek, 2013).
Precipitación química	Conversión de iones metálicos en precipitados insolubles mediante la adición de reactivos químicos.	Simple, bajo costo inicial. Generación de lodos.	(Qasem et al., 2021).
Intercambio iónico	Intercambio reversible de iones metálicos por iones equivalentes en materiales sólidos selectivos.	Alta selectividad, regenerable. Alto costo de resinas.	(Benalla et al., 2022)
Adsorción	Acumulación de iones en la superficie de materiales porosos mediante fuerzas físicas o químicas.	Bajo costo, flexible y regenerable (dependiendo del adsorbente). Baja selectividad.	(Pabón et al., 2020); (J. Wang & Guo, 2023).

3.3.1. Adsorbentes más utilizados

Los adsorbentes más frecuentemente empleados para la remoción de metales pesados incluyen:

Carbón activado

Es un adsorbente que ha despertado gran interés en el último tiempo debido a su alta capacidad de adsorción de metales pesados, entre sus principales características destaca su estructura porosa, tamaño de partícula pequeño, elevada área superficial, sus grupos funcionales y la afinidad que presenta para adsorber diversos contaminantes, convirtiéndolo en un material con alto potencial de aplicación (Raji et al., 2023a).

Zeolitas

Las zeolitas son materiales compuestos por aluminosilicatos, es decir, contienen aluminio, silicio y oxígeno, en forma de AlO_4 y SiO_4 . Se organizan en una red de cristales, lo que hace que formen canales y cavidades microporosos, teniendo una elevada superficie interna y, debido a su composición química, una alta capacidad para atrapar moléculas con carga positiva, como lo son los cationes (Carbotecnia, 2024).

Biocarbón (biochar)

El Biocarbón es un material rico en carbono, que se produce mediante el proceso de pirólisis donde se somete la biomasa escogida a altas temperaturas, entre 400 y 600 °C en ausencia de oxígeno. Al llevar a cabo este proceso aumenta la superficie y porosidad, y con la presencia de grupos funcionales que contienen oxígeno, se le atribuye la característica de poder captar metales pesados, mediante intercambio catiónico, complejación superficial, interacciones electrostáticas y precipitación de especies metálicas (Kumkum & Kumar, 2024).

Materiales de bajo costo y biosorbentes

Los materiales donde la matriz biológica actúa como sitio de unión activo, son aquellos denominados biosorbentes. Típicamente se encuentran la biomasa no viva, como cortezas, caparazones de cangrejo, residuos agrícolas; la biomasa algal y la biomasa microbiana viva o muerta, donde se incluyen bacterias, hongos y levaduras. Se han investigado numerosos materiales vegetales como posibles biosorbentes, entre los que se encuentran las cáscaras, semillas o cuescos de frutas, y muchos de estos han sido estudiados bajo la modalidad de biocarbón. Las características y capacidades de captación dependen del material utilizado, las condiciones experimentales y del metal tratado, por lo que no se pueden establecer generalidades en este caso (Raji et al., 2023b).

3.4. Biosorción

La biosorción corresponde a una subcategoría de la adsorción, donde el adsorbente en este caso corresponde a una matriz biológica. Es un proceso principalmente pasivo, donde la biomasa generalmente inactiva capta y retiene contaminantes presentes en soluciones acuosas. La retención

ocurre principalmente en la superficie del material mediante mecanismos como intercambio iónico, adsorción, complejación y quelación, sin la intervención del metabolismo celular, por lo que se diferencia de la bioacumulación, donde los organismos vivos y su actividad metabólica son capaces de absorber el contaminante al interior de la célula. Los materiales utilizados pueden ser de diferentes orígenes, lo que lo convierte en una alternativa económica para el tratamiento de aguas contaminadas (Sala et al., 2010).

3.4.1. Biosorbentes

Los biosorbentes son aquellos materiales de origen biológico con capacidad de retener iones metálicos y otros contaminantes desde soluciones acuosas. Se pueden clasificar en función del estado metabólico de la biomasa, es decir, vivos o inactivos, o según su origen taxonómico y composición (Tekten, 2024).

Biosorbentes vivos vs no vivos

Una distinción fundamental en biosorción es la que separa los biosorbentes vivos de los no vivos o inactivos. La biomasa viva puede captar metales en dos etapas, la primera es de rápida adsorción superficial, independiente del metabolismo, la segunda etapa es de internalización activa del metal hacia el citoplasma, la cual si depende de la energía metabólica (Torres, 2020). Aquí se consideran los microorganismos como hongos, levaduras y bacterias.

Por otra parte, la biomasa no viva, también se denomina biomasa muerta o inactiva, utiliza mecanismos pasivos de interacción fisicoquímica entre los iones metálicos y los grupos funcionales presentes en la pared celular (Michalak et al., 2013). Al estar inerte, la toxicidad del metal deja de ser una limitante en el proceso, no requiere suministro de nutrientes, ni control de crecimiento, lo que puede simplificar su operación.

Algas

Las algas son uno de los grupos de biosorbentes más investigados y de mayor potencial, destacando principalmente las macroalgas marinas pardas (Phaeophyta), cuya pared celular es rica en ácido algínico, polisacárido con grupos carboxilo, y en fucoidanos con grupos sulfatos, ambos grupos funcionales son reactivos a cationes divalentes (He & Chen, 2014).

Hongos

La biomasa fúngica es otra categoría ampliamente investigada de biosorbentes microbianos. La pared celular fúngica se compone de quitina y quitosano, que son polisacáridos con grupos amino ($-NH_2$), como también glucanos, proteínas, lípidos y melaninas, los cuales, en conjunto presentan una variedad de grupos funcionales reactivos a iones metálicos (Blaga et al., 2020).

La biomasa fúngica residual, generada como subproducto de los procesos de fermentación industrial, por ejemplo en la producción de antibióticos, ácido cítrico o enzimas, es un biosorbente

de especial interés económico ya que se trata de una opción que puede reducir los costos asociados a la materia prima (Dusengemungu et al., 2020).

Residuos agroindustriales

Los subproductos de la industria agrícola y alimentaria son una fuente abundante de biosorbentes de bajo costo que están disponibles en grandes cantidades en todo el mundo. Estos incluyen partes de frutas o de vegetales, que se componen de celulosa, hemicelulosa y/o lignina, los que contienen grupos funcionales activos (carboxilo, hidroxilo, fenólico), capaces de retener iones metálicos mediante diversos mecanismos (Aguilar-Rosero et al., 2022).

Residuos de origen animal

Los residuos de origen animal corresponden principalmente a los exoesqueletos de crustáceos, como el camarón y cangrejo, o de moluscos bivalvos marinos, como las ostras. El componente de interés de los crustáceos corresponde a la quitina, polisacárido que puede transformarse en quitosano; ambos compuestos tienen grupos funcionales amino e hidroxilo, con sitios activos capaces de retener iones metálicos (Sivakumar & Ramasamy, 2023). Por otra parte, los moluscos tienen como componente de interés el carbonato de calcio. También se han utilizado otros residuos animales como plumas, huesos y escamas para evaluar su capacidad de adsorción.

3.4.2. Mecanismo de biosorción

La biosorción de metales pesados no opera a través de un único mecanismo, sino mediante una combinación simultánea o secuencial de varios procesos fisicoquímicos que tienen lugar en la interfaz biosorbente-solución. Los mecanismos pueden clasificarse en independientes del metabolismo y dependientes del metabolismo. Los primeros operan tanto en biomasa viva como inactiva, los segundos tienen lugar en organismos vivos exclusivamente (Magdum & Itankar, 2026; Sivakumar & Ramasamy, 2023). Los principales mecanismos identificados son los siguientes:

Intercambio iónico

Es uno de los mecanismos más comunes que tienen lugar en la biosorción, que corresponde a un proceso reversible que implica la sustitución de iones que se encuentran unidos a los sitios activos, por los metales pesados presentes en la solución. Cuando la biomasa se pone en contacto con la solución contaminada, los metales compiten por los sitios de unión (Michalak et al., 2018).

Complejación

La complejación es un mecanismo en el cual los grupos funcionales presentes en el biosorbente forman complejos de coordinación con los iones metálicos, al donar un par electrónico. En la complejación simple, hay un único grupo funcional que forma un enlace de coordinación con el ion (Syeda et al., 2022).

Quelación

La quelación es una forma avanzada de la complejación, donde un ligando orgánico se enlaza al átomo central mediante dos o más enlaces coordinados. Esto forma un anillo heterocíclico llamado quelato, y la molécula a partir de la cual se origina el anillo es conocida como quelante. Las estructuras de los biosorbentes suelen contener ligandos que pueden favorecer este proceso (Syeda et al., 2022).

Microprecipitación

La microprecipitación es un mecanismo que implica la precipitación de los iones metálicos en la superficie o el interior de la pared celular del biosorbente. Este proceso ocurre cuando los grupos funcionales presentes en la superficie del biosorbente interactúan con los iones metálicos, formando compuestos metálicos insolubles. Se puede desencadenar por sobresaturación o también por cambios en el pH de la biosorción (Collantes, 2019; Magdum & Itankar, 2026).

3.4.3. Indicadores de desempeño

El desempeño de un biosorbente se puede evaluar mediante distintos parámetros. Entre ellos se encuentra el porcentaje de remoción y la capacidad de biosorción en equilibrio. Ambos indicadores se relacionan con la disminución de la concentración del contaminante en la solución pero entregan información diferente (Lavado et al., 2023).

El porcentaje de remoción indica la proporción del contaminante removido de la solución, se obtiene según la Ecuación 1 (Lavado et al., 2023).

$$R(\%) = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100 \quad (1)$$

Donde R es el porcentaje de remoción, C_0 es la concentración inicial y C_e es la concentración en equilibrio, ambas en (mg/L). Este valor permite evaluar la reducción relativa de la concentración del contaminante.

Por otra parte, la capacidad de biosorción en equilibrio representa la cantidad de contaminante retenida por unidad de masa seca de biosorbente. Se determina mediante la Ecuación 2 (Lavado et al., 2023).

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (2)$$

Donde q_e es la capacidad de biosorción en equilibrio en (mg/g), V es el volumen de la solución en (L) y m es la masa seca del biosorbente en (g). Este parámetro permite estimar el aprovechamiento de la masa de biosorbente.

3.4.4. Factores que afectan la biosorción.

La eficiencia y rendimiento de un sistema de biosorción es el resultado de la interacción de múltiples variables operacionales y fisicoquímicas. Es fundamental comprender el efecto individual y combinado de cada uno de estos factores para poder optimizar el proceso y modelar su comportamiento. Dentro de los factores más relevantes que se encuentran documentados en la literatura se tienen los siguientes:

pH de la solución

El pH es un factor determinante ya que influye en la especiación química del metal en solución, la carga superficial del biosorbente y los mecanismos de interacción entre ambos (Sutherland et al., 2023). A pH bajo la superficie del biosorbente adquiere una carga positiva debido a la protonación de los grupos funcionales, lo que genera repulsión electrostática con los cationes metálicos y puede reducir la capacidad de adsorción. A pH más altos, los grupos funcionales se desprotonizan, adquiriendo una carga negativa y aumentando su afinidad por los cationes. Sin embargo, a valores de pH muy elevados, los iones metálicos precipitan como hidróxidos en la solución. En estas condiciones, la disminución de la concentración del metal puede deberse a procesos de precipitación más que a la biosorción propiamente tal (El-Naggar et al., 2018a). En síntesis, el pH óptimo varía en función del biosorbente y del metal que se busque remover.

Dosis del biosorbente

La dosis o concentración del biosorbente se define a la cantidad de biosorbente utilizado por volumen de agua residual o de solución. Esta determina el número total de sitios activos disponibles en el sistema, por lo tanto, influye directamente sobre la eficiencia de remoción porcentual. De forma general, al aumentar la dosis del biosorbente, aumenta el porcentaje de remoción del metal, ya que se incrementan los sitios disponibles de unión, mientras que la capacidad de adsorción por unidad de masa (q_e) tiende a disminuir, debido a que muchos sitios activos permanecen sin ocupar o se produce agregación de partículas (J. Liu et al., 2025). Por lo anterior, se realizan estudios para evaluar la dosis óptima.

Temperatura

La temperatura afecta la biosorción mediante dos efectos principales, en primer lugar, influye sobre la energía cinética de las moléculas lo que favorece la difusión del metal hacia sitios activos, y, en segundo lugar, puede alterar la conformación de los grupos funcionales presentes en la superficie del biosorbente y la estabilidad de los complejos formados con los iones metálicos, afectando la capacidad de retención del material. El efecto de la temperatura depende de la naturaleza del biosorbente y del metal de interés, pudiendo favorecer o disminuir la capacidad de biosorción según el sistema estudiado. En la mayoría de las aplicaciones, los ensayos se realizan a temperatura ambiente o bajo condiciones moderadas, ya que temperaturas elevadas pueden modificar la estructura del biosorbente, alterar sus grupos funcionales e incluso provocar la degradación de materiales de origen biológico. En general, su impacto suele ser menor en comparación con otros parámetros, como el pH y la dosis del biosorbente (Beni & Esmaeili, 2020; Sutherland et al., 2023).



Tiempo de contacto

El tiempo de contacto es un parámetro operacional crítico que determina el tiempo necesario para que el sistema alcance el equilibrio en la biosorción. El tiempo de equilibrio varía de forma significativa según el biosorbente, el ion metálico, la interacción entre ambos, y las condiciones experimentales. En general, el proceso presenta dos etapas, en la primera, la biosorción ocurre a mayor velocidad, debido a la alta disponibilidad de sitios activos en el biosorbente. Posteriormente la velocidad de biosorción disminuye a medida que los sitios activos se van ocupando, hasta alcanzar el equilibrio, momento en el cual las velocidades de adsorción y desorción se igualan y la cantidad de metal retenida permanece constante (Syeda et al., 2022). El tiempo óptimo depende de cada proceso, equipos, biosorbente y metales en estudio.

Efecto de la fuerza iónica

La fuerza iónica de la solución depende principalmente de la concentración y la carga de los iones disueltos en las soluciones, incluyendo los residuos líquidos industriales. Puede afectar de diferentes formas, como apantallamiento de la carga del biosorbente o al aumentar la competencia entre los iones presentes en la solución y los iones metálicos por los sitios activos de unión (Plaza Cazón, 2012).

Concentración inicial del metal

La concentración inicial en solución es uno de los factores más influyentes sobre la capacidad de biosorción. Al aumentar la concentración inicial, la fuerza impulsora de transferencia de masa entre la solución y la superficie del biosorbente aumenta, lo que también aumenta la cantidad de metal adsorbida por unidad de masa de biosorbente, q (mg/g). Sin embargo, el porcentaje de remoción disminuye al aumentar la concentración inicial, dado que el número de sitios activos es menor en comparación con la cantidad de metal presente en la solución (Plaza Cazón, 2012).

Tamaño de partícula

El tamaño de partícula influye en la superficie específica disponible para la adsorción, a menor tamaño de partícula hay una mayor superficie específica y en consecuencia, mayor número de sitios activos expuestos por unidad de masa. Sin embargo, reducir el tamaño de partícula también puede dificultar la separación posterior de sólido-líquido y aumentar las pérdidas de presión en sistemas de columna (Plaza Cazón, 2012).

3.4.5. Afinidad por grupos funcionales

La superficie de los biosorbentes está conformada por macromoléculas como polisacáridos, proteínas, lípidos, ácidos nucleicos, cuyas cadenas tienen una diversidad de grupos funcionales que interactúan con los iones metálicos. La afinidad entre estos grupos funcionales y las especies metálicas depende de la naturaleza química del metal, el pH del medio, su especiación, la competencia con otros iones y las características estructurales del biosorbente. En la Tabla 7 se resumen, de manera general, los principales grupos funcionales involucrados en la biosorción de

metales pesados y los metales que presentan mayor afinidad reportada en la literatura (Garg et al., 2025; J. Liu et al., 2025; Michalak et al., 2013, 2018).

Tabla 7. Grupos funcionales implicados en la biosorción de metales pesados

Grupo funcional	Molécula de origen	Metales con alta afinidad
Carboxilo	Ácido algínico, proteínas, pectina	Pb ²⁺ , Cu ²⁺ , Cd ²⁺ , Zn ²⁺
Amino	Quitosano, proteínas, peptidoglicano	Cr ³⁺ , Cu ²⁺ , Cd ²⁺ , Ni ²⁺
Hidroxilo	Celulosa, polisacáridos, lignina	Pb ²⁺ , Cu ²⁺ , Cd ²⁺
Fosfato	Fosfolípidos, LPS	Pb ²⁺ , Cu ²⁺ , Zn ²⁺
Sulfato	Fuoidanos, carragenanos (algas)	Cu ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺
Tiol/sulfhidrilo	Proteínas (cisteína), glutatión	Cu ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺ , Hg ²⁺
Amida	Quitina, proteínas	Cu ²⁺ , Cd ²⁺ , Ni ²⁺
Fenólico	Lignina, taninos	Pb ²⁺ , Cu ²⁺ , Cd ²⁺

3.4.6. Modelos de isoterma de equilibrio

Los modelos de isoterma de adsorción se emplean para describir el equilibrio entre el adsorbato y el adsorbente, así como para evaluar la capacidad de adsorción y las propiedades superficiales del material adsorbente. Una isoterma de biosorción representa la relación de equilibrio establecida cuando el adsorbato y el biosorbente permanecen en contacto durante un tiempo suficiente para alcanzar el equilibrio, de modo que la velocidad de adsorción es igual a la velocidad de desorción. Donde se relaciona la cantidad de metal adsorbida por unidad de masa de biosorbente q_e (mg/g) con la concentración del metal en solución en equilibrio C_e (mg/L) a temperatura constante (Al-Ghouti & Da'ana, 2020).

Isoterma de Langmuir

Es un modelo teórico, que se basa en ciertas suposiciones. Asume que la adsorción ocurre en monocapa, sobre un número finito de sitios activos, que son equivalentes e independientes, donde cada sitio solo puede alojar una molécula o ion y que no existen interacciones entre los iones del adsorbato retenidos en la superficie del biosorbente (Al-Ghouti & Da'ana, 2020). La expresión que describe el modelo es la siguiente:

$$q_e = \frac{q_{\max} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (3)$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción en equilibrio del biosorbente en (mg/g), $q_{\max}$ es la capacidad máxima de adsorción en monocapa (mg/g), C_e es la concentración del adsorbato en la solución al

alcanzar el equilibrio (mg/L) y K_L es la constante de equilibrio de Langmuir relacionada con la afinidad entre el biosorbente y el adsorbato (L/mg).

Isoterma de Freundlich

Este es un modelo empírico que describe la adsorción como un proceso reversible y no ideal. Este modelo considera que el proceso ocurre en una superficie heterogénea y que hay una distribución heterogénea de los sitios activos con diferentes afinidades por el adsorbato (Chen et al., 2022). Es útil mencionar que el modelo no predice una capacidad máxima de adsorción, lo que constituye una diferencia importante respecto al modelo de Langmuir. Su expresión es la siguiente:

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (4)$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción en equilibrio del biosorbente en (mg/g), C_e es la concentración del adsorbato en la solución al alcanzar el equilibrio en (mg/L), K_F es la constante de Freundlich asociada con la capacidad de adsorción del biosorbente, cuyas unidades corresponden a (mg/g)(L/mg)^{1/n}, y n es el índice adimensional de intensidad de adsorción (Srivastava et al., 2022).

El parámetro n , o de manera equivalente su inverso $1/n$, permite interpretar la intensidad y la favorabilidad del proceso de adsorción. Su valor también entrega información general sobre la heterogeneidad de la superficie del biosorbente. La interpretación habitual es la siguiente:

- $0 < 1/n < 1$, equivalente a $n > 1$, la adsorción se considera favorable y se asocia con una superficie heterogénea.
- $1/n \approx 1$, equivalente a $n \approx 1$, la relación entre la capacidad de adsorción y la concentración en equilibrio presenta un comportamiento lineal.
- $1/n > 1$, equivalente a $0 < n < 1$, la cantidad adsorbida aumenta más que proporcionalmente con la concentración en equilibrio, comportamiento que puede asociarse con una baja afinidad entre el adsorbato y el biosorbente.

Isoterma de Dubinin-Radushkevich (D-R)

Este es un modelo semiempírico basado en la teoría del potencial de Polanyi, que describe la adsorción como un proceso de llenado de microporos sobre superficies energéticamente heterogéneas. A diferencia del modelo de Langmuir, este modelo no asume una superficie homogénea ni una energía de adsorción constante. Además, permite estimar la energía media de adsorción, parámetro ampliamente utilizado para inferir si el mecanismo predominante corresponde a fisisorción o quimisorción (Chen et al., 2022). La expresión matemática que describe este modelo es la siguiente:

$$q_e = q_{max} \exp \left(-k_{DR} \left[RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \right]^2 \right) \quad (5)$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción en equilibrio del biosorbente en (mg/g), q_{max} es la capacidad máxima teórica de adsorción en (mg/g), C_e es la concentración del adsorbato en la solución al

alcanzar el equilibrio, k_{DR} es la constante de Dubinin-Radushkevich relacionada con la energía de adsorción en (mol^2/kJ^2), T es la temperatura absoluta en (K) y R es la constante universal de los gases, equivalente a $8,314 \times 10^{-3}$ ($\text{kJ}/\text{mol}\cdot\text{K}$).

La energía característica del sólido se obtiene como:

$$E = \frac{1}{\sqrt{2 k_{DR}}} \quad (6)$$

Donde E corresponde a la energía media de adsorción en (kJ/mol) y k_{DR} es la constante de Dubinin-Radushkevich en (mol^2/kJ^2).

El valor E permite inferir el mecanismo predominante del proceso de adsorción. Generalmente, valores inferiores a 8 (kJ/mol) se asocian con procesos de fisisorción, valores entre 8 y 16 (kJ/mol) sugieren que el intercambio iónico podría constituir el mecanismo predominante; mientras que valores superiores a 16 (kJ/mol) se relacionan con procesos de quimisorción.

3.4.7. Modelos cinéticos

Los modelos cinéticos describen la velocidad a la que el proceso de adsorción avanza en función del tiempo, permiten evaluar la capacidad de adsorción del biosorbente, así como inferir los mecanismos que controlan el proceso, tales como la adsorción superficial, el intercambio químico y los fenómenos de transferencia de masa. Los más empleados son:

Modelo de pseudo-primer orden (PPO)

El modelo de pseudo-primer orden, propuesto por Lagergren, asume que la velocidad de adsorción es proporcional a la diferencia entre la capacidad de adsorción en equilibrio y la capacidad de adsorción en un tiempo t (Duan et al., 2020). Este modelo se emplea para describir procesos de adsorción cuya velocidad depende del número de sitios activos disponibles y, en muchos sistemas, se asocia con mecanismos dominados por fisisorción. Se describe según la siguiente expresión:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (7)$$

Donde q_t y q_e (mg/g) corresponden a la cantidad adsorbida a un tiempo t (min) y en el equilibrio respectivamente, y k_1 es la constante de velocidad de adsorción de modelo (min^{-1}).

Modelo de pseudo-segundo orden (PSO)

El modelo de pseudo-segundo orden, propuesto por Ho y McKay, asume que la velocidad de adsorción es proporcional al cuadrado de la diferencia entre la capacidad de adsorción en equilibrio y la capacidad de adsorción en un tiempo determinado. Este modelo se utiliza para describir procesos cuya velocidad puede estar controlada por interacciones químicas entre los grupos funcionales del adsorbente y el adsorbato (Ebelegi et al., 2020). Se expresa según la Ecuación (8):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (8)$$

Donde q_t es la cantidad de contaminante adsorbida por unidad de biosorbente en un tiempo t (mg/g), q_e es la capacidad de adsorción del biosorbente al alcanzar el equilibrio en (mg/g), t es el tiempo de contacto en (min) y k_2 es la constante de velocidad del modelo de pseudo-segundo orden en ($\text{g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$)

Modelo de difusión intraparticular de Weber y Morris

Este modelo propone que, si la difusión intraparticular controla la velocidad de adsorción, la cantidad adsorbida presenta una relación lineal con la raíz cuadrada del tiempo (Yousef et al., 2020). La expresión es la siguiente:

$$q_t = k_{WM}t^{1/2} + C \quad (9)$$

Donde q_t es la cantidad de contaminante adsorbida por unidad de masa de biosorbente en un tiempo t (mg/g), t es el tiempo de contacto en (min), k_{WM} es la constante de velocidad de difusión intrapartícula ($\text{mg g}^{-1} \text{ min}^{-1/2}$) y C es una constante relacionada con el espesor de la capa límite (mg/g). El valor de C corresponde al intercepto del gráfico q_t en función de $t^{1/2}$; valores mayores de esta constante indican una mayor influencia de la resistencia a la transferencia de masa en la película externa del adsorbente.

3.4.8. Evaluación de la validez de modelos

Para evaluar el ajuste de los modelos a los datos experimentales de cada estudio, se suelen ocupar herramientas estadísticas. A continuación, se presentan aquellas que son comúnmente utilizadas.

Suma de errores al cuadrado (SSE)

La suma de errores cuadrados se expresa como la sumatoria de las diferencias cuadradas entre los datos experimentales y los valores estimados por el modelo, según la Ecuación 10.

$$SSE = \sum_{t=1}^n (q_{i,exp} - q_{i,modelo})^2 \quad (10)$$

Donde $q_{i,exp}$ corresponde a la capacidad de retención experimental, $q_{i,modelo}$ es la capacidad de retención determinada por el modelo y n es el número de datos experimentales.

Coefficiente de determinación (R^2)

El coeficiente de determinación es empleado para evaluar que tan bien el modelo se ajusta a los datos experimentales. Es un coeficiente que indica qué porcentaje de la variación de los experimentos es explicada por el modelo. Se obtiene según la Ecuación 11.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - q_{i,modelo})^2}{\sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - \overline{q_{exp}})^2} \quad (11)$$

Donde $\overline{q_{exp}}$ corresponde al valor promedio de la capacidad de retención obtenida experimentalmente. Este coeficiente de determinación varía entre 0 y 1, donde los mejores ajustes se observan a valores más cercanos al límite superior.

