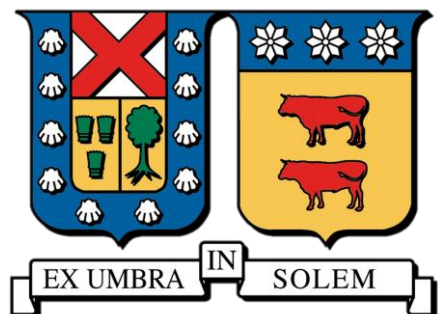


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
VALPARAÍSO – CHILE



**BIOSORCIÓN DE COBRE DESDE RESIDUOS LÍQUIDOS
UTILIZANDO *HAPLOPAPPUS BAYLAHUEN* COMO
BIOSORBENTE**

CATALINA MONSERRAT MUÑOZ CATALÁN

**MEMORIA DE TITULACIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERA CIVIL QUÍMICA**

PROFESOR GUÍA

HENRIK HANSEN

PROFESORA CORREFERENTE

CLAUDIA GUTIÉRREZ

PROFESOR CORREFERENTE

RODRIGO ORTIZ

MARZO 2025



RESUMEN

En la actualidad, la contaminación del agua a través de metales pesados, es un problema ambiental y de salud pública de gran relevancia. Industrias como la minería, la metalurgia y la producción de baterías generan residuos industriales líquidos (RIL) con altas concentraciones de estos elementos, entre los cuales el cobre (Cu^{+2}), es uno de los más comunes. Debido a su toxicidad y capacidad de acumulación en los ecosistemas, su eliminación eficiente es un desafío para el tratamiento de aguas residuales.

En este contexto, la biosorción ha emergido como una alternativa sustentable a los métodos convencionales de remoción de metales pesados, destacándose por su bajo costo, simplicidad operativa y efectividad. Este estudio se enfoca en evaluar el uso del *Haplopappus baylahuen*, una planta endémica de Chile, como biosorbente para la remoción de Cu^{+2} desde soluciones acuosas, explorando su capacidad de adsorción y los parámetros óptimos de operación.

Para ellos se realizaron experimentos en laboratorio utilizando soluciones sintéticas con concentraciones controladas de cobre. Se estudiaron variables como el tamaño de partícula del biosorbente, la relación masa/volumen de solución, el tiempo de contacto y equilibrio. Los resultados indicaron que un tamaño de partícula entre 53 y 150 μm y una razón M/V de 20 $[\text{g/L}]$ permitieron alcanzar una remoción mayor al 78%.

Del análisis cinético se obtiene que el modelo de Ho y McKay (pseudo segundo orden) describe con mayor precisión la adsorción de cobre en el biosorbente, lo que sugiere que el proceso está controlado por interacciones químicas entre los grupos funcionales del biosorbente y los iones metálicos. Adicionalmente, con respecto al análisis del equilibrio, el modelo de isoterma de Langmuir presenta un mejor ajuste a los datos experimentales, indicando que la adsorción ocurre en una monocapa sobre una superficie homogénea, con una capacidad máxima de retención de 99,5 $[\text{mg/g}]$.

Finalmente, el estudio demuestra el potencial del *Haplopappus baylahuen* como biosorbente, gracias a su eficiencia para la remoción de Cu^{2+} , desde soluciones acuosas, aportando una alternativa sustentable para la mitigación de la contaminación por metales pesados. La implementación de este tipo de tecnología podría contribuir significativamente a la reducción del impacto ambiental de las industrias y al desarrollo de soluciones más ecológicas para el tratamiento de aguas contaminadas.



AGRADECIMIENTOS

Al finalizar esta importante etapa de mi vida, quiero agradecer a todas las personas que me acompañaron en este largo camino universitario. En especial a mi madre; una de las personas más importantes de mi vida, mi mayor referente, orgullo y contención, quien compartió conmigo todos mis procesos y emociones en el recorrido de esta etapa ya sea desde mis mayores triunfos como de mis peores frustraciones. Agradezco su apoyo incondicional siempre, por estar ahí en cada momento cuando lo necesitaba, por cada palabra de aliento a no rendirme y perseguir mis sueños, por enseñarme que el saber siempre te hace más libre, que siempre es importante hacer una cosa a la vez y que quien persevera alcanza. Las palabras sobran y los agradecimientos son infinitos como las estrellas.

También debo darle un profundo agradecimiento a mi padre; otra de las personas más importantes en mi vida. Gracias por siempre entregarme valiosos consejos para afrontar esta etapa y en la vida en general, gracias por ser mi apoyo fundamental, sincero y real, por creer en mí siempre, por nunca dejarme sola y ver el potencial en mí.

Agradezco a mi familia en especial a mis madrinas Patricia Caradec y Ester Correa por siempre estar conmigo y darme un cariño muy especial, dándome siempre las mejores vibras para lograr mis metas y desafíos.

Agradezco a mi amiga del Liceo Coeducacional La Igualdad, Alanis Velásquez, que a pesar de que ya no se encuentra en este plano terrenal, siempre estuvo conmigo dándome los mejores deseos. Gracias por el tiempo compartido, por las sonrisas eternas, por creer y ver en mí lo que los demás no lo hacían.

Agradezco a mis amigos de la universidad, en especial a Benjamín Retamales y Alexandra Ampuero, quienes estuvieron conmigo desde el primer año que comenzó esta nueva y hermosa etapa de altos y bajos. A pesar de que nuestros caminos muchas veces se distanciaron, ya sea por niveles de cursos, discusiones, u otras amistades, siempre estuvieron ahí y yo sabía que podía recurrir a ustedes. Gracias, por enseñarme esta hermosa amistad y por todas las experiencias vividas; los estudios, las salidas, las conversaciones y las risas eternas que se llevarán en mi corazón.

Con respecto al trabajo de la presente memoria, agradezco a Ana González, “Anita”, quien siempre con una muy buena disposición, realizó el análisis de las muestras, entregando los datos en tiempos muy acotados, permitiéndome avanzar según lo programado.

A Rodrigo Ortiz, académico de la Universidad Católica de Valparaíso, por su colaboración con el análisis estadístico y la revisión de los datos trabajados en el Excel.

Agradezco a mi profesora correferente, Claudia Gutiérrez por apoyarme siempre con mucha amabilidad y dedicación en la parte experimental y en la toma de decisiones con respecto a la memoria

Finalmente agradezco a mi profesor guía, Henrik Hansen, por siempre tener una buena disposición y amabilidad al momento de necesitar una ayuda con respecto a la memoria.



ÍNDICE DE CONTENIDOS

1	INTRODUCCIÓN	1
2	OBJETIVOS Y ALCANCES	3
2.1	Objetivo general	3
2.2	Objetivos específicos	3
2.3	Alcances	3
3	ANTECEDENTES GENERALES	4
3.1	Metales pesados	4
3.1.1	Cobre	4
3.1.2	Normativa ambiental relacionada a la descarga de residuos líquidos	6
3.2	Tratamientos de remoción de metales pesados desde residuos líquidos industriales.	8
3.2.1	Tratamientos electroquímicos	8
3.2.2	Filtración por membranas	9
3.2.3	Tratamientos fisicoquímicos	11
3.3	Biosorción	13
3.3.1	Biosorbentes	14
3.3.2	Biosorción utilizando residuos vegetales	14
3.3.3	Mecanismos de biosorción	16
3.3.4	Factores que afectan la biosorción	17
3.4	Antecedentes teóricos del proceso de biosorción	19
3.4.1	Cálculo de la capacidad de retención	19
3.4.2	Clasificación de las isothermas de equilibrio	21
3.4.3	Modelos teóricos de isothermas de equilibrio	23
3.4.4	Modelos cinéticos	25
3.4.5	Evaluación de la validez de los modelos	26
4	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	29
4.1	Materiales, equipos y reactivos	29
4.1.1	Materiales	29
4.1.2	Equipos	29
4.1.3	Reactivos	30
4.2	Preparación del biosorbente	30
4.2.1	Materia prima	30
4.2.2	Reducción de tamaño	31



4.3	Preparación de las soluciones	32
4.3.1	Solución de cobre	32
4.3.2	Soluciones para ajustar el pH	32
4.4	Experimentos de biosorción	32
4.5	Análisis de las muestras	34
4.6	Experiencias de biosorción	35
4.6.1	Determinación de tamaño de partícula óptimo	35
4.6.2	Determinación de la razón M/V óptima	35
4.6.3	Determinación de la cinética de biosorción	35
4.6.4	Determinación de las isothermas de biosorción	36
5	RESULTADOS	38
5.1	Determinación del tamaño de partícula óptimo	38
5.2	Determinación de razón M/V óptima	38
5.3	Determinación de la cinética de biosorción	39
5.4	Determinación de las isothermas de adsorción	41
6	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN	42
6.1	Selección del tamaño de partícula óptimo	42
6.2	Selección de la razón M/V óptima	43
6.3	Cinética de biosorción	44
6.3.1	Modelo de pseudo primer orden o Lagergren	46
6.3.2	Modelo de pseudo segundo orden o de Ho y McKay	46
6.3.3	Comparación de los modelos cinéticos	47
6.4	Isothermas de adsorción	49
6.4.1	Isotherma de Langmuir	51
6.4.2	Isothermas de Freundlich	52
6.4.3	Isotherma de BET	53
6.4.4	Comparación de los modelos de isothermas de adsorción	54
6.5	Evaluación técnica del proceso de biosorción	56
7	CONCLUSIONES	57
8	REFERENCIAS	59
9	ANEXOS	64
9.1	Anexo 1. Cinética de biosorción	64



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Métodos de remoción de metales pesados desde aguas residuales	8
Figura 2. Tamaño de partículas e iones retenidos por las membranas.....	10
Figura 3. Representación de adsorbato y adsorbente.....	12
Figura 4. Diferencias entre adsorción y absorción.	13
Figura 5. Representación esquemática de un proceso de adsorción discontinuo por lotes.	20
Figura 6. Clasificación de las isotermas de adsorción.....	22
Figura 7. Plantas a utilizar como material biosorbente: a) <i>Leptocarpus rivularis</i> ; b) <i>Haplopappus baylahuen</i> ; c) <i>Haplopappus foliosus</i>	31
Figura 8. Equipo e implementos utilizados para la molienda y tamizado: a) Universal Grinder FW200; b) Tamices de prueba estándar W.S. TYLER; c) Distribución del tamaño de partícula en los tamices.	31
Figura 9. Esquema general del procedimiento de estudios de biosorción.	33
Figura 10. Espectrofotómetro de Absorción Atómica VARIAN SpectrAA 55.....	34
Figura 11. Efecto del tamaño de partícula en la retención del cobre, ...	42
Figura 12. Efecto del tamaño de partícula en la remoción del cobre.	42
Figura 13. Efecto de la razón M/V en la retención y remoción del cobre.....	43
Figura 14. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 1440 [min], utilizando <i>Haplopappus baylahuen</i>	44
Figura 15. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 150 [min], utilizando <i>Haplopappus baylahuen</i>	45
Figura 16. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 150 [min]: Modelo de Lagergren.	46
Figura 17. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 150 [min]: Modelo de Ho y McKay.....	47
Figura 18. Modelos cinéticos de biosorción de Cu^{2+} utilizando <i>Haplopappus Baylahuen</i>	48
Figura 19. Isoterma de equilibrio experimental de biosorción de Cu^{2+} utilizando <i>Haplopappus Baylahuen</i>	49
Figura 20. Isoterma de biosorción para Cu^{2+} : Modelo de Langmuir.	51
Figura 21. Isoterma de biosorción para Cu^{2+} : Modelo de Freundlich.	52
Figura 22. Isoterma de biosorción para Cu^{2+} : Modelo de BET.....	53
Figura 23. Modelos de isotermas de la biosorción de Cu^{2+} utilizando <i>Haplopappus Baylahuen</i>	55
Figura 24. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 1440 [min]: Modelo de Lagergren.	64
Figura 25. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 1440 [min]: Modelo de Ho y McKay.....	64



INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límites máximos permitidos del cobre para la descarga de residuos líquidos establecidos por el Decreto Supremo N°609/1998.	6
Tabla 2. Límites máximos permitidos del cobre para la descarga de residuos líquidos establecidos por el Decreto Supremo N°90/2000.	7
Tabla 3. Límites máximos permitidos del cobre para la descarga de residuos líquidos a aguas subterráneas establecidos por el Decreto Supremo N°46/2002.	7
Tabla 4. Parámetros reportados en diversas investigaciones de biosorción de Cu^{2+} utilizando plantas como biosorbentes.	15
Tabla 5. Resumen de experiencia de determinación de tamaño de partícula óptimo.	35
Tabla 6. Resumen de experiencia de razón de determinación de la razón M/V óptima.	35
Tabla 7. Resumen de experiencia de determinación de cinética de biosorción.	36
Tabla 8. Resumen de experiencia de determinación de isothermas de adsorción.	36
Tabla 9. Resumen de las experiencias de biosorción.	37
Tabla 10. Resultados experimentales, determinación del tamaño de partícula óptimo ($C_0=100[\text{mg/L}]$, $M/V=10 [\text{g/L}]$, $t=1440 [\text{min}]$, pH de $4,5 \pm 0,1$ y $T^\circ=17,2 \pm 0,6 [^\circ\text{C}]$).	38
Tabla 11. Resultados experimentales, determinación de la razón M/V óptima ($C_0=100[\text{mg/L}]$, $t_p=53-150 [\mu\text{m}]$, $t=1440 [\text{min}]$, pH de $4,5 \pm 0,1$ y $T^\circ=19 \pm 0,4 [^\circ\text{C}]$).	39
Tabla 12. Resultados experimentales, determinación de cinética de biosorción ($C_0=100[\text{mg/L}]$, $t_p=53-150 [\mu\text{m}]$, $M/V=20 [\text{g/L}]$, pH de $4,5 \pm 0,1$ y $T^\circ=21,6 \pm 0,6 [^\circ\text{C}]$).	40
Tabla 13. Resultados experimentales, determinación de las isothermas de adsorción ($t_p=53-150 [\mu\text{m}]$, $M/V=20 [\text{g/L}]$, $t=60 [\text{min}]$, pH de $4,5 \pm 0,1$ y $T^\circ=22,6 \pm 0,3 [^\circ\text{C}]$).	41
Tabla 14. Ecuaciones de los modelos cinético para la adsorción de Cu^{2+} utilizando <i>Haplopappus</i> Baylahuen.	45
Tabla 15. Parámetros de los modelos cinéticos con sus respectivos indicadores estadísticos.	47
Tabla 16. Ecuaciones de los modelos de isoterma para la adsorción de Cu^{2+} utilizando <i>Haplopappus</i> Baylahuen.	50
Tabla 17. Parámetros de los modelos de isoterma con sus respectivos indicadores estadísticos.	54

1 INTRODUCCIÓN

La búsqueda por encontrar una mejor alternativa al tratamiento del agua, con el fin de disminuir la concentración de los metales pesados a un nivel permitido por la legislación, es un gran desafío en los últimos tiempos para la preservación del medio ambiente y salud pública.

En Chile la contaminación de las aguas tiene su origen, principalmente, en los procesos industriales, de urbanización y faenas agrícolas. Considerando que la minería, es la actividad productiva más relevante en la industria chilena, se debe poner en énfasis en los residuos generados por este tipo de industrias. Durante el año 2022, esta actividad se mantiene como uno de los principales pilares económicos del país, contribuyendo con un significativo 14,2% al PIB nacional, específicamente, la minería del cobre representa un 10,9% de esta contribución, en base a una producción de 5.736 [KTM] en dicho año, equivalente al 25,4% de la producción mundial de este mineral. Además, a nivel mundial, Chile se destaca como segundo mayor productor de molibdeno, con un 17,8%, y el cuarto lugar en producción de plata, con un 5,0%. En cuanto a rocas y minerales industriales, el país mantiene el primer lugar en la producción de yodo, con un 66% de la producción mundial, y el segundo lugar en litio, con una participación de 29,6% (SERNAGEOMIN, 2023).

Con respecto al cobre, se han destacado relaves mineros con leyes de cobre de hasta 0,24%, lo cual es bastante considerando que se manejan toneladas de este desecho. Los relaves pueden lixiviar el agua y los suelos circuncindantes, alcanzando concentraciones de cobre que superan 1 [mg/L], esto puede causar efectos gastrointestinales leves en humanos, como vómitos y náuseas. Además, es perjudicial para los sistemas acuáticos, ya que comienzan a verse alterados desde 0,01 [mg/L] de concentración de Cu (II). Por otro lado, el cobre es uno de los metales más valiosos del mundo. Posee un valor comercial de 130 USD/kg y se caracteriza por ser un material con excelentes propiedades conductivas, térmicas y anticorrosivas. Dicho lo anterior, la recuperación eficaz del Cu (II) de aguas residuales es de gran importancia, no solo por el saneamiento del agua, cumplimiento de legislación, sino también por el valor comercial de este (Fernández, 2024).

Se han desarrollado varias tecnologías para extraer iones de metales pesados del agua tales como precipitación química, ósmosis inversa, electrodiálisis, intercambio iónico y adsorción. Esta última destaca en comparación a las otras tecnologías, debido a que suele ser más económica en términos de costos operativos y de mantención. La adsorción es un fenómeno físico químico durante el cual átomos, moléculas o iones presentes en una solución acuosa o gaseosa (adsorbato) se adhieren a la superficie de un material sólido (adsorbente). Este proceso ocurre debido a las fuerzas de atracción intermolecular entre las moléculas del adsorbato y los átomos o grupos funcionales, también llamados sitios activos, presentes en la superficie del adsorbente (Fernández, 2024).

En los últimos años, se ha prestado especial atención al uso de adsorbentes naturales, como alternativa al carbón activado para retener ciertos metales pesados de manera económica y medioambientalmente sostenible, proceso que se conoce con el nombre de biosorción. Los materiales naturales, como bacterias, algas, hongos, piel de animales y frutas, residuos vegetales, lodos activos y biopolímeros son diferentes tipos de biosorbentes que están ampliamente disponibles y tienen un bajo costo (Beni & Esmaeili, 2020).



Considerando lo anterior, el proceso de biosorción es una subcategoría de la adsorción, donde el sorbente es una matriz biológica. El proceso de unión es rápida y reversible de iones en soluciones acuosas. Por lo tanto, la biosorción podrá describir cualquier sistema en el cual un sorbato (átomo, molécula o ion molecular) interactúa con un biosorbente (superficie sólida de una matriz biológica) resultando en la acumulación en la interfase sorbato-biosorbente, provocando una reducción en la concentración del sorbato en la solución tratada (Shrestha et al., 2021).

La biosorción se analiza comúnmente mediante isoterma de adsorción, la cual expresa la relación entre la concentración del adsorbato en la fase líquida y la cantidad retenida por el biosorbente en equilibrio, bajo condiciones específicas de temperatura y pH. En estudios académicos sobre biosorción modelos de Langmuir, Freundlich y BET son los más utilizados, ya que presentan el mejor ajuste a los datos experimentales de equilibrio. Además de este enfoque es fundamental analizar la cinética de biosorción para comprender la dinámica de adsorción de iones y desarrollar modelos predictivos que permitan estimar la cantidad adsorbida a lo largo del tiempo de tratamiento. Para este propósito, los modelos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden son ampliamente empleados, ya que, aunque derivan de reacciones químicas en sistemas homogéneos, también pueden aplicarse a sistemas heterogéneos (Vareda, 2023).

En vista de todo lo expuesto anteriormente, este estudio se centra en investigar la biosorción monocomponente de cobre utilizando una planta endémica de Chile (*Haplopappus Baylahuen*), en donde se estudian las condiciones óptimas del proceso, más el análisis de cinética y equilibrio.



2 OBJETIVOS Y ALCANCES

2.1 Objetivo general

- Verificar la factibilidad de un proceso de biosorción usando un residuo vegetal a partir de “*Haplopappus baylahuen*”, como biosorbente, para la remoción de cobre desde un RIL.

2.2 Objetivos específicos

- Evaluar el efecto del tamaño de partícula del proceso de biosorción, a fin de maximizar la eficiencia del proceso de remoción de cobre desde un RIL sintético.
- Analizar el efecto de la razón masa biosorbente/volumen de solución, considerando el equilibrio entre la eficiencia de adsorción y el uso eficiente del material biosorbente.
- Evaluar el comportamiento cinético de la biosorción de Cu^{2+} en *Haplopappus baylahuen* a través de modelos de pseudo primer y segundo orden.
- Describir el comportamiento de equilibrio de la biosorción de Cu^{2+} , a través del ajuste de los datos experimentales a los modelos de isothermas de Langmuir, Freundlich y BET.

2.3 Alcances

Esta investigación se limita al estudio de la adsorción monocomponente de Cu^{2+} desde soluciones sintéticas de concentración conocida, utilizando un biosorbente elaborado a partir de una especie vegetal nativa o endémica de Chile.

3 ANTECEDENTES GENERALES

3.1 Metales pesados

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos caracterizados por su alta densidad relativa, generalmente superior a 5 [g/cm³], masa atómica mayor a 23 o número atómico superior a 20 y por su tendencia a bioacumularse en organismos vivos, así como a persistir en distintos compartimentos ambientales. Desde el punto de vista químico, estos metales presentan una notable variabilidad en sus estados de oxidación, lo que les permite formar compuestos estables con diferentes ligandos, tanto orgánicos como inorgánicos (Koller & Saleh, 2018).

Elementos como el cobre (Cu), zinc (Zn) y cromo (Cr) en bajas concentraciones son esenciales para mantener el metabolismo del cuerpo humano, sin embargo metales pesados como el plomo (Pb), mercurio (Hg), cadmio (Cd) y arsénico (As, aunque este es un metaloide), son altamente tóxicos incluso en bajas concentraciones debido a su capacidad para generar estrés oxidativo, inducir daño en el ADN, interferir en el metabolismo celular y afectar órganos vitales como el hígado, los riñones y el sistema nervioso central (Koller & Saleh, 2018).

El origen de estos elementos puede ser tanto natural como antropogénico. Entre las fuentes naturales destacan la erosión de rocas, la actividad volcánica y la disolución de minerales en cuerpos de agua. Sin embargo, en la actividad humana la principal responsable de su movilización y concentración en el ambiente son las industrias metalúrgicas, la minería, la combustión de combustibles fósiles, el uso de pesticidas y fertilizantes, la producción de baterías y los desechos electrónicos. Una vez liberados al ambiente, estos elementos pueden encontrarse en distintas formas químicas, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas del entorno, lo que influye en su movilidad, toxicidad y biodisponibilidad (Tchounwou, Yedjou, Patlolla, & Sutton, 2014).

La eliminación de metales pesados es un desafío complejo, debido a su estabilidad química y a su tendencia a la adsorción en suelos y sedimentos, donde pueden permanecer durante largos periodos. Diversos procesos fisicoquímicos y biológicos pueden influir en su movilidad, como la variación del pH, la presencia de materia orgánica y microorganismos con capacidad de biotransformación. Para mitigar su impacto, se han desarrollado múltiples estrategias de remediación, incluyendo técnicas fisicoquímicas como la precipitación química, la adsorción y la electrocoagulación, así como métodos biotecnológicos como la biorremediación mediante microorganismos o la fitorremediación con plantas capaces de adsorber y acumular metales pesados en sus tejidos. No obstante, la prevención sigue siendo la misma estrategia, promoviendo regulaciones más estrictas sobre la emisión de estos contaminantes y fomentando el desarrollo de tecnologías más limpias (Tchounwou et al., 2014).

3.1.1 Cobre

El cobre (Cu), es un metal dúctil, maleable, tenaz, resistente a la corrosión y buen conductor térmico y eléctrico, ubicado en el grupo 11 y periodo 4 de la tabla periódica. Tiene peso atómico 63,54 [g/mol], densidad 8,96 [g/cm³] a 20 [°C], punto de ebullición 2.567 [°C] y fusión 1.083 [°C]. Posee dos isótopos naturales estables (⁶³Cu y ⁶⁵Cu) y nueve isótopos inestables. La valencia más común es la de 2+ (cúprico), pero también es frecuente 1+ (cuproso); la valencia 3+ ocurre sólo en unos cuantos compuestos inestables. Aunque es poco común, el cobre se puede encontrar en estado nativo, no obstante, la mayoría proviene de

minerales de cobre sulfurados, como la calcocita (Cu_2S), covelita (CuS), calcopirita (CuFeS_2), bornita (Cu_5FeS_4) y enargita (Cu_3AsS_4). También se extrae de minerales de cobre oxidados, como la cuprita (Cu_2O), tenorita (CuO), malaquita ($\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$), azurita ($\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$), crisocola ($((\text{Cu},\text{Al})_4\text{H}_4(\text{OH})_8\text{Si}_4\text{O}_{10}\cdot n\text{H}_2\text{O})$) y brocancita ($\text{Cu}_4\text{SO}_4(\text{OH})_6$). Por lo tanto, ya sea para el caso de la obtención de cobres sulfurados como oxidados, se obtienen mediante procesos de flotación, fundación y refinación electrolítica principalmente. Importante de mencionar que Chile es el principal productor de cobre a nivel mundial, con grandes yacimientos como Chuquicamata y Escondida (Lenntech, 2023).

El cobre es un metal de transición con una configuración electrónica $[\text{Ar}] 3d^{10} 4s^1$, lo que le confiere una notable capacidad para conducir electricidad y calor, solo superada por la plata. Su estructura cristalina es cubica centrada en las caras (FCC, Face-Centered Cubic), lo que le otorga una alta ductilidad (capacidad de estirarse sin romperse) y maleabilidad (capacidad de deformarse), características esenciales para su uso en cables eléctricos, tuberías y componentes industriales. Presenta una resistencia a la corrosión, ya que al exponerse al oxígeno y a la humedad, forma una capa protectora de óxidos y carbonatos de cobre (Cu_2O , CuO y $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$), conocida como pátina, que evita una mayor oxidación del metal subyacente. Sin embargo, en ambientes con presencia de ácido o agentes sulfurados, puede corroerse con mayor rapidez (Lenntech, 2023).

En términos químicos, el cobre es capaz de formar iones Cu^+ (cobre (I)) y Cu^{2+} (cobre(II)), siendo este último el más común en compuestos y soluciones acuosas. Su comportamiento electroquímico lo hace útil en procesos como la electroobtención y la electrolisis, además de ser un catalizador en diversas reacciones industriales. También es un componente esencial en proceso de biosorción utilizados en la remediación ambiental para eliminar metales pesados de soluciones acuosas, mediante la adsorción en materiales de origen biológico (Londoño & Muñoz, 2016).

El cobre forma numerosas aleaciones que mejoran sus propiedades mecánicas y resistencia a la corrosión. Algunas de las más importantes son el bronce (aleación con el estaño), el latón (aleación con zinc) y el cuproníquel (aleación con níquel), utilizadas en aplicaciones industriales, monedas, tuberías y componentes marinos debido a su durabilidad y resistencia química. Además, por su alta conductividad eléctrica (aproximadamente 58 $[\text{MS/m}]$ a 20 $[\text{°C}]$), el cobre es ampliamente utilizado en la fabricación de cables eléctricos, circuitos electrónicos, transformadores y motores eléctricos. Su conductividad térmica (aproximadamente 400 $[\text{W/mK}]$) también lo hace fundamental en intercambiadores de calor y sistemas de refrigeración (International Copper Association, 2024).

El cobre es un elemento esencial para el crecimiento y desarrollo de los seres vivos, pero su alta concentración en el medio ambiente puede generar efectos negativos. Para la población general, los compuestos de cobre solubles en agua, usados principalmente en la agricultura, representan un mayor riesgo para la salud, ya que estos pueden ser ingeridos a través del recurso hídrico. El cobre también puede ingresar al cuerpo humano por medio de la respiración, especialmente en ambientes cercanos a minas o plantas de procesamiento del metal, ya que su concentración en el aire puede alcanzar 5.000 $[\text{ng/m}^3]$. Asimismo, se puede estar expuesto al cobre debido a la presencia del metal depositado en el suelo, principalmente en lugares cercanos a plantas que producen cobre y latón, donde se han encontrado concentraciones de hasta 17.000 $[\text{ppm}]$, muy por encima del promedio normal del suelo (Londoño & Muñoz, 2016).

3.1.2 Normativa ambiental relacionada a la descarga de residuos líquidos

3.1.2.1 Decreto Supremo N°609/1998: Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillado (SINCA, 2000).

La presente norma de emisión tiene como objetivo mejorar la calidad ambiental de las aguas servidas que los servicios públicos de disposición de éstas vierten a los cuerpos de agua terrestres o marítimos mediante el control de los contaminantes líquidos de origen industrial. Con lo anterior se logra que los servicios públicos de disposición de aguas servidas dispongan aguas residuales con un bajo nivel de contaminación, protegiendo así los cuerpos de agua receptores. Por lo tanto, esta norma, al proteger los sistemas de recolección de aguas servidas, evita que los contaminantes transportados por éstos puedan eventualmente ser liberados sin tratamiento, al medio ambiente urbano (calles, suelo, aire entre otros), por efecto de roturas u obstrucciones del sistema, pudiendo afectar la calidad de éste, y la salud de las personas.

La Tabla 1, contiene las concentraciones máximas de contaminantes permitidos para residuos industriales líquidos, descargados por establecimientos industriales a los servicios públicos de recolección de aguas servidas de tipo separado o unitario, establecidos por el Decreto Supremo.