Coeficiente de determinación ajustado (R_{adj}^2)

El coeficiente de determinación ajustado se utiliza para evaluar el grado de ajuste del modelo considerando el número de parámetros empleados. A diferencia del R^2 , este evalúa si la incorporación de parámetros adicionales en los modelos realmente significa una mejora en el ajuste. Se obtiene según la Ecuación 12.

$$R_{adj}^2 = 1 - (1 - R^2) \frac{n - 1}{(n - n_p - 1)} \quad (12)$$

Donde n es el número de datos experimentales y n_p es el número de parámetros del modelo. El coeficiente de determinación ajustado generalmente toma valores cercanos al intervalo entre 0 y 1, sin embargo, puede adoptar valores negativos cuando el modelo presenta un ajuste deficiente. Valores cercanos a 1 indican un excelente ajuste.

Chi cuadrado χ^2

Esta herramienta es una medida estadística de bondad de ajuste que se utiliza para evaluar la concordancia entre los valores experimentales y los valores estimados por un modelo. Se calcula como la suma de las diferencias al cuadrado entre cada dato experimental y su correspondiente valor calculado mediante el modelo, normalizando este residuo al dividirlo por el valor del modelo.

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(q_{i,exp} - q_{i,modelo})^2}{q_{i,modelo}} \quad (13)$$

Mientras más alto el valor de chi cuadrado, se evidencia que hay una discrepancia importante entre lo predicho por el modelo y los datos experimentales. En cambio, cuando el valor tiende a cero se puede decir que hay una concordancia entre lo predicho y lo que se obtuvo experimentalmente.

3.4.9. Pretratamiento de biosorbentes

La eficiencia de la biosorción está relacionada con la disponibilidad y accesibilidad de los sitios activos en la superficie del biosorbente. En su estado natural, la biomasa puede tener impurezas superficiales que obstruyen o tapan los grupos funcionales que son útiles para remover los iones metálicos. En este contexto, el pretratamiento tiene como propósito principal modificar las propiedades físicas y químicas de la superficie del biosorbente para maximizar la capacidad de captación de contaminantes (Kanamarpudi et al., 2018; Yaashikaa et al., 2021)

Los mecanismos mediante los cuales el pretratamiento puede mejorar la biosorción se pueden clasificar en dos tipos, primero, los físicos donde se remueven sustancias que bloquean sitios activos, y segundo, los químicos donde se modifica la pared celular o la matriz lignocelulósica para alterar la polaridad y densidad de grupos funcionales.

Pretratamientos físicos

Constituyen una de las alternativas más simples y de menor costo, suelen utilizarse como preparación inicial de muchos biosorbentes. Sus objetivos son variados, buscar reducir el tamaño de partícula, aumentar el área superficial y/o destruir la viabilidad celular sin usar reactivos (Ali Redha, 2020; Kanamarpudi et al., 2018).

Secado y trituración

Las condiciones de secado (tiempo y temperatura) dependen del tipo de biomasa empleada, este tiene por objetivo eliminar el agua y facilitar el almacenamiento y la trituración del biosorbente. Una vez seco, el material se muele y tamiza para obtener fracciones de tamaño de partícula menores, lo que incrementa el área superficial específica para la interacción con los iones metálicos. Estudios con hojas de lechuga reportan mayor remoción de Pb, Cu y Zn con biomasa pulverizada que con biomasa secada en forma de trozos (Ali Redha, 2020). Sin embargo, reducir el tamaño también puede generar limitaciones en la operación, como problemas de obstrucción de los sistemas de filtración y dificultad posterior al separar la biomasa del efluente. Por ello, el tamaño de partícula debe seleccionarse considerando tanto la eficiencia de biosorción como las condiciones de operación del proceso (Hubbe et al., 2011).

Autoclavado

El autoclavado es un método de inactivación térmica que emplea vapor de agua a alta presión para eliminar la viabilidad celular. Puede romper parcialmente la pared celular y desnaturalizar proteínas, favoreciendo la exposición de sitios de unión que antes eran inaccesibles (G. Yan & Viraraghavan, 2000). En biomasa de algas verde azuladas, el autoclavado demuestra ser el pretratamiento que mayor eficiencia genera para Cr(VI) y Ni(II) entre todas las técnicas físicas y químicas evaluadas, superando al secado a 60 °C y al tratamiento con NaOH (Parameswari et al., 2009). En contraste, en la biomasa fúngica de *Mucor rouxii*, el autoclavado genera una leve reducción de la biosorción de Cd^{2+} , donde se emplea como control y, en algunos casos, en combinación con otros tratamientos químicos (G. Yan & Viraraghavan, 2000).

Liofilización

La liofilización conserva la estructura porosa y los grupos funcionales de la biomasa, ya que evita el colapso de la estructura interna durante la etapa de secado. Estudios con materiales celulósicos han demostrado que el secado a altas temperaturas puede reducir el área superficial efectiva hasta en un factor 100 como consecuencia del colapso estructural, lo que se puede evitar mediante la liofilización, proceso que elimina el agua por sublimación directa (Hubbe et al., 2011).

Pretratamientos químicos

Estos actúan directamente sobre la composición de la pared celular o la matriz del biosorbente, modificando la naturaleza, la densidad y la disponibilidad de los grupos funcionales activos.

Tratamiento alcalino

El tratamiento alcalino corresponde a un método químico que utiliza bases fuertes tales como hidróxido de sodio (NaOH), hidróxido de potasio (KOH) o amoníaco (NH_3), con el objetivo de alterar la estructura de la pared celular de los biosorbentes. Este proceso favorece la solubilización o eliminación de componentes como lípidos, proteínas, hemicelulosa y otros compuestos superficiales, incrementando la accesibilidad de los sitios activos y la exposición de los grupos funcionales responsables de la biosorción. Es un proceso costo efectivo, dado que no requiere reactivos costosos, es relativamente simple de llevar a cabo y genera impactos ambientales reducidos cuando se aplica y gestiona adecuadamente (Parmar & Patel, 2025).

Tratamiento ácido

Este tratamiento, también conocido como hidrólisis ácida, utiliza ácidos diluidos o concentrados, tales como ácido sulfúrico (H_2SO_4), ácido clorhídrico (HCl) o ácido fosfórico (H_3PO_4), para modificar la estructura de la pared celular o de la matriz lignocelulósica del biosorbente e incrementar la disponibilidad de sitios activos de unión (Gupta & Jain, 2017). Es un método que requiere control de pH estricto y procesos de neutralización para disminuir la formación de subproductos indeseados (Parmar & Patel, 2025).

Tratamiento con solventes orgánicos

En este tipo de pretratamiento se utilizan solventes orgánicos tales como el etanol, acetona, metanol y ácido acético para extraer lípidos, ceras, pigmentos y otros compuestos presentes en la superficie del biosorbente. La eliminación de estos componentes favorece la exposición de los grupos funcionales activos e incrementa la accesibilidad de los sitios de unión involucrados en la biosorción. Dependiendo del solvente utilizado y de las condiciones de operación, este tratamiento también puede modificar la porosidad y las propiedades superficiales de la biomasa. En algunos casos, estos tratamientos se realizan a temperatura y presión elevadas, empleando reactores presurizados o sistemas de calentamiento para mejorar la penetración del solvente y la eficiencia de extracción. Sin embargo, las condiciones de operación dependen del tipo de biomasa y del solvente empleado.

3.4.10. Configuraciones experimentales

Los estudios de biosorción se pueden llevar a cabo principalmente utilizando sistemas discontinuos por lotes o sistemas continuos en columna, donde la configuración seleccionada influye en la forma de operación, los resultados obtenidos y la posibilidad de escalarlos (Mustafa Shah et al., 2022).

Sistemas discontinuos o batch

En los sistemas batch, una cantidad determinada de biosorbente se pone en contacto con un volumen conocido de una solución que contiene el contaminante de interés, durante un tiempo establecido. Generalmente, se realiza bajo agitación. Este tipo de ensayos permite estudiar el efecto del pH, la dosis de biosorbente, la concentración inicial del adsorbato, tiempo de contacto, entre otras variables. También son útiles para determinar el porcentaje de remoción, la capacidad de biosorción, las isotermas de equilibrio y los modelos cinéticos. Por lo anterior este tipo configuración es útil para una caracterización inicial del biosorbente y la evaluación de su comportamiento frente al contaminante de interés (El Yakoubi et al., 2023).

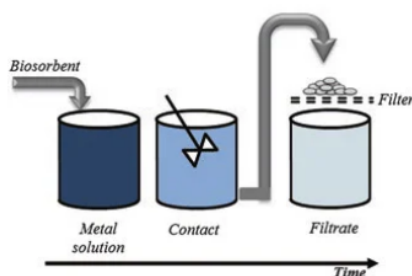


Figura 1. Esquema general de etapas en sistema discontinuo o batch (Frunzo, 2017).

Sistemas continuos en columnas

En este tipo de sistemas la solución contaminada se hace pasar a través de un lecho empacado con el biosorbente. Su capacidad de remoción se evalúa mediante curvas de ruptura, tiempo de ruptura, tiempo de saturación, volumen tratado y capacidad dinámica de lecho. Existen variables como la altura del lecho, caudal, concentración de entrada del contaminante, tamaño de partícula del biosorbente y tiempo de residencia que pueden influir en los resultados obtenidos. Los sistemas continuos son relevantes ya que permiten aproximar de mejor manera las condiciones de operación de procesos reales de tratamiento a escala aplicada (Mustafa Shah et al., 2022).

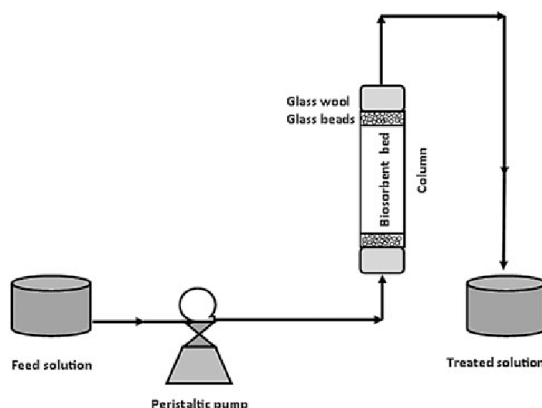


Figura 2. Esquema general sistema continuo en columna de lecho fijo (Khitous, 2015).

3.5. Fitorremediación

La fitorremediación es una tecnología de biorremediación que emplea plantas vivas y los microorganismos asociados a su rizosfera para extraer, inmovilizar y volatilizar o degradar contaminantes presentes en suelos, sedimentos y aguas superficiales o subterráneas (A. Yan et al., 2020).

A diferencia de los métodos fisicoquímicos convencionales utilizados para la remoción de metales pesados, la fitorremediación se considera una tecnología de bajo costo y ambientalmente sostenible, pero su principal limitación es la lentitud del proceso, ya que puede requerir de meses o años para lograr una remoción significativa, y además depende de las condiciones climáticas y de crecimiento de las especies usadas, entre otros factores (Acharya et al., 2025).

3.5.1. Tipos de fitorremediación

El mecanismo predominante a través del cual la planta interactúa con el contaminante metálico es lo que determina el tipo de fitorremediación. Se pueden identificar cinco tipos principales para los efectos de esta investigación, presentes en la Tabla 8 (Acharya et al., 2025; Loganathan & Seralathan, 2026; A. Yan et al., 2020).

Tabla 8. Tipos de fitorremediación.

Tipo	Mecanismo	Matriz tratada	Resultado
Fitoextracción	Absorción radicular y translocación del metal hacia tejidos aéreos cosechables	Suelo, agua	Remoción del metal del ambiente
Fitoestabilización	Inmovilización del metal en la rizosfera o en tejidos radiculares	Suelo, sedimento	Metal confinado, sin dispersión
Rizofiltración	Adsorción y absorción de metales disueltos por raíces de plantas acuáticas o terrestres en solución	Agua superficial, efluentes	Remoción del metal del efluente
Fitovolatilización	Absorción y volatilización del metal como compuesto gaseoso, con una esperada menor toxicidad (aplicable principalmente a elementos como Hg y Se)	Suelo, agua	Metal emitido a la atmósfera
Fitodegradación	Degradación de contaminantes orgánicos mediante enzimas vegetales o microbianos de la rizosfera (no aplica a metales pesados, ya que los elementos metálicos no pueden degradarse)	Suelo, agua	Contaminante mineralizado

Para la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas, la rizofiltración es la modalidad de mayor relevancia para este trabajo, ya que implica la captación del contaminante desde la fase líquida mediante las raíces y estructuras vegetales de la planta.

3.5.2. Indicadores de acumulación y translocación de metales

Factor de bioconcentración

El factor de bioconcentración es un parámetro que permite evaluar si una planta es capaz de absorber y acumular metales. Se calcula mediante la relación entre la concentración de un contaminante acumulado en un tejido vegetal y su concentración en la matriz donde se encuentra la planta. Para estudios realizados en aguas, se puede expresar según la Ecuación (14) (Zhou et al., 2020a).

$$BCF = \frac{C_{planta}}{C_{agua}} \quad (14)$$

Donde C_{planta} corresponde a la concentración del metal en el tejido vegetal y C_{agua} es la concentración del metal en el agua o matriz que se esté evaluando. En estudios con plantas se puede calcular separadamente para raíces o parte aérea. Valores elevados de BCF indican una mayor capacidad de la planta para concentrar el metal respecto a su concentración disponible en el medio.

Factor de translocación

El factor de translocación representa la capacidad de la planta para trasladar el contaminante desde las raíces hacia los tejidos aéreos. Este parámetro permite evaluar la distribución interna del metal dentro de la planta y se calcula mediante la Ecuación (15) (Zhou et al., 2020a).

$$TF = \frac{C_{parte\ aérea}}{C_{raíz}} \quad (15)$$

Donde $C_{parte\ aérea}$ corresponde a la concentración del metal en los tejidos aéreos, es decir, hojas, tallos o estolones, y $C_{raíz}$ es la concentración en las raíces de la planta.

La interpretación conjunta de los valores de BCF y TF permite identificar el comportamiento de la planta frente al contaminante:

- Valores de TF mayores a 1 indican una alta capacidad de translocación del metal desde las raíces hacia la parte aérea, mientras que valores menores a 1 sugieren una mayor retención del contaminante en el sistema radicular.
- BCF alto y TF alto: la planta absorbe y moviliza el metal hacia tejidos cosechables, lo que resulta favorable para la fitoextracción.
- BCF alto y TF bajo: la planta acumula el metal principalmente en las raíces, comportamiento asociado a procesos de fitoestabilización o rizofiltración.

3.5.3. Factores que influyen en la fitorremediación

La eficiencia de remoción de metales pesados mediante rizofiltración está determinada por un conjunto de parámetros operacionales y ambientales que interactúan entre sí. En la Tabla 9 se presentan aquellos más relevantes para el proceso (Elias et al., s. f.; Kristanti et al., 2021; Quishpe, s. f.; Sabreena et al., 2022; Zhakypbek et al., 2024).

Tabla 9. Factores que afectan la fitorremediación.

Factor	Relevancia en el proceso
pH de la solución	Influye en la especiación del metal, la carga superficial de las raíces y la competencia entre los iones metálicos y los protones (H^+) por los sitios de unión.
Tiempo de contacto	Determina el tiempo de exposición entre las raíces y la solución contaminada.
Concentración inicial del metal	A concentraciones elevadas puede producirse saturación de sitios activos o fitotoxicidad, lo que reduce la capacidad de absorción de la planta.
Biomasa vegetal y densidad de plantas	Determina la disponibilidad de sitios activos para adsorción y absorción.
Temperatura	Influye en el crecimiento vegetal, la actividad metabólica y la cinética de captación.
Especie vegetal y microbioma	La morfología de la planta y los microorganismos asociados a la rizosfera pueden influir en la biodisponibilidad y captación de metales.
Estadio de desarrollo	Las plantas jóvenes pueden presentar mayor bioconcentración que las plantas adultas, en algunos casos.
Profundidad de las raíces	Las raíces son el medio por el que se remueven los metales.

3.5.3. Relación entre fitorremediación y biosorción

La fitorremediación y la biosorción comparten una base conceptual común ya que ambas utilizan biomasa de origen biológico para captar metales pesados (A. Yan et al., 2020). Sin embargo, entre sus principales diferencias destacan el estado metabólico de la materia prima utilizada, la escala y condiciones de operación. Mientras que la fitorremediación utiliza plantas vivas para remover contaminantes in situ, la biosorción emplea biomasa viva o, más frecuentemente, biomasa no viable como material adsorbente en sistemas de tratamiento controlados. A pesar de estas diferencias, ambas tecnologías comparten características que permiten considerar a la biomasa vegetal como un vínculo entre ellas, ya que las plantas empleadas en procesos de fitorremediación pueden transformarse posteriormente en biosorbentes para la remoción de metales desde soluciones acuosas.

Base química compartida

En biomasa vegetal inerte, el proceso ocurre en la pared celular, y, aunque diferente, en las plantas vivas también hay un proceso de internalización del metal, mediante las raíces. La biomasa vegetal utilizada en ambas tecnologías posee una pared celular con una composición química, la cual se basa en una densa red de grupos funcionales con afinidad por cationes y aniones metálicos. Entre ellos se pueden encontrar los siguientes (Escudero-Oñate et al., 2017; Lindholm-Lehto, 2019):

- Hidroxilos (-OH) de celulosa y hemicelulosa: sitios activos de intercambio iónico y complejación de cationes divalentes.
- Carboxilos (-COOH) de pectinas, hemicelulosa y lignina: alta afinidad por metales divalentes vía formación de complejos de coordinación.
- Grupos fenólicos (-PhOH) de lignina: pueden contribuir en la captura de Cu^{2+} , Cr(III) y Pb^{2+} mediante coordinación con anillos aromáticos y grupos éteres.
- Grupos amino (-NH₂), tiol (-SH) y acetamida en proteínas de la pared: relevantes para la captura de metales pesados mediante enlace con grupos sulfhidrilo.

Esta relación entre fitorremediación y biosorción abre una estrategia para la identificación de nuevos biosorbentes, donde las especies que demuestren una alta capacidad para captar y acumular determinados metales durante procesos de fitorremediación podrían tener potencial para aplicaciones posteriores de biosorción.

3.6. Métodos de análisis de metales pesados en soluciones acuosas

La determinación cuantitativa de metales pesados en soluciones acuosas es una etapa analítica fundamental en cualquier investigación sobre remoción de estos contaminantes, ya que permite evaluar la eficiencia de los procesos de tratamiento y cuantificar la concentración residual. La elección del método analítico depende de factores como el rango de concentración esperado, el número de elementos a determinar simultáneamente, la complejidad de la matriz estudiada, la disponibilidad de equipamiento y los recursos disponibles (Tyler, 2003).

Los métodos instrumentales más empleados para la determinación de metales pesados en matrices acuosas se pueden dividir en cuatro grupos principales: espectrometría de absorción atómica, espectrometría de plasma acoplado inductivamente, técnicas fotométricas y técnicas electroquímicas.

La Tabla 10 presenta una comparación general de estas técnicas, considerando su principio de funcionamiento y modalidad analítica.

Tabla 10. Técnicas de análisis de metales pesados.

Técnica	Descripción	Modalidad	Referencia
FAAS	Técnica de espectrometría de absorción atómica donde la muestra se atomiza en una llama. Es rápida, robusta y de bajo costo, adecuada para muestras con concentraciones moderadas de metales.	Llama aire-acetileno u óxido nitroso-acetileno	(Sperling, 2022; Tyler, 2003)
GFAAS	Variante de absorción atómica que utiliza un horno de grafito, permitiendo mayor sensibilidad y uso de pequeños volúmenes de muestra. Es útil para análisis de metales a niveles de trazas.	Horno de grafito	(Krüger et al., 2025; Sperling, 2022)
HGAAS / CVAAS	Técnicas especiales de absorción atómica para elementos volátiles. HGAAS se usa para metaloides como As y Se; CVAAS se aplica principalmente a Hg.	Generación de hidruros / vapor frío	(Agilent, 2021; Beaty, s. f.)
ICP – OES	Técnica de plasma acoplado inductivamente que mide la emisión óptica de átomos e iones excitados. Permite analizar múltiples elementos en una sola corrida.	Emisión óptica con plasma de argón	(Salazar, 2026)
ICP – MS	Técnica de plasma acoplado inductivamente con espectrometría de masas. Presenta muy alta sensibilidad y capacidad multielemental, isotópica y de especiación.	Espectrometría de masas con plasma de argón	(Wilschefske & Baxter, 2019; D. Zhang et al., 2020)
UV-Vis fotométrica	Método colorimétrico basado en la formación de complejos coloreados entre el metal y un reactivo cromogénico. Es económico y útil para concentraciones relativamente altas.	Colorimetría con reactivos cromogénicos	(Echioda et al., 2021; Prete et al., 2023)
Voltamperometría	Técnica electroquímica que mide corrientes generadas por oxidación o reducción de metales. Permite detección sensible y, en algunos casos, simultánea.	Electroquímica	(Keramari et al., 2023; Sulthana et al., 2024)
Potenciometría	Técnica electroquímica que mide el potencial de una membrana selectiva para estimar la concentración del ion metálico libre. Es útil para monitoreo continuo.	Electroquímica	(Tang et al., 2018)

Respecto a la normativa chilena, aplica la Norma Chilena NCh 2313/10:2020 "Aguas residuales – Métodos de análisis – Parte 10: Determinación de metales pesados – Método de espectrofotometría de absorción atómica con llama" donde se establece el método de referencia de análisis para la determinación de metales pesados en aguas residuales (Ministerio de Obras Públicas, 2024).

3.7. Postratamiento de residuos

Tanto la biosorción como la fitorremediación generan un residuo sólido final, correspondiente a biomasa residual cargada o enriquecida con metales. La gestión adecuada de este residuo es un componente esencial del diseño del proceso, ya que una disposición incorrecta puede liberar los metales al ambiente, anulando el beneficio ambiental del tratamiento. Las opciones disponibles se distinguen entre ambos procesos de acuerdo a su origen y composición (Khan et al., 2023; Mileta & Nuić, 2026).

3.7.1 Postratamiento de la biomasa saturada en biosorción

Luego de que el biosorbente alcanza su capacidad máxima de captación, el proceso se debe detener y la biomasa que está cargada de metales debe someterse a una estrategia de postratamiento adecuada, con el fin de recuperar el metal adsorbido, regenerar el biosorbente o disponer de manera segura la biomasa residual (Kanamarlupudi et al., 2018).

Desorción y regeneración del biosorbente

La desorción es una buena estrategia desde el punto de vista económico y de sostenibilidad, ya que permite recuperar el metal en forma concentrada y reutilizar el biosorbente en ciclos sucesivos, reduciendo el costo operacional del proceso (Bayuo et al., 2024).

El principio que ocurre es el inverso al de la biosorción. Una solución desorbente que presenta mayor afinidad por los iones metálicos se pone en contacto con el biosorbente saturado, desplazando el ion metálico desde la biomasa hacia la fase líquida (Bayuo et al., 2024). Los desorbentes más utilizados son los ácidos minerales diluidos que reducen el pH y provocan la protonación de los sitios activos, liberando el metal. Los ácidos orgánicos y los agentes quelantes pueden emplearse como alternativas menos dañinas, pero se debe evaluar su compatibilidad con la biomasa (Kanamarlupudi et al., 2018).

Tras la desorción, el lixiviado metálico concentrado que se produce se puede someter a precipitación química para recuperar el metal como hidróxido o sulfuro, o también se puede reciclar en procesos metalúrgicos, lo que convierte el proceso de biosorción en un sistema con potencial de recuperación de recursos (Alasmari et al., 2024).

Disposición final de la biomasa agotada

Cuando el biosorbente pierde su capacidad de regeneración o cuando la regeneración no es económicamente viable, la biomasa cargada de metales debe caracterizarse y gestionarse conforme a la normativa vigente. Si presenta características de peligrosidad, debe tratarse como residuo peligroso. Esto puede ser mediante:

- Inmovilización en matriz sólida: la biomasa agotada puede incorporarse en matrices de vidrio fosfatado o cemento, inertizando los metales y previniendo su lixiviación (Mileta & Nuić, 2026).
- Disposición en relleno de seguridad para residuos peligrosos: esta es una opción que se debe considerar como último recurso cuando no hay otra alternativa de valorización viable y está sujeto a la normativa del país (Mileta & Nuić, 2026). En el caso de Chile, se rige según el Decreto Supremo 148 del Ministerio de salud, donde la instalación debe estar autorizada para residuos peligrosos, cuando corresponda según su clasificación (Ministerio de Salud, 2004).

3.7.2. Postratamiento de la biomasa vegetal en fitorremediación

La biomasa vegetal cosechada en un sistema de fitorremediación contiene metales acumulados principalmente en raíces y tejidos aéreos, lo que constituye un residuo contaminado que no puede disponerse directamente al ambiente sin tratamiento previo (Khan et al., 2023).

Las estrategias de tratamiento disponibles se presentan en la Tabla 11, junto con su descripción, ventajas y limitaciones principales (Chai et al., 2022; Khan et al., 2023; Mukherjee et al., 2025).

Tabla 11. Resumen de estrategias de tratamiento para biomasa vegetal de fitorremediación

Estrategia	Descripción	Ventajas	Limitaciones
Compostaje controlado	Biodegradación aeróbica de la biomasa en condiciones controladas. El compost resultante concentra los metales estabilizados	Reduce el volumen de residuo y puede inmovilizar el metal en formas de baja biodisponibilidad	Los metales no se eliminan y el compost requiere caracterización antes de su uso
Incineración controlada	Combustión de la biomasa en instalaciones autorizadas. Concentra los metales en la ceniza, lo que reduce considerablemente el volumen	Alta reducción de volumen y energía recuperable	Ceniza clasificada como residuo peligroso y requiere control de emisiones
Pirólisis / torrefacción	Tratamiento termoquímico a baja temperatura en ausencia de oxígeno. Puede producir biocarbón con metales inmovilizados	Estabiliza metales en el biocarbón. Hay una posible valorización del gas de síntesis	Equipamiento especializado. La temperatura puede movilizar algunos metales volátiles (Hg, As)
Fitominería	Recuperación directa de los metales concentrados en la biomasa mediante procesamiento metalúrgico	Valorización económica del metal recuperado	Solo viable con metales de alto valor a concentraciones suficientes
Reutilización como biosorbente	Inactivación de la biomasa cosechada y posible uso en procesos de biosorción	Integración directa entre fitorremediación y biosorción.	La biomasa de rizofiltración ya está cargada de metales, se debe evaluar la capacidad residual



Es importante destacar que la biomasa residual no se debe disponer directamente al ambiente sin tratamiento previo, ya que la descomposición natural libera los metales acumulados, lo que los puede reintroducir en suelos o aguas (Khan et al., 2023).