Tabla 1. Límites máximos permitidos del cobre para la descarga de residuos líquidos establecidos por el Decreto Supremo N°609/1998.

Detalle de descarga	Límite máximo permitido [mg/L]
	Cobre
Caracterización de aguas servidas domésticas correspondientes a 100 habitantes.	1
Límites máximos permitidos para descargas de efluentes que se efectúan a redes de alcantarillado que no cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas	3
Límites máximos permitidos para descargas de efluentes que se efectúan a redes de alcantarillado que cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas	3

3.1.2.2 Decreto Supremo N°90/2000: Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales (MINSEGPRES, 2000a).

El decreto Supremo N°90/2000 tiene por objeto regular la descarga de contaminantes hacia cursos de aguas marinas y continentales superficiales mediante la fijación de límites máximos permisibles para la descarga de residuos líquidos, previniendo así de la contaminación de dichos cuerpos de agua. Este decreto establece que toda fuente que descargue sus residuos líquidos a uno o más cuerpos de agua, deberá caracterizar sus residuos líquidos a modo de evaluar si califica como fuente emisora y si queda sujeta al cumplimiento de la norma de emisión.

La Tabla 2, contiene la concentración máxima de contaminantes permitida para residuos líquidos descargados por las fuentes emisoras, a los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales de la República de Chile, establecidas por el Decreto Supremo.

Tabla 2. Límites máximos permitidos del cobre para la descarga de residuos líquidos establecidos por el Decreto Supremo N°90/2000.

Detalle de descarga	Límite máximo permitido [mg/L]
	Cobre
Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales.	1
Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales considerando la capacidad de dilución del receptor.	3
Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de aguas lacustres.	0,1
Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos dentro de la zona de protección natural.	1
Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos fuera de la zona de protección litoral.	3

3.1.2.3 Decreto Supremo N°46/2002: Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Subterráneas (MINSEGPRES, 2002a) .

El decreto Supremo N°46/2002 tiene por objetivo regular la descarga de contaminantes hacia aguas subterráneas, mediante la fijación de límites máximos permisibles para la descarga de residuos líquidos, con el objeto de prevenir la contaminación de los acuíferos.

Este decreto establece que toda fuente que descargue sus residuos líquidos mediante obras de infiltración, deberá caracterizar los residuos generados a modo de evaluar si califica como fuente emisora y si queda sujeta al cumplimiento de norma de emisión. De esta forma, los límites para el cobre se presentan en la Tabla 3 a continuación.

Tabla 3. Límites máximos permitidos del cobre para la descarga de residuos líquidos a aguas subterráneas establecidos por el Decreto Supremo N°46/2002.

Detalle de descarga	Límite máximo permitido [mg/L]
	Cobre
Establecimiento emisor.	1
Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad media.	1
Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad baja.	3

3.2 Tratamientos de remoción de metales pesados desde residuos líquidos industriales.

A lo largo de los años, los investigadores han empleado una variedad de métodos para la remoción de metales pesados presentes en diversas aguas residuales industriales, los cuales pueden clasificarse en tratamientos electroquímicos, filtración por membrana y procesos fisicoquímicos, tal como se indica en la Figura 1.

Método de remoción de metales pesados desde aguas residuales		
Tratamientos Electroquímicos	Filtración por membranas	Tratamientos Fisicoquímicos
Electrocoagulación	Ósmosis inversa	Precipitación química
Electroflotación	Ultrafiltración y Microfiltración	Intercambio iónico
Electrodeposición	Nanofiltración	Adsorción
	Electrodialisis	

Figura 1. Métodos de remoción de metales pesados desde aguas residuales

3.2.1 Tratamientos electroquímicos

3.2.1.1 Electrocoagulación

La electrocoagulación es un proceso electrolítico, que se utiliza para desestabilizar los contaminantes presentes en forma de partículas disueltas o suspendidas en la solución electrolítica mediante la aplicación de corriente eléctrica. Este proceso se basa en el fenómeno de la electroquímica, en el que la oxidación o pérdida de electrones tiene lugar en el cátodo, mientras que la reducción o ganancia de electrones tiene lugar en la superficie anódica. Los principales parámetros operativos que influyen en el proceso de electrocoagulación son la distancia entre electrodos, el pH de la solución, el tipo de electrodos, la densidad de corriente aplicada y la configuración de los electrodos.

El sistema de electrocoagulación consta de una celda electrolítica y una serie de electrodos metales de sacrificio (normalmente aluminio, hierro o zinc) acoplados a una fuente de alimentación controlada. Este proceso utiliza corriente continua para desprender el catión activo del ánodo de sacrificio, el que reacciona con los iones hidroxilos que se forman en el cátodo, desestabilizando los contaminantes suspendidos, emulsionados o disueltos en medio acuoso. Finalmente, los materiales coloidales se aglomeran para ser eliminados por flotación o por decantación.

Dentro de los pasos importantes en el mecanismo de electrocoagulación son; formación de cationes metálicos debido al suministro de corriente eléctrica a los ánodos; producción de iones hidroxilo debido al hidrólisis del cátodo; interacción de cationes metálicos con iones hidroxilos para formar hidróxidos metálicos; oxidación de contaminantes tóxicos; neutralización de la carga de contaminantes y adsorción de contaminantes neutralizados (Das et al., 2022).

3.2.1.2 Electroflotación

La electroflotación es un método de tratamiento de aguas residuales que combina los principios de la electrocoagulación y la flotación. Es un proceso de separación en el que las partículas hidrófobas existentes en el agua o las partículas generadas por otros procesos son transportadas a la superficie acuosa por burbujas de gas adheridas generadas por la descomposición del agua en oxígeno e hidrógeno. Dentro del funcionamiento, se encuentra la aplicación de corriente eléctrica a una celda con dos electrodos para inducir la electrólisis del agua, generando burbujas de hidrógeno en el cátodo y de oxígeno en el ánodo. Estas burbujas se adhieren a las partículas contaminantes, llevándolas a la superficie del líquido, donde forman una capa de espuma que se recolecta y elimina. La electroflotación es especialmente útil para tratar soluciones muy diluidas, con concentraciones de contaminante por debajo de los 50 [mg/L] (Muddemann et al., 2019).

3.2.1.3 Electrodeposición

La electrodeposición es un proceso en el que tiene lugar una reacción Redox, en donde ocurre una reducción y oxidación de los iones de metales pesados en una celda que consta de un ánodo, un cátodo, un electrolito, y una fuente de corriente. Cuando se hace pasar la electricidad por el electrolito, los iones metálicos del ánodo se desprenden en la solución acuosa y se reducen, para posteriormente precipitar y depositarse en forma de película protectora en la pieza que se va a impregnar (cátodo), volviendo a su estado metálico original. Por su parte, el paso de la corriente eléctrica provocará que el ánodo se oxide liberando más cationes del metal pesado a la solución acuosa. Ahí se reducen de nuevo y se precipitan en el cátodo como capa superficial (Alsiment, 2022).

3.2.2 Filtración por membranas

La filtración por membranas es una técnica de separación que utiliza membranas semipermeables para separar sustancias en función del tamaño de las partículas y diferencia de presión. Esta técnica implica pasar una corriente de alimentación a través de un sistema de membranas, separando la corriente en dos corrientes independientes, es decir el permeado (agua filtrada) y el retenido (corriente con sustancias separadas). Varios parámetros afectan el rendimiento de las membranas, entre los cuales se encuentran el material de la membrana, el tamaño de los poros y la composición de la solución.

Las tecnologías más utilizadas son: ósmosis reversa (OR), ultrafiltración (UF), microfiltración (MF), nanofiltración (NF) y electrodiálisis (ED). Estos procesos son similares, pero se diferencian en la estructura de los poros, la permeabilidad de la membrana y las presiones operativas aplicadas (Barman et al., 2021).

3.2.2.1 Ósmosis inversa

La ósmosis inversa (OR) es un proceso en el cual se reduce el caudal a través de una membrana semipermeable y se ejerce una fuerza de empuje superior a la presión osmótica en dirección opuesta al proceso de osmosis. De esta forma se logra separar las sustancias que se encuentran en el agua en un lado de la membrana (concentrado) y del otro lado se obtiene una solución diluida baja en sólidos disueltos (permeado). En general, las membranas utilizadas en OR tienen poros con tamaño en el rango de 0,1 y 1 [nm], y se emplea una presión de trabajo en el rango de 10 a 70 [bar] (Carbotecnia, 2024).

3.2.2.2 Ultrafiltración y microfiltración

Tanto la ultrafiltración (UF) como la microfiltración (MF), son métodos de filtración física que utilizan una membrana semipermeable para atrapar contaminantes, en donde son procesos dependientes de la presión,

que eliminan los sólidos disueltos y otras sustancias del agua en menor medida que la nanofiltración y la osmosis inversa. La principal diferencia entre ambos métodos radica en el tamaño de poro de la membrana. La UF tiene poros en el rango de 1 a 100 [nm], mientras que la MF tiene poros en el rango de 0,1 a 5 [μm]. Asimismo, la UF opera a presiones en el rango de 1 a 5 [bar], mientras que la MF opera a presiones entre 0,1 a 2 [bar]. Además, la UF es capaz de tratar compuestos con peso molecular entre 1.000 y 100.000 [Da] (Eykamp, 1995).

3.2.2.3 Nanofiltración

Es una técnica de tratamiento de agua relativamente reciente que utiliza membranas con carga superficial y poros muy pequeños, inferiores a 2 [nm]. Requiere de presiones de funcionamiento en el rango de 10-20 [bar]. Con respecto a su funcionamiento, las membranas son operadas bajo presión, permitiendo la concentración y desalado de solutos orgánicos. De esta manera, los solutos de bajo peso molecular son retenidos, pero las sales pasan, total o parcialmente, a través de la membrana con el filtrado. Es importante de recalcar que las membranas de nanofiltración son capaces de tratar aguas residuales que contienen más de un metal pesado con una eficiencia de remoción de más del 80% (Park et al., 2021).

3.2.2.4 Electrodialisis

La electrodialisis (ED) es una técnica que utiliza membranas de intercambio iónico y electricidad para extraer compuestos iónicos de soluciones acuosas, siendo un campo eléctrico el que actúa como fuerza impulsora para la separación de solutos. La ED tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta 0,01 [nm], y su principal ventaja es su capacidad para recuperar agua limpia, eliminando incluso las concentraciones más bajas de iones metálicos de los efluentes (Tonner et al., 2004).

La Figura 2, ilustra los tamaños partículas e iones retenidos por los distintitos tipos de membranas (Xiang et al., 2022).

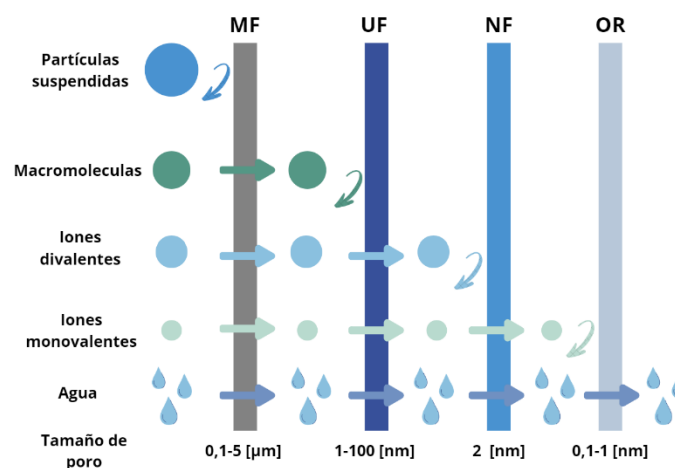


Figura 2. Tamaño de partículas e iones retenidos por las membranas

3.2.3 Tratamientos fisicoquímicos

3.2.3.1 Precipitación química

La precipitación química es la tecnología más común que se utiliza para eliminar metales disueltos (iónicos) de soluciones, como las aguas residuales de procesos que contienen metales tóxicos. Los metales iónicos se convierten en una forma insoluble (partícula) mediante la reacción química entre los compuestos metálicos solubles y el reactivo precipitante (óxido de calcio o cal (CaO), hidróxido de calcio (Ca(OH)_2) y el carbonato de calcio (CaCO_3)). Las partículas formadas por esta reacción se eliminan de la solución mediante sedimentación y/o filtración. Las operaciones unitarias que se requieren en esta tecnología son la neutralización, precipitación, coagulación, floculación, separación de sólidos/líquidos y deshidratación.

La eficiencia del proceso depende de varios factores, incluido el tipo y concentración de metales iónicos presentes en la solución, el precipitante utilizado, las condiciones de reacción (especialmente del pH de la solución que debe estar en valores cercanos a 11) y la presencia de otros componentes que pueden inhibir la reacción de precipitación.

La precipitación química presenta varias ventajas, como la posibilidad de tratar eficazmente efluentes con una concentración del metal mayor a 1.000 [mg/L], la simplicidad del proceso y el uso de equipos económicos, así como operaciones convenientes y seguras. No obstante, la precipitación química requiere la adición de una cantidad considerable de productos químicos, lo que genera una producción excesiva de lodos que requieren de un tratamiento adicional (Dahman, 2017).

3.2.3.2 Intercambio iónico

El tratamiento de intercambio iónico implica el intercambio mutuo de iones entre partículas sólidas (resinas de intercambio iónico) y un líquido. En este método, se utiliza una resina insoluble para remover los iones de metales pesados de las aguas residuales y liberar otros iones de similar carga en una cantidad químicamente equivalente, sin ningún cambio estructural de la propia resina. La eficiencia de este proceso depende de factores como la afinidad de la resina por un ion en particular, el pH del fluido, la concentración de iones, la temperatura y la difusión; éste último factor está en función de la dimensión del ion, carga electrostática, temperatura, estructura y tamaño del poro de la resina. Por lo tanto, este proceso tiene alta eficiencia, menor volumen de lodos, alta selectividad y recuperación de los metales, pero no es efectivo para tratar soluciones con concentraciones altas de metales pesados debido a que la matriz se satura rápidamente, requiere de tiempo de regeneración y es sensible a las variaciones de pH (Dyer, 2000).

3.2.3.3 Adsorción

La adsorción es un fenómeno superficial, en donde implica la concentración de uno o más componentes de un gas o un líquido en la superficie de un sólido. El sólido se denomina adsorbente y las moléculas adsorbidas en la superficie del sólido, con mayor concentración que en la fase fluida, se conocen como adsorbato (Figura 3). Una gran superficie específica es preferible para proporcionar una gran capacidad de adsorción, pero la creación de una gran superficie interna en un volumen limitado inevitablemente da lugar a una gran cantidad de poros de pequeño tamaño entre las superficies de adsorción. El tamaño de los microporos determinará la accesibilidad de las moléculas de adsorbato a la superficie de adsorción interna, por lo que la distribución de tamaño de poro de los microporos es una propiedad importante para caracterizar la adsorptividad de los adsorbentes.

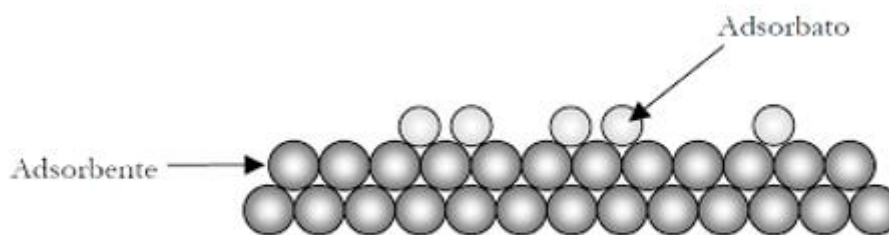


Figura 3. Representación de adsorbato y adsorbente.

Entre los factores que afectan a la adsorción se incluyen la temperatura, la naturaleza del adsorbato y del adsorbente, la presencia de otros contaminantes, y las condiciones atmosféricas y experimentales (pH, concentración del contaminante, tiempo de contacto y tamaño de partícula del adsorbente, etc) (Artioli, 2008).

La adsorción se establece debido a las fuerzas de atracción entre las moléculas de fluido y la superficie sólida. Si las fuerzas son de tipo van der Waals, conllevan una fisisorción sobre la superficie del adsorbente, resultado de interacciones intermoleculares débiles entre el sólido y el fluido. En cambio, la adsorción activada o quimisorción ocurre cuando se forman enlaces químicos entre las moléculas de fluido y la superficie adsorbente (Artioli, 2008).

La adsorción es uno de los métodos más utilizados para la remoción de metales pesados como cromo, plomo, níquel, mercurio, cadmio, cobre, entre otros, de efluentes descargados. Esto se debe a su bajo costo, buena eficiencia, facilidad de operación, alta reactividad con el adsorbato, diseño flexible y capacidad de regeneración (Kumar et al., 2021). Los adsorbentes pueden ser de origen mineral, orgánico o biológico como zeolitas, subproductos industriales, desechos agrícolas, biomasa o materiales poliméricos (Barakat, 2011). A nivel industrial, el carbón activado es el adsorbente más utilizado debido a su gran área superficial, comprendida entre 500-1000 [m²/g], su estructura porosa y su alta capacidad de adsorción. Generalmente es fabricado a partir de subproductos agrícolas que utilizan carbonato de potasio (K₂CO₃) en su proceso. No obstante, el carbón activado posee un mayor costo que otros adsorbentes (Ighalo et al., 2022).

La remoción de metales pesados en medio acuoso mediante tecnologías sostenibles, ha sido objeto de creciente interés en el ámbito de la remediación ambiental. En este contexto, el desarrollo de adsorbentes naturales, también conocidos como biosorbentes, se ha posicionado como una alternativa prometedora a los materiales convencionales, debido a su bajo costo, alta disponibilidad y menor impacto ambiental. Estos biosorbentes, derivados de residuos agroindustriales y biomasa, presentan una diversidad de grupos funcionales (como carboxilos, hidroxilos y aminas), que facilitan la interacción con iones metálicos a través de mecanismos de adsorción, incluyendo intercambio iónico, quelación y atracción electrostática. Este proceso, conocido como biosorción, ha demostrado ser una estrategia eficiente y sostenible para el tratamiento de efluentes industriales, destacándose por la regenerabilidad del biosorbente y su aplicabilidad en sistemas de adsorción en continuo (Gupta et al., 2021).

3.3 Biosorción

La sorción es un término utilizado tanto para la absorción como para la adsorción, estos términos a menudo se confunden. La absorción es la incorporación de una sustancia en un estado a otro diferente; es decir, líquidos absorbidos por un sólido o gases absorbidos por agua. La adsorción es la adherencia física o unión de iones y moléculas sobre la superficie del material sólido (Mejía, 2024). Tal como se mencionó en la sección 3.2.3.3, el material acumulado en la interfaz es el adsorbato y la superficie sólida es el adsorbente. A continuación, en la Figura 4, se esquematiza los procesos anteriormente mencionados.

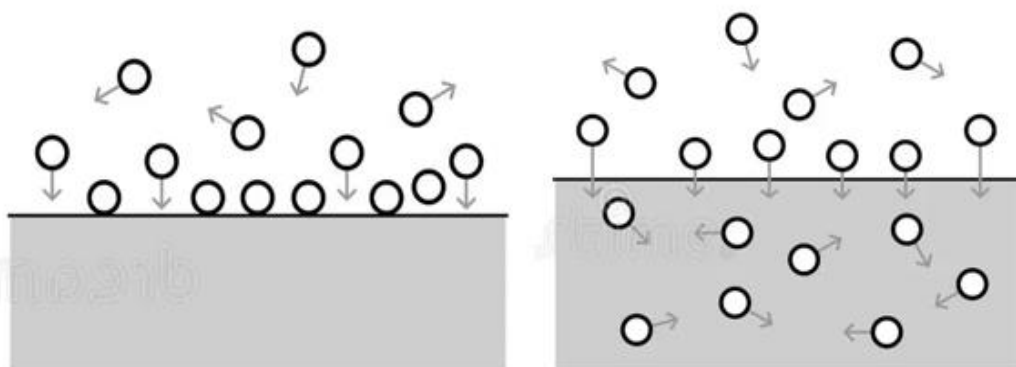


Figura 4. Diferencias entre adsorción y absorción.

Como se observa en la Figura 4, durante el proceso de adsorción las moléculas o iones del contaminante se acumulan en la capa más externa del adsorbente, formando un complejo adsorbato-adsorbente, disminuyendo así la concentración del contaminante en la solución a tratar. A medida que el proceso continúa, pueden formarse múltiples capas de adsorbato en la superficie del adsorbente (Mejía, 2024).

Considerando lo anterior, la biosorción es una subcategoría de la adsorción, donde el sorbente es una matriz biológica. El proceso de unión es rápida y reversible de iones en soluciones acuosas. Por lo tanto, la biosorción podrá describir cualquier sistema en el cual un sorbato (átomo, molécula o ion molecular) interactúa con un biosorbente (superficie sólida de una matriz biológica) resultando en la acumulación en la interfase sorbato-biosorbente, provocando una reducción en la concentración del sorbato en la solución tratada. La eficiencia de la biosorción reside en la alta afinidad del biosorbente por la especie objetivo, lo que facilita su adhesión a la superficie del biomaterial. A través de mecanismos (adsorción, intercambio iónico, precipitación, y en ciertos casos, la absorción), se produce una distribución selectiva de la especie entre las fases sólida y líquida, lo cual es fundamental para el proceso de separación y remoción de contaminantes (Shrestha et al., 2021).

En general, el proceso de biosorción se basa en las características fisicoquímicas del biosorbente. Esto incluye la solubilidad, el tamaño molecular, la superficie de carga, la composición química, la reactividad y la hidrofobicidad.

En comparación con otros métodos convencionales, la biosorción suele ser preferida debido a que no requiere una alta inversión de capital, ya que los materiales biológicos suelen ser económicos y fáciles de obtener a partir de la agricultura o de desechos industriales. Otras ventajas de este método incluyen una alta

eficiencia, la minimización de lodos químicos o biológicos, no requerir aditivos químicos, la posibilidad de regenerar el biosorbente y la recuperación de los metales (Michalak et al., 2013).

3.3.1 Biosorbentes

Los biosorbentes son materiales provenientes de la flora microbiana, algas, plantas, biomasa residual, productos agroindustriales o algunos biopolímeros, estos deben ser capaces de adsorber directamente el metal de forma iónica de la solución. Los biosorbentes son sometidos a tratamientos fisicoquímicos sencillos y de bajo costo, con el fin de mejorar su capacidad de adsorción en los procesos de aplicación como remoción de metales pesados o recuperación de especies metálicas en solución.

La calidad del biosorbente está ligada a la cantidad de sorbato que pueda atraer y retener, es este sentido, la búsqueda de nuevos materiales biosorbentes de bajo costo y con gran potencial de adsorción de iones metálicos presentes en aguas residuales, se ha convertido en el objetivo principal de la ciencia. Razón por la cual, se han realizado diversos estudios evaluando la efectividad de muchas biomásas microbiológicas, vegetal y animales, al igual que diversos productos derivados de su pre-tratamiento físico y modificación química.

Para ser considerado efectivos los biosorbentes a elección, se deben cumplir los siguientes criterios; alta capacidad de biosorción y cinética adecuada; tamaño, forma y propiedades óptimas para remover el contaminante de interés; separación del biosorbente de la solución de manera económica, rápida y con una alta eficiencia; alta resistencia mecánica, estabilidad térmica, y buena resistencia química; alta disponibilidad y método de preparación rentable; posibilidad de ser regenerado y reutilizado (Tejada et al., 2025).

3.3.2 Biosorción utilizando residuos vegetales

A lo largo de los años, se ha llevado a cabo una extensa investigación sobre diversos residuos vegetales empleados como biosorbentes en la remoción de metales pesados. Entre estos se han examinado varias plantas nativas de América del Sur, que también crecen en regiones cercanas a Chile.

Se propone la identificación de familias o categorías de plantas endémicas o nativas que hayan sido objeto de estudio en la remoción de metales pesados, con un enfoque particular en su utilización como biosorbentes. Esta identificación es esencial para comprender las capacidades y limitaciones de diversas especies vegetales en el proceso de biosorción. El análisis se basa en una revisión exhaustiva de la literatura existente y la recopilación de datos experimentales recientes. Los resultados de este análisis se presentan detalladamente en la Tabla 4.

Tabla 4. Parámetros reportados en diversas investigaciones de biosorción de Cu^{2+} utilizando plantas como biosorbentes.

Biomasa foliar	Familia	Metal	C_0 [mg/L]	M/V [g/L]	pH	T° [°C]	Rango t_p [μm]	t_e [min]	q_e [mg/g]	$q_{\text{máx}}$ [mg/g]	Referencias
Corteza de pino	-	Cu^{2+}	100	5	5	25	-	260	10,2	17,46	(Calero et al., 2012)
<i>Annona squamosa</i>	<i>Annonaceae</i>	Cu^{2+}	500	20	5,3	30	-	120	20,8	18,8	Babu et al., (2018)
Algas verdes	<i>Ulva lactuca</i>	Cu^{2+}	20	40	5	22	-	15	24,8	-	(Tapia et al., 2011)
<i>Lessonia Nigrescens</i>	<i>Lessoniaceae</i>	Cu^{2+}	600	1	3,2	18	-	90	48,2	54,4	(Jiménez, 2011)
<i>Durvillaea Antarctica</i>	<i>Durvillaeaceae</i>	Cu^{2+}	400	2	3,5	20	<5000	-	51,4	66,4	(Cabrera, 2010)
Escobajo de uva	-	Cu^{2+}	20	10	4,5	28	106	120	15,2	-	(Morandé, 2017)
<i>Thymus vulgaris</i>	<i>Lamiaceae</i>	Cu^{2+}	50-500	10	4	20	100	2	-	38,9	Ivanova et al. (2022)
<i>Cinnamomum camphora</i>	<i>Lauraceae</i>	Cu^{2+}	150	2	4	30	80	30	13,1	16,8	H. Chen et al. (2010)
<i>Myrica esculenta</i>	<i>Myricaceae</i>	Cu^{2+}	10	10	4	25	64	45	1,4	39,4	R. Kumar et al. (2023)
Cuesco de palta	-	Cu^{2+}	20	10	4,5	28	106	120	13,5	-	(Morandé, 2017)
Semilla de granada	-	Cu^{2+}	100	15	4,5	17	150-425	180	-	5,1	(Arévalos, 2023)
<i>Uncaria gambir</i>	<i>Rubiaceae</i>	Cu^{2+}	10	60	5	30	250	50	1,5	6,7	Tong et al. (2011)
<i>Verbascum thapsus</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	Cu^{2+}	100	20	4	25	<2000	90	42,3	1,1	Nujkić et al. (2023)

3.3.3 Mecanismos de biosorción

La biosorción es un proceso de transferencia de masa pasivo y complejo que involucra la adsorción de iones metálicos en la superficie de un biosorbente. Este fenómeno ocurre a través de múltiples mecanismos: quelación, complejación, intercambio iónico, quimisorción, reducción, precipitación superficial y adsorción en superficies y poros, cada uno con particularidades que favorecen la eficiencia de la biosorción (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.3.1 Quelación

Es un mecanismo en el cual un agente complejo orgánico (quelato) une los iones metálicos en más de un lugar a la vez para formar una estructura de anillo. Las moléculas en un compuesto orgánico que forman estos tipos de coordinación se denominan ligandos y la asociación ligando-metal se conoce como complejo de coordinación. Un aumento en los complejos de coordinación en las superficies minerales debilita el enlace de metal o catión a la red cristalina, dando como resultado la disolución.

Los quelatos, al formar enlaces múltiples con el ion metálico, suelen ser más estables que los complejos simples. Esta estabilidad ha sido aprovechada en la biosorción para la remoción eficaz de metales pesados de efluentes líquidos, un enfoque que se ha investigado ampliamente debido a su relevancia ambiental y aplicabilidad práctica (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.3.2 Complejación

Es un proceso en el que dos o más especies se asocian y forman un complejo. Cuando los complejos se forman de tal manera que el átomo de metal único disfruta de la posición central, entonces se denominan complejos mononucleares. Cuando más de un ion metálico está presente en el centro, forman un complejo polinuclear. Durante la formación de complejos polinucleares, en función del número de ligandos de unión involucrados, el átomo de metal puede tener una carga positiva, negativa o neutra. Varios estudios han confirmado que la formación de complejos por lo ligandos mononucleares es más deseable que los ligandos polinucleares porque estos últimos contienen múltiples ligandos que dan como resultado la unión de múltiples especies (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.3.3 Quimisorción

La quimisorción, también conocida como adsorción química es un proceso de adsorción que implica una reacción química entre la superficie y el adsorbato. Principalmente, ocurre cuando el adsorbato y el adsorbente se atraen a través de un enlace químico o debido a las fuerzas químicas de atracción. Durante el proceso de quimisorción solo se forma una sola capa de adsorbato sobre el adsorbente y este proceso tiene una alta entalpia de adsorción. La cinética del proceso es dependiente de la temperatura; incrementándola se acelera la reacción hasta alcanzar un punto óptimo, tras el cual la velocidad puede disminuir (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.3.4 Intercambio iónico

El intercambio iónico es un mecanismo esencial en la biosorción, el cual permite la sustitución de iones metálicos presentes en una solución por iones de la misma carga situados en la superficie del biosorbente. Esta dinámica de intercambio implica la transferencia de aniones o cationes, donde los grupos funcionales específicos en el biosorbente, como los grupos amino y carboxilo, actúan como intercambiadores de aniones y cationes, respectivamente. Este mecanismo es crucial para la eficacia de la biosorción en la remoción de contaminantes desde los efluentes (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.3.5 Precipitación superficial

La precipitación superficial es un mecanismo en el cual los iones metálicos disueltos en una solución acuosa reaccionan con grupos funcionales presentes en la superficie del biosorbente, lo cual resulta en la formación de precipitados. Estos precipitados pueden ser de naturaleza orgánica o inorgánica, y suelen formarse durante el proceso de adsorción, particularmente en la biosorción que implica el uso de bacterias (Ahmad & Zaidi, 2021). Este fenómeno contribuye significativamente a la remoción de metales pesados desde las aguas residuales al convertir los contaminantes disueltos en sólidos, facilitando así su separación de la solución acuosa (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.3.6 Reducción

La reducción es también un mecanismo importante de adsorción que desempeña un papel vital en la biosorción de metales pesados. Durante el proceso de reducción, el metal se conecta con un grupo funcional, se reduce y experimenta el crecimiento de cristales. Este cambio de estado de oxidación del metal permite que se adhiera en múltiples puntos del biosorbente, lo que puede mejorar la estabilidad de la unión y la eficiencia del proceso de biosorción (Ahmad & Zaidi, 2020).