4. Metodología

La presente investigación corresponde a una revisión bibliográfica estructurada, de carácter documental, descriptivo, comparativo y exploratorio. Su desarrollo tiene como fin recopilar, clasificar y analizar información relacionada con el uso de materiales biológicos en la biosorción de metales pesados presentes en soluciones acuosas y aguas residuales.

El análisis considera biosorbentes de origen vegetal, agrícola, animal y algal. De manera complementaria, se incorporan estudios de fitorremediación para identificar especies vegetales que debido a su capacidad de acumulación podrían ser potencial fuentes de biomasa para futuras investigaciones de biosorción.

La metodología se basa en etapas de búsqueda bibliográfica, gestión de las referencias, eliminación de registros duplicados, selección de artículos, extracción de la información, normalización de datos, análisis comparativo e identificación de vacíos de investigación.

4.1 Estructura de la revisión

La revisión bibliográfica se centra en estudios relacionados con la remoción de metales pesados, en los que se incluye el cobre, cadmio, arsénico, mercurio, zinc, plomo y cromo, al utilizar el proceso de biosorción. Para esta investigación se consideran cuatro categorías:

- Biomasa vegetal
- Residuos agrícolas
- Biomasa algal
- Residuos de origen animal

También se analizan estudios de fitorremediación, como fuente complementaria de información. Estos resultados se usan para reconocer especies o familias vegetales que tengan antecedentes de acumulación o tolerancia frente a los contaminantes en estudio, para futuras aplicaciones como biosorbentes y establecer vínculos entre ambas tecnologías.

4.2. Fuentes de información

La búsqueda bibliográfica se realiza en las bases de datos científicas Scopus y Web of Science. De forma complementaria, se consultan las publicaciones disponibles en Science Direct, SpringerLink, Google Scholar y MDPI. Las bases de datos se utilizan como fuentes bibliográficas principales, mientras que las otras plataformas son utilizadas para ampliar la búsqueda de forma específica, identificar otras publicaciones o para acceder al texto completo de artículos relevantes.

4.3. Palabras claves y estrategia de búsqueda

Para la búsqueda de información se utilizan palabras clave en inglés, debido a que gran parte de la literatura científica disponible sobre el tema se encuentra en dicho idioma. Entre los principales términos empleados se consideran los siguientes:

- biosorption
- biosorbent
- agricultural waste
- plant biomass
- animal waste
- algae biosorption
- heavy metals removal
- wastewater treatment
- phytoremediation
- rhizofiltration
- removal efficiency
- plant accumulation

Además, se utilizaron combinaciones de palabras clave que incluyeran el tipo de biosorbente, el contaminante de interés y el método de remoción. Algunas de las combinaciones utilizadas fueron:

- “biosorption heavy metals”
- “biomass biosorption heavy metals”
- “plant biosorbent heavy metals”
- “agricultural waste biosorbent heavy metals”
- “algae biosorption wastewater”
- “plant waste biosorbent”
- “phytoremediation heavy metals plants”
- “plant accumulation heavy metals BCF TF”
- “heavy metal tolerance plants”

El uso de estas combinaciones permite obtener información más específica y pertinente sobre el tratamiento de aguas contaminadas mediante materiales biológicos.

4.4. Gestión de referencias y eliminación de registros duplicados

Los registros identificados mediante las búsquedas bibliográficas se incorporan al gestor de referencias Zotero. Para cada publicación se registra, cuando se encuentra disponible:

- Título
- Autores
- Año de publicación
- Revista
- DOI
- Fuente de procedencia
- Enlace de acceso
- Archivo de texto completo

La eliminación de registros duplicados se realiza mediante la herramienta de detección de duplicados de Zotero, considerando principalmente la coincidencia del DOI, título, autores y año de publicación. Posteriormente, se lleva a cabo una revisión manual, identificando registros repetidos que presentan diferencias menores en la escritura del título, abreviaciones o metadatos incompletos. Cuando se encuentran dos versiones de un mismo artículo se conserva la que contenga el artículo con acceso al texto completo y no resúmenes o copias de repositorios.

4.5. Selección de artículos

La selección de los artículos se realiza en etapas sucesivas. En primer lugar, se revisan los títulos y resúmenes de los artículos identificados luego de eliminar los registros duplicados. En esta etapa se eliminan documentos que no estén relacionados con biosorción propiamente tal o con la fitorremediación de metales pesados considerados en la investigación.

Luego se leen los resúmenes y palabras claves, donde se busca la presencia de biosorbentes, alguno de los contaminantes de interés y resultados experimentales útiles para la extracción de datos.

Posteriormente, se accede al texto completo de las publicaciones que cumplen lo anterior, para comprobar los criterios de inclusión y exclusión.

Criterios de inclusión

Se incluyen aquellos artículos que cumplen con los siguientes criterios:

- Estar publicados en revistas científicas.
- Evaluar biosorbentes naturales, residuos biológicos o biomasa.
- Encontrarse publicados entre los años 2015 y 2026.
- Corresponder a estudios experimentales.
- Evaluar al menos uno de los contaminantes metálicos considerados en la investigación.
- Reportar resultados relacionados con la remoción, retención, acumulación o inmovilización de los contaminantes estudiados.

Criterios de exclusión

Se excluyen aquellos estudios que presentan alguna de las siguientes características:

- Artículos sin datos experimentales claros o concluyentes.
- Estudios que no reportaran parámetros operacionales del proceso.
- Investigaciones centradas exclusivamente en adsorbentes sintéticos o comerciales, en el caso de biosorción.
- Estudios en los que el biosorbente fuese modificado de manera significativa, perdiendo su carácter biológico original y aumentando significativamente su costo.
- Estudios que no analicen los metales pesados de interés.
- Artículos sin acceso al texto completo.

Los artículos que cumplen con los criterios definidos son finalmente utilizados en el análisis, donde se clasifican según el origen de biosorbente y según la especie vegetal utilizada, en el caso de fitorremediación.

4.6. Método de extracción de datos

La información seleccionada de los artículos es organizada mediante matrices de extracción de datos, diferentes para biosorción y fitorremediación. Un mismo artículo puede generar múltiples registros cuando evalúa diferentes contaminantes, biosorbentes, condiciones experimentales o especies vegetales.

Variables registradas para biosorción

- Familia botánica (en caso de biomasa vegetal)
- Biosorbente utilizado
- Contaminante evaluado
- Parte del material biológico utilizada
- Dosis M/V (g/L)
- Tiempo de contacto (min)
- pH de la solución
- Tamaño de partícula (mm)
- Temperatura del proceso (°C)
- Concentración inicial del contaminante en estudio (mg/L)
- Remoción (%)
- Capacidad experimental de biosorción q_e (mg/g)
- Capacidad máxima de biosorción q_{max} (mg/g)
- Referencia bibliográfica y año de publicación

Variables registradas para fitorremediación

- Familia botánica
- Especie vegetal
- Nombre común
- Matriz estudiada
- Contaminante evaluado
- Factor de bioconcentración o bioacumulación
- Factor de translocación
- Porcentaje de remoción
- Referencia bibliográfica y año de publicación

Cuando una de las variables no es reportada por los autores de los estudios, se identifica como NR (No reportado).



4.7. Selección de condiciones ambientales representativas

Debido a que muchos artículos evalúan numerosas combinaciones de pH, concentración inicial, dosis, temperatura y tiempo de contacto, se establecen criterios para seleccionar una condición representativa. Primero, cuando los autores identifican explícitamente una condición óptima mediante el análisis experimental o estadístico, se utiliza dicha condición. Segundo, en caso de que no se haya definido una condición óptima, se selecciona el resultado experimental alcanzado en condiciones de equilibrio y con información suficiente para su interpretación.

La selección de la remoción máxima reportada no se utiliza para plantear que un material es superior a otro, ya que esto también depende de las condiciones experimentales, como concentración inicial, dosis de biomasa y tiempo de contacto, pero es útil como referencia.

Esta clasificación permite organizar la información de manera sistemática, lo que facilita el análisis comparativo entre distintos tipos de materiales biológicos y su efectividad en la remoción de contaminantes presentes en medios acuosos.

5. Resultados

5.1. Resultados de la búsqueda bibliográfica

A partir de la búsqueda bibliográfica, se consultan aproximadamente 500 artículos en las distintas bases de datos, de los cuales 269 son recopilados, luego de eliminar los registros duplicados y revisar los resúmenes y criterios de inclusión y exclusión establecidos, se seleccionan 74 artículos para la investigación. En la Tabla 12 se observan los resultados de la búsqueda bibliográfica.

Tabla 12. Resumen del proceso de búsqueda y selección bibliográfica.

Etapas del proceso de selección	Número de artículos
Publicaciones recopiladas inicialmente	269
Registros duplicados eliminados	10
Artículos evaluados por título y resumen	259
Artículos excluidos tras la revisión inicial	185
Artículos incluidos en la investigación	74

De estos 74 artículos seleccionados, 57 corresponden a estudios de biosorción y 17 a investigaciones de fitorremediación.

5.2. Caracterización general de los estudios de biosorción

Los estudios incluidos en esta investigación se clasifican en cuatro categorías de biosorbentes: biomasa vegetal, residuos agrícolas, biomasa algal y residuos de origen animal. La clasificación correspondiente se presenta en la Figura 3.

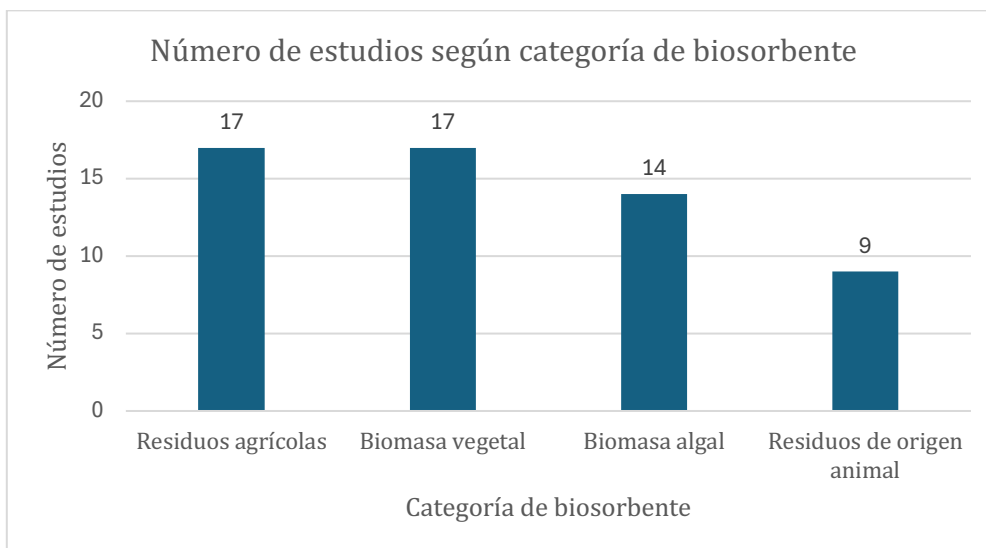


Figura 3. Número de estudios incluidos según el origen del biosorbente.

Los estudios de biosorción analizados incluyen diferentes metales pesados, en la Figura 4 se identifica la frecuencia con la que se estudia cada metal pesado de interés para este trabajo, con el fin de identificar aquellos más y menos estudiados.

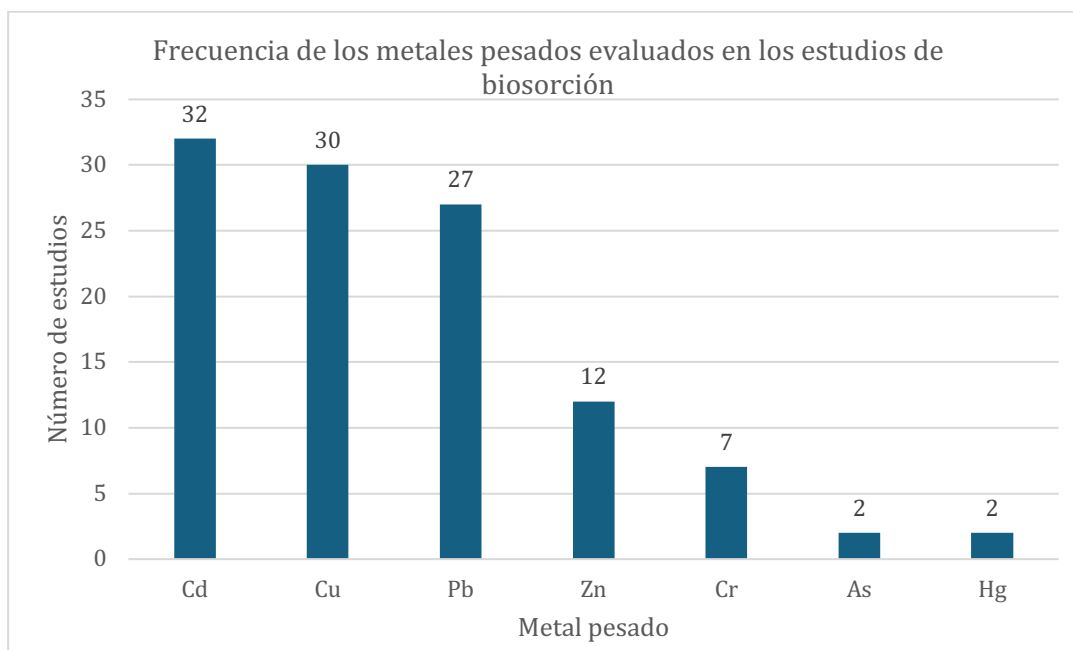


Figura 4. Frecuencia de los contaminantes evaluados en los estudios de biosorción.

5.3. Desempeño de biosorbentes

Con el objetivo de examinar la variabilidad de los resultados de biosorción, se analiza la distribución de los porcentajes de remoción reportados para cada metal pesado. Para esto, los datos se agrupan según la categoría del biosorbente y se representan mediante diagramas de caja y bigotes. Solo se consideran los valores numéricos y no aquellos que aparecen como no reportados (NR).

Debido a que el cadmio, cobre y plomo presentan la mayor cantidad de estudios asociados dentro de los artículos seleccionados, se presentan de forma independiente en las Figuras 5, 6 y 7. Asimismo, aunque el zinc y cromo cuentan con una menor cantidad de registros, sus distribuciones también se representan mediante diagramas de caja y bigotes, en la Figuras 8 y 9. Estos gráficos permiten visualizar y comparar la tendencia central, la dispersión y la variabilidad de los porcentajes de remoción reportados para cada categoría de biosorbente.

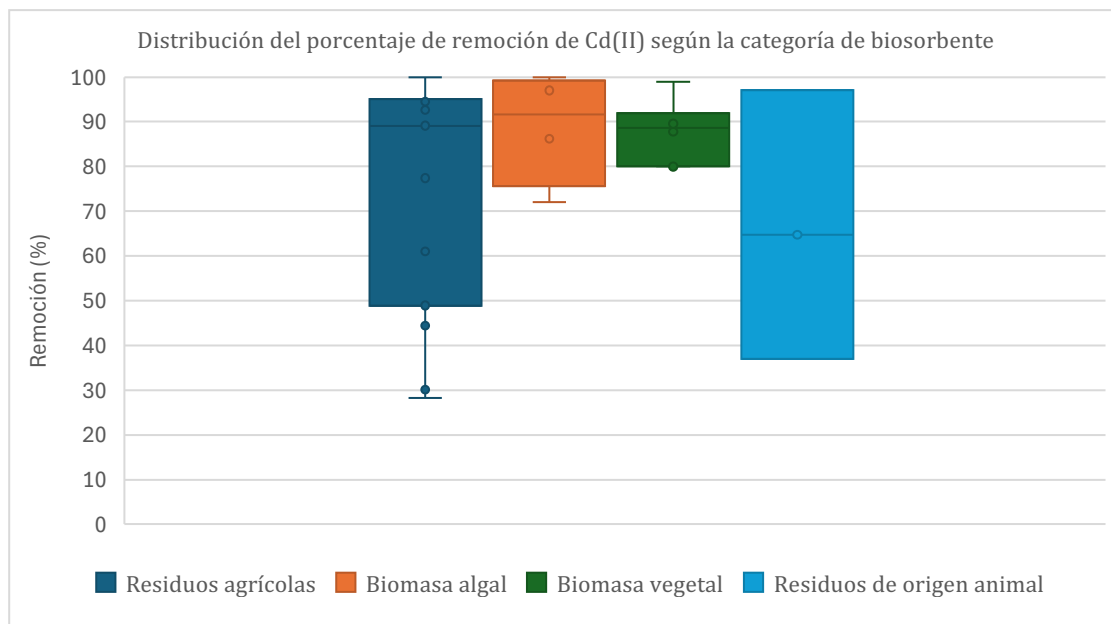


Figura 5. Distribución de los porcentajes de remoción de Cd(II) según categoría.

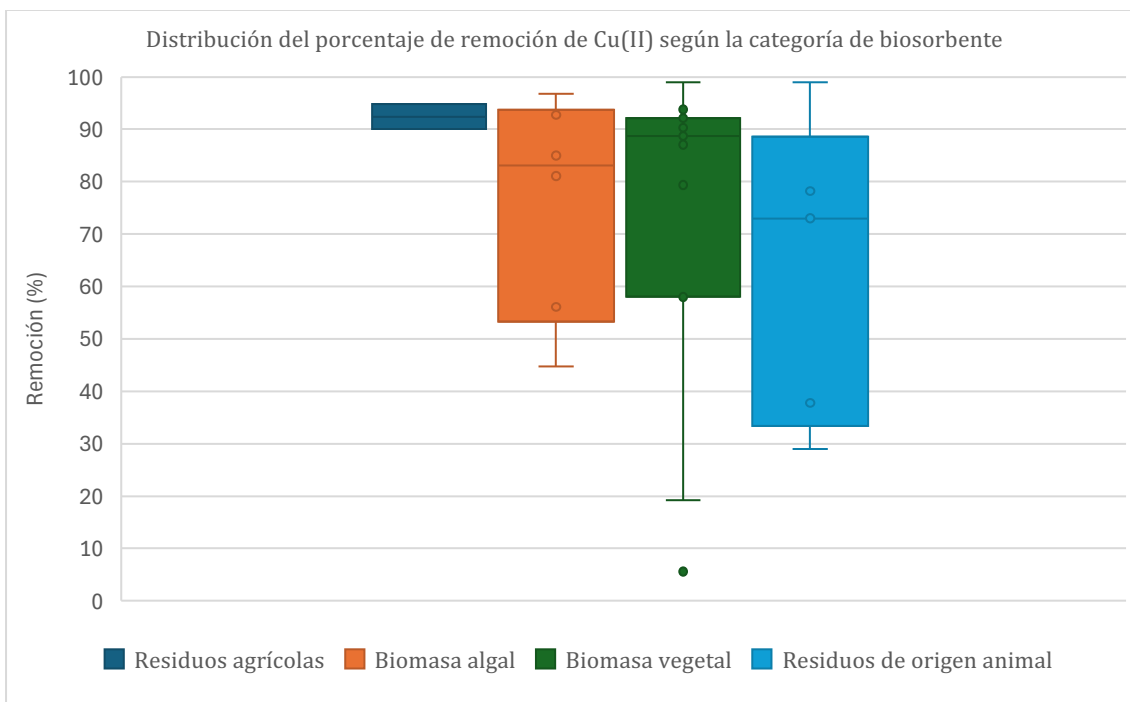


Figura 6. Distribución de los porcentajes de remoción de Cu(II) según categoría.

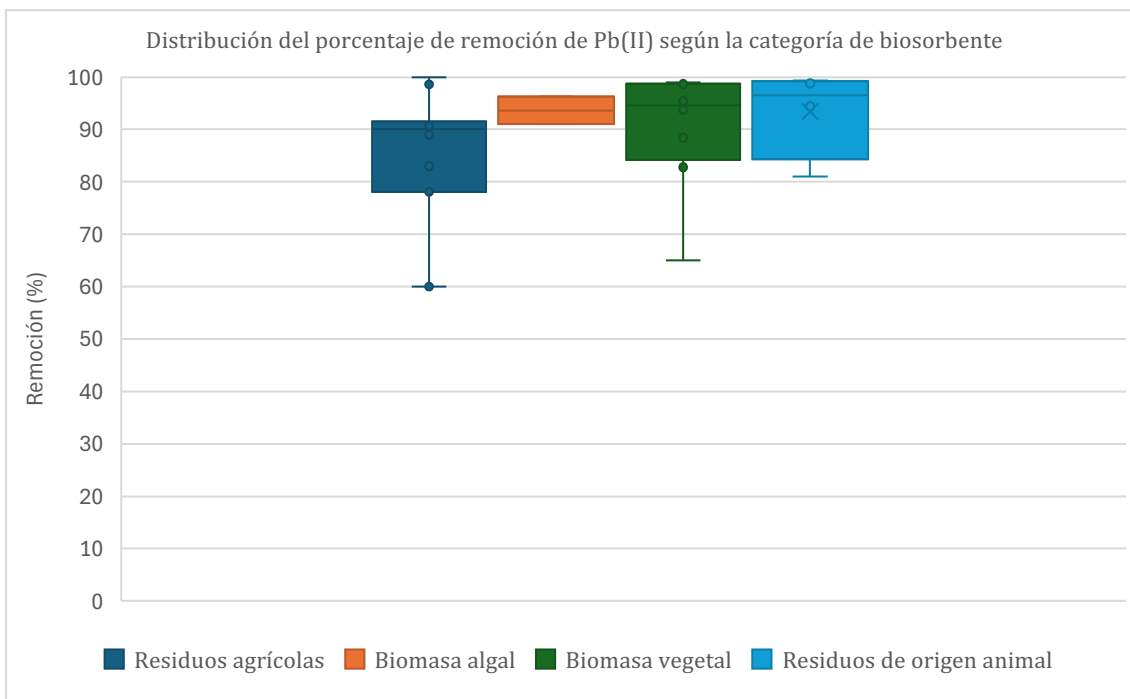


Figura 7. Distribución de los porcentajes de remoción de Pb(II) reportados según categoría.

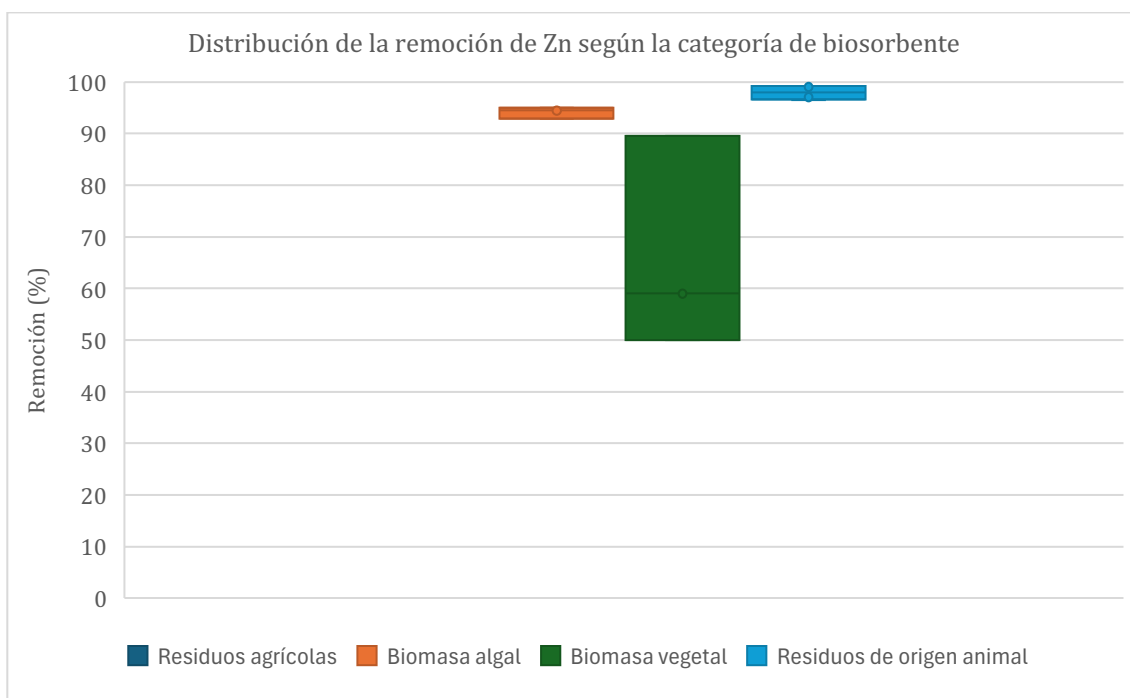


Figura 8. Distribución de los porcentajes de remoción de zinc reportados según categoría.