3.3.4 Factores que afectan la biosorción

El proceso de biosorción está influenciado por una serie de factores que pueden alterar su eficiencia en la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas. Estos factores incluyen; dosis del biosorbente, pH, temperatura, tiempo de contacto, efecto de la fuerza iónica, efectos de la concentración inicial y velocidad de agitación.

3.3.4.1 Dosis del biosorbente

La dosis de biosorbente se refiere a la cantidad de biosorbente por volumen de aguas residuales. Si la dosis aumenta, la eficiencia de biosorción aumenta porque hay más sitios activos disponibles para los iones de metales pesados. Sin embargo, la capacidad de biosorción se reduce por que los sitios activos del biosorbente no están saturados. Importante de mencionar que una dosis más baja de biosorbente genera retenciones mayores y menores eficiencias de remoción (Beni & Esmaeili, 2020).

3.3.4.2 pH

El pH es un parámetro muy importante que desempeña un papel crítico en el proceso de biosorción. Determina la carga superficial del adsorbente, el grado de ionización y el tipo de adsorción como también afecta la solubilidad de los iones metálicos y los sitios de unión del biosorbente. Los valores óptimos de pH para maximizar la biosorción dependen específicamente del tipo de biosorbente y del metal pesado en cuestión. Sin embargo, valores típicamente usados de pH de trabajo varían entre 4 y 5 (Shamim, 2017).

3.3.4.3 Temperatura

La temperatura es un parámetro que desempeña un papel crucial en la termodinámica del proceso y en la energía cinética de los iones metálicos, pudiendo ejercer una influencia tanto positiva como negativa sobre la biosorción en determinados rangos de temperatura. Afecta la solubilidad y estabilidad de las especies de iones metálicos, ligandos y ligandos complejos. Sin embargo, algunos investigadores afirman que el efecto de la temperatura es menor que el de los parámetros anteriormente mencionados es decir la dosis de biosorbente y pH. La temperatura óptima para la eliminación eficiente de iones metálicos del entorno es entre 20 y 35 [°C], superior a estas temperaturas pueden dañar al biosorbente y a su vez afectar el proceso de biosorción (Shamim, 2017).

3.3.4.4 Tiempo de contacto

El tiempo necesario para lograr la máxima eficiencia de remoción varía según el tipo de biosorbente, el ion de metal pesado a remover y las interacciones entre ambos. En diversos estudios, se ha observado que la biosorción de metales pesados ocurre rápidamente en las etapas iniciales del proceso, principalmente debido a la disponibilidad de numerosos sitios activos. Conforme avanza el proceso, la velocidad disminuye gradualmente a medida que estos sitios se ocupan, hasta alcanzar un punto óptimo en el que ya no se observan aumentos significativos en la remoción

Como se mencionó anteriormente la biosorción aumenta con el tiempo de contacto hasta alcanzar el tiempo de contacto óptimo, momento en el cual se mantiene prácticamente constante. Cuando todos los sitios activos están ocupados, la biomasa se satura, lo que resulta un equilibrio; es decir que cantidades significativas de iones no se biosorben o algunos de los iones que se biosorbieron en la superficie del biosorbente se separan de la superficie del biosorbente. El tiempo óptimo va a depender del tipo de diseño de equipo y de factores económicos. Para este caso el tiempo óptimo está entre 20-60 [min], mientras que el tiempo de equilibrio es de 120 [min] (Gouda & Taha, 2023).

3.3.4.5 Efecto de la fuerza iónica

Las aguas residuales industriales a menudo contienen otros iones que pueden interferir con la adsorción de los metales pesados. Como tendencia general, se observa que la adsorción del metal disminuye con el aumento de la fuerza iónica de la solución acuosa debido a un incremento en la atracción electrostática y cambios en la actividad del metal (Beni & Esmaeili, 2020).

3.3.4.6 Efectos de la concentración inicial

La concentración inicial proporciona una fuerza impulsora importante para superar la resistencia a la transferencia de masa del metal entre las fases acuosa y sólida. La cantidad de metal adsorbido por la biomasa aumentará con la concentración inicial de metales. El porcentaje óptimo de eliminación del metal se puede obtener con una concentración baja. Por lo tanto, a una concentración dada de biomasa, la sorción de metal aumenta con el aumento de la concentración inicial. Importante de mencionar que un incremento de la concentración inicial del metal pesado en la solución influye significativamente la capacidad de retención del biosorbente. Este fenómeno se debe a la interacción entre los grupos funcionales del biosorbente y los metales pesados (Shamim, 2017).

3.3.4.7 Velocidad de agitación

La capacidad de biosorción es incrementada con el aumento de la velocidad de agitación, ya que el incremento en la velocidad de agitación está relacionado con la disminución de la película estancada que rodea a la partícula adsorbente, permitiendo la resistencia a la transferencia de masa externa. A pesar de lo anterior es importante de considerar que la velocidad de agitación debe ser lo suficientemente elevada para asegurar una mezcla homogénea de la solución y el biosorbente, pero lo bastante baja para evitar daños en este último (Dávila, 2012).

3.4 Antecedentes teóricos del proceso de biosorción

Los principios fundamentales para la remoción de iones metálicos, la cinética de transferencia de masa durante el proceso, los modelos utilizados para cuantificar las interacciones metal-biosorbente en equilibrio y los parámetros estadísticos que determinan la validez de estos mismos; son áreas claves del proceso de biosorción que requieren revisión detallada.

En términos operativos, existen diversas configuraciones para llevar a cabo la adsorción, como la adsorción discontinua por lotes, los reactores continuos de tanque agitado (CSTR), la adsorción en lecho fijo, en lecho expandido, en lecho fluidizado, de lecho móvil simulado, entre otras. Esta investigación se centra en la adsorción discontinua por lotes, que representa el 90% de la literatura científica y es la metodología utilizada en los ensayos de laboratorio (Piccin et al., 2017).

La adsorción discontinua por lotes proporciona una medida de la eficacia del proceso en la eliminación de sustancias específicas, así como la capacidad máxima de adsorción. La adsorción por lotes se utiliza para obtener datos y parámetros sobre la eliminación de adsorbatos como isothermas de adsorción de equilibrio, evaluar la capacidad de adsorción de los adsorbentes y para el caso de la cinética recolectar intervalos de tiempo preestablecidos para analizar el nivel residual de adsorbatos en la solución (Piccin et al., 2017).

Varios investigadores sugieren que los experimentos de adsorción por lotes son simples y pueden proporcionar una buena comprensión de las propiedades del adsorbente, la cinética y el mecanismo general de adsorción. Por lo tanto, la adsorción por lotes se prefiere a escala de laboratorio, para predecir el rendimiento de los adsorbentes antes de su aplicación a gran escala industrial (Piccin et al., 2017).

3.4.1 Cálculo de la capacidad de retención

Antes de entrar en detalles sobre el estudio de la cinética de la biosorción, se debe analizar la calidad del biosorbente, la cual se juzga según la cantidad de sorbato que puede atraer y retener en forma “inmovilizada”. La capacidad de adsorción del metal por parte del biosorbente se puede calcular a partir de la diferencia entre la cantidad inicial de iones presentes en el medio acuoso y la permanencia en el medio después de la biosorción.

La Figura 5, muestra una representación esquemática de una operación de adsorción discontinua por lotes. En este caso, se pone en contacto una cierta cantidad m de un adsorbente puro con una solución de volumen inicial V_0 y concentración de adsorbato C_0 . La solución se agita a temperatura constante hasta el final de la operación (tiempo t). Durante este periodo, el adsorbato se transfiere desde la solución a la superficie del adsorbente, lo que provoca una disminución de la concentración en la solución hasta C_t , y un aumento de la cantidad de adsorbato en la fase sólida hasta llegar q_t . Cuando se alcanza el equilibrio, se cumplen las condiciones $t = t_e$, $C_t = C_e$ y $q_t = q_e$. (Piccin et al., 2017).

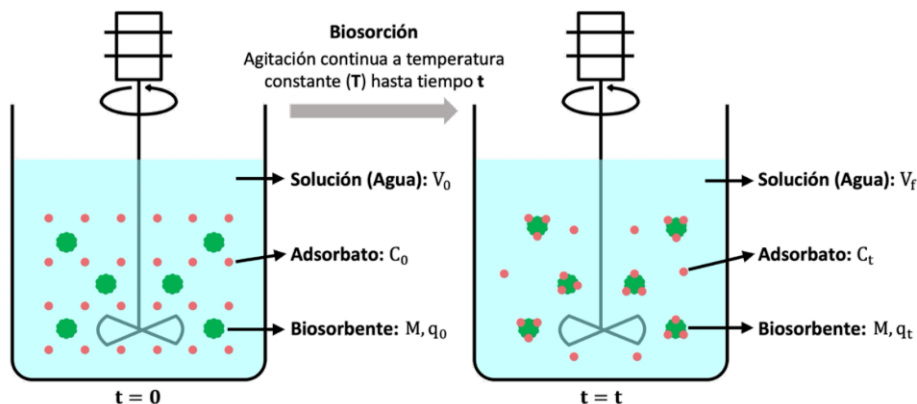


Figura 5. Representación esquemática de un proceso de adsorción discontinuo por lotes.

En operaciones discontinuas por lotes, normalmente se requiere de un balance de masa sencillo para obtener la cantidad de adsorbato adsorbido por el adsorbente en un tiempo t . El balance de masa global del adsorbato viene dado por (Geankoplis, 1998) (Eykamp, 1995):

$$C_0 V_0 + q_0 m = C_t V_f + q_t m \quad [1]$$

Para un adsorbente descargado, la cantidad de adsorbato retenida en el tiempo 0, representada por q_0 , es igual a 0, lo que simplifica la Ecuación 1 en:

$$C_0 V_0 = C_t V_f + q_t m \quad [2]$$

Reescribiendo,

$$q_t = \frac{C_0 V_0 - C_t V_f}{m} \quad [3]$$

Dado que $V_0 = V_f$, es decir, que el volumen no cambia con el tiempo, la cantidad de adsorbato retenida por el adsorbente en el tiempo t está determinada por:

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t)V}{m} \quad [4]$$

Donde:

- q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t [mg adsorbato/g adsorbente]
- C_0 : Concentración inicial del adsorbato en la solución [mg/L]
- C_t : Concentración del adsorbato en la solución en el tiempo t [mg/L]
- V : Volumen de la solución [L]
- m : Masa del biosorbente [mg]

Además, la eficiencia de remoción del metal de interés del proceso se puede calcular utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{remoción [\%]} = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \cdot 100 \quad [5]$$

3.4.2 Clasificación de las isotermas de equilibrio

Para comprender mejor el mecanismo de adsorción, se aplican modelos matemáticos conocidos como isotermas de adsorción. Los detalles del equilibrio del proceso, generalmente conocidos como isotermas de adsorción, describen la interacción entre el adsorbato y el adsorbente, desempeñando un papel crucial en la optimización del uso de cualquier adsorbente. Su comportamiento está influenciado por la naturaleza de la especie adsorbida (adsorbato), el tipo de adsorbente y varias propiedades físicas de la solución, tales como el pH, la dosis de biosorbente, la fuerza iónica, la temperatura y la velocidad de agitación. Además, la forma de las isotermas permite predecir los mecanismos de adsorción, los cuales proporcionan información sobre la naturaleza física del adsorbato y la superficie del adsorbente, al mismo tiempo que posibilita la medición del área de superficie específica del adsorbente (Piccin et al., 2017).

Las isotermas de adsorción presentan diversas formas, dependiendo del sistema que se trate, proporcionando una información cualitativa sobre el proceso de adsorción y de la extensión de la superficie cubierta por el adsorbato. La clasificación más aceptada de las isotermas de adsorción en fase líquida es la propuesta por Giles y Smith (Cabal, 2009), que las divide en cuatro clases en función de la forma del tramo inicial de las mismas, y en varios subgrupos dependiendo del tramo final (Figura 6). Los tipos que se distinguen son los siguientes:

- *Isotermas tipo S (o de orientación vertical)*: Son cóncavas respecto al eje de ordenadas, por lo que la adsorción se ve favorecida a medida que aumenta la concentración de la fase líquida. Este hecho es debido a asociaciones colaterales entre las moléculas adsorbidas (adsorción cooperativa). Se produce este tipo de isotermas cuando existe una moderada atracción intermolecular entre el adsorbato y el adsorbente, y se produce una fuerte competencia por los centros de adsorción con las moléculas de disolvente o de otros adsorbatos. A modo de ejemplo se puede citar la adsorción de fenoles sobre alúminas.
- *Isotermas tipo L (o tipo Langmuir)*: Son cóncavas respecto al eje de abscisas, por lo que a medida que aumenta la concentración en la fase líquida, la cantidad adsorbida aumenta más lentamente. Este tipo de isotermas se presentan cuando existe fuerte atracción intermolecular entre las moléculas de adsorbato.
- *Isotermas tipo H (o de alta afinidad)*: Son un caso especial de las de tipo L; el soluto tiene tanta afinidad hacia la fase sólida que en disoluciones diluidas se encuentra totalmente adsorbido, o prácticamente no se detecta en disolución. La parte inicial de la isoterma es vertical, y se presenta en la adsorción de micelas iónicas o moléculas poliméricas, aunque a veces se trata de iones simples que se intercambian con otros de mucha menor afinidad por el adsorbente.
- *Isotermas tipo C (o de partición constante)*: Presentan una forma lineal hasta alcanzar la capacidad máxima de adsorción, donde se produce un cambio brusco a un tramo horizontal. Este tipo de

adsorción indica que el adsorbato presenta mayor afinidad por el adsorbente que por el disolvente. La forma lineal de la isoterma indica que el soluto penetra en zonas inaccesibles al disolvente.

La segunda clasificación en subgrupos hace referencia al mecanismo de adsorción. Las curvas del subgrupo 1 representan sistemas en los que la monocapa no ha sido completada. En el subgrupo 2 y siguientes, se puede identificar una meseta de adsorción, que se corresponde con el llenado de la monocapa. El aumento posterior representa el desarrollo de la segunda capa, la cual se completa en el subgrupo 4. En el subgrupo mx, se alcanza un punto en el cual las interacciones tipo van der Waals adsorbato-adsorbato sobrepasan las interacciones de tipo adsorbato-adsorbente, de manera que parte del adsorbato retenido se desorbe de la superficie (Cabal, 2009).

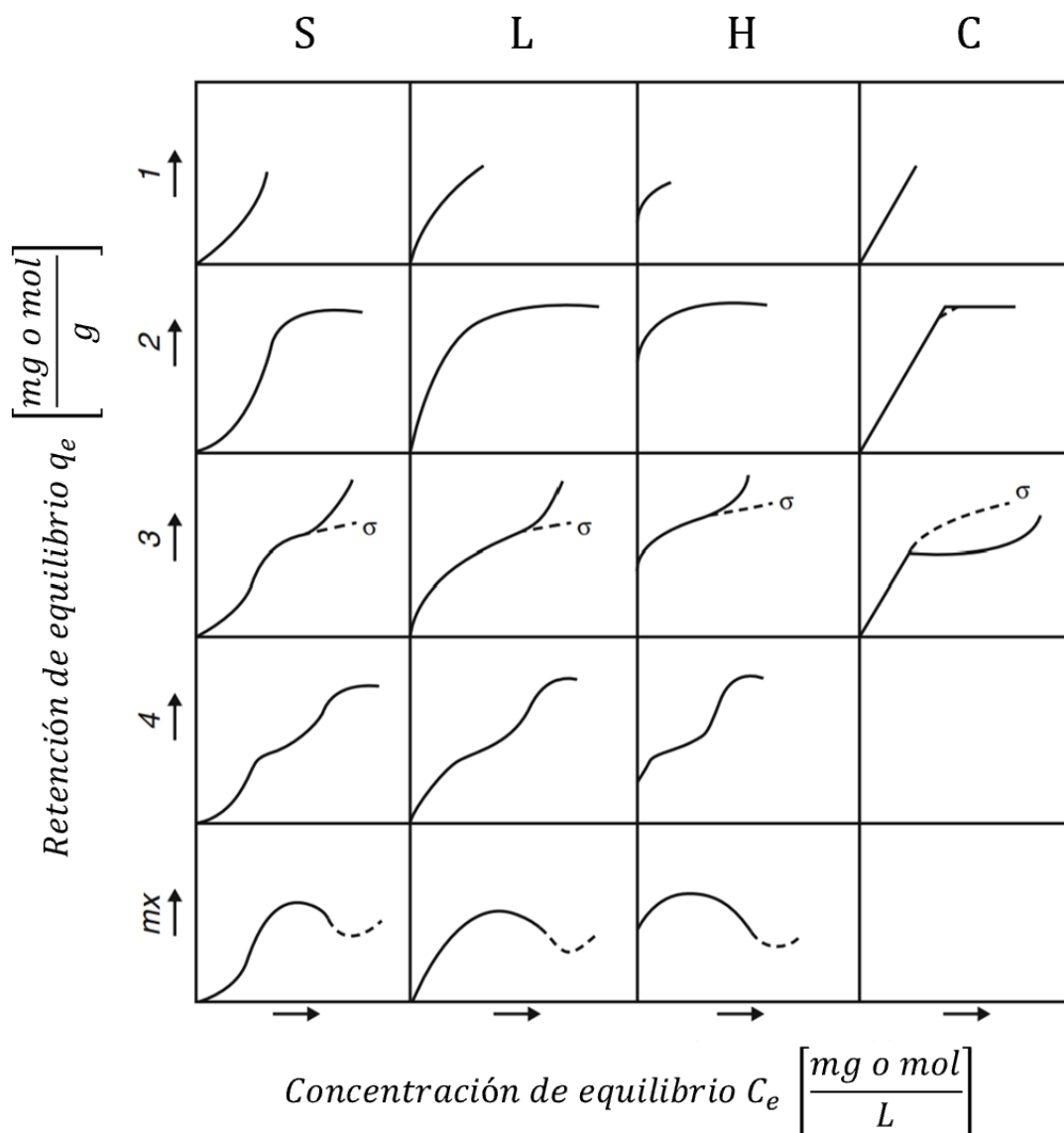


Figura 6. Clasificación de las isothermas de adsorción.

3.4.3 Modelos teóricos de isotermas de equilibrio

Los modelos empíricos son relaciones matemáticas simples, caracterizadas por un número limitado de parámetros ajustables, que dan una buena descripción del comportamiento experimental en un amplio rango de condiciones de operación. En este caso resulta útil emplear los modelos de Langmuir; Freundlich y Brunauer, Emmett y Teller para describir la isoterma de biosorción.

3.4.3.1 Isoterma de Langmuir

La isoterma de adsorción de Langmuir es una de las más empleadas en los estudios de adsorción por lote, según reportes de científicos, se usa ampliamente en el ajuste de datos experimentales relacionados con la eliminación de metales pesados. Este modelo asume que la adsorción ocurre en sitios específicos de la superficie del adsorbente y en cada uno de ellos se puede acomodar solo una molécula, para una cobertura en monocapa. Además, las moléculas adsorbidas no pueden migrar a través de la superficie o interactuar con las moléculas vecinas y la energía de adsorción es la misma en todos los sitios. A partir del modelo de Langmuir se puede estimar la capacidad máxima de adsorción producida por el cubrimiento completo en la monocapa de la superficie del adsorbente (Castellar et al., 2013).

El desarrollo matemático se basa entonces en la simplicidad física de los mecanismos en relación con varios supuestos; (i) la superficie es homogénea, lo que significa que todos los sitios son energéticamente equivalentes, (ii) la adsorción es un proceso en monocapas y cada sitio puede adsorber solo una molécula de adsorbato, (iii) no hay interacción lateral entre las moléculas adsorbidas y (iv) la adsorción es reversible (Sahoo & Prelot, 2020).

La isoterma de Langmuir se representa matemáticamente como:

$$q_e = q_{m\acute{a}x} \frac{K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad [6]$$

Donde:

- q_e : Capacidad de adsorción en el equilibrio [mg adsorbato/g adsorbente]
- $q_{m\acute{a}x}$: Retención máxima del adsorbato a la que el adsorbente está saturado [mg adsorbato/g adsorbente]
- K_L : Coeficiente relacionado con la afinidad entre el adsorbente y el adsorbato (constante de Langmuir) [L/mg]
- C_e : Concentración de adsorbato de equilibrio en la solución [mg/L]

La ecuación se puede linealizar de la siguiente manera:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{m\acute{a}x} C_e} + \frac{1}{q_{m\acute{a}x}} \quad [7]$$

Esta forma linealizada permite graficar $1/q_e$ en función de $1/C_e$ y obtener la constante de Langmuir.

Además, las características de la adsorción, según la isoterma de Langmuir, pueden expresarse mediante una constante adimensional R_L , conocida como factor de separación, que se define como:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_e} \quad [8]$$

El factor R_L proporciona información sobre si el proceso de adsorción es favorecido o no. Si $0 < R_L < 1$, la adsorción se considera favorable; si $R_L = 0$, es irreversible; si $R_L > 1$, es desfavorable; y cuando $R_L = 1$, el proceso es lineal.

3.4.3.2 Isoterma de Freundlich

La isoterma de Freundlich describe una adsorción reversible, multicapa y no ideal. Este modelo se utiliza para interpretar procesos de sorción sobre superficies heterogéneas o superficies con sitios de unión con afinidades variables. Se asume que los sitios de unión más fuertes son ocupados en primera instancia y que la fuerza de unión disminuye a medida que se incrementa el grado de ocupación de los sitios de unión, debido a las diferentes energías de enlace (Cabal, 2009).

La ecuación supone que, al aumentar la energía libre de adsorción, el número de centros de adsorción disminuye exponencialmente, y que no se desprecia la fuerza de interacción entre las moléculas de adsorbato. Esto es representado por la ecuación empírica que se muestra a continuación:

$$q_e = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad [9]$$

Donde:

- q_e : Capacidad de adsorción en el equilibrio [mg adsorbato/g adsorbente]
- K_F : Constante empírica relacionada con la máxima capacidad de unión (constante de Freundlich) [(mg/g)(L/mg)^{1/n}]
- n : Constante empírica relacionada con la afinidad o fuerza de unión (constante de Freundlich)
- C_e : Concentración de adsorbato de equilibrio en la solución [mg/L]

La expresión se puede linealizar utilizando logaritmos, expresándose de la siguiente manera:

$$\log(q_e) = \log K_F + \left(\frac{1}{n}\right) \cdot \log C_e \quad [10]$$

La representación gráfica del logaritmo de q_e en función del logaritmo de C_e facilita la obtención de los parámetros K_F y n , cuyo valor proporciona información crucial sobre el proceso de adsorción. Si $0 < n < 1$, la adsorción es desfavorable (isoterma tipo S); si $n > 1$, la adsorción es favorable (isoterma tipo L); y si $n = 1$ el proceso es lineal (isoterma tipo C) (Piccin et al., 2017).

3.4.3.3 Isoterma de Brunauer, Emmett y Teller

La isoterma de Brunauer, Emmet y Teller (BET) es uno de los modelos más empleados para describir el fenómeno de adsorción multicapa. Originalmente desarrollada para la adsorción en fase gaseosa, la ecuación clásica de BET expresa la concentración de la fase gaseosa como concentración relativa, es decir, la relación entre la presión parcial del adsorbato y la presión parcial de saturación a la temperatura del sistema.

Dentro de los supuestos que tienen este modelo, se encuentran; (i) todos los centros (sitios activos o posiciones específicas del sólido) de adsorción de la superficie son equivalentes, (ii) la capacidad de

adsorción de un centro, no depende del grado de ocupación de los centros vecinos y (iii) sobre cada centro pueden adsorbirse varias capas de moléculas, siendo el calor de adsorción para todas ellas equivalentes, excepto para la primera. No obstante, las simplificaciones realizadas por el modelo clásico no pueden aplicarse debido a que, en estos sistemas, las moléculas del adsorbato están en estado líquido, lo que implica que el calor de adsorción de las capas superiores no es igual al calor de condensación (Ebadi et al., 2009).

En este caso, la expresión modificada queda expresada como:

$$q_e = q_{m\acute{a}x} \frac{K_s C_e [1 - (n_b + 1)(K_l C_e)^{n_b} + n_b (K_l C_e)^{n_b+1}]}{(1 - K_l C_e) \left[1 + \left(\frac{K_s}{K_l} - 1 \right) K_l C_e - \frac{K_s}{K_l} (K_l C_e)^{n_b+1} \right]} \quad [11]$$

Para $n_b = \infty$:

$$q_e = q_{m\acute{a}x} \frac{K_s C_e}{(1 - K_l C_e)(1 - K_l C_e + K_s C_e)} \quad [12]$$

Asimismo, es importante recordar que el modelo de BET corresponde a una extensión del modelo Langmuir, por lo tanto, cuando $n = 1$:

$$q_e = q_{m\acute{a}x} \frac{K_s C_e}{(1 + K_s C_e)} \quad [13]$$

Donde:

- q_e : Capacidad de adsorción en el equilibrio [mg adsorbato/g adsorbente]
- $q_{m\acute{a}x}$: Capacidad de adsorción de la monocapa [mg adsorbato/g adsorbente]
- C_{eq} : Concentración de adsorbato de equilibrio [mg/L]
- K_s : Constante de equilibrio de adsorción para la primera capa [L/mg]
- K_l : Constante de equilibrio de adsorción para las capas superiores [L/mg]
- n_b : Número máximo de capas adsorbidas sobre la superficie del adsorbente [-]

3.4.4 Modelos cinéticos

En el proceso de adsorción, la cinética es un factor importante que permite verificar la eficiencia de la sorción, ya que esta describe la velocidad con la que el adsorbente adsorbe al adsorbato y el tiempo de residencia que se presenta en la interfaz sólido-líquido, es decir, ofrece detalles sobre la rapidez de adsorción, la eficacia del adsorbente empleado, y los mecanismos de transferencia de masa. El modelo cinético permite concluir si una interacción única o una combinación de estas controla el proceso de adsorción. Considerando lo anterior los modelos cinéticos se pueden representar mediante curvas que muestran la concentración de adsorbato versus el tiempo o la cantidad de adsorbato retenida versus el tiempo. Entre los modelos cinéticos más utilizados se encuentran el pseudo primer orden y el pseudo segundo orden (González et al., 2024).

3.4.4.1 Modelo de pseudo primer orden

El modelo de pseudo primer orden propuesto por Lagergren se fundamenta en que la velocidad de sorción es proporcional al número de sitios disponibles en la superficie del adsorbente, como también asume que

la etapa limitante en un proceso de adsorción es la transferencia de masa del ion metálico del seno de la solución hacia la superficie del adsorbente. Importante de mencionar que la ecuación de pseudo primer orden o ecuación de Lagergren, fue la primera ecuación de velocidad para la adsorción en un sistema líquido basado en la capacidad de un sólido (Sala, y otros, 2010) . Por lo tanto, considerando lo anterior, el modelo se describe de la siguiente forma lineal (Vareda , 2023):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 \cdot (q_e - q_t) \quad [14]$$

Donde q_e y q_t [mg/g] representan las capacidades de adsorción en el equilibrio y en un tiempo t [min], respectivamente; k_1 [min^{-1}] es la constante de adsorción del modelo de pseudo primer orden.

Luego, integrando la ecuación 14 con las condiciones de borde $q_t = 0$ cuando $t = 0$ y $q_t = q_e$, cuando $t = t$, se obtiene:

$$q_t = q_e \cdot (1 - \exp(-k_1 \cdot t)) \quad [15]$$

3.4.4.2 Modelo de pseudo segundo orden

El modelo cinético de pseudo segundo orden propuesto por Ho y McKay postula que el proceso de adsorción es controlado por la química de la interacción entre adsorbato y adsorbente, en lugar de una difusión, como también establece que la tasa de adsorción es proporcional al cuadrado del número de sitios de adsorción disponible. Una ventaja importante de este modelo sobre el de Lagergren es que la capacidad de adsorción en equilibrio se puede obtener teóricamente desde el modelo, lo que elimina la necesidad de evaluar la capacidad de adsorción en el equilibrio experimentalmente (Cabal, 2009).