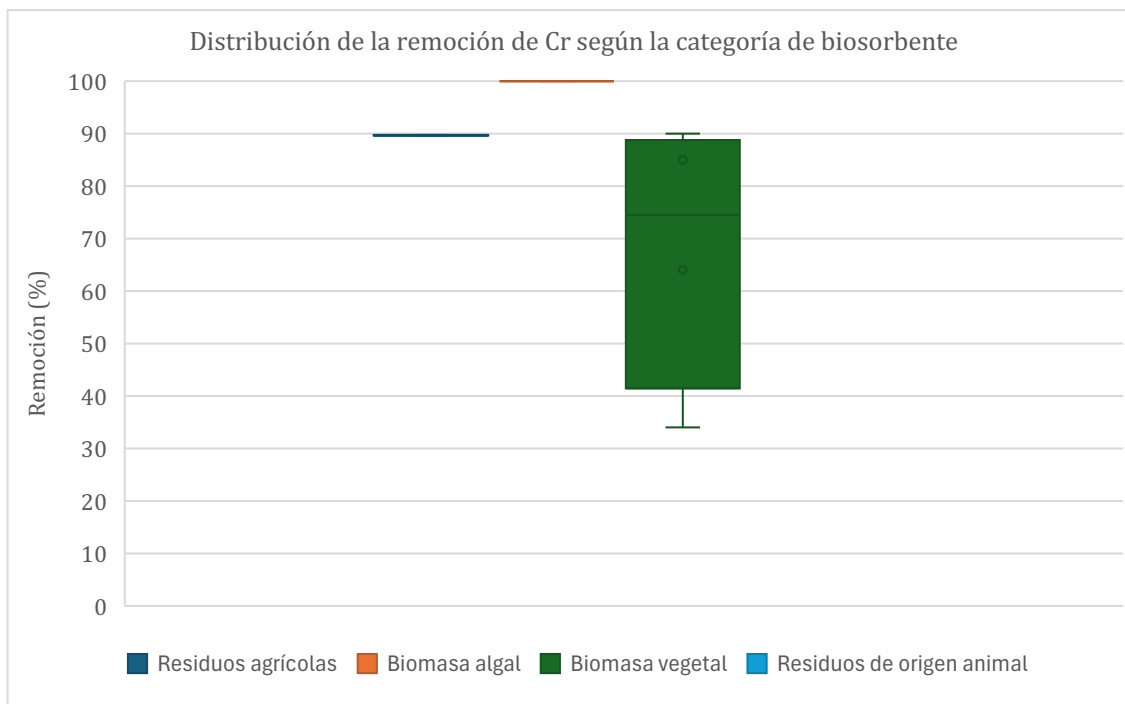


Figura 9. Distribución de los porcentajes de remoción de cromo reportados según categoría.

Respecto al arsénico y el mercurio no se elaboran diagramas de caja y bigotes dado que solo se tienen dos estudios realizados para cada metal.

5.4. Resultados por origen del biosorbente

A continuación se presentan los biosorbentes clasificados según su origen junto con las principales condiciones experimentales e indicadores de eficiencia de biosorción reportados en los estudios analizados. La información correspondiente se resume en las Tablas 13 a 18.

Tabla 13. Biosorbentes derivados de residuos agrícolas.

Residuo agrícola	MP	M/V (g/L)	Tiempo (min)	pH	T _p (μm)	T (°C)	C ₀ (mg/L)	Remoción (%)	q _e (mg/g)	q _{max} (mg/g)	Ref.
Cáscara de arroz	Cd(II)	3	1080	7,0	425 - 600	TA	10	93	NR	11,06	(Montalvo-Andía et al., 2022)
	Pb(II)		180					100	NR	27,03	
Polvo de cáscara de maní	Cd(II)	5	180	6,0	NR	25±2	20	100	NR	11,36	(Abdelfattah et al., 2016)
	Mn(II)		240					100	NR	14,29	
	Ni(II)		180					85	NR	56,82	
	Cd(II)	5	120	8,0	250	25	1	94	0,19	5,92	
Cáscara de plátano	Cu(II)	3	120	5,8	< 630	30	50	NR	6,64	30,12	(Ben-Ali et al., 2017)
Residuos de hojas de té infusionadas	Cd(II)	5	15	7,0	< 200	NR	2	> 95	0,38	41,50	(Ozdes et al., 2022)
Cáscara de plátano DTPA	Cd(II)						70	44	22,98	46,73	(F. Wang et al., 2022)
	Ni(II)	1	5	6,0	< 425	25	50	37	15,38	29,24	
	Cd(II)						70	28	16,00	46,30	
	Ni(II)						50	27	11,62	16,61	
Raspajo de uva	Cd(II)	10	60	6,0	106 - 150	25	10	96	NR	21,50	(Erdem et al., 2015)
Cáscara de sandía	Cu(II)	1	150	8,0	1000	NR	10	> 90	9,57	NR	(Ibrahim, 2020)
Cáscara de naranja	Cd(II)	4	120	5,5	< 500	45	250	NR	122,06	128,23	(Alkinhanmi et al., 2020)
Cáscara de limón	Cd(II)							89	7,49	NR	(Šabanović et al., 2020)
	Cr(III)							90	9,15	NR	
	Cu(II)	6	60	5,0	< 250	TA	50	95	7,55	NR	
	Ni(II)							70	5,87	NR	
	Pb(II)							91	7,68	NR	
Residuos de té negro	Cd(II)	30	60	6,0	2000	25±1	100	94	15,40	71,40	(Cheraghi et al., 2016)
Cáscara de tamarindo	Cr(VI)	1	60	2,5	840	NR	3	90	2,25	3,83	(Barrera et al., 2024)
	Pb(II)						0,2	91	0,18	15,63	
Café arábica	Pb(II)	2	60	4,0	< 212	20	131	60	NR	303,00	(Lavado-Meza et al., 2023)
Cacao	Pb(II)							60	NR	223,10	

Nota. TA = temperatura ambiente; NR = no reportado.

Tabla 14. Biosorbentes derivados de residuos agrícolas (continuación).

Nombre	MP	M/V (g/L)	Tiempo (min)	pH	Tp (µm)	T (°C)	C ₀ (mg/L)	Remoción (%)	q _e (mg/g)	q _{max} (mg/g)	Ref.
Tallo y hoja de banana	Pb(II)	0,8	960	5,0	< 154	25	200	NR	242,10	302,20	(X. Liu et al., 2022)
	Cd(II)	1	480	8,0			50	77	36,30	32,03	
Cáscara de maní	Pb(II)	0,5	180	6,0	< 1000	28	25	90	NR	42,50	(Mustafa Shah et al., 2022)
Vaina vacía de haba	Cd(II)						112	62	8,92	NR	(Sánchez-Ponce et al., 2022)
	Ni(II)	10	1440	4,8	< 125	23	59	40	2,09	NR	
	Pb(II)						207	92	15,62	NR	
Semilla de uva	Cd(II)						112	30	3,39	NR	(Sánchez-Ponce et al., 2022)
	Ni(II)	10	1440	4,8	< 125	23	59	13	0,79	NR	
	Pb(II)						207	89	17,38	NR	
	Cd(II)						112	49	3,19	NR	
Tallo de brócoli	Ni(II)	10	1440	4,8	< 125	23	59	25	1,31	NR	(Sánchez-Ponce et al., 2022)
	Pb(II)						207	78	14,17	NR	
	Cd(II)						112	61	6,89	NR	
Vaina vacía de algarrobo	Ni(II)	10	1440	4,8	< 125	23	59	22	1,17	NR	(Sánchez-Ponce et al., 2022)
	Pb(II)						207	83	15,10	NR	
	Cd(II)						119	96	NR	NR	
Tallo de champiñón común	Pb(II)	5	90	9,0	< 45	25	103	99	NR	NR	(Shahabi, 2026)
	Hg(II)						45	96	NR	NR	

Nota. TA = temperatura ambiente; NR = no reportado.

Tabla 15. Biosorbentes derivados de biomasa algal.

Familia	Especie	MP	M/V (g/L)	Tiempo (min)	pH	Tp (µm)	T (°C)	Co (mg/L)	Remoción (%)	q _e (mg/g)	q _{max} (mg/g)	Ref.
Bangiaceae	<i>Porphyra leucosticta</i>	Cd(II)	15	120	8,0	300 – 400	30	10	72	NR	31,45	(Ye et al., 2015)
		Pb(II)							91	NR	36,63	
Laminariaceae	<i>Macrocystis pyrifera</i>	Cu(II)	1	240	5,0	500 – 1000	20±1	350	NR	73,01	79,50	(Cid et al., 2020)
Callitgamniaceae	<i>Callithamnion corymbosum</i>	Cu(II)	2	180	5,0	< 1000	25±1	180	NR	66,65	81,25	(Ciobanu et al., 2024)
		Zn(II)							NR	43,14	73,69	
Ulveaceae	<i>Ulva lactuca</i>	Cu(II)	2	180	5,0	< 1000	25±1	180	NR	21,61	43,47	(Ciobanu et al., 2024)
		Zn(II)							NR	26,51	69,29	
Lessoniaceae	<i>Lessonia nigrescens</i>	Cu(II)	1	120	5,0	500 – 1000	20±1	50	56	28,03	60,40	(H. A. Cid et al., 2018)
Gracilariaceae	<i>Gracilaria chilensis</i>	Cu(II)	1	600	3,0	-	-	400	NR	NR	19,76	(Cortés et al., 2020)
Sargassaceae	<i>Sargassum muticum</i>	Cr(VI)	5	10	2,0	500	25±2	50	100	5	142,86	(El Atouani et al., 2016)
Sargassaceae	<i>Sargassum muticum biochar</i>	Hg(II)	0,5	120	NR	NR	25	500	NR	7,44	470,53	(Chaouay et al., 2025)
Sargassaceae	<i>Cytoseria indica</i>	Ni(II)	1	180	6,0	500 – 1000	25	100	NR	NR	18,17	(Khajavian et al., 2019)
		Cd(II)							NR	NR	55,34	
Sargassaceae	<i>Cytoseira sedoide</i>	Cd(II)	20	180	NR	400 – 500	NR	150	97	7,35	23,78	(Bengourna et al., 2024)
		Cu(II)							85	6,85	14,66	
Halimedaceae	<i>Halimeda opuntia</i>	Cu(II)	10	120	4,5 - 5,2	500	20	15	97	NR	NR	(Madkour & Dar, 2021)
		Zn(II)						10	95	NR	NR	
Sargassaceae	<i>Turbinaria turbinata</i>	Cu(II)	10	120	4,5 - 5,2	5000	20	5	81	NR	NR	(Madkour & Dar, 2021)
		Zn(II)		60				5	94	NR	NR	
Gracilariaceae	<i>Gracilaria changii</i>	Pb(II)	1	115	4,5	150 – 300	TA	40	96	38,52	62,89	(Isam et al., 2019)
		Cu(II)		45	5,0		TA		45	17,90	21,27	
Ulveaceae	<i>Ulva fasciata</i>	Cd(II)	4	60	5,0	< 125	25	200	99,96%	NR	NR	(El-Naggar et al., 2018b)
Fucaceae	<i>Fucus vesiculosus</i>	Cu(II)	3	60	7,0	1000 - 1200	TA	200	93	NR	NR	(El-Naggar et al., 2021)
Sargassaceae	<i>Sargassum polycystum</i>	Cd(II)	1,8	60	4,7	NR	30	NR	86	105,26	113,90	(Jayakumar et al., 2022)
		Zn(II)	1,2		5,7	NR		NR	93	116,20	122,00	

Nota. TA = temperatura ambiente; NR = no reportado.

Tabla 16. Biosorbentes derivados de residuos de origen animal.

Nombre	MP	M/V (g/L)	Tiempo (min)	pH	Tp [μm]	T (°C)	C ₀ (mg/L)	Remoción (%)	q _e (mg/g)	q _{max} (mg/g)	Ref.
Concha de caracol manzana dorado	Cd(II)	2	40	3,5	< 75	30	100	97	48,50	81,30	(Zhao et al., 2016)
	Cu(II)	8	90	4,7	300	25	100	99	12,19	905,08	(Ouafi et al., 2021)
Concha de ostra	Pb	12,5	1440	7,0	850 – 1180	24	400	81	25,92	34,90	(Xu et al., 2019)
	Cd							37	11,84	10,48	
	Cu							29	9,28	14,98	
Escamasa de Cyprinus carpio	Fe	20	15	1,8	< 800	25	202	100	10,08	NR	(Damian & Varvara, 2022)
	Mn		240				57	87	2,46	NR	
	Zn		240				17	99	0,85	NR	
Escamas de Micropogonias undulatus	Zn(II)	7,01	146	5,4	< 150	30	1000	96	159,40	555,60	(Ighalo & Eletta, 2020)
	Pb(II)	6,61	180	3,4		20		99	160,80	909,10	
Caparazón de cangrejo	Pb(II)	3,75	240	3 - 4	425	30	100	99,32	26,50	384,60	(Londoño et al., 2024)
Concha de mejillon de labio verde	Cu(II)	NR	NR	6,9	710 – 1180	NR	0,05	78	NR	NR	(Thind et al., 2022)
	Zn(II)						0,2	99,2	NR	NR	
Concha de vieira	Cu(II)	NR	NR	6,9	710 – 1180	NR	0,05	73	NR	NR	(Thind et al., 2022)
	Zn(II)						0,2	97	NR	NR	
Plumas de pollo	Cu(II)	60	2880	3,8	NR	30	1000	38	6,30	NR	(Solís et al., 2021)
Cáscara de huevo	Pb(II)	300	1440	NR	NR	37	0,45	94	0,0014	NR	(Hosny et al., 2025)
	Cd(II)						0,88	65	0,0019	NR	
	Fe						0,25	51	0,00040	NR	

Nota. TA = temperatura ambiente; NR = no reportado.

Tabla 17. Biosorbentes derivados de biomasa vegetal.

Familia botánica	Especie	MP	M/V (g/L)	Tiempo (min)	pH	Tp (μm)	T (°C)	C ₀ (mg/L)	Remoción (%)	q _e (mg/g)	q _{max} (mg/g)	Ref.
Asteraceae	Tagetes erecta	Pb(II)	10	360	6,0	< 250	37	750	99	NR	166,66	(Saranya et al., 2020)
Asparagaceae	Polianthes tuberosa	Pb(II)	10	360	6,0	< 260	37	750	95	NR	130,00	
Acanthaceae	Crossandra infundibuliformis	Pb(II)	10	360	6,0	< 270	37	750	94	NR	182,00	
Pontederiaceae	Eichhornia crassipes (Aguapé)	Cu(II)	2	120	6,0	250	25	5	58	NR	22,00	(De Freitas et al., 2019)
		Pb(II)	2	120	6,0	250	25	5	65	NR	1,75	
Ceratophyllaceae	Ceratophyllum demersum	Cr(III)	100	180	7,0	NR	TA	0,05	85	NR	NR	
		As(V)				NR			90	NR	NR	(Karm et al., s. f.)
Characeae	Chara globularis	Cr(III)	100	180	7,0	NR	TA	0,05	90	NR	NR	
		As(V)				NR			85	NR	NR	
Pontederiaceae	Eichhornia crassipes (Jacinto de agua)	Cu(II)	0,5	120	7,5	< 250	30	200	56	22,30	23,20	(Ratnawati et al., 2024)
Rutaceae	Citrus limon	Cd(II)			4,0				90	NR	23,81	
		Pb(II)			5,0				88	NR	12,82	
		Ni(II)	40	180	4,0	< 300	TA	50	89	NR	11,36	(Muniraj et al., 2020)
		Zn(II)			5,0				89	NR	17,86	
		Cu(II)		240	5,0				87	NR	31,25	
Araceae	Lemna minor (Lenteja de agua)	Cr(VI)	4	250	3,8	500 – 1000	25±1	0,1	64	NR	NR	(Nassar & Ibrahim, 2021)
Myrtaceae	Eucalyptus globulus	Cd(II)	1	80	6,0	< 45	NR	NR	90	99,52	128,21	(Samimi, 2023)
Arecaceae	Syagrus romanzoffiana (Coco de jerivá)	Cd(II)							80	11,13	15,60	
		Cu(II)	2	5	5,5	250	23	25	90	11,18	15,24	(Tochetto et al., 2023)
		Ni(II)							40	9,15	5,55	
		Zn(II)							50	8,20	6,36	
Apocynaceae	Thevetia peruviana - adelfa	Cu(II)	1	50	5,0	< 149	30	20	94	187,51	303,03	(Medhi et al., 2020)

Nota. TA = temperatura ambiente; NR = no reportado.

Tabla 18. Biosorbentes derivados de biomasa vegetal (continuación).

Familia botánica	Especie	MP	M/V (g/L)	Tiempo (min)	pH	Tp (µm)	T (°C)	C ₀ (mg/L)	Remoción (%)	q _e (mg/g)	q _{max} (mg/g)	Ref.
Amaryllidaceae	Allium cepa (Cebolla)	Cr(VI)		120					34	0,24	1,78	
		Cd(II)		90					99	0,62	1,52	
		Zn(II)	4	120	7,0	350	25	50	59	0,38	1,40	(Sheikh et al., 2021)
		Cu(II)		90					99	0,62	1,62	
		Pb(II)		90					99	0,63	1,68	
Typhaceae	Typha angustifolia (Totora)	Cd(II)	1,2	30	6,0	500-1250	25	300	NR	52,14	113,46	(Guechi & Benabdeslam, 2020)
		Cu(II)	1,2	30	5,0	500-1250	25	300	NR	49,81	97,80	
Rhamnaceae	Ziziphus lotus (Azufaifo)	Cd(II)			8,0				NR	66,35	70,78	(El Yakoubi et al., 2023)
		Pb(II)	1	90	7,0	< 100	25	100	NR	78,36	80,75	
Asteraceae	Helianthus annuus (Girasol)	Cu(II)			6,0			50	90	NR	4,17	
		Ni(II)			7,0			52	94	NR	2,43	(Radenkovic et al., 2022)
		Cd(II)	12,5	15	6,0	< 1000	NR	52	80	NR	5,33	
		Pb(II)			6,0			54	99	NR	9,91	
		Co(II)			6,0			50	NR	11,43	43,48	(iNan & Özkan, 2021)
Amaryllidaceae	Narcissus tazetta (Narciso)	Ni(II)	2	15	4,0	125 - 250	25	55	NR	10,15	35,97	
		Cu(II)	4	90	5,5	NR	25	55	89	17,10	25,13	(Fawzy et al., 2022)
Asteraceae	Ageratum conyzoides	Cd(II)							88	0,88	35,91	
		Cu(II)							92	0,92	51,57	(Vishwakarma et al., 2024)
		Ni(II)	10	90	4,0	63	22	10	79	0,71	33,54	
		Pb(II)							83	0,83	30,49	
		Cu(II)	10	2	6,0	70 - 150	30	50	19	0,95	NR	(Pereira et al., 2021)
Areaceae	Copernicia prunifera (Carnauba)	Cu(II)	10	2	6,0	70 - 150	30	50	79	3,97	8,07	

Nota. TA = temperatura ambiente; NR = no reportado.

5.5. Antecedentes de fitorremediación

Con el propósito de identificar la diversidad taxonómica de las plantas empleadas en los estudios de fitorremediación, se agrupan las especies identificadas según su familia botánica. Para esto los registros repetidos de una misma especie se contabilizan una vez. Se identifican 20 especies distribuidas en 16 familias botánicas. La familia Asteraceae tiene la mayor representación, con 5 especies identificadas y las 15 familias restantes cuentan con solo una especie por cada una, como se puede ver en la Tabla 19.

Tabla 19. Especies fitorremediantes identificadas según familia botánica.

Familia botánica	Especies	Cantidad
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> , <i>Baccharis trimera</i> , <i>Haplopappus foliosus</i> , <i>Solidago chilensis</i> , <i>Gazania rigens</i>	5
Aizoaceae	<i>Carpobrotus aequilaterus</i>	1
Amaranthaceae	<i>Chenopodium quinoa</i>	1
Araceae	<i>Lemna minor</i>	1
Bromeliaceae	<i>Puya berteroniana</i>	1
Fabaceae	<i>Prosopis juliflora</i>	1
Geraniaceae	<i>Pelargonium hortorum</i>	1
Montiaceae	<i>Cistanthe grandiflora</i>	1
Myrtaceae	<i>Eucalyptus globulus</i>	1
Oxalidaceae	<i>Oxalis gigantea</i>	1
Poaceae	<i>Lolium perenne</i>	1
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>	1
Pteridaceae	<i>Pteris vittata</i>	1
Quillajaceae	<i>Quillaja saponaria</i>	1
Scrophulariaceae	<i>Buddleja</i> sp.	1
Solanaceae	<i>Lycium chilense</i>	1

Sumado a lo anterior, se contabiliza el número de especies vegetales reportadas para cada metal o metaloide. Cuando una especie se evalúa frente a distintos contaminantes, se contabiliza una vez en cada uno de ellos. Los resultados se presentan en la Figura 10.

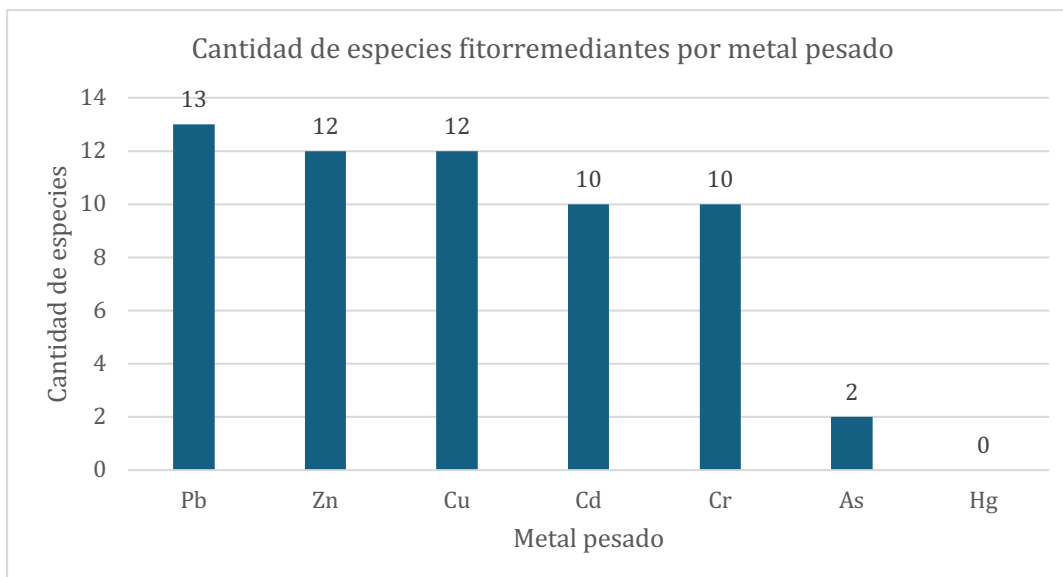


Figura 10. Cantidad de especies fitorremediantes por metal pesado.

La información detallada de las especies fitorremediantes identificadas, incluyendo familia botánica, contaminantes evaluados y antecedentes reportados para cada especie, se presenta en el Anexo A (Tablas 22 - 25). Esta recopilación complementa la información resumida en la Tabla 19 y la Figura 10, proporcionando una visión más detallada de la diversidad de especies consideradas y los antecedentes disponibles para su posterior análisis como potenciales fuentes de biomasa para procesos de biosorción.

6. Análisis y discusión

Los resultados recopilados evidencian que existe una amplia diversidad de materiales biológicos que han sido evaluados para la remoción de metales pesados presentes en soluciones acuosas. Sin embargo, la comparación entre estudios no se puede generalizar, ya que influyen las condiciones experimentales utilizadas, el tipo de biosorbente, los pretratamientos y los parámetros utilizados. En consecuencia, el análisis se desarrolla de forma descriptiva y comparativa.

6.1. Distribución de la evidencia de biosorción

La distribución de los estudios presentada en la Figura 3, muestra que la mayor parte corresponde a investigaciones que utilizan residuos agrícolas y biomasa vegetal como biosorbentes, seguidas por aquellas que emplean biomasa algal y residuos de origen animal. Esta tendencia se puede relacionar con la gran disponibilidad que existe de subproductos agrícolas y vegetales, su bajo costo y su composición rica en celulosa, hemicelulosa y lignina, las cuales aportan grupos funcionales capaces de interactuar con iones metálicos (por ejemplo, carboxilo, hidroxilo y fenólico). Por otra parte, el menor número de estudios que emplean residuos de origen animal no implica necesariamente una capacidad inferior de biosorción, sino que podría relacionarse con una menor diversidad de materiales evaluados, dado que la mayor parte son cáscaras y caparazones de animales, o bien, la disponibilidad de estos, que puede ser menor en comparación a la de origen vegetal.

Con respecto a los metales estudiados, la Figura 4 muestra que el cadmio, cobre y plomo presentan la mayor cantidad de investigaciones, seguidos por zinc, cromo, arsénico y mercurio. Esta distribución puede deberse a la relevancia toxicológica que presentan los tres primeros metales, su alta presencia en efluentes industriales y mineros, y a la elevada afinidad por grupos funcionales como carboxilos, hidroxilos y fosfatos, presentes en los biosorbentes. Por otra parte, la menor cantidad de estudios de biosorción para el arsénico y el mercurio refleja que la información disponible para estos contaminantes sigue siendo limitada, considerando su alta toxicidad y los bajos límites establecidos para estos elementos en las normas de calidad y descarga a diferentes efluentes. Los resultados permiten identificar cuáles son las tendencias con mayor respaldo científico (Cd, Cu y Pb) y cuáles son los estudios que requieren mayor análisis y abren posibles investigaciones futuras, que amplíen el conocimiento sobre la eficacia de distintos biosorbentes frente a estos elementos.

6.2. Desempeño según contaminante

En la Figura 5 se observa que todas las categorías de biosorbentes evaluadas para la remoción de Cd(II) alcanzan, en algunos estudios, porcentajes de remoción elevados, cercanos al 100 %. Esto indica que los distintos tipos de biomasa poseen potencial para remover eficientemente este metal cuando las condiciones experimentales son favorables. Sin embargo, la distribución de los datos evidencia diferencias en la variabilidad del desempeño entre categorías.

Los residuos agrícolas presentan una de las mayores dispersiones en los porcentajes de remoción de Cd(II), con un rango amplio de valores que incluye resultados cercanos al 30 % y otros superiores

al 90 %. Esta variabilidad sugiere que el desempeño de este grupo depende en gran medida del tipo de residuo utilizado y de las condiciones experimentales aplicadas.

En contraste, la biomasa algal muestra porcentajes de remoción mayoritariamente altos, concentrados aproximadamente entre 75 % y 100 %, con una mediana elevada y una dispersión relativamente menor. Por su parte, la biomasa vegetal también presenta una distribución más concentrada, con la mayoría de los valores entre 80 % y 95 %, lo que sugiere un comportamiento más homogéneo entre los biosorbentes de esta categoría.