La ecuación diferencial para la cinética de pseudo segundo orden viene dada por (Sahoo & Prelot, 2020):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad [16]$$

Donde, q_e y q_t [mg/g] representan las capacidades de adsorción en el equilibrio y en un tiempo t [min], respectivamente; k_2 [$\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{min})$] es la constante de adsorción del modelo de pseudo segundo orden. Después de integrar la ecuación considerando las condiciones de contorno $q_t = 0$ cuando $t = 0$ y $q_t = q_e$ cuando $t = t$, el modelo cinético de segundo orden se expresa finalmente como:

$$q_t = \frac{q_e^2 \cdot k_2 \cdot t}{1 + q_e \cdot k_2 \cdot t} \quad [17]$$

Además, se define h [$\text{mg}/(\text{g} \cdot \text{min})$] como la velocidad inicial de adsorción, cuya expresión es:

$$h = k_2 q_e^2 \quad [18]$$

3.4.5 Evaluación de la validez de los modelos

Considerando que se han presentado modelos cinéticos como de isothermas del proceso de adsorción, se requiere realizar un análisis y evaluación utilizando herramientas estadísticas, con la finalidad de evaluar que tan bien se ajustan estos modelos a los datos experimentales. Por lo tanto, en esta sección se presentan herramientas comúnmente empleadas para este fin (Piccin et al., 2017).

3.4.5.1 Suma de errores al cuadrado

La suma de errores al cuadrado (SSE) es una medida de la variabilidad de los datos que no explica el modelo. En otras palabras, es la suma de las diferencias al cuadrado entre los datos experimentales y los valores predichos y se usa para determinar si el modelo es válido o no. Si el SSE es pequeño, significa que el modelo es una buena opción para los datos (Imson, 2024). La ecuación del SSE se expresa de la siguiente forma:

$$SSE = \sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - q_{i,mod})^2 \quad [19]$$

Donde $q_{i,exp}$ es la retención determinada experimentalmente, $q_{i,mod}$ es la retención determinada teóricamente y n es el número de datos experimentales.

3.4.5.2 Coeficiente de determinación

El coeficiente de determinación (R^2) es una medida estadística, que indica que tan bien un modelo de regresión explica la variabilidad de una variable dependiente en función de una o más variables independientes. Esta correlación conocida como bondad de ajuste, se representa con valores entre 0 y 1, donde un valor de 1 indica que el ajuste es bueno y por tanto un modelo fiable para las previsiones futuras, mientras que un valor de 0, indicaría que el cálculo no logra modelar los datos con precisión (Arenas, 2025). Matemáticamente se calcula como:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - q_{i,mod})^2}{\sum_{i=1}^n (q_{i,exp} - \bar{q}_{exp})^2} = 1 - \frac{SSE}{SCT} \quad [20]$$

Donde $\bar{q}_{exp}$ es el valor promedio de las retenciones obtenidas experimentalmente, y como se mencionó con anterioridad el coeficiente de determinación varía entre $0 < R^2 \leq 1$, indicando un mejor ajuste del modelo cuando R^2 es cercano a la unidad.

3.4.5.3 Coeficiente de determinación ajustado

El coeficiente de determinación ajustado (R_{adj}^2) es una medida estadística utilizada para evaluar la calidad del ajuste de un modelo de regresión, ajustada por el número de predictores en el modelo. A diferencia del coeficiente de determinación (R^2), que puede sobreestimar la calidad del modelo cuando se agregan variables adicionales, el R_{adj}^2 penaliza por la inclusión de predictores irrelevantes, proporcionando una evaluación más precisa del desempeño del modelo. Un valor de R_{adj}^2 siempre es menor o igual al R^2 , donde un valor de R_{adj}^2 de 1, indica un modelo que predice perfectamente los valores en el campo de destino, en cambio un valor igual a 0 indica un modelo que no tiene ningún valor predictivo (Rodríguez, 2024). La expresión que se utiliza para calcular este coeficiente se muestra a continuación:

$$R_{adj}^2 = 1 - (1 - R^2) \frac{(n - 1)}{(n - n_p - 1)} \quad [21]$$

Donde n es el número de datos experimentales y n_p es el número de parámetros del modelo. Como se mencionó anteriormente el coeficiente de determinación ajustado varía entre $0 < R_{adj}^2 \leq 1$, indicando un mejor ajuste del modelo cuando R_{adj}^2 es cercano a la unidad.

3.4.5.4 Chi cuadrado

El estadístico chi-cuadrado (χ^2) evalúa la discrepancia entre los datos observados y los esperados bajo un modelo específico. Es comúnmente usado en pruebas de hipótesis, como la prueba de bondad de ajuste y la prueba de independencia en tablas de contingencia. En la prueba de bondad de ajuste, se determina si una muestra de datos se ajusta a una distribución teórica esperada (Quevedo, 2011). Esta herramienta estadística se define como:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(q_{i,exp} - q_{i,mod})^2}{q_{i,mod}} \quad [22]$$

Un valor alto de χ^2 indica que hay una discrepancia significativa entre los datos experimentales y los esperados según el modelo, lo que sugiere que este no se ajusta bien a los datos experimentales, mientras que un valor bajo de χ^2 indica que hay una buena concordancia entre los datos observados y los esperados, lo que sugiere que el modelo se ajusta bien a los datos experimentales.

4 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

4.1 Materiales, equipos y reactivos

A continuación, se indican los materiales, equipos y reactivos utilizados para el desarrollo del procedimiento experimental.

4.1.1 Materiales

- Matraces Erlenmeyer de 250 [mL].
- Vasos de precipitado de vidrio de 100 [mL], 250 [mL], 500 [mL] y 1 [L].
- Probetas de vidrio de 10 [mL], 50 [mL] y 100 [mL].
- Frascos plásticos para toma de muestra de 50 [ml].
- Tubos plásticos para centrífuga de 50 [ml].
- Matraces de aforo de 100 [mL], 1 [L] y 2 [L].
- Matraz Kitasato de 250 [mL].
- Embudo Büchner de 47 [mm].
- Embudo de vidrio 100 [mm]
- Papel filtro de microfibra de vidrio de 47 [mm].
- Papel filtro 7 [cm]
- Espátula metálica.
- Piseta con agua destilada.
- Gotario de vidrio.
- Pinzas.
- Varilla de vidrio.
- Pipeta de 5 [mL].
- Propipeta de goma.
- Papel Parafilm.
- Bolsas plásticas herméticas.
- Pincel redondo N°30 tegrath.
- Elementos de protección personal.

4.1.2 Equipos

- Balanza de precisión RADWAG modelo WTC 2000.
- Máxima capacidad: 2000 [g].
- Precisión: 0,01 [g].
- Balanza analítica BOECO modelo BAS 31 plus.
- Rango medición: 0,01 – 220 [g].
- Precisión: 0,0001 [g].
- Universal Grinder modelo FW200.
- Potencia: 800 [W].
- Velocidad de rotación: 26000 [r/min].
- Tamices de prueba estándar W.S. TYLER (N°10, N°20, N°40, N°100 y N°270).
- Sistema de filtración ADVANTEC MFS, Inc.

- Orbital Shaker FINEPCR modelo SH30.
- Potencia: 35 [W].
- Rango de agitación: 0 – 300 [r/min].
- Bomba de vacío WELCH modelo 2522C-02.
- Agitador magnético con calefactor TEMPRA modelo SH-3.
- Potencia: 500 [W].
- Temperatura máxima de calentamiento: 380 [°C].
- Velocidad de agitación: 100 – 1600 [r/min].
- pH-metro SI Analytics modelo Lab 855 con electrodo de pH.
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica VARIAN modelo SpectrAA 55.
- Rango detección de Cu^{2+} : 1 – 5 [mg/L] a 324,7 [nm].
- Rango detección de Cd^{2+} : 0,25 – 1,5 [mg/L] a 228,8 [nm].

4.1.3 Reactivos

- Sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) al 99,93% de pureza Sigma-Aldrich.
- Ácido nítrico (HNO_3) al 65% Fermont.
- Hidróxido de sodio (NaOH) al 97% Merck.
- Ácido clorhídrico ACS (HCl) al 37% Fermont.
- Ácido sulfúrico (H_2SO_4) al 98% EMSURE Supelco.
- Agua destilada.
- Solución buffer pH 4,01 Hanna Instruments.
- Solución buffer pH 7,01 Hanna Instruments.

4.2 Preparación del biosorbente

4.2.1 Materia prima

La fitorremediación es un proceso mediante el cual se utiliza la capacidad inherente de ciertas plantas para absorber, acumular o degradar contaminantes presentes en el suelo, el agua o el aire (Sridhar et al., 2020). Una vez que estas plantas se saturan en contaminantes, pierden su capacidad de remoción y se convierten en biorresiduos que si no son tratados adecuadamente pueden convertirse en una fuente secundaria de contaminación. Para evitar esto, se emplean diversos métodos que tratan la biomasa vegetal derivada de la fitorremediación, como tratamientos térmicos, de extracción, microbianos, vertederos de compresión y utilización de nanopartículas.

Por lo tanto, en base a la investigación realizada por (Ortiz, 2024) que plantea opciones de plantas empleadas en fitorremediación, donde se obtiene que la especie vegetal que tiene mejores resultados considerando estudios de remoción, factores de translocación y bioconcentración, es la familia Asteraceae. Se seleccionan tres plantas endémicas y nativas de Chile con bajo requerimiento hídrico y buena resistencia, con el propósito de evaluar su potencial de biosorción, las cuales son *Leptocarpus rivularis* (Palo negro), *Haplopappus baylahuen* (Bailahuén) y *Haplopappus foliosus* (Cuerno de cabra), Figuras 7a, 7b y 7c, respectivamente.



a)



b)



c)

Figura 7. Plantas a utilizar como material biosorbente: a) *Leptocarpha rivularis*; b) *Haplopappus baylahuen*; c) *Haplopappus foliosus*.

La investigación mencionada, realiza un screening para determinar el mejor par metal/biosorbente, donde evalúa la capacidad de retención y remoción de cobre y de cadmio que presentan los tres biosorbentes seleccionados. Se obtiene que, para ambos metales, *Haplopappus foliosus* y *Haplopappus baylahuen* alcanzan eficiencias superiores al 69,0%. En particular, el par *Haplopappus baylahuen* y Cd^{2+} muestra los mejores resultados, con una remoción del 87,8% y una retención de equilibrio de 9,7 [mg/g]. Pero debido también a los buenos resultados del par *Haplopappus baylahuen* y Cu^{2+} con un valor de remoción de 75,3% y retención de equilibrio de 7,3 [mg/g], recomiendan una futura investigación de este último par/biosorbente; que es el caso de este actual estudio.

4.2.2 Reducción de tamaño

Tomando en consideración que el biosorbente *Haplopappus baylahuen* no necesita un pretratamiento (lavado y secado) para su utilización debido a que son hierbas secas que se comercializan en farmacias para el consumo humano, para el caso de reducción de tamaño se ocupa el biosorbente directamente, donde se utiliza un molinillo (Figura 8a) de 800 [W] y 26.000 [r/min] con un tiempo de operación entre 5 [s]. Luego, se realiza la clasificación de tamaño utilizando tamices de acero inoxidable N°10, N°20, N°40, N°100 y N°270, como se muestra en la Figura 8b, lo cual permiten obtener las distribuciones de tamaño de partícula indicadas en la Figura 8c.



a)



b)

Mayor a 2 [mm] (N°10)
850 [μm] - 2 [mm] (N°20)
425 - 850 [μm] (N°40)
150 - 425 [μm] (N°100)
53 - 150 [μm] (N°270)
Menor a 53 [μm] (Fondo)

c)

Figura 8. Equipo e implementos utilizados para la molienda y tamizado: a) Universal Grinder FW200; b) Tamices de prueba estándar W.S. TYLER; c) Distribución del tamaño de partícula en los tamices.

La clasificación de las distintas fracciones de tamaño de partícula se realiza mediante un proceso de tamizado manual. Inicialmente, se ensambla el tamiz con aperturas de mayor tamaño (N°10) con el tamiz de fondo, luego se agregan entre 100 y 500 [g] de biosorbente molido en el tamiz de la sección superior, y se agita durante aproximadamente 1 minuto, logrando de esta manera la separación por tamaños.

Como resultado de este proceso, se obtiene una fracción retenida en el tamiz superior, que se almacena en una bolsa hermética previamente tarada (conteniendo partículas con un tamaño superior a 2 [mm]). Por otro lado, la fracción contenida en la sección inferior es tamizada nuevamente, siguiendo el mismo procedimiento, pero utilizando un tamiz de menor tamaño (N°20). Este procedimiento se repite hasta obtener la distribución de tamaños deseada, conforme se muestra en la Figura 12c. Se registra la masa de cada fracción de biosorbente y se conserva hasta su utilización en los estudios de biosorción.

Es importante señalar que, para la clasificación de las partículas más pequeñas, es decir, aquellas que pasan por los tamices N°100 y N°270, se utiliza un pincel de cerdas para evitar la aglomeración de las partículas y facilitar la separación.

4.3 Preparación de las soluciones

4.3.1 Solución de cobre

Para el desarrollo esta etapa experimental, se simula un RIL de cobre mediante la preparación de soluciones sintéticas de este metal, a partir de sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) con una pureza del 99,93%. De esta manera, es posible analizar la biosorción del biosorbente con un único ion en solución de Cu^{2+} .

Se trabaja con concentraciones que van desde 10 [mg/L] hasta 100 [mg/L], puesto que la biosorción es más efectiva cuando se emplea en rangos de concentración menores a 100 [mg/L], donde otras técnicas de remoción de metales pesados son más costosas y menos efectivas (Schiewer & Volesky, 1995)

Para el caso de la preparación de la solución se mide la masa del sulfato de cobre necesaria para preparar un volumen determinado de solución con la concentración de interés del ion metálico correspondiente. Con la cantidad de soluto necesario, se disuelve el compuesto en agua destilada, con ayuda de una varilla de vidrio, en un vaso de precipitado de 500 [mL]. Luego, la solución se vierte en un matraz de aforo de 2 [L] y se afora con agua destilada. Finalmente, se vierte la solución en un bidón plástico de 5 [L], para su posterior guardado.

4.3.2 Soluciones para ajustar el pH

Para el ajuste del pH se utilizan soluciones de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e hidróxido de sodio (NaOH). Para lo cual, a partir de ácido sulfúrico al 98% se preparan diluciones para obtener concentraciones de 0,004 [M]; 0,02 [M]; 0,04 [M] y 0,07 [M]. Por otra parte, se preparan desde una solución stock de NaOH 6 [M] diluciones con concentraciones de 0,06 [M]; 0,6 [M]; 1,2 [M] y 2,4 [M].