En el caso de los residuos de origen animal, se observa una dispersión considerablemente amplia, con valores que abarcan desde aproximadamente 35 % hasta cerca de 100 % de remoción, y con una mediana inferior a la observada para la biomasa algal y vegetal. Este patrón evidencia una alta variabilidad en el comportamiento de estos biosorbentes frente a Cd(II).

En conjunto, la Figura 5 indica que ninguna categoría puede considerarse claramente superior únicamente a partir de este análisis, ya que todas alcanzan porcentajes máximos elevados. No obstante, la biomasa algal y la biomasa vegetal muestran un desempeño más homogéneo, mientras que los residuos agrícolas y los residuos de origen animal presentan una mayor variabilidad, probablemente asociada a diferencias en la composición química de los materiales, los pretratamientos aplicados y las condiciones experimentales empleadas en cada estudio.

Los altos porcentajes de remoción de Cd(II) pueden atribuirse en parte, a que este metal es un catión divalente, en solución, que ve favorecida su captación por la presencia de grupos funcionales como carboxilo, hidroxilo, amino y fosfato, que se encuentran presentes en diversos materiales biológicos. En la biomasa algal, se encuentran asociados principalmente a polisacáridos de la pared celular como el alginato, o bien, en los residuos agrícolas que tienen celulosa, hemicelulosa y lignina.

Respecto a la Figura 6, los porcentajes de remoción de Cu(II) presentan una variabilidad importante entre las distintas categorías de biosorbentes, como también dentro de cada una de ellas. Aunque la mayoría de los estudios reporta eficiencias superiores al 70 %, también se observan valores considerablemente menores, especialmente en las categorías de biomasa algal, biomasa vegetal y residuos de origen animal. Esta variabilidad sugiere que la eficiencia de remoción no depende exclusivamente del tipo de biosorbente, sino que podría estar influenciada por diferencias en las condiciones experimentales empleadas en los distintos estudios.

El cobre es un metal capaz de participar en procesos de intercambio iónico, complejación y coordinación con grupos funcionales, presentes en la superficie del biosorbente. Sin embargo, su captación por parte del adsorbente también está condicionada por factores como la especiación química del cobre en solución y la competencia con protones y otros iones que pueden estar presentes e interferir en el proceso de adsorción. Por lo tanto, la diferencia entre los estudios no se puede atribuir simplemente al tipo de material, ya que se tienen concentraciones iniciales, dosis, pH y tiempos de contacto diferentes en cada uno de los experimentos analizados.

Con base a la Figura 7, el Pb(II) presenta porcentajes de remoción elevados independiente del tipo de biosorbente estudiado, y con una variabilidad relativamente menor en comparación con la observada para Cd(II) y Cu(II). En particular, la biomasa algal exhibe la distribución más homogénea, mientras que los residuos agrícolas presentan una dispersión ligeramente mayor, aunque la mayoría de los estudios reporta eficiencias superiores al 80 %.

Estos resultados se pueden asociar a la alta afinidad que tiene el plomo por diversos grupos funcionales de la biomasa estudiada y a su participación en los mecanismos de biosorción. Como consecuencia, el plomo suele presentar elevadas eficiencias de biosorción en una amplia variedad de biomateriales.

Sin embargo, un elevado valor de remoción no necesariamente implica una alta capacidad de biosorción, sobre todo en ensayos que se llevan a cabo para concentraciones iniciales bajas o con dosis de biosorbente altas. Por lo anterior, es importante considerar parámetros como q_e o q_{max} , para complementar los resultados obtenidos.

El Zn(II) y el Cr se presentan de forma independiente en las Figuras 8 y 9, respectivamente. En ambos casos, los diagramas de caja permiten observar una alta variabilidad en los porcentajes de remoción, lo que evidencia la influencia de las características del biosorbente y de las condiciones experimentales sobre el desempeño del proceso. Sin embargo, debido al número limitado de estudios disponibles, estas tendencias deben interpretarse con cautela y no considerarse representativas de todos los sistemas de biosorción reportados en la literatura.

Con respecto al cromo, se requiere un mayor análisis dado que este grupo incluye Cr(III) y Cr(VI), ambas son especies químicas que tienen diferente comportamiento, toxicidad y mecanismos de retención. Cabe mencionar que Cr(III) suele encontrarse como catión, mientras que Cr(VI) se encuentra como anión, por lo que los grupos funcionales, pH y condiciones para su tratamiento pueden ser diferentes y determinantes en la eficiencia de remoción.

Respecto al arsénico y mercurio no se tienen estudios suficientes para poder hacer comparaciones de tendencias entre categorías u obtener conclusiones respecto a un tipo de biosorbente. Esta escasez de investigaciones corresponde a un vacío importante considerando el riesgo que suponen ambos elementos tanto en el ser humano como en los ecosistemas, considerando su elevada toxicidad. Sin embargo, es importante mencionar que la biosorción de arsénico es más difícil de llevar a cabo, dado que sus especies químicas más abundantes suelen corresponder a aniones y la mayor parte de los biosorbentes naturales tienen mayor afinidad por cationes. Por ello, la modificación superficial de los biosorbentes o el uso de materiales con grupos funcionales específicos puede ser necesario para mejorar su capacidad de captura.

6.3. Desempeño por tipo de biosorbente

A partir de las condiciones experimentales recopiladas en la literatura, se seleccionan algunos biosorbentes que presentan resultados de interés dentro de cada categoría, con el objetivo de identificar aquellos materiales que presentan un desempeño destacado para la remoción de metales. Esto se realiza considerando el porcentaje de remoción, la concentración inicial, la dosis de

biosorbente, el tiempo de contacto, pH, la capacidad de biosorción reportada (q_e o q_{max}) y la disponibilidad del material.

Residuos agrícolas

Dentro de los residuos agrícolas evaluados, las cáscaras de cítricos y de otros frutos muestran resultados favorables para la remoción de metales pesados. Este comportamiento puede asociarse a la composición química de estos materiales, cuya matriz está constituida principalmente por celulosa, hemicelulosa, lignina y pectina, componentes que aportan grupos funcionales como carboxilos, hidroxilos y fenólicos capaces de interactuar con especies metálicas mediante mecanismos como intercambio iónico, complejación superficial y atracción electrostática. Algunos biosorbentes destacados en base a las condiciones experimentales y resultados de remoción son los que se describen a continuación.

La cáscara de naranja presenta uno de los valores de capacidad de biosorción más altos para la remoción de cadmio entre los residuos agrícolas analizados. Este estudio utiliza una concentración inicial de 250 (mg/L), una dosis de biosorbente de 4 (g/L), un pH de 5,5 y 120 minutos de tiempo de contacto, alcanzándose valores de capacidad de equilibrio (q_e) de 122,06 (mg/g) y una capacidad máxima (q_{max}) de 128,23 (mg/g). Este resultado es relevante, ya que a diferencia de otros estudios que utilizan concentraciones iniciales cercanas a 1 o 2 (mg/L), este usa una más alta y alcanza capacidades de retención elevadas (Akinhanmi et al., 2020). Sin embargo, el ensayo se realiza a 45 (°C) y no se reportan resultados a temperatura ambiente, por lo que sería pertinente evaluar el desempeño del material bajo esta condición.

A modo de referencia, la capacidad máxima reportada para la cáscara de naranja es similar a la obtenida para el carbón activado comercial WG-12, que alcanza 126,34 (mg/g) para Cd(II) (Lach & Okoniewska, 2024). En contraste, un carbón activado producido a partir de licor negro de bagazo de caña y modificado con ácido acrílico alcanza una capacidad máxima de 434 (mg/g) (Pourbaba et al., 2026). Estos antecedentes sugieren que la cáscara de naranja presenta una capacidad competitiva frente a un carbón activado comercial, aunque inferior a la de materiales sometidos a modificaciones químicas específicas. No obstante, esta comparación debe interpretarse de manera referencial, debido a las diferencias en las condiciones experimentales de cada estudio.

Otro resultado que destaca es el biosorbente a base de tallos y hojas de plátano, que se utiliza como biocarbón para la remoción de Pb(II). Al utilizar una concentración inicial de 200 (mg/L), dosis de 0,8 (g/L), se obtiene un q_e de 242,10 (mg/g) y un $q_{m\acute{a}x}$ de 302,20 (mg/g). Este estudio representa un desempeño superior respecto a numerosos residuos agrícolas sin modificación. Sin embargo, requiere una etapa térmica para poder obtener el biocarbón lo que puede aumentar los costos de su aplicación (X. Liu et al., 2022).

Por otra parte, la cáscara de limón también muestra buenos resultados, considerando que fue evaluada en una solución multimetálica, llegando a remociones de 89% para Cd(II), 90% para Cr(III), 95% Cu(II) y 91% para Pb(II) y 70% para Ni(II) (Šabanović et al., 2020). Este comportamiento resulta de interés debido a que los sistemas reales de contaminación generalmente contienen

mezclas de metales, donde los distintos iones pueden competir por los sitios activos del biosorbente. En este contexto, la presencia simultánea de níquel pudo actuar como un factor de competencia y afectar la disponibilidad de sitios de unión para los demás metales. Aun así, las elevadas remociones obtenidas indican una adecuada capacidad de interacción superficial de la cáscara de limón frente a diferentes especies metálicas presentes simultáneamente.

Por último, el tallo de champiñón presenta remociones superiores al 95% para cadmio, cobre y mercurio, con concentraciones iniciales de 118, 103 y 45 (mg/L) respectivamente y un tiempo de contacto de 90 minutos (Shahabi, 2026). Estos resultados son importantes sobre todo por incluir al mercurio, el cual tiene pocos estudios revisados de biosorción en comparación a los otros metales. Por lo tanto, este material representa una alternativa interesante para ampliar la aplicación de residuos agrícolas hacia contaminantes menos estudiados.

Biomasa vegetal

Entre los biosorbentes derivados de biomasa vegetal, *Eucalyptus globulus* presenta uno de los desempeños más destacados para la remoción de cadmio. Bajo condiciones experimentales de dosis de biosorbente de 1 (g/L), pH de 6 y 80 minutos de tiempo de contacto, alcanza una remoción de 90% y una capacidad máxima de remoción ($q_{\max}$) de 128,20 (mg/g) (Samimi, 2023). Este resultado resulta relevante debido a la baja dosis de biosorbente y un tiempo de contacto moderado que hacen que este material destaque frente a otros para aplicaciones prácticas. Es importante mencionar que esta capacidad de biosorción se encuentra dentro del rango superior reportado para diversas biomazas vegetales sin modificación, siendo comparable con algunos adsorbentes convencionales utilizados para la captura de Cd(II), tal como el carbón activado comercial, el cual presenta capacidades máximas de remoción de Cd(II) en torno a 126 (mg/g) (Lach & Okoniewska, 2024).

La especie *Typha angustifolia* también presenta capacidades relevantes para la remoción de cadmio y cobre con altas concentraciones iniciales, dosis bajas de biosorbentes y solo 30 minutos de tiempo de contacto (Guechi & Benabdesselam, 2020). Bajo estas condiciones, se reportan valores de capacidad de equilibrio (q_e) de 52,14 (mg/g) para Cd(II) y 49,81 (mg/g) para Cu(II), este comportamiento resulta de interés debido a que tiempos de contacto inferiores pueden favorecer la implementación de sistemas de tratamiento con requerimientos operacionales reducidos.

Por otra parte, las hojas de *Ziziphus lotus* también tienen buenos resultados para diferentes metales, empleando una concentración inicial de 100 (mg/L), una dosis de 1 (g/L) de biosorbente y 90 minutos de contacto, se reportan valores de 66,35 (mg/g) para Cd(II) y de 78,36 (mg/g) para Pb(II) de capacidades de equilibrio (q_e) (El Yakoubi et al., 2023).

Por último los residuos florales de *Tagetes erecta*, *Polianthes tuberosa* y *Crossandra infundibuliformis*, que se evalúan para la remoción de Pb(II) presentan buenos resultados, con una concentración inicial de 750 (mg/L), una dosis de 10 (g/L), pH de 6 y 360 minutos de tiempo de contacto, alcanzan remociones de 99%, 95% y 94% respectivamente (Saranya et al., 2020). Aunque en este caso la dosis y el tiempo son mayores en comparación con los otros biosorbentes, la remoción que se alcanza considerando la alta concentración inicial muestra una gran capacidad de captación.

Sin embargo, para evaluar su potencial de aplicación, sería necesario complementar estos resultados con parámetros como capacidad máxima de adsorción, regeneración del material y desempeño bajo concentraciones más cercanas a efluentes reales.

En comparación con los residuos agrícolas, esta categoría presenta capacidades de biosorción principalmente entre 50 y 100 (mg/g), valores favorables al considerar que corresponden mayoritariamente a biomasas sin procesos complejos de modificación. Como referencia del nivel de captación que puede alcanzar un biosorbente modificado, una celulosa funcionalizada con grupos amino presentó una capacidad máxima de 217,39 (mg/g) para Cd(II), mientras que la celulosa sin modificar alcanzó 16,00 (mg/g) (C. Zhang et al., 2017). Esta diferencia evidencia que la incorporación de grupos funcionales puede aumentar considerablemente la captación, aunque también requiere etapas adicionales de procesamiento y uso de reactivos.

Residuos animales

Esta categoría concentra una menor variedad de biosorbentes, compuesta principalmente por conchas y caparazones de origen animal debido a su alto contenido mineral y su abundancia como subproducto industrial. A continuación, se destacan los principales.

La concha de caracol manzana dorado presenta buenos resultados para Cd(II), con una concentración inicial de 100 (mg/L), una dosis de biosorbente de 2 (g/L), un pH de 3,5 y 50 minutos de tiempo de contacto, se alcanza una remoción del 97% y una capacidad de biosorción en equilibrio (q_e) de 48,5 (mg/g) y una capacidad máxima ($q_{máx}$) de 81,3 (mg/g) (Zhao et al., 2016). La elevada concentración inicial utilizada, distingue a este material de otros biosorbentes reportados, al utilizar además tiempos cortos de tratamiento y bajas dosis de biosorbente, sin embargo, el calcio que está presente en las conchas podría interferir en el proceso de biosorción, constituyendo un aspecto interesante a evaluar en futuras investigaciones.

Por otra parte, las escamas de *Micropogonias undulatus* presentan una de las mayores capacidades de biosorción registrados para Zn(II), con una concentración inicial de 1000 (mg/L), una dosis de 7,01 (g/L), pH de 5,4 y 146 minutos de tiempo de contacto, se obtiene una remoción del 96% y un q_e de 159,40 (mg/g). Para Pb(II) bajo condiciones experimentales similares, se alcanzan remociones de 99% y un q_e de 160,80 (mg/g) (Ighalo & Eletta, 2020). Estos resultados evidencian la elevada capacidad del material para tratar soluciones con altas concentraciones de contaminante.

Por último, el caparazón de cangrejo también presenta un buen desempeño, con una concentración inicial de 100 (mg/L) y una dosis de 3,75 (g/L); logra remociones de 99,32% y un q_e de 26,5 (mg/g) para Pb(II) (Londoño et al., 2024). La presencia de quitina y carbonato de proporciona grupos funcionales amino e hidroxilo, que favorecen la biosorción; sin embargo, el tiempo de contacto es de 4 horas, aspecto que debe considerarse para su aplicación práctica.

Biomasa algal

Respecto a la biomasa algal, la especie *Macrocystis pyrifera* presenta buen desempeño para Cu(II), con una concentración inicial de 350 (mg/L), una dosis de biosorbente de 1 (g/L), un pH de 5 y 240

minutos de tiempo de contacto, alcanza una capacidad de biosorción en equilibrio de (q_e) 73,01 (mg/g) y una capacidad máxima ($q_{m\acute{a}x}$) de 79,50 (mg/g) (H. Cid et al., 2020). La combinación de una dosis baja de biosorbente y una concentración inicial alta del metal, demuestra un buen aprovechamiento de la biomasa y una alta capacidad de captación. Este tipo de algas pardas tiene alta afinidad por cationes metálicos debido a la presencia de alginatos y grupos carboxilo en su pared celular.

La especie *Callithamnion corymbosum* presenta resultados favorables para la biosorción de Cu(II) y Zn(II), evaluados por separado en sistemas monocomponente. Bajo las mismas condiciones experimentales, correspondientes a una concentración inicial de 180 (mg/L) para cada metal, una dosis de biosorbente de 2 (g/L), un pH de 5 y un tiempo de contacto de 180 minutos, se obtuvieron capacidades de biosorción en equilibrio (q_e) de 66,65 (mg/g) para Cu(II) y 43,14 (mg/g) para Zn(II) (Ciobanu et al., 2024). Estos resultados indican que la biomasa presenta afinidad por ambos cationes bajo condiciones operacionales similares, sin embargo, no permiten concluir que pueda removerlos con el mismo desempeño cuando se encuentran simultáneamente en una solución multimetálica.

Otros biosorbentes que también destacan son *Gracilaria changii*, con 96,3% de remoción para Pb(II) (Isam et al., 2019), así como también las especies *Ulva fasciata* y *Fucus vesiculosus* que alcanzan remociones de 99,96% y 92,76% para Cd(II) y Cu(II), respectivamente (El-Naggar et al., 2018b, 2021).

6.4. Fitorremediación

Los antecedentes de fitorremediación se analizan considerando parámetros como el factor de bioconcentración (BCF) o bioacumulación, el factor de translocación (TF) y la eficiencia de remoción del contaminante desde la matriz. En este caso, al tratarse de biomasa viva, la captación de metales depende de la tolerancia, la absorción y la distribución del contaminante entre las raíces y los tejidos aéreos, de la planta. Aunque la capacidad de una especie para remover contaminantes mediante fitorremediación no garantiza que ocurra lo mismo en procesos de biosorción, la revisión de estas especies permite identificar organismos con potencial natural para ser utilizados como fuente de biomasa en estudios de biosorción futuros.

Especies evaluadas en relaves mineros

La especie *Baccharis dracunculifolia* presenta resultados relativamente favorables para fitoextracción, con valores de BCF de 24,01 y TF de 1,12 para Zn. Para otros metales, como cadmio, cromo y plomo también se registran valores superiores a uno tanto para BCF como para TF, pero con un margen más estrecho, por lo que su mecanismo de aplicación puede ser variado (Afonso et al., 2022).

Respecto a *Baccharis trimera*, esta especie presenta resultados favorables para fitoextracción de plomo, sin embargo, para cobre y zinc se inclina más hacia fitoestabilización, al tener valores de TF menores a 1, indicando una mayor retención de los metales en las raíces (Afonso et al., 2022).

Cistanthe grandiflora y *Puya berteroniana* son otras dos especies que presentan valores de BCF para raíces mayores o cercanos a uno para cromo y zinc, pero con TF menores a uno, lo que indica una mayor concentración de contaminantes en las raíces (P. Lazo & Lazo, 2020). *Oxalis gigantea* presenta un comportamiento similar para zinc, pero para el resto de elementos analizados tiene resultados menos favorables (P. Lazo & Lazo, 2020).



Figura 11. Doquilla (*Cistanthe grandiflora*) (Universidad de Concepción, s. f.-b)

Respecto a *Solidago chilensis*, esta especie presenta resultados más favorables para la fitoextracción, donde los mejores desempeños se alcanzan para molibdeno (Mo). La especie obtiene un BCF de 2,57 en raíces y de 4,68 en la parte aérea, un TF de 1,82 y una eficiencia de remoción de 28,70%. Estos valores indican que el contaminante es acumulado y transferido hacia los tejidos aéreos, facilitando su posterior extracción mediante la cosecha de la biomasa. En el caso del Zn, se tiene un BCF de 1,3 y un TF de 1,1, lo que evidencia un potencial de fitoextracción, aunque menos marcado que el observado para Mo. Estos resultados posicionan a *Solidago chilensis* como una de las especies más prometedoras para aplicaciones de fitorremediación (P. Lazo & Lazo, 2020).



Figura 12. Meyén (*Solidago chilensis*) (Vivero Cinco Pinos, s. f.-b)

Gazania rigens y *Pelargonium hortorum* muestran valores elevados de BCF en raíces, con 49,72 y 10,50 respectivamente (Lam et al., 2018). Estos resultados demuestran que estas plantas tienen una

alta capacidad de acumular contaminantes en sus raíces, sin embargo no se disponen de valores de TF o de eficiencia de remoción, por lo que se requieren más estudios para poder concluir si son especies candidatas para fitoextracción. En consecuencia, con la información disponible, ambas especies presentan un mayor potencial para aplicaciones de fitoestabilización.

Especies evaluadas en matrices de agua

En los estudios realizados en matrices acuosas, *Prosopis juliflora* presenta valores de 67,3 para BCF de raíces y de 0,4 para TF en cuanto a Pb (Usman et al., 2019). Estos valores indican una elevada capacidad de acumulación en el sistema radicular y una limitada translocación hacia los tejidos aéreos, correspondiente con rizofiltración.

Por otra parte, *Lolium perenne* tiene altos valores de factores de bioacumulación en raíces, con 67,686 para Cd y 39,579 para Cu, sin embargo, los factores de translocación son mucho menores a 1, con 0,005 para Cd y 0,029 para Cu (Šotek et al., 2026). Esto indica una escasa movilización de los metales hacia la parte aérea, por lo que su potencial de aplicación se inclina hacia rizofiltración o inmovilización radicular.



Figura 13. Ballisca o espiga (*Lolium perenne*) (CONNECT-e, s. f.)

Eichhornia crassipes es una especie que presenta los resultados más favorables, con eficiencias de remoción de 97,69% para Mn, 85,31% para Pb, 72,38% para Cd y 31% para Zn (Zhou et al., 2020b). Los factores de translocación son menores a uno, lo que indica que la acumulación de los metales ocurre principalmente en las raíces de la planta, evidenciando un mayor potencial para procesos de rizofiltración o fitoestabilización. Sin embargo, estos resultados se obtienen utilizando concentraciones iniciales bajas, por lo que su desempeño debe evaluarse con cautela al momento de considerar su aplicación con efluentes con concentraciones mayores de metales.

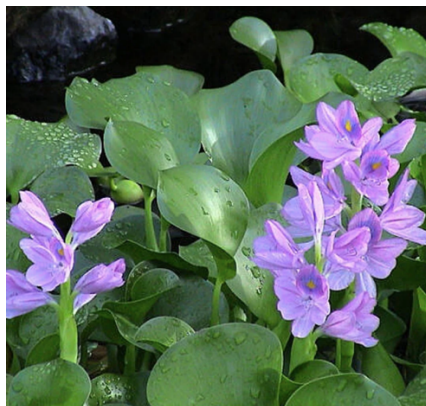


Figura 14. Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) (Vivero Cinco Pinos, s. f.-a).

Lemna minor es una especie que presenta los más altos niveles de remoción para Cd, Ni y Pb, con 92%, 99,75% y 99,70% respectivamente (Ali et al., 2025). En otro estudio, se obtienen valores de 39,4% para Cd, 88,8% para Pb y 69,3% para Cr (Mahdi Al-Nabhan, 2022), lo que evidencia que los resultados obtenidos son variables y dependen de las condiciones operacionales. Sin embargo, esta especie es una planta flotante de tamaño pequeño, y tiene una diferenciación menos marcada entre raíces y partes aéreas, al compararla con otras especies, lo que dificulta la comparación directa de parámetros como el factor de translocación con los reportados para plantas terrestres.



Figura 15. *Lemna minor*. Nombre común: Lenteja de agua común (Plantas y Flores, s. f.)

Otras especies como *Quillaja saponaria*, *Eucalyptus globulus*, *Chenopodium quinoa* y *Pteris vittata* se han evaluado en estudios para la remoción de cobre y arsénico, sin embargo no presentan todos los parámetros de remoción, lo que limita la evaluación de su potencial para procesos específicos de fitorremediación. No obstante, estos antecedentes permiten identificar especies de interés que podrían ser consideradas en futuras investigaciones.

6.5. Vacíos de investigación

A partir de la distribución de los antecedentes recopilados, es posible identificar ciertos vacíos de investigación asociados a los tipos de contaminantes estudiados como a los biosorbentes evaluados.

En cuanto a los metales pesados, existe una tendencia marcada hacia el estudio del cadmio (32), cobre (30) y plomo (27), seguidos por el zinc (12) y el cromo (7). En cambio, el arsénico y el mercurio cuentan con solo dos estudios cada uno. Esta diferencia evidencia una limitada disponibilidad de antecedentes, dificultando la comparación de resultados para estos dos últimos metales, los cuales deberían priorizarse en futuras evaluaciones debido a su alta toxicidad y persistencia en el ambiente.

Respecto al origen de los biosorbentes, los residuos agrícolas y la biomasa vegetal lideran con 17 estudios cada uno, seguidos por la biomasa algal (14) y los residuos animales (9). Este último dato no implica necesariamente una menor capacidad de remoción de este tipo de biosorbentes, sino que se puede deber a una menor disponibilidad de estos materiales y a la falta de diversidad, ya que las investigaciones se suelen concentrar en conchas y caparazones destinados a la obtención de quitosano aislado. Esto demuestra la necesidad de ampliar el estudio hacia otras matrices como huesos, escamas u otros subproductos de origen animal.

En el caso de la fitorremediación se observa la misma tendencia, donde se tienen entre 10 y 13 especies asociadas al Pb, Zn, Cu, Cd y Cr, pero solo dos para el As y ninguna para el Hg. Esta limitada información dificulta identificar especies potenciales para su remoción. Además, la elevada diversidad taxonómica de las especies recopiladas impide establecer relaciones claras a nivel de familias botánicas, con escasas excepciones.

Por último, se observa una falta de estandarización en el reporte de los resultados experimentales, ya que muchos estudios omiten parámetros experimentales que son importantes, como factores de bioconcentración y translocación, eficiencias de remoción o condiciones experimentales, dificultando la comparación entre investigaciones y el desarrollo de análisis integrales. Si bien esto limita la información disponible, abre oportunidades para futuras investigaciones orientadas a completar dichos vacíos de conocimiento.

En resumen, estos resultados sugieren que las investigaciones futuras deberían enfocarse en contaminantes menos abordados, ampliar la diversidad de materiales biosorbentes y promover el reporte estandarizado de las condiciones experimentales y resultados, con el fin de facilitar la comparación entre estudios y fortalecer el desarrollo de tecnologías de remediación.

6.6. Propuesta de biosorbentes

Luego de lo expuesto en las secciones previas, se seleccionaron algunos biosorbentes como propuesta para futuras investigaciones en el país. Esta selección considera tanto los materiales que presentan desempeño favorable en los estudios analizados, como otros recursos locales propuestos por analogía con especies que poseen capacidades de retención de metales pesados, demostradas. Si bien los parámetros de eficiencia son relevantes, es vital destacar que las condiciones experimentales influyen de forma directa en estos resultados, por lo que no se deben obviar.

Por otra parte, para su elección no solo se considera el desempeño reportado en la literatura, sino también la disponibilidad de los materiales en el país según las actividades locales, su generación como residuos de carácter agrícola, acuícola o industrial, y la posibilidad de obtener la biomasa sin recurrir a la extracción indiscriminada de especies naturales. De esta forma se priorizan materiales

que estén disponibles, con potencial de abastecimiento suficiente para el desarrollo de investigaciones y un eventual escalamiento de su aplicación.

Finalmente, los metales pesados propuestos corresponden tanto a combinaciones previamente estudiadas como otras de carácter exploratorio, en las que aún no se ha evaluado la relación entre el biosorbente y el metal. Esta aproximación es relevante porque un biosorbente puede presentar una afinidad débil hacia cierto metal, pero ser mucho mayor con otros, lo que justifica la evaluación de distintas alternativas incluso cuando no existen antecedentes.

En la Tabla 20 se presentan los biosorbentes propuestos para futuras investigaciones, junto con los metales pesados que se pueden estudiar y la justificación correspondiente.

Tabla 20. Biosorbentes propuestos.

Origen	Material propuesto	Metales propuestos para evaluación	Justificación
Residuo agrícola	Cáscaras de limón y naranja	Cd y Cu	Chile posee una gran comercialización de limones y naranjas, lo que puede generar cáscaras en plantas procesadoras, restaurantes, etc. Se puede evaluar cáscara cruda o pretratada, o mezclas de residuos cítricos.
Residuo agrícola	Raspajo, escobajo u orujo de uva	Cd y Pb	La industria vitivinícola genera residuos importantes, entre ellos escobajos, orujos y semillas de uva, lo que facilita la obtención de grandes cantidades. Se pueden evaluar por separado, considerar lavado y extracción de taninos.
Biomasa vegetal	<i>Eucalyptus globulus</i>	Cd y Cu	Esta especie es parte relevante de las plantaciones forestales a lo largo del país. Se propone evaluar hojas, corteza o incluso aserrín fino u otros residuos. Se tiene como antecedente la remoción de Cd y se propone evaluar Cu.
Biomasa vegetal	<i>Typha angustifolia</i>	Cd y Cu	Esta especie se encuentra en Valparaíso, el Maule, entre otras regiones. Se puede utilizar biomasa proveniente de canales o manejo autorizado, evaluando raíces, hojas, tallos o la planta completa.
Biomasa vegetal	<i>Tagetes erecta</i>	Pb, Cu y Cd	Es un cultivo floral en Chile, se reportan altas remociones de Pb; se puede explorar con Cu y Cd. Se pueden evaluar flores, tallos y hojas por separado o la biomasa completa.
Biomasa vegetal	<i>Rosa spp.</i>	Cu y Cd	Es un material análogo a <i>Rosa damascena</i> , que presenta buena remoción de Cu(II). Se propone evaluar la rosa común, ya que es un cultivo con mayor presencia en Chile, que es comercializado y se puede obtener su residuo. Se pueden evaluar pétalos, hojas, tallos y residuos de poda.
Biomasa vegetal	<i>Helianthus annuus</i>	Cu, Cd y Pb	Se presentan remociones altas para Cu, Cd y Pb, pero se pueden evaluar diferentes condiciones experimentales. El girasol es una flor comercializada en Chile, por lo que tiene una gran disponibilidad y se pueden evaluar tallos, hojas y residuos.

Tabla 21. Biosorbentes propuestos (continuación).

Origen	Material propuesto	Metales propuestos para evaluación	Justificación
Biomasa algal	<i>Macrocystis pyrifera</i>	Cu	Se conoce como huiro flotador y está presente en el país, pero solo se puede usar la especie varada por restricciones, por lo que se consideran residuos o biomasa cultivada. Se puede evaluar con pretratamientos para eliminar sales y considerar la variación estacional.
Biomasa algal	<i>Gracilaria chilensis</i>	Cu y Pb	Esta especie se encuentra presente y es cultivada en Chile, por lo que se podría usar biomasa de cultivo o residuos generados para evaluar su capacidad frente a metales pesados, ya que su pared celular puede tener grupos funcionales como sulfatos y carboxilos. Se reportan remociones para Cu y se propone evaluar con Pb.
Residuo animal	Conchas de chorito, <i>Mytilus chilensis</i>	Cu, Zn, Cd y Pb	Chile es uno de los principales productores y exportadores de choritos, lo que posibilita tener un suministro constante de este material. Se puede caracterizar el carbonato de calcio, la materia orgánica y comparar concha cruda, lavada y tratada.
Residuo animal	Conchas de ostra chilena u ostión del norte	Cd, Cu y Pb	Otro residuo animal presente son las ostras y ostiones, cuyas conchas se pueden utilizar como análogos locales. Se pueden comparar las capacidades entre diferentes especies, con y sin tratamiento.
Residuo animal	Escamas y residuos óseos de salmónidos cultivados	Pb y Zn	La salmonicultura es una actividad que genera residuos que podrían ser una fuente constante de este material. Se plantea la evaluación de escamas y residuos, ya que pueden contener hidroxiapatita, fosfatos, carbonatos, entre otros componentes capaces de adsorber metales pesados. Se pueden evaluar diferentes especies, lavado, y pretratamientos.

Además de los biosorbentes previamente evaluados, se seleccionan especies fitorremediantes con potencial de aplicación en biosorción en Chile, para su posterior análisis en futuras investigaciones.

Esta selección considera la afinidad por metales pesados reportada en la literatura, la distribución del contaminante entre las raíces y los tejidos aéreos, la disponibilidad de biomasa en el país y la factibilidad de recolectar estos residuos vegetales de manera sostenible. Se incorporan también algunas especies propuestas por analogía con géneros o familias botánicas que han demostrado resultados favorables en estudios de fitorremediación. Es importante aclarar que esta información no demuestra de forma directa la eficacia de una especie como biosorbente, sino que permite identificar candidatos aptos para ser validados mediante ensayos experimentales. Las especies vegetales seleccionadas se presentan en la Tabla 21 junto con la justificación de su elección y los metales pesados propuestos para su evaluación.

Tabla 22. Especies fitorremediantes propuestas (Universidad de Concepción, s. f.-a).

Especie	Metales propuestos	Justificación y aspectos por validar
<i>Solidago chilensis</i> (Corontillo)	Cr, Ni y Zn	Es una especie nativa y ampliamente distribuida. Presenta acumulación de Cr, Ni y Zn y resultados diferentes para raíces y tejidos aéreos. Se puede cosechar con facilidad, y se debe evaluar si la afinidad se mantiene en biomasa seca.
<i>Lolium perenne</i> (Ballica inglesa)	Cd y Cu	Es una especie introducida y ampliamente distribuida. Presenta buena acumulación radicular y bajos factores de translocación para Cd y Cu. Se puede evaluar si la parte aérea como biomasa inerte presenta mejores resultados de afinidad, junto con raíces.
<i>Gazania rigens</i> (Gazania)	Cu	Es una especie introducida y presente en la zona central y centro sur de Chile. Presenta un BCF elevado para Cu, puede obtenerse como residuo de jardines, viveros y áreas verdes. Faltan datos de translocación y remoción, se pueden evaluar diferentes partes de la planta.
<i>Lycium chilense</i> (Coralillo)	Cr, Ni y Zn	Es una especie nativa y presente en la zona norte y centro de Chile. Muestra acumulación radicular de Cr, Ni y Zn. Se pueden utilizar residuos de poda o plantas cultivadas, para evitar extracción de especies silvestres.
<i>Eichhornia crassipes</i> (Jacinto de agua)	Pb, Cd y Zn	Es una especie introducida y registrada en Chile. Presenta elevada remoción y acumulación radicular. Ya tiene antecedentes de biosorción pero se podría evaluar para diferentes metales pesados o en solución multimetálica.
<i>Lemna minuta</i> (Lenteja de agua)	Cd y Pb	En base a la especie <i>Lemna minor</i> , se propone evaluar esta especie del mismo género, acuática, nativa y presente en Chile.
<i>Baccharis linearis</i> (Romerillo)	Zn y Pb	En base a <i>Baccharis Dracunculifolia</i> y <i>B. trimera</i> , se propone evaluar esta especie del mismo género y familia nativa y ampliamente distribuida, con posible aprovechamiento de biomasa proveniente de poda.

Los candidatos propuestos, tanto desde los biosorbentes como de las especies fitorremediantes estudiadas, evidencian que Chile dispone de una amplia diversidad de materiales con potencial para ser evaluados en la remoción de metales pesados mediante procesos de biosorción, provenientes tanto de diferentes industrias y productos comercializados, como de especies endémicas o comunes en el entorno. Mientras que algunos cuentan con evidencia científica de respaldo, otros representan nuevos materiales listos para ser evaluados experimentalmente, por lo que es importante mencionar que, exista o no respaldo previo, la capacidad de retención final de cada biosorbente está sujeta a las condiciones de laboratorio, al metal estudiado, así como al manejo y pretratamiento que se aplique



al material biosorbente. A pesar de estas variables, la selección propuesta permite identificar nuevas líneas de investigación y expandir la diversidad de biosorbentes utilizados.

7. Conclusiones

La presente investigación permitió analizar comparativamente la evidencia científica disponible sobre biosorbentes derivados de residuos agrícolas, biomasa vegetal, biomasa algal y residuos de origen animal para la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas. De manera complementaria, se incorporaron antecedentes de especies utilizadas en fitorremediación, lo que permitió ampliar la identificación de materiales biológicos con potencial para futuras investigaciones de biosorción en Chile.

La sistematización de los estudios permitió organizar los biosorbentes según su origen y comparar sus principales condiciones experimentales e indicadores de desempeño. Los resultados muestran que no existe una categoría de biosorbente universalmente superior, ya que todas presentan materiales capaces de alcanzar porcentajes elevados de remoción. Sin embargo, también se observa una alta variabilidad entre estudios, asociada con la naturaleza y composición química del material, el contaminante evaluado y variables como el pH, la concentración inicial, la dosis de biosorbente, el tiempo de contacto, la temperatura y los pretratamientos aplicados. Por esta razón, el porcentaje de remoción debe analizarse junto con la capacidad de biosorción y las condiciones en las que se obtiene cada resultado.

El cadmio, el cobre y el plomo concentran la mayor cantidad de investigaciones dentro de los estudios seleccionados. Entre los resultados más elevados se identifican remociones de 100 % para Cd(II) y Pb(II) mediante polvo de cáscara de maní, y de 99 % para Cu(II) mediante concha de caracol. Para los metales con una menor cantidad de antecedentes se reportan valores de 99,2 % para Zn(II) mediante concha de mejillón de labio verde, 100 % para Cr(VI) utilizando *Sargassum muticum*, 90 % para As(V) mediante *Ceratophyllum demersum* y 96,2 % para Hg(II) mediante tallo de champiñón. Estos resultados demuestran el potencial de los materiales evaluados, aunque deben interpretarse de manera referencial debido a las diferencias existentes entre las condiciones experimentales de cada estudio.

A pesar de estos resultados puntuales, el arsénico y el mercurio presentan evidencia limitada dentro de los estudios de biosorción y fitorremediación analizados. Esta situación constituye un vacío de investigación relevante debido a su importancia toxicológica y ambiental. En particular, la presencia del arsénico en forma de especies aniónicas puede disminuir su afinidad por muchos biosorbentes, por lo que su remoción requiere materiales y condiciones de operación específicas.

Los residuos agrícolas presentan un alto potencial debido a su disponibilidad, bajo costo y posibilidad de valorización, en esta categoría destacan las cáscaras de cítricos y los residuos vitivinícolas. La biomasa vegetal también presenta resultados favorables, especialmente en especies como *Eucalyptus globulus* y *Typha angustifolia*. Por su parte, la biomasa algal posee grupos funcionales con afinidad por distintos iones metálicos, mientras que los residuos de origen animal, como conchas, escamas y residuos óseos, presentan potencial de remoción asociado a componentes como carbonatos, fosfatos e hidroxiapatita.

Por otra parte, los antecedentes de fitorremediación permitieron reconocer especies capaces de acumular o tolerar metales pesados y que podrían constituir fuentes de biomasa para posteriores



estudios de biosorción. Entre ellas se identifican *Solidago chilensis*, *Lolium perenne*, *Eichhornia crassipes* y especies del género *Lemna*. Sin embargo, el desempeño de una planta viva en fitorremediación no garantiza que su biomasa inactiva mantenga la misma capacidad de remoción, por lo que estos materiales deben ser validados mediante ensayos específicos de biosorción.

En función de los antecedentes recopilados y de la disponibilidad de biomasa en Chile, se proponen las cáscaras de limón y naranja para evaluar Cd y Cu; los residuos vitivinícolas para Cd y Pb; *Eucalyptus globulus* y *Typha angustifolia* para Cd y Cu; *Gracilaria chilensis* para Cu y Pb; las conchas de chorito para Cu, Zn, Cd y Pb; y las escamas y residuos óseos de salmónidos para Pb y Zn. Estas propuestas consideran la generación o presencia de los materiales en el país, su composición, su similitud con biosorbentes previamente evaluados y su potencial de valorización, pero requieren validación experimental bajo condiciones comparables y representativas de matrices acuosas reales.

En términos generales, la biosorción constituye una alternativa complementaria para el tratamiento de soluciones acuosas contaminadas con metales pesados, especialmente cuando permite aprovechar residuos biológicos disponibles localmente. Sin embargo, su aplicación requiere avanzar hacia una mayor estandarización de las condiciones experimentales, la evaluación en soluciones multimetálicas y efluentes reales, el desarrollo de sistemas continuos y el estudio de la regeneración, recuperación de metales y disposición final de la biomasa saturada.

8. Recomendaciones

Para futuras investigaciones se recomienda evaluar biosorbentes provenientes de residuos disponibles, priorizando los que son generados por actividades agrícolas, forestales, acuícolas e industriales presentes en Chile. Esta materia prima debe ser caracterizada considerando sus propiedades fisicoquímicas, grupos funcionales, composición y comportamiento en diferentes condiciones experimentales.

Por otra parte, se recomienda llevar a cabo estudios reportando parámetros fundamentales como concentración inicial del metal, dosis de biosorbente, pH, temperatura, tiempo de contacto, tamaño de partícula, capacidad de adsorción y modelos cinéticos e isotérmicos. Esto se debe a que la disponibilidad de esta información permite mejorar el análisis y la comparación entre investigaciones y biosorbentes. Así como también ampliar los estudios a contaminantes menos estudiados, como arsénico, mercurio, zinc y cromo.

También se recomienda evaluar biosorbentes que ya han sido estudiados, pero en condiciones más cercanas a las reales, incorporando sistemas continuos de columna, soluciones multimetálicas o matrices provenientes de efluentes industriales. Sumado a esto, se recomienda estudiar procesos de regeneración, recuperación de metales o alternativas de disposición final de la biomasa que queda luego de la biosorción, para tener una evaluación integral de la sostenibilidad del proceso.

Finalmente, para futuras investigaciones de carácter bibliográfico, se recomienda incorporar estudios sobre diversos tipos de pretratamientos y fortalecer la evaluación de la calidad metodológica. Para esto último, es clave analizar variables que expliquen las diferencias entre investigaciones, tales como los modelos cinéticos e isotérmicos utilizados, la configuración experimental o las matrices estudiadas. En este sentido, la generación de bases de datos normalizadas y con información experimental completa resulta fundamental, ya que no solo facilita las comparaciones entre estudios, sino que favorece la selección de biosorbentes con mayor potencial de implementación tecnológica.

9. Referencias

- Acharya, A., Bellaloui, N., Pilipovic, A., Perez, E., Maddox-Mandolini, M., & Fuente, H. D. L. (2025). Current Assessment and Future Perspectives on Phytoremediation of Heavy Metals. *Plants*, 14(18), 2847. <https://doi.org/10.3390/plants14182847>
- Aesan. (2024, octubre 8). *Metales y metaloides*. https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/subdetalle/metales_pesados.htm
- Afonso, T. F., Demarco, C. F., Pieniz, S., Quadro, M. S., De Oliveira Camargo, F. A., & Andreazza, R. (2022). Analysis of *Baccharis dracunculifolia* and *Baccharis trimera* for Phytoremediation of Heavy Metals in Copper Mining Tailings Area in Southern Brazil. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 194(2), 694-708. <https://doi.org/10.1007/s12010-021-03652-3>
- Agilent. (2021). *Espectroscopia de absorción atómica de llama*. https://www.agilent.com/cs/library/brochures/AA-5991-8145es-la-methods-primer_UPDATED.pdf
- Aguilar-Rosero, J., Urbina-López, M. E., Rodríguez-González, B. E., León-Villegas, S. X., Luna-Cruz, I. E., & Cárdenas-Chávez, D. L. (2022). Development and Characterization of Bioadsorbents Derived from Different Agricultural Wastes for Water Reclamation: A Review. *Applied Sciences*, 12(5), 2740. <https://doi.org/10.3390/app12052740>
- Akinhanmi, T. F., Ofudje, E. A., Adeogun, A. I., Aina, P., & Joseph, I. M. (2020). Orange peel as low-cost adsorbent in the elimination of Cd(II) ion: Kinetics, isotherm, thermodynamic and optimization evaluations. *Bioresources and Bioprocessing*, 7(1), 34. <https://doi.org/10.1186/s40643-020-00320-y>
- Alasmari, S. Z., Makkawi, M. H., Ahmad, I., Hakami, A. R., Almehizia, A. A., El-Azab, A. S., Abdel-Aziz, A. A.-M., & Ghazwani, M. (2024). Antibacterial evaluation of 2-(6-Chloro-2-p-tolylquinazolin-4-ylthio) acetonitrile against pathogenic bacterial isolates with special reference to biofilm formation inhibition and anti-adherence properties. *Journal of King Saud University – Science*, 36. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2024.103316>
- Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122383. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Ali, H. H., Alzurfi, S. K. L., & Aldujaili, N. H. K. (2025). Phytoremediation of Three Heavy Metals Using Duckweed (*Lemna minor*): Fitoremediasi Tiga Logam Berat Menggunakan Duckweed (*Lemna minor*). *Indonesian Journal on Health Science and Medicine*, 2(1). <https://doi.org/10.21070/ijhsm.v2i1.70>
- Ali Redha, A. (2020). Removal of heavy metals from aqueous media by biosorption. *Arab Journal of Basic and Applied Sciences*, 27(1), 183-193. <https://doi.org/10.1080/25765299.2020.1756177>
- Al-Saady, F. A. A., & Abbar, A. H. (2021). Simultaneous Removal of Cadmium and Copper from a Binary Solution by Cathodic Deposition Using a Spiral-Wound Woven Wire Meshes Packed

- Bed Rotating Cylinder Electrode. *Journal of Electrochemical Science and Technology*, 12(1), 58-66. <https://doi.org/10.33961/jecst.2019.00647>
- ATSDR. (2026, julio 2). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <https://www.atsdr.cdc.gov/index.html>
- Aung, H., Kolesnikov, A., Averina, Y., Chelnokov, V., & Chyragov, F. (2025, mayo 26). *Effect of background electrolytes and pH on electroflotation efficiency for heavy metal removal*. *UNEC JOURNAL OF ENGINEERING AND APPLIED SCIENCES*. <https://doi.org/10.61640/ujeas.2025.0512>
- Aziz, K. H. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawf, R. F., & Rahman, K. O. (2023). Heavy metal pollution in the aquatic environment: Efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC Advances*, 13(26), 17595-17610. <https://doi.org/10.1039/D3RA00723E>
- Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R., & Sadeghi, M. (2021). Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals: Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. *Frontiers in Pharmacology*, 12, 643972. <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>
- Barrera, R., Horruitiner, T., & Silva, R. (2024). Adsorption of Chromium (VI) and Lead (II) in Synthetic Solutions Using Tamarindus Indica Fruit Peel. *American Journal of Environmental Protection*, 13(5), 138-146. <https://doi.org/10.11648/j.ajep.20241305.13>
- Bayuo, J., Rwiza, M. J., Choi, J. W., Mtei, K. M., Hosseini-Bandegharai, A., & Sillanpää, M. (2024). Adsorption and desorption processes of toxic heavy metals, regeneration and reusability of spent adsorbents: Economic and environmental sustainability approach. *Advances in Colloid and Interface Science*, 329, 103196. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2024.103196>
- Beaty, R. D. (s. f.). *Concepts, Instrumentation and Techniques in Atomic Absorption Spectrophotometry*.
- Ben-Ali, S., Jaouali, I., Souissi-Najar, S., & Ouederni, A. (2017). Characterization and adsorption capacity of raw pomegranate peel biosorbent for copper removal. *Journal of Cleaner Production*, 142, 3809-3821. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.081>
- Benalla, S., Addar, F., Tahaikt, M., Elmidaoui, A., & Taky, M. (2022). Heavy metals removal by ion-exchange resin: Experimentation and optimization by custom designs. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*. <https://doi.org/10.5004/DWT.2022.28607>
- Benalla, S., Zait, M., Addar, F. Z., Kitanou, S., Tahaikt, M., Elmidaoui, A., & Taky, M. (2023). Comparison of reverse osmosis and electrodialysis in brassware effluents treatment. *Desalination and Water Treatment*, 316, 205-213. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.30187>
- Bengourna, N., Belguidoum, K., Khalla, D., Nacef, M., Kouadri, I., Benhamida, A., Amira-Guebailia, H., Brouk, A. E., Affoune, A. M., & Satha, H. (2024). Exploring the efficacy of *Cystoseira sedoide* alga for cadmium and copper biosorption: An integrated experimental and computational study. *RSC Advances*, 14(52), 38721-38738. <https://doi.org/10.1039/D4RA07331B>

- Beni, A. A., & Esmaeili, A. (2020). Biosorption, an efficient method for removing heavy metals from industrial effluents: A Review. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100503. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100503>
- Biblioteca del Congreso Nacional. (1998, julio 20). *DECRETO 609 ESTABLECE NORMA DE EMISION PARA LA REGULACION DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LAS DESCARGAS DE RESIDUOS INDUSTRIALES LIQUIDOS A SISTEMAS DE ALCANTARILLADO*. Biblioteca del Congreso Nacional | Ley Chile. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=121486>
- Blaga, A. C., Horciu, I. L., Zaharia, C., Rusu, L., Grigoraș, C., & Șuteu, D. (2020). *BIOSORBENTS BASED ON MICROORGANISMS*.
- Bodzek, M. (2013). Inorganic micropollutants removal by means of membrane processes—State of the art. *Versita*, 20(4), 633-658. <https://doi.org/10.2478/eces-2013-0044>
- Bustamante Álvarez, C., Pinto Pizarro, I., Zúñiga-Contreras, E., Bascuñán-Godoy, L., Ostria-Gallardo, E., & Coba De La Peña, T. (2025). Screening of Germination and Early Seedling Growth Reveal Contrasting Cu Tolerance of Chilean Quinoa Accessions Depending on Origin. *Diversity*, 17(4), 229. <https://doi.org/10.3390/d17040229>
- Carbotecnia. (2024, abril 10). *Zeolita ¿para qué sirve?* - Carbotecnia. <https://www.carbotecnia.info/zeolita-para-que-sirve/>
- Castro, J., Principe, D., Quinones, C., Huanes, J., Siccha, F., Cruz, J., & Moreno, W. (2023). Simultaneous Removal of Cadmium and Copper in Aqueous Solution by Electrocoagulation: Influence of pH and Electric Current Density. *Chemical Engineering Transactions*, 103, 925-930. <https://doi.org/10.3303/CET23103155>
- Castro, K., & Abejón, R. (2024). Removal of Heavy Metals from Wastewaters and Other Aqueous Streams by Pressure-Driven Membrane Technologies: An Outlook on Reverse Osmosis, Nanofiltration, Ultrafiltration and Microfiltration Potential from a Bibliometric Analysis. *Membranes*, 14(8), 180. <https://doi.org/10.3390/membranes14080180>
- Chai, Y., Chen, A., Bai, M., Peng, L., Shao, J., Yuan, J., Shang, C., Zhang, J., Huang, H., & Peng, C. (2022). Valorization of heavy metal contaminated biomass: Recycling and expanding to functional materials. *Journal of Cleaner Production*, 366, 132771. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132771>
- Chandra, S., Dohare, D., & Kotiya, A. (2020). Study of Electrocoagulation Process for Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewater A Review. *International Journal of Engineering Research & Technology*, 9(9). <https://doi.org/10.5281/zenodo.18659905>
- Chaouay, J., Bentiss, F., Zbair, M., Belattmania, Z., Sabour, B., Lamonier, J.-F., Duquesne, S., & Jama, C. (2025). Study of mercury adsorption using biochars derived from the invasive brown seaweed “*Sargassum muticum*” as a low-cost and ecofriendly adsorbent in the aqueous phase. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 22(5), 3451-3464. <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05765-8>



- Chen, X., Hossain, M. F., Duan, C., Lu, J., Tsang, Y. F., Islam, M. S., & Zhou, Y. (2022). Isotherm models for adsorption of heavy metals from water—A review. *Chemosphere*, 307, 135545. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135545>
- Cheng, Y., Zhao, Y., Chen, C., & Zhang, F. (2025). Heavy Metals Toxicity: Mechanism, Health Effects, and Therapeutic Interventions. *MedComm*, 6(9), e70241. <https://doi.org/10.1002/mco2.70241>
- Cheraghi, M., Sobhanardakani, S., Lorestani, B., & Zandipak, R. (2016). Tea Wastes Efficiency on Removal of Cd(II) From Aqueous Solutions. *Research Center for Environmental Pollutants*, 5(3).
- Cid, H. A., Flores, M. I., Pizarro, J. F., Castillo, X. A., Barros, D. E., Moreno-Piraján, J. C., & Ortiz, C. A. (2018). Mechanisms of Cu²⁺ biosorption on *Lessonia nigrescens* dead biomass: Functional groups interactions and morphological characterization. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 2696-2704. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.03.034>
- Cid, H., Ortiz, C., Pizarro, J., & Moreno-Piraján, J. C. (2020). Effect of copper (ii) biosorption over light metal cation desorption in the surface of *Macrocystis pyrifera* biomass. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(3), 103729. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103729>
- Ciobanu, A.-A., Lucaci, A.-R., & Bulgariu, L. (2024). Efficient metal ions biosorption on red and green algae biomass: Isotherm, kinetic and thermodynamic study. *Journal of Applied Phycology*, 36(6), 3809-3827. <https://doi.org/10.1007/s10811-024-03332-9>
- Collantes, L. (2019). *CAPACIDAD BIOSORBENTE DE PLOMO DE LA CÁSCARA DE NARANJA (Citrus sinensis (L.) Osbeck) Y LA VAINA DE TAYA (Caesalpinia spinosa (Molina) Kuntze)*. <https://repositorio.unc.edu.pe/server/api/core/bitstreams/6d8e381c-cae4-4046-b5e9-abd5b00f7f4e/content>
- CONNECT-e. (s. f.). *Lolium perenne (Usos tradicionales) ~ Plantas—CONNECT-e*. Recuperado 19 de julio de 2026, de <https://www.conecte.es/index.php/es/plantas/1304-lolium-perenne/usos-tradicionales>
- Cortés, S., Soto, E. E., & Ordóñez, J. I. (2020). Recovery of Copper from Leached Tailing Solutions by Biosorption. *Minerals*, 10(2), 158. <https://doi.org/10.3390/min10020158>
- Damian, G., & Varvara, S. (2022). Assessment of *Cyprinus carpio* Scales as a Low-Cost and Effective Biosorbent for the Removal of Heavy Metals from the Acidic Mine Drainage Generated at Rosia Montana Gold Mine (Romania). *Water*, 14(22), 3734. <https://doi.org/10.3390/w14223734>
- De Freitas, F., Battistola, L. D., Arruda, R., & De Andrade, R. L. T. (2019). Assessment of the Cu(II) and Pb(II) removal efficiency of aqueous solutions by the dry biomass *Aguapé*: Kinetics of adsorption. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(12), 751. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7933-y>
- Deshmukh, P. D., Khadse, G. K., Shinde, V. M., & Labhasetwar, P. (2017). Cadmium Removal from Aqueous Solutions Using Dried Banana Peels as An Adsorbent: Kinetics and Equilibrium

- Modeling. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 08(03).
<https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000395>
- Duan, C., Ma, T., Wang, J., & Zhou, Y. (2020). Removal of heavy metals from aqueous solution using carbon-based adsorbents: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 37, 101339.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101339>
- Dusengemungu, L., Kasali, G., Gwanama, C., & Ouma, K. O. (2020). Recent Advances in Biosorption of Copper and Cobalt by Filamentous Fungi. *Frontiers in Microbiology*, 11, 582016.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.582016>
- Ebelegi, A. N., Ayawei, N., & Wankasi, D. (2020). Interpretation of Adsorption Thermodynamics and Kinetics. *Open Journal of Physical Chemistry*, 10(03), 166-182.
<https://doi.org/10.4236/ojpc.2020.103010>
- Echioda, S., Ogunieye, A. O., Salisu, S., Abdulrasheed, A. A., Chindo, I. Y., & Kolo, A. M. (2021). UV-Vis Spectrophotometric Determination of Selected Heavy Metals (Pb, Cr, Cd and As) in Environmental, Water and Biological Samples with Synthesized Glutaraldehyde Phenyl Hydrazone as the Chromogenic Reagent. *European Journal of Advanced Chemistry Research*, 2(3), 1-5. <https://doi.org/10.24018/ejchem.2021.2.3.59>
- EFSA. (2014). Scientific Opinion on Dietary Reference Values for chromium. *EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA)*, 12(10). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3845>
- El Atouani, S., Tahiri, S., Reani, A., Bentiss, F., El Krati, M., Sahibed-dine, A., Schamel, A., Aarfane, A., & Sabour, B. (2016). Hexavalent Chromium Uptake from Aqueous Solutions using Raw Biomass of the Invasive Brown Seaweed *Sargassum muticum* from the Moroccan Shorelines: Kinetics and Isotherms. *European Scientific Journal*, ESJ, 12(30), 243.
<https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n30p243>
- El Yakoubi, N., Ennami, M., El Ansari, Z. N., Bounab, L., Lhaj, F. A., L'bachir El Kbiach, M., & El Bouzdoudi, B. (2023). Removal of Cd(II) and Pb(II) from aqueous solution using *Ziziphus lotus* leaves as a potential biosorbent. *Desalination and Water Treatment*, 300, 65-74.
<https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29726>
- Elias, S. H., Mohamed, M., Nor-Anuar, A., Muda, K., Othman, M. N., & Chelliapan, S. (s. f.). *Water Hyacinth Bioremediation for Ceramic Industry Wastewater Treatment-Application of Rhizofiltration System*.
- El-Naggar, N. E.-A., Hamouda, R. A., Mousa, I. E., Abdel-Hamid, M. S., & Rabei, N. H. (2018a). Biosorption optimization, characterization, immobilization and application of *Gelidium amansii* biomass for complete Pb²⁺ removal from aqueous solutions. *Scientific Reports*, 8(1), 13456. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31660-7>
- El-Naggar, N. E.-A., Hamouda, R. A., Mousa, I. E., Abdel-Hamid, M. S., & Rabei, N. H. (2018b). Statistical optimization for cadmium removal using *Ulva fasciata* biomass: Characterization, immobilization and application for almost-complete cadmium removal from aqueous solutions. *Scientific Reports*, 8(1), 12456. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30855-2>

- El-Naggar, N. E.-A., Hamouda, R. A., Saddiq, A. A., & Alkinani, M. H. (2021). Simultaneous bioremediation of cationic copper ions and anionic methyl orange azo dye by brown marine alga *Fucus vesiculosus*. *Scientific Reports*, 11(1), 3555. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82827-8>
- Erdem, M., Duran, H., Şahin, M., & Ozdemir, I. (2015). Kinetics, thermodynamics, and isotherms studies of Cd(II) adsorption onto grape stalk. *Desalination and Water Treatment*, 54(12), 3348-3357. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.907753>
- Escudero-Oñate, C., Fiol, N., Poch, J., & Villaescusa, I. (2017). Valorisation of Lignocellulosic Biomass Wastes for the Removal of Metal Ions from Aqueous Streams: A Review. En *Biomass Volume Estimation and Valorization for Energy*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/65958>
- Fawzy, M. A., Al-Yasi, H. M., Galal, T. M., Hamza, R. Z., Abdelkader, T. G., Ali, E. F., & Hassan, S. H. A. (2022). Statistical optimization, kinetic, equilibrium isotherm and thermodynamic studies of copper biosorption onto *Rosa damascena* leaves as a low-cost biosorbent. *Scientific Reports*, 12(1), 8583. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12233-1>
- Fisher, R. M., & Gupta, V. (2026). Heavy Metals. En *StatPearls*. StatPearls Publishing. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK557806/>
- Fromin, P. (2025, febrero 24). Participación de Chile en el mercado mundial del cobre baja de 30% a 24% en una década. *Plusmining*. <https://plusmining.com/2025/02/24/participacion-de-chile-en-el-mercado-mundial-del-cobre-baja-de-30-a-24-en-una-decada/>
- Frunzo, L. (2017, enero). *Schematic illustration of batch (a) and continuous (b) system*. ResearchGate. https://www.researchgate.net/figure/Schematic-illustration-of-batch-a-and-continuous-b-experimental-biosorption-systems_fig4_317318125
- Garg, R., Dang, S., & Gauba, P. (2025, febrero 27). Molecular Fingerprinting of Heavy Metal-resistant Bacteria through FTIR Analysis Under Heavy Metal Stress. *Journal of Pure and Applied Microbiology*. <https://microbiologyjournal.org/molecular-fingerprinting-of-heavy-metal-resistant-bacteria-through-ftir-analysis-under-heavy-metal-stress/>
- Guechi, E.-K., & Benabdesselam, S. (2020). Removal of cadmium and copper from aqueous media by biosorption on cattail (*Typha angustifolia*) leaves: Kinetic and isotherm studies. *Desalination and Water Treatment*, 173, 367-382. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.24768>
- Gupta, S., & Jain, A. K. (2017). *BIOSORPTION OF HEAVY METALS BY PRETREATED BIOMASS OF A. BARBADENSIS MILLER LEAVES RESIDUE*.
- He, J., & Chen, J. P. (2014). A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: Materials, performances, chemistry, and modeling simulation tools. *Bioresource Technology*, 160, 67-78. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.068>
- Hosny, A., Wael, N., Hossam, M. A., Abdelmonem, M., El-Sayed, S. M., Abu-Hussien, S. H., & Abdelhalim, B. T. (2025). Eggshell waste as a bioremoval agent for potentially toxic elements/metals and microbial contaminants from raw water of the Nile River in Egypt. *BMC Research Notes*, 18(1), 171. <https://doi.org/10.1186/s13104-025-07199-y>



- Huarsaya-Huillca, J., Callo-Sánchez, S., Aguilar-Ccuno, C., Rodríguez-Salazar, O., Tupayachy-Quispe, D., Romero-Mariscal, G., Hachire-Patiño, Z., & Almirón, J. (2024). Bioaccumulation of Cr by the Buddleja Species and Schinus molle L. Grown with and Without Compost in a Sandy Soil Contaminated by Leather Industrial Effluents. *Plants*, 13(24), 3469. <https://doi.org/10.3390/plants13243469>
- Hubbe, M., Hadi Hasan, S., & Ducoste, J. (2011). Cellulosic substrates for removal of pollutants from aqueous systems: A review. 1. Metals. *BioResources*, 6(2), 2161-2287. <https://doi.org/10.15376/biores.6.2.2161-2287>
- IARC. (2026). Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–142. *International Agency for Research on Cancer*. <https://monographs.iarc.who.int/agents-classified-by-the-iarc>
- Ibrahim, R. I. (2020). Optimization Process for Removing of Copper ions from Groundwater of Iraq Using Watermelon Shells as Natural Adsorbent. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 737(1), 012195. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/737/1/012195>
- Ighalo, J. O., & Eletta, O. A. A. (2020). Response surface modelling of the biosorption of Zn(II) and Pb(II) onto Micropogonias undulatus scales: Box–Behnken experimental approach. *Applied Water Science*, 10(8), 197. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01283-3>
- İnan, S., & Özkan, B. (2021). Sorption of Cobalt and Nickel on Narcissus Tazetta L. Leaf Powder. *Journal of the Turkish Chemical Society Section A: Chemistry*, 8(3), 705-714. <https://doi.org/10.18596/jotcsa.881291>
- Instituto Nacional de Normalización. (1987). *NCh 1333. Of78: Requisitos de calidad del agua para diferentes usos*.
- Instituto Nacional de Normalización. (2005). *NCh 409/1. Of2005*. <https://ciperchile.cl/pdfs/11-2013/norovirus/NCh409.pdf>
- Isam, M., Baloo, L., Kutty, S. R. M., & Yavari, S. (2019). Optimisation and Modelling of Pb(II) and Cu(II) Biosorption onto Red Algae (*Gracilaria changii*) by Using Response Surface Methodology. *Water*, 11(11), 2325. <https://doi.org/10.3390/w11112325>
- Jayakumar, V., Govindaradjane, S., Rajamohan, N., & Rajasimman, M. (2022). Biosorption potential of brown algae, *Sargassum polycystum*, for the removal of toxic metals, cadmium and zinc. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(28), 41909-41922. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15185-7>
- Kanamarlapudi, S. L. R. K., KumarChintalpudi, V., & Muddada, S. (2018). Application of Biosorption for Removal of Heavy Metals from Wastewater. En *Biosorption*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.77315>
- Karm, I. F. A., Alsaffar, N. M. A., & Al-Obaidi, S. A. A. (2026). Biological Removal of Water Contaminated with Arsenic and Chromium Using *Ceratophyllum demersum* and *Chara globularis*. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 30(2). <https://doi.org/10.21608/EJABF.2026.470214.7592>

- Kayani, K. F., & Mohammed, S. J. (2025). Heavy metal pollution in aquatic environments and removal using highly efficient bimetallic metal-organic framework adsorbents. *RSC Advances*, 15(43), 35756-35769. <https://doi.org/10.1039/d5ra06296a>
- Keramari, V., Karastogianni, S., & Girousi, S. (2023). New Prospects in the Electroanalysis of Heavy Metal Ions (Cd, Pb, Zn, Cu): Development and Application of Novel Electrode Surfaces. *Methods and Protocols*, 6(4), 60. <https://doi.org/10.3390/mps6040060>
- Khajavian, M., Wood, D. A., Hallajani, A., & Majidian, N. (2019). Simultaneous biosorption of nickel and cadmium by the brown algae *Cystoseria indica* characterized by isotherm and kinetic models. *Applied Biological Chemistry*, 62(1), 69. <https://doi.org/10.1186/s13765-019-0477-6>
- Khan, A. H. A., Kiyani, A., Santiago-Herrera, M., Ibáñez, J., Yousaf, S., Iqbal, M., Martel-Martín, S., & Barros, R. (2023). Sustainability of phytoremediation: Post-harvest stratagems and economic opportunities for the produced metals contaminated biomass. *Journal of Environmental Management*, 326, 116700. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116700>
- Khitous, M. (2015, agosto). *Experimental system for column biosorption*. https://www.researchgate.net/figure/Experimental-system-for-column-biosorption_fig5_282891664
- Kristanti, R. A., Wei Jie Ngu, Adhi Yuniarto, & Tony Hadibarata. (2021). Rhizofiltration for Removal of Inorganic and Organic Pollutants in Groundwater: A Review. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 11(4), 12326-12347. <https://doi.org/10.33263/BRIAC114.1232612347>
- Krüger, D., Butcher, D. J., & Baecker, D. (2025). Recent applications of graphite furnace atomic absorption spectrometry for the analysis of medicinal plants and plant-based remedies. *Applied Spectroscopy Reviews*, 60(9-10), 957-977. <https://doi.org/10.1080/05704928.2025.2487529>
- Kumkum, P., & Kumar, S. (2024). A Review on Biochar as an Adsorbent for Pb(II) Removal from Water. *Biomass*, 4(2), 243-272. <https://doi.org/10.3390/biomass4020012>
- Lach, J., & Okoniewska, E. (2024). Equilibrium, Kinetic, and Diffusion Mechanism of lead(II) and cadmium(II) Adsorption onto Commercial Activated Carbons. *Molecules*, 29(11), 2418. <https://doi.org/10.3390/molecules29112418>
- Lam, E. J., Gálvez, M. E., Cánovas, M., Montofré, Í. L., & Keith, B. F. (2018). Assessment of the adaptive capacity of plant species in copper mine tailings in arid and semiarid environments. *Journal of Soils and Sediments*, 18(6), 2203-2216. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1835-9>
- Lavado, C., De La Cruz, L., Asencios, Y. J. O., Marcos, F. C. F., & Dávalos, J. Z. (2023). Alkaline Modification of Arabica-Coffee and Theobroma-Cocoa Agroindustrial Waste for Effective Removal of Pb(II) from Aqueous Solutions. *Molecules*, 28(2), 683. <https://doi.org/10.3390/molecules28020683>



- Lazo, A., Lazo, P., Urtubia, A., Lobos, M. G., Hansen, H. K., & Gutiérrez, C. (2022). An Assessment of the Metal Removal Capability of Endemic Chilean Species. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(6), 3583. <https://doi.org/10.3390/ijerph19063583>
- Lazo, J., Tapia, J., & Guerra, F. P. (2025). Cadmium and Copper Stress Responses in Soapbark Tree (*Quillaja saponaria*): Effects on Growth, Metal Accumulation, Saponin Concentration, and Gene Expression. *Plants*, 14(5), 709. <https://doi.org/10.3390/plants14050709>
- Lazo, P., & Lazo, A. (2020). Assessment of Native and Endemic Chilean Plants for Removal of Cu, Mo and Pb from Mine Tailings. *Minerals*, 10(11), 1020. <https://doi.org/10.3390/min10111020>
- Lazo, P., Lazo, A., Hansen, H. K., Ortiz-Soto, R., Hansen, M. E., Arévalo, F., & Gutiérrez, C. (2023). Removal of Heavy Metals from Mine Tailings in Central Chile Using *Solidago chilensis* Meyen, *Haplopappus foliosus* DC, and *Lycium chilense* Miers ex Bertero. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(3), 2749. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032749>
- Lindholm-Lehto, P. (2019). *Biosorption of heavy metals by lignocellulosic biomass and chemical analysis*. NC State University. <https://bioresources.cnr.ncsu.edu/>
- Liu, J., Tan, D., Qiu, H., Liang, Y., Wu, H., Yang, Y., & Zhao, H. (2025). Unraveling the stress response and biosorption mechanisms of *Aspergillus niger* to rare earth element cerium(III) based on transcriptomics and DNA methylomics. *Frontiers in Microbiology*, 16, 1674444. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1674444>
- Liu, X., Li, G., Chen, C., Zhang, X., Zhou, K., & Long, X. (2022). Banana stem and leaf biochar as an effective adsorbent for cadmium and lead in aqueous solution. *Scientific Reports*, 12(1), 1584. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05652-7>
- Loganathan, P., & Seralathan, K.-K. (2026). Eco-smart solutions: Harnessing phytoremediation to combat heavy metal pollution. *International Journal of Phytoremediation*, 28(9), 1838-1856. <https://doi.org/10.1080/15226514.2026.2642354>
- Londoño, C., Jameel, H., Gonzalez, R. W., Yang, G., & Lucia, L. (2024). The Surprising Role of Endogenous Calcium Carbonate in Crab Shell-Mediated Biosorption of Pb (II). *Physchem*, 4(2), 167-180. <https://doi.org/10.3390/physchem4020013>
- Madkour, A., & Dar, M. (2021). Biosorption of Cu and Zn in a Batch System via Dried Macroalgae *Halimeda opuntia* and *Turbinaria turbinata*. *Environmental Research, Engineering and Management*, 77(1), 76-84. <https://doi.org/10.5755/j01.erem.77.1.27952>
- Magdum, P., & Itankar, N. (2026). Environmental Remediation and Sustainable Approaches to Heavy Metal Removal: A Comprehensive Review of Biosorption Techniques. *Nature Environment and Pollution Technology*, 25(1), B4334. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2026.v25i01.B4334>
- Mahdi Al-Nabhan, E. A. (2022). Removal Efficiency, Accumulation and Biochemical Response of *Lemna minor* L. Exposed to Some Heavy Metals. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1060(1), 012037. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1060/1/012037>



- Manzoor, M., Xiao, S., Deng, S., Li, W., Liu, C., Lambers, H., & Ma, L. Q. (2026). Enhanced arsenic accumulation in hyperaccumulator *Pteris vittata* under elevated zinc conditions: Arsenic-related gene expression and implications for phytoremediation applications. *Bioresource Technology*, 439, 133346. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.133346>
- Medhi, H., Chowdhury, P. R., Baruah, P. D., & Bhattacharyya, K. G. (2020). Kinetics of Aqueous Cu(II) Biosorption onto *Thevetia peruviana* Leaf Powder. *ACS Omega*, 5(23), 13489-13502. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b04032>
- Merzouk, B., Gourich, B., Sekki, A., Madani, K., & Chibane, M. (2009). Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique A case study. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1), 215-222. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.144>
- Michalak, I., Chojnacka, K., & Witek-Krowiak, A. (2013). State of the Art for the Biosorption Process—A Review. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 170(6), 1389-1416. <https://doi.org/10.1007/s12010-013-0269-0>
- Michalak, I., Mironiuk, M., & Marycz, K. (2018). A comprehensive analysis of biosorption of metal ions by macroalgae using ICP-OES, SEM-EDX and FTIR techniques. *PLOS ONE*, 13(10), e0205590. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205590>
- Mileta, S., & Nuić, I. (2026). Towards Sustainable Water Treatment: From Adsorption to Regeneration and End-of-Life Management of Heavy Metal-Loaded Biosorbents. *Sustainability*, 18(13), 1-45.
- Ministerio de Obras Públicas. (2024). DIARIO OFICIAL DE LA REPUBLICA DE CHILE Núm. 43.742 Viernes 5 de Enero de 2024 Página 2 de 3. *Biblioteca del Congreso Nacional de Chile*. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=16049>
- Ministerio de Salud. (2004, junio 16). *DECRETO 148 APRUEBA REGLAMENTO SANITARIO SOBRE MANEJO DE RESIDUOS PELIGROSOS*. Biblioteca del Congreso Nacional | Ley Chile. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=226458>
- Ministerio del Medio Ambiente. (2021). *Sexto Reporte del Medio Ambiente*. <https://sinia.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/06/REMA2021.pdf>
- Ministerio del Medio Ambiente. (2024, enero 3). Nuevo informe: Ministerio del Medio Ambiente publica Informe Consolidado de Emisiones y Transferencia de Contaminantes de aire, agua y suelo. *pdao.mma.gob.cl*. <https://retc.mma.gob.cl/nuevo-informe-ministerio-del-medio-ambiente-publica-informe-consolidado-de-emisiones-y-transferencia-de-contaminantes-de-aire-agua-y-suelo/>
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia. (2001, marzo 7). *DECRETO 90 / ESTABLECE NORMA DE EMISION PARA LA REGULACION DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LAS DESCARGAS DE RESIDUOS LIQUIDOS A AGUAS MARINAS Y CONTINENTALES SUPERFICIALES*. Biblioteca del Congreso Nacional | Ley Chile. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=182637>

- Miteco. (2026). *Metales pesados*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/emisiones-a-la-atmosfera/emisiones-problematica-ambiental/metales_pesados.html
- Montalvo-Andía, J., Reátegui-Romero, W., Peña-Contreras, A. D., Zaldivar Alvarez, W. F., King-Santos, M. E., Fernández-Guzmán, V., Guerrero-Guevara, J. L., & Puris-Naupay, J. E. (2022). Adsorption of Cd (II) Using Chemically Modified Rice Husk: Characterization, Equilibrium, and Kinetic Studies. *Adsorption Science & Technology*, 2022, 3688155. <https://doi.org/10.1155/2022/3688155>
- Morales, B. (2025). *Cochilco publica Anuario 2005-2024: Chile produjo más de 108 millones de toneladas de cobre en dos décadas – Revista Minera Profesionales del Cobre*. <https://prodelcobre.cl/nueva/cochilco-publica-anuario-2005-2024-chile-produjo-mas-de-108-millones-de-toneladas-de-cobre-en-dos-decadas/>
- Mukherjee, S., Leri, A. C., Bandaranayaka, C., Vázquez-Núñez, E., Barros, R., Khan, A. H. A., Zhou, P., Zhang, T., Bernal, M. P., Clemente, R., & Bolan, N. (2025). Sustainable management of post-phytoremediation biomass. *Energy, Ecology and Environment*, 10(6), 675-709. <https://doi.org/10.1007/s40974-025-00364-w>
- Muniraj, K., Raju, G., Asha, B., & Manikandan, G. (2020). Citrus lemon leaf powder as a biosorbent for the removal of liquid phase toxic metals from textile effluent. *Desalination and Water Treatment*, 196, 422-432. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26084>
- Mustafa Shah, G., Imran, M., Aiman, U., Mohsin Iqbal, M., Akram, M., Javeed, H. M. R., Waqar, A., & Rabbani, F. (2022). Efficient sequestration of lead from aqueous systems by peanut shells and compost: Evidence from fixed bed column and batch scale studies. *PeerJ Physical Chemistry*, 4, e21. <https://doi.org/10.7717/peerj-pchem.21>
- Nassar, H. F., & Ibrahim, M. (2021). Duckweed-lemna minor as green route for removal of chromium (VI) from aqueous solution. *International Journal of Environmental Research*, 15(2), 275-284. <https://doi.org/10.1007/s41742-021-00314-4>
- Ouafi, R., Asri, M., Omor, A., Taleb, M., & Rais, Z. (2021). Snail Shells Adsorbent for Copper Removal from Aqueous Solutions and the Production of Valuable Compounds. *Journal of Chemistry*, 2021, 1-15. <https://doi.org/10.1155/2021/9537680>
- Ozdes, D., Tilki, N., Seker, S., & Duran, C. (2022). Insights into brewed tea waste as a green and low-priced adsorbent for solid-phase extraction of Cd(II) ions: Isotherm, kinetic, and artificial neural network approach. *Journal of Analytical Science and Technology*, 13(1), 50. <https://doi.org/10.1186/s40543-022-00360-3>
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., Gallo, J. A., Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>
- Parameswari, E., Lakshmanan, A., & Thilagavathi, T. (2009). *EFFECT OF PRETREATMENT OF BLUE GREEN ALGAL BIOMASS ON BIOADSORPTION OF CHROMIUM AND NICKEL*.



- Parmar, K. S., & Patel, K. M. (2025). Biosorption and bioremediation of heavy metal ions from wastewater using algae: A comprehensive review. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 41(7), 262. <https://doi.org/10.1007/s11274-025-04424-5>
- Pereira, J. E. S., Ferreira, R. L. S., Nascimento, P. F. P., Silva, A. J. F., Padilha, C. E. A., & Barros Neto, E. L. (2021). Valorization of carnauba straw and cashew leaf as bioadsorbents to remove copper (II) ions from aqueous solution. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101706. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101706>
- Plantas y Flores. (s. f.). *Lenteja de agua común (Lemna minor)*. Identificación de Plantas. Recuperado 19 de julio de 2026, de <https://plantasflores.com/lemna-minor/>
- Plaza Cazón, J. D. C. (2012). *Remoción de metales pesados empleando algas marinas* [Doctor en Ciencias Exactas, área Química, Universidad Nacional de La Plata]. <https://doi.org/10.35537/10915/2770>
- Pourbaba, R., Ashori, A., Abdulkhani, A., & Rashidi, A. (2026). Synthesis and characterization of activated carbon from acrylic acid-modified black liquor of sugarcane bagasse for enhanced cadmium removal. *Scientific Reports*, 16(1), 6765. <https://doi.org/10.1038/s41598-026-36827-1>
- Prete, P., Iannaccone, D., Proto, A., Tobiszewski, M., & Cucciniello, R. (2023). Development and validation of an eco-compatible UV-Vis spectrophotometric method for the determination of Cu²⁺ in aqueous matrices. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 415(20), 5003-5010. <https://doi.org/10.1007/s00216-023-04785-6>
- Qasem, N. A. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: A comprehensive and critical review. *Npj Clean Water*, 4(1), 36. <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>
- Quishpe, Á. (s. f.). *Tratamiento de efluentes líquidos de la industria de curtido mediante precipitación química, adsorción con carbón activado y rizofiltración*.
- Radenkovic, M., Momcilovic, M., Petrovic, J., Mrakovic, A., Relic, D., Popovic, A., & Zivkovic, S. (2022). Removal of heavy metals from aqueous media by sunflower husk: A comparative study of biosorption efficiency by using ICP-OES and LIBS. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 87(7-8), 939-952. <https://doi.org/10.2298/JSC220105022R>
- Radovanovic, V., Djekic, I., & Zarkovic, B. (2020). Characteristics of Cadmium and Lead Accumulation and Transfer by Chenopodium Quinoa Will. *Sustainability*, 12(9), 3789. <https://doi.org/10.3390/su12093789>
- Raji, Z., Karim, A., Karam, A., & Khalloufi, S. (2023a). Adsorption of Heavy Metals: Mechanisms, Kinetics, and Applications of Various Adsorbents in Wastewater Remediation—A Review. *Waste*, 1(3), 775-805. <https://doi.org/10.3390/waste1030046>
- Raji, Z., Karim, A., Karam, A., & Khalloufi, S. (2023b). Adsorption of Heavy Metals: Mechanisms, Kinetics, and Applications of Various Adsorbents in Wastewater Remediation—A Review. *Waste*, 1(3), 775-805. <https://doi.org/10.3390/waste1030046>

- Ratnawati, R., Prasetyaningrum, A., Hargono, H., & Zakaria, M. F. (2024). Biosorption of Cu(II) Ions by Water Hyacinth Leaf Powder: Process Performance, Kinetics, and Biosorption Isotherm. *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*, 68(2), 239-252. <https://doi.org/10.3311/PPch.22867>
- Reboredo, F. H., Pelica, J., Lidon, F. C., Pessoa, M. F., Silva, M. M., Guerra, M., Leitão, R., & Ramalho, J. C. (2021). The Tolerance of Eucalyptus globulus to Soil Contamination with Arsenic. *Plants*, 10(4), 627. <https://doi.org/10.3390/plants10040627>
- Šabanović, E., Memić, M., Sulejmanović, J., & Selović, A. (2020). Simultaneous adsorption of heavy metals from water by novel lemon-peel based biomaterial. *Polish Journal of Chemical Technology*, 22(1), 46-53. <https://doi.org/10.2478/pjct-2020-0007>
- Sabreena, Hassan, S., Bhat, S. A., Kumar, V., Ganai, B. A., & Ameen, F. (2022). Phytoremediation of Heavy Metals: An Indispensable Contrivance in Green Remediation Technology. *Plants*, 11(9), 1255. <https://doi.org/10.3390/plants11091255>
- Sala, L. F., García, S. I., González, J. C., Frascaroli, M. I., Bellú, S., Mangiameli, F., Blanes, P., Mogetta, M. H., Andreu, V., Atria, A. M., & Peregrin, J. M. S. (2010). Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho. *An. Quím.*
- Salazar, A. (2026, abril 27). *Wastewater Metal Analysis Using ICP-OES Techniques*. AZoM. <https://www.azom.com/article.aspx?ArticleID=25271>
- Samimi, M. (2023). Efficient biosorption of cadmium by Eucalyptus globulus fruit biomass using process parameters optimization. *Global Journal of Environmental Science and Management*, (Online First). <https://doi.org/10.22034/gjesm.2024.01.03>
- Sánchez-Ponce, L., Díaz-de-Alba, M., Casanueva-Marengo, M. J., Gestoso-Rojas, J., Ortega-Iguña, M., Galindo-Riaño, M. D., & Granado-Castro, M. D. (2022). Potential Use of Low-Cost Agri-Food Waste as Biosorbents for the Removal of Cd(II), Co(II), Ni(II) and Pb(II) from Aqueous Solutions. *Separations*, 9(10), 309. <https://doi.org/10.3390/separations9100309>
- Santos, I. C. A., Santos, I. O., Pontual, L. V., Monteiro, L. P. C., & Mainier, F. B. (2016). Electrolytic Removal of Cadmium, Lead and Copper from Wastewater. *Journal of Environmental Protection*, 7(5), 699-704. <https://doi.org/10.4236/jep.2016.75062>
- Sapkota, P. (2025). Heavy Metals Removal By Micellar Enhanced Membrane Filtration From Aqueous Solution. *All Theses*. <https://digitalcommons.pvamu.edu/pvamu-theses/1549>
- Saranya, S., Gandhi, A. D., Suriyakala, G., Sathiyaraj, S., Purandaradas, A., Baskaran, T. N., Kavitha, P., & Babujanarthnam, R. (2020). A biotechnological approach of Pb(II) sequestration from synthetic wastewater using floral wastes. *SN Applied Sciences*, 2(8), 1357. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-3172-7>
- Shahabi, H. M. (2026). Sustainable remediation of heavy metal contamination in aqueous solutions using Agaricus bisporus stem powder: Optimization and characterization. *Environmental Science and Pollution Research*, 33(7), 2651-2667. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-37370-8>



- Sheikh, Z., Amin, M., Khan, N., Khan, M. N., Sami, S. K., Khan, S. B., Hafeez, I., Khan, S. A., Bakhsh, E. M., & Cheng, C. K. (2021). Potential application of Allium Cepa seeds as a novel biosorbent for efficient biosorption of heavy metals ions from aqueous solution. *Chemosphere*, 279, 130545. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130545>
- Sivakumar, K., & Ramasamy, S. P. (2023). A COMPREHENSIVE REVIEW ON THE BIOSORPTION OF HEAVY METALS AND DIVERSE BIOSORBENTS USED FOR EFFECTIVE MITIGATION OF HEAVY METAL POLLUTION FROM THE CONTAMINATED SITES. En Dr. T. M. Kashid, Dr. L. Growther, Dr. A. B. Patel, Ms. K. Jagzap, Dr. D. E, Dr. M. Srivastava, Dr. S. Y, Mr. A. Kumar, Dr. P. C. Rout, Dr. S. Pavhane, Dr. C. Kandeepan, Mr. A. A. Warra, Dr. R. Sinha, Dr. M. Selvan, Dr. U. H. Shansaz, Mr. A. S. Ranout, Dr. R. C. A S, Dr. Y. Karthik, Mrs. V. B. Prathyusha, ... Ms. M. Mewada (Eds.), *IIP series* (Vol. 3, pp. 25-34). Iterative International Publishers (IIP). <https://doi.org/10.58532/V3BJBT11P1CH3>
- Solís, C. A., Cervantes, E., & Saavedra, M. Z. (2021). Use and treatment of chicken feathers as a natural adsorbent for the removal of copper in aqueous solution. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 19(1), 707-720. <https://doi.org/10.1007/s40201-021-00639-4>
- Šotek, P. E., Molnárová, M., Nawaz, A., & Fargašová, A. (2026). The Bioremediation Potential of Perennial Ryegrass (*Lolium perenne* L.) in the Presence of Cadmium or Copper. *Stresses*, 6(1), 3. <https://doi.org/10.3390/stresses6010003>
- Sperling, M. (2022). Flame and Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry in Environmental Analysis. En *Encyclopedia of Analytical Chemistry* (pp. 1-69). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470027318.a0805.pub2>
- Srivastava, K., Srivastava, A., & Singh, P. (2022). Kinetic and Adsorption Isotherm studies for the removal of Heavy Metals by Rhizoclonium Species. *Research Journal of Pharmaceutical Biological and Chemical Sciences*. <https://doi.org/https://doi.org/10.33887/rjpbcs/2022.13.4.9>
- Sulthana, S. F., Iqbal, U. M., Suseela, S. B., Anbazhagan, R., Chinthaginjala, R., Chitathuru, D., Ahmad, I., & Kim, T. (2024). Electrochemical Sensors for Heavy Metal Ion Detection in Aqueous Medium: A Systematic Review. *ACS Omega*, 9(24), 25493-25512. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c00933>
- Sutherland, C., Chitto, B. S., & Samlal, A. (2023). The status of scientific development on the application of biosorption of heavy metals at laboratory and pilot-scale: A review. *Desalination and Water Treatment*, 299, 13-49. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29699>
- Syeda, H., Sultan, I., & Syed, K. (2022). Biosorption of heavy metals from aqueous solution by various chemically modified agricultural wastes: A review | Request PDF. *ResearchGate*, 46(8). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102446>
- Tang, X., Wang, P., & Buchter, G. (2018). *Ion-Selective Electrodes for Detection of Lead (II) in Drinking Water: A Mini-Review*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/environments5090095>
- Tapia, Y., Salazar, O., Seguel, O., Suazo-Hernández, J., Urdiales-Flores, D., Aponte, H., & Urdiales, C. (2024). Optimizing Heavy Metal Uptake in *Carpobrotus aequilaterus* Through Electrokinetic



- Treatment: A Comprehensive Study on Phytoremediation from Mine Tailings. *Toxics*, 12(12), 860. <https://doi.org/10.3390/toxics12120860>
- Tekten, I. (2024). *EVALUATION OF BIOSORBENT TYPES AND THEIR EFFICIENCIES USED IN HEAVY METAL REMOVAL FROM CONTAMINATED ENVIRONMENT*.
The Royal Society of Chemistry. (2026). Royal Society of Chemistry. <https://www.rsc.org/>
- Thind, J., McDougall, D. R., Jones, M. I., & Jeffs, A. G. (2022). Preliminary Laboratory Investigations into Zinc and Copper Adsorption by Crushed Bivalve Shells. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(8), 332. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05805-4>
- Tochetto, G. A., Brandler, D., Pigatto, J., Pasquali, G. D. L., De Almeida Alves, A. A., Kempka, A. P., Da Luz, C., & Dervanoski, A. (2023). Kinetic modeling of the adsorption and desorption of metallic ions present in effluents using the biosorbent obtained from *Syagrus romanzoffiana*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(7), 844. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11459-4>
- Torres, E. (2020). Biosorption: A Review of the Latest Advances. *Processes*, 8(12), 1584. <https://doi.org/10.3390/pr8121584>
- Tyler, G. (2003). *ICP-OES, ICP-MS and AAS Techniques Compared*.
- Universidad de Concepción. (s. f.-a). *Catálogo de plantas / catalogoplantas.udec.cl*. Recuperado 19 de julio de 2026, de <https://catalogoplantas.udec.cl/>
- Universidad de Concepción. (s. f.-b). *Cistanthe grandiflora (Lindl.) Schltdl. / catalogoplantas.udec.cl*. Recuperado 20 de julio de 2026, de <http://catalogoplantas.udec.cl/?q=node/4577>
- Urgilez, M. D. R. (2024). Seguridad alimentaria: Riesgo asociados Metales Pesados sobre la salud humana. *Journal of American Health*, 7(2). <https://www.jah-journal.com/index.php/jah/article/view/204>
- Usman, K., Abu-Dieyeh, M. H., & Al-Ghouti, M. A. (2019). Evaluating the invasive plant, *Prosopis juliflora* in the two initial growth stages as a potential candidate for heavy metal phytostabilization in metalliferous soil. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 31(1), 145-155. <https://doi.org/10.1080/26395940.2019.1585958>
- Vishwakarma, M. C., Joshi, H. K., Tiwari, P., Bhandari, N. S., & Joshi, S. K. (2024). Thermodynamic, kinetic, and equilibrium studies of Cu(II), Cd(II), Ni(II), and Pb(II) ion biosorption onto treated *Ageratum conyzoides* biomass. *International Journal of Biological Macromolecules*, 274, 133001. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2024.133001>
- Vivero Cinco Pinos. (s. f.-a). *Jacinto Acuático—Eichhornia Crassipes*. Vivero Cinco Pinos. Recuperado 19 de julio de 2026, de <https://www.cincopinos.cl/products/jacinto-acuatico-eichhornia-crassipes>
- Vivero Cinco Pinos. (s. f.-b). *Solidago—Solidago Chilensis*. Vivero Cinco Pinos. Recuperado 19 de julio de 2026, de <https://www.cincopinos.cl/products/solidago-solidago-chilensis>



- Wan, X., Wang, Y., Zeng, W., Lei, M., & Chen, T. (2025). A review on the high-value utilization of plant waste from arsenic-contaminated-soil phytoremediation. *Industrial Crops and Products*, 237, 122329. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2025.122329>
- Wang, F., Wu, P., Shu, L., Guo, Q., Huang, D., & Liu, H. (2022). Isotherm, kinetics, and adsorption mechanism studies of diethylenetriaminepentaacetic acid—Modified banana/pomegranate peels as efficient adsorbents for removing Cd(II) and Ni(II) from aqueous solution. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(2), 3051-3061. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15766-6>
- Wang, J., & Guo, X. (2023). Adsorption kinetics and isotherm models of heavy metals by various adsorbents: An overview. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(21), 1837-1865. <https://doi.org/10.1080/10643389.2023.2221157>
- WHO. (2024). *Mercury*. World Health Organization. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/mercury-and-health>
- WHO. (2026). *Lead poisoning*. World Health Organization. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- Wilschefski, S. C., & Baxter, M. R. (2019). Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry: Introduction to Analytical Aspects. *The Clinical Biochemist Reviews*, 40(3), 115-133. <https://doi.org/10.33176/AACB-19-00024>
- Xu, X., Liu, X., Oh, M., & Park, J. (2019). Oyster Shell as a Low-Cost Adsorbent for Removing Heavy Metal Ions from Wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(4), 2949-2959. <https://doi.org/10.15244/pjoes/92941>
- Yaashikaa, P. R., Kumar, P. S., Saravanan, A., & Vo, D.-V. N. (2021). Advances in biosorbents for removal of environmental pollutants: A review on pretreatment, removal mechanism and future outlook. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126596. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126596>
- Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Mohd Yusof, M. L., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Frontiers in Plant Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
- Yan, G., & Viraraghavan, T. (2000). *Effect of pretreatment on the bioadsorption of heavy metals on Mucorrouxii*.
- Yang, Z., Zhou, Y., Feng, Z., Rui, X., Zhang, T., & Zhang, Z. (2019). A Review on Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes for Water Purification. *Polymers*, 11(8), 1252. <https://doi.org/10.3390/polym11081252>
- Ye, J., Xiao, H., Xiao, B., Xu, W., Gao, L., & Lin, G. (2015). Bioremediation of heavy metal contaminated aqueous solution by using red algae *Porphyra leucosticta*. *Water Science and Technology*, 72(9), 1662-1666. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.386>
- Yousef, R., Qiblawey, H., & El-Naas, M. (2020, octubre 16). *Adsorption as a Process for Produced Water Treatment: A Review*. <https://doi.org/doi.org/10.3390/pr8121657>



- Zhakypbek, Y., Kossalbayev, B. D., Belkozhayev, A. M., Murat, T., Tursbekov, S., Abdalimov, E., Pashkovskiy, P., Kreslavski, V., Kuznetsov, V., & Allakhverdiev, S. I. (2024). Reducing Heavy Metal Contamination in Soil and Water Using Phytoremediation. *Plants*, 13(11), 1534. <https://doi.org/10.3390/plants13111534>
- Zhang, C., Su, J., Zhu, H., Xiong, J., Liu, X., Li, D., Chen, Y., & Li, Y. (2017). The removal of heavy metal ions from aqueous solutions by amine functionalized cellulose pretreated with microwave-H₂ O₂. *RSC Advances*, 7(54), 34182-34191. <https://doi.org/10.1039/C7RA03056H>
- Zhang, D., Yang, S., Ma, Q., Sun, J., Cheng, H., Wang, Y., & Liu, J. (2020). Simultaneous multi-elemental speciation of As, Hg and Pb by inductively coupled plasma mass spectrometry interfaced with high-performance liquid chromatography. *Food Chemistry*, 313, 126119. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.126119>
- Zhao, B., Zhang, J., Yan, W., Kang, X., Cheng, C., & Ouyang, Y. (2016). Removal of cadmium from aqueous solution using waste shells of golden apple snail. *Desalination and Water Treatment*, 57(50), 23987-24003. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1140078>
- Zhou, J.-M., Jiang, Z.-C., Qin, X.-Q., Zhang, L.-K., Huang, Q.-B., Xu, G.-L., & Dionysiou, D. D. (2020a). Efficiency of Pb, Zn, Cd, and Mn Removal from Karst Water by Eichhornia crassipes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 5329. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155329>
- Zhou, J.-M., Jiang, Z.-C., Qin, X.-Q., Zhang, L.-K., Huang, Q.-B., Xu, G.-L., & Dionysiou, D. D. (2020b). Efficiency of Pb, Zn, Cd, and Mn Removal from Karst Water by Eichhornia crassipes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 5329. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155329>
- Zúñiga, S., Ibáñez, O. F., Salas, J. A., Flores, E., & Velázquez, G. (2022). Métodos de remoción de metales en aguas para consumo humano: Una revisión. *Cultura Científica y Tecnológica*, 19(2), 12-27. <https://doi.org/10.20983/culcyt.2022.2.3.1>

10. Anexos

Anexo A. Resumen de especies fitorremediantes identificadas y sus principales antecedentes reportados.

Tabla 23. Especies fitorremediantes y parámetros reportados.

Familia	Especie	Matriz	MP	BCF/BAF	TF	R (%)	Ref.
Solanaceae	<i>Lycium chilense</i>	Relave minero	Cr	~1	<1	17-24%	(P. Lazo et al., 2023)
			Ni	NR	<1	18,5-21%	
			Zn	>1	<1	15%	
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC,	Relave minero	Cu	BCF(R): 0,77	0,41	MER = 0,40%	(Afonso et al., 2022)
			Zn	BCF(R): 24,01	1,12	MER = 21,78%	
			Cd	BCF(R): 1,14	1,09	MER = 0,29%	
			Cr	BCF(R): 2,20	1,08	MER = 1,07%	
			Ni	BCF(R): 1,60	0,92	MER = 0,75%	
			Pb	BCF(R): 2,18	1,12	MER = 1,31%	
			Ba	BCF(R): 603,16	0,78	MER = 245,27%	
			Cu	BCF(R): 1,83	0,23	MER = 1,86%	
Asteraceae	<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC,	Relave minero	Zn	BCF(R): 17,39	0,75	MER = 20,97%	(Afonso et al., 2022)
			Cd	BCF(R): 0,99	0,23	MER = 0,86%	
			Cr	BCF(R): 0,89	0,91	MER = 1,27%	
			Ni	BCF(R): 0,67	0,85	MER = 0,93%	
			Pb	BCF(R): 1,83	1,11	MER = 2,79%	
			Ba	BCF(R): 278,00	0,98	MER = 380,16%	
			Cr	NR	NR	NR	
			Cr	~1	<1	17-24%	
Asteraceae	<i>Haplopappus foliosus</i> DC	Relave minero	Ni	NR	<1	20,80%	(P. Lazo et al., 2023)
			Zn	>1	<1	16,80%	
			Cu	NR	NR	NR	
Quillajaceae	<i>Quillaja saponaria</i>	Agua	Cd	NR	NR	NR	(J. Lazo et al., 2025)
			Cd	NR	NR	NR	

Tabla 24. Especies fitorremediantes y parámetros reportados (continuación).

Familia	Especie	Matriz	MP	BCF/BAF	TF	R (%)	Ref.
Fabaceae	<i>Prosopis</i>	Agua	Pb	BCF(R): 67,3	0,4	NR	(Usman et al.,
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i>	Agua	As	NR	NR	NR	(Reboredo et al.,
Aizoaceae	<i>Carpobrotus aequilaterus</i>	Relave minero	Cu	NR	NR	NR	(Tapia et al., 2024)
			Fe	NR	NR	NR	
			Mn	NR	NR	NR	
			Zn	NR	NR	NR	
Montiaceae	<i>Cistanthe grandiflora</i>	Relave minero	Cr	BCF(R): 1,5	<1	9,30%	(A. Lazo et al., 2022)
			Ni	BCF(R): <1	<1	14,50%	
			Zn	BCF(R): ≈1,2	<1	4,70%	
Montiaceae	<i>Cistanthe grandiflora</i>	Relave minero	Mo	BCF(R): 0,78 ± 0,03	0,53 ± 0,03	15,86 ± 0,34%	(P. Lazo & Lazo, 2020)
			Cu	BCF(R): 0,24 ± 0,01	0,12 ± 0,00	8,72 ± 0,78%	
			Pb	BCF(R): 0,19 ± 0,01	0,13 ± 0,01	8,78 ± 0,56%	
Bromeliaceae	<i>Puya berteroniana</i>	Relave minero	Cr	BCF(R): 1,7	<1	8,28%	(A. Lazo et al., 2022)
			Ni	BCF(R): <1	<1	12,01%	
			Zn	BCF(R): ≈1,2	<1	7,58%	
Bromeliaceae	<i>Puya berteroniana</i>	Relave minero	Mo	BCF(R): 1,03 ± 0,01	0,75 ± 0,02	19,48 ± 0,53%	(P. Lazo & Lazo, 2020)
			Cu	BCF(R): 0,90 ± 0,02	0,09 ± 0,00	15,59 ± 1,03%	
			Pb	BCF(R): 0,46 ± 0,01	0,09 ± 0,01	7,62 ± 0,45%	
Oxalidaceae	<i>Oxalis gigantea</i>	Relave minero	Cr	NR	<1	7,66%	(A. Lazo et al., 2022)
			Ni	BCF(R): <1	<1	7,04%	
			Zn	BCF(R): ≈1,2	<1	4,33%	

Tabla 25. Especies fitorremediantes y parámetros reportados (continuación).

Familia	Especie	Matriz	MP	BCF/BAF	TF	R (%)	Ref.
Oxalidaceae	<i>Oxalis gigantea</i> Barnéoud	Relave minero	Mo	BCF(A): 0,49 ±	1,03 ± 0,03	16,38 ± 0,75%	(Lazo & Lazo, 2020)
			Cu	BCF(R): 0,16 ±	0,26 ± 0,01	8,63 ± 0,67%	
			Pb	BCF(R): 0,09 ±	0,27 ± 0,01	7,01 ± 0,87%	
Amaranthaceae	<i>Chenopodium quinoa</i>	Agua	Cd	BAF: 0,5124 ±	<1	NR	(Radovanovic et al., 2020)
			Pb	BAF 0,5995 ±	<1	NR	
Amaranthaceae	<i>Chenopodium</i>	Agua	Cu	NR	NR	NR	(Bustamante Álvarez
Asteraceae	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	Relave minero	Cr	BCF: 3,5	<1	24%	(Lazo et al., 2023)
			Ni	>1	<1	19%	
			Zn	BCF: 1,3	1,1	17%	
Asteraceae	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	Relave minero	Mo	BCF(A): 4,68 ±	1,82 ± 0,06	28,70 ± 1,57%	(Lazo & Lazo, 2020)
			Cu	BCF(R): 0,92 ±	0,52 ± 0,01	14,91 ± 0,98%	
			Pb	BCF(R): 0,72 ±	0,41 ± 0,01	4,41 ± 0,22%	
Asteraceae	<i>Gazania rigens</i>	Relave minero	Cd	NR	NR	NR	(Lam et al., 2018)
			Cu	BCF(R): 49,72	NR	NR	
			Fe	BCF(R): 0,19	NR	NR	
			Mn	BCF(R): 0,85	NR	NR	
			Pb	BCF(R): 0,09	NR	NR	
			Al	BCF(R): 0,45	NR	NR	
			Zn	BCF(R): 0,17	NR	NR	

Tabla 26. Especies fitorremediantes y parámetros reportados (continuación).

Familia	Especie	Matriz	MP	BCF/BAF	TF	R (%)	Ref.
Geraniaceae	<i>Pelargonium hortorum</i>	Relave minero	Cd	BCF(R): 0,00	NR	NR	(Lam et al., 2018)
			Cu	BCF(R): 10,50	NR	NR	
			Fe	BCF(R): 0,19	NR	NR	
			Mn	BCF(R): 0,87	NR	NR	
			Pb	BCF(R): 0,04	NR	NR	
			Al	BCF(R): 0,32	NR	NR	
			Zn	BCF(R): 0,19	NR	NR	
Poaceae	<i>Lolium perenne</i> L,	Agua	Cd	BAF(R): 67,686 BAF(A): 0,335	0,005	NR	(Šotek et al., 2026)
			Cu	BAF(R): 39,579 BAF(A): 1,110	0,029	NR	
Pteridaceae	<i>Pteris vittata</i>	Agua	As	NR	NR	NR	(Manzoor et al.,
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Agua	Pb	BCF: 19605	0,1	85,31 ± 0,06%	(Zhou et al., 2020b)
			Zn	BCF: 1913	0,32	31,00 ± 0,10%	
			Cd	BCF: 3404	0,11	72,83 ± 0,15%	
			Mn	BCF: 199567	0,08	97,69 ± 0,19%	
Araceae	<i>Lemna minor</i> L,	Agua	Cd	BCF: 10,550 kg/L	NR	92,00%	(Ali et al., 2025)
			Ni	BCF: 385,352	NR	99,75%	
			Pb	BCF: 484,382	NR	99,70%	
Araceae	<i>Lemna minor</i> L,	Agua	Cd	NR	NR	39,4 ± 21,589%	(Mahdi Al-Nabhan, 2022)
			Pb	NR	NR	88,8 ± 48,637%	
			Cr	NR	NR	69,3 ± 7,957%	