4.4 Experimentos de biosorción

Para estudiar la biosorción, se pone en contacto una solución que contiene el ion metálico de interés con una cantidad definida de biosorbente durante un tiempo determinado, bajo ciertas condiciones de operación (agitación, tamaño de partícula del biosorbente, pH, concentración de metal y razón masa-volumen) que dependen del objetivo buscado en cada experiencia a realizar.

Inicialmente, con una razón masa-volumen definida (masa de biosorbente/volumen de solución), se procede a medir la masa necesaria de biosorbente sobre un matraz Erlenmeyer de 250 [mL] utilizando una balanza analítica. Posteriormente, se agregan 100 [mL] de solución en el matraz Erlenmeyer que contiene la cantidad requerida de biosorbente. Luego, se cubre el matraz con papel film plástico para evitar salpicaduras y contaminación de muestras, y se deja sobre la superficie del agitador orbital durante un tiempo de contacto determinado, con agitación constante. Además, considerando que el pH es uno de los parámetros que más afecta al proceso, se mide el pH a los 15 y 30 minutos desde el inicio de la biosorción, y en caso de ser necesario, se ajusta mediante la adición de gotas de las soluciones preparadas de hidróxido de sodio o ácido sulfúrico. Para los caso de análisis de tamaño de partícula de biosorbente y razón masa de biosorbente /volumen de solución, es importante de realizar verificación de pH las primera dos horas, ya que son el momento donde pueden haber más variaciones, hasta que logre una estabilidad.

Al concluir cada experimento, se separa la fase sólida de la fase líquida mediante filtración al vacío, donde el biosorbente queda retenido sobre el papel filtro y la solución con el ion metálico se recolecta en tubos de ensayo plásticos de 50 [mL], los cuales se etiquetan y almacenan para su posterior digestión y análisis. El procedimiento completo se muestra en la Figura 9.

Los experimentos realizados con rangos de partículas más pequeños y con razones masa/volumen (M/V) altas, después de ser retirados del agitador orbital, requieren ser centrifugados para eliminar el exceso de sólido suspendido. Los tamaños de partícula entre 53 y 150 [μm], como también los de 150 y 425 [μm] se centrifugan durante 10 [min] a 3000 [rpm]. Luego, se filtran utilizando un filtro de papel de 7 [cm] y se realiza una segunda filtración con el sistema de filtración ADVANTEC MFS para eliminar los sólidos remanentes. Por otro lado, para el caso de los tamaños de partícula de 425 y 850 [μm] y de 850 a 2000 [μm], se filtran directamente las muestras utilizando un filtro de papel de 7 [cm].

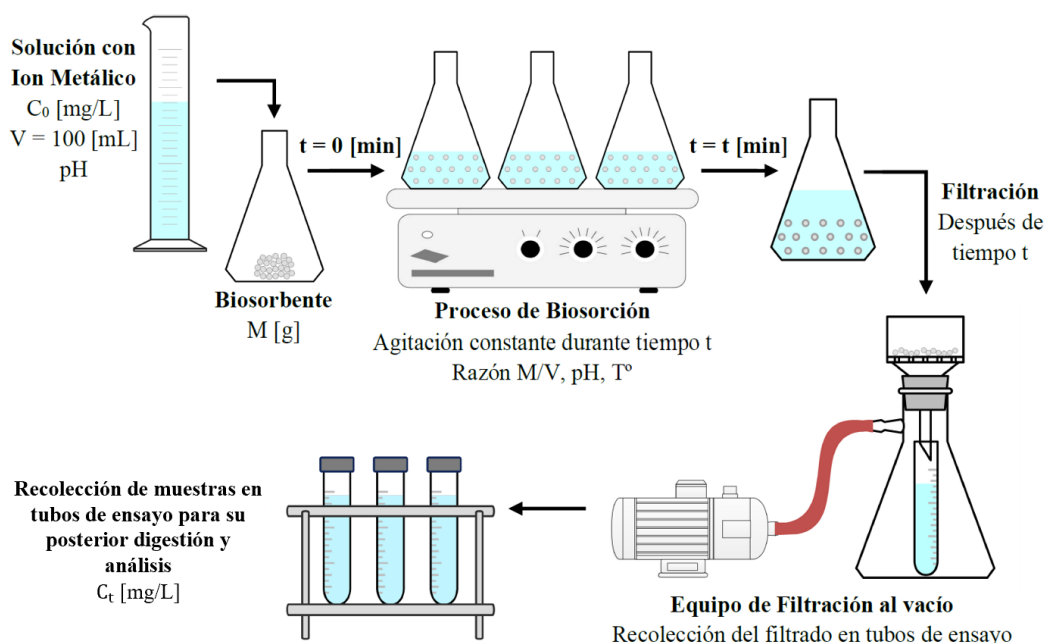


Figura 9. Esquema general del procedimiento de estudios de biosorción.

4.5 Análisis de las muestras

El análisis de las muestras se realiza según la Norma Chilena NCh 2313/10 que establece el método de análisis para la determinación de metales pesados en aguas residuales (Instituto Nacional de Normalización, 1996), mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) utilizando el equipo VARIAN modelo SpectrAA 55, que se muestra en la Figura 10.

Las muestras se someten a un proceso de digestión ácida con ácido nítrico (HNO_3) al 65% previo al análisis, con el objetivo de eliminar la turbiedad, color y materia orgánica que pueda estar presente y afecte negativamente a la medición.



Figura 10. Espectrofotómetro de Absorción Atómica VARIAN SpectrAA 55.

Para el proceso de digestión, con una probeta se toma una alícuota de 25 [mL] del filtrado de cada muestra y esta se agrega a un vaso de precipitado de 100 [mL] previamente etiquetado. Luego, bajo una campana extractora de gases, se agregan, al vaso con la alícuota, 40 [mL] de ácido nítrico concentrado y se coloca en una placa calefactora, de manera que se produzca una evaporación lenta y evitando que llegue a ebullición, hasta que el volumen alcance los 20 [mL], evitando que la muestra se seque y que se produzca una precipitación. La digestión se completa hasta obtener una solución clara o transparente, si no es el caso, se debe seguir agregando ácido nítrico cuantas veces sea necesario.

Una vez terminada la digestión, el vaso de precipitado se deja enfriar, luego se vierte la solución digerida a un matraz de aforo de 100 [mL] con ayuda de un embudo de vidrio. Posteriormente, se agregan 5 [mL] de ácido clorhídrico para ajustar las condiciones de acidez de la solución, y se afora con agua destilada. Finalmente, el matraz de aforo se agita para homogeneizar la muestra y se vierte al frasco plástico de toma de muestra previamente etiquetado y enumerado, para llevar al Espectrofotómetro de Absorción Atómica y realizar el análisis de la concentración del metal estudiado.

4.6 Experiencias de biosorción

4.6.1 Determinación de tamaño de partícula óptimo

Para el caso de este estudio, se evalúan cuatro rangos de tamaño de partícula para la determinación de su valor óptimo: entre 53 - 150 [μm], 150 - 425 [μm], 425 - 850 [μm] y 850 - 2000 [μm]. Se analiza la retención y porcentaje de remoción de cobre obtenidos por *Haplopappus baylahuen* en el equilibrio, bajo condiciones iniciales: concentración del metal de 100 [mg/L], pH de 4,5 y razón M/V de 10 [g/L]. Se emplea un tiempo de contacto de 1440 [min] para garantizar que se alcance el equilibrio. Para asegurar la consistencia de los resultados, se llevan a cabo los experimentos en triplicado. La Tabla 5, resume las experiencias de biosorción realizadas.

Tabla 5. Resumen de experiencia de determinación de tamaño de partícula óptimo.

Experiencia	Metal	Biosorbentes	C ₀ [mg/L]	pH	Razón M/V [g/L]	Rango t _p [μm]	Tiempo de contacto [min]
Tamaño de partícula óptimo	Cu ²⁺	<i>Haplopappus baylahuen</i>	100	4,5	10	53 – 150	1440
						150 – 425	
						425 – 850	
						850 – 2000	

4.6.2 Determinación de la razón M/V óptima

Para determinar la razón masa/volumen óptimo, se trabaja con el tamaño de partícula que es determinado en la experiencia anterior. Por lo tanto, para visualizar la influencia que tiene el cambio de la masa de biosorbente en el proceso, se utiliza una concentración inicial de Cu²⁺ de 100 [mg/L], un tiempo de contacto de 1440 [min], un rango de tamaño de partícula entre 53-150 [μm] y un pH de 4,5.

En esta experiencia se llevan a cabo siete experimentos (en triplicado) con diferentes cantidades de biosorbente. Las razones M/V a estudiar son 2,5; 5; 7,5; 10; 15; 20 y 30 [g/L], se considera un volumen de solución de 200 [mL] para el caso de la razón M/V igual a 2,5 [g/L], y un volumen de 100 [mL] para los demás casos. La Tabla 6, resume las experiencias de biosorción realizadas.

Tabla 6. Resumen de experiencia de razón de determinación de la razón M/V óptima.

Experiencia	Metal	Biosorbentes	C ₀ [mg/L]	pH	Razón M/V [g/L]	Rango t _p [μm]	Tiempo de contacto [min]
Razón M/V óptima	Cu ²⁺	<i>Haplopappus baylahuen</i>	100	4,5	2,5 – 5 – 7,5 – 10 – 15 – 20 – 30	53 – 150	1440

4.6.3 Determinación de la cinética de biosorción

Para la determinación de la cinética de biosorción se trabaja bajo las condiciones óptimas obtenidas en las experiencias anteriores. Para evaluar el efecto que tiene el tiempo de contacto dentro del proceso de biosorción se utiliza una concentración inicial de Cu²⁺ de 100 [mg/L], una razón M/V de 20 [g/L], un rango de tamaño de partícula entre 53 - 150 y un pH de 4,5.

Con el fin de obtener la mayor cantidad de datos posible se llevan a cabo nueve experimentos (en triplicado) con distintos tiempos de contacto, los cuales son 5, 10, 15, 30, 60, 90, 120, 150 y 1440 [min]. La Tabla 7, resume las experiencias de biosorción realizadas.

Tabla 7. Resumen de experiencia de determinación de cinética de biosorción.

Experiencia	Metal	Biosorbentes	C ₀ [mg/L]	pH	Razón M/V [g/L]	Rango t _p [μm]	Tiempo de contacto [min]
Cinética de biosorción	Cu ²⁺	<i>Haplopappus baylahuen</i>	100	4,5	20	53 – 150	5 – 10 – 15 – 30 – 60 – 90 – 120 – 150 – 1440

4.6.4 Determinación de las isotermas de biosorción

Para la obtención de las isotermas de adsorción y el efecto de la concentración inicial del Cu²⁺ en el proceso de biosorción con *Haplopappus baylahuen*, se utilizan condiciones óptimas y de equilibrio que se obtienen de las experiencias anteriormente mencionadas; es decir, un rango de tamaño de partícula entre 53 y 150 [μm], una razón M/V de 20 [g/L], un tiempo de equilibrio de 60 [min], y un pH de 4,5.

Con el fin de obtener la mayor cantidad de datos posibles se llevan a cabo diez experimentos (en triplicado), utilizando las concentraciones de 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 y 100 [mg/L]. La Tabla 8, resume las experiencias de biosorción realizadas.

Tabla 8. Resumen de experiencia de determinación de isotermas de adsorción.

Experiencia	Metal	Biosorbentes	C ₀ [mg/L]	pH	Razón M/V [g/L]	Rango t _p [μm]	Tiempo de contacto [min]
Isotermas de adsorción	Cu ²⁺	<i>Haplopappus baylahuen</i>	10 – 20 – 30 – 40 – 50 – 60 – 70 – 80 – 90 – 100	4,5	20	53 – 150	60

Finalmente, en la Tabla 9 se resumen todas las experiencias de este estudio.

Tabla 9. Resumen de las experiencias de biosorción.

Experiencia	Metal	Biosorbentes	C ₀ [mg/L]	pH	Razón M/V [g/L]	Rango tp [μm]	Tiempo de contacto [min]
Tamaño de partícula óptimo	Cu ²⁺	<i>Haplopappus baylahuen</i>	100	4,5	10	53 – 150 150 – 425 425 – 850 850 – 2000	1440
Razón M/V óptima	Cu ²⁺	<i>Haplopappus baylahuen</i>	100	4,5	2,5 5 7,5 10 15 20 30	53 – 150	1440
Cinética de biosorción	Cu ²⁺	<i>Haplopappus baylahuen</i>	100	4,5	20	53 – 150	5 10 15 30 60 90 120 150 1440
Isotermas de adsorción	Cu ²⁺	<i>Haplopappus baylahuen</i>	10 20 30 40 50 60 70 80 90 100	4,5	20	53 – 150	60

5 RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en las experiencias descritas en la sección 4.6, los cuales son luego analizados y discutidos en la siguiente sección.

5.1 Determinación del tamaño de partícula óptimo

La Tabla 10 presenta los resultados obtenidos de los experimentos de biosorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus baylahuen* como biosorbente, conforme a los intervalos de tamaño de partícula establecidos previamente: 53 a 150 μm , 150 a 425 μm , 425 a 850 μm , y 850 a 2000 μm . Las condiciones experimentales incluyen una concentración inicial de Cu^{2+} de 100 mg/L , una razón M/V de 10 g/L , un tiempo de contacto de 1440 min , un pH de $4,5 \pm 0,1$, y una temperatura de $17,2 \pm 0,6$ $^{\circ}\text{C}$.

Tabla 10. Resultados experimentales, determinación del tamaño de partícula óptimo ($C_0=100\text{mg/L}$, $M/V=10$ g/L , $t=1440$ min , pH de $4,5 \pm 0,1$ y $T^{\circ}=17,2 \pm 0,6$ $^{\circ}\text{C}$).

Rango t_p [μm]	C_0 experimental [mg/L]	C_e [mg/L]	C_e promedio $\pm$ desviación estándar [mg/L]	q_e [mg/g]	q_e promedio $\pm$ desviación estándar [mg/g]	Remoción [%]	Remoción promedio $\pm$ desviación estándar [%]
53 - 150	109,4	23,8	$23,3 \pm 0,5$	8,6	$8,6 \pm 0,1$	78,3	$78,7 \pm 0,5$
		22,7		8,7		79,2	
		22,3		8,6		78,7	
150 - 425		27,3	$26,3 \pm 0,9$	8,2	$8,3 \pm 0,1$	75,0	$76,0 \pm 0,8$
		25,7		8,4		76,5	
		25,8		8,4		76,4	
425 - 850		31,7	$31,8 \pm 0,6$	7,8	$7,8 \pm 0,1$	71,0	$70,9 \pm 0,5$
		32,5		7,7		70,3	
		31,3		7,8		71,4	
850 - 2000		44,3	$41,2 \pm 2,8$	6,5	$6,8 \pm 0,3$	59,5	$62,3 \pm 2,6$
		40,4		6,9		63,0	
		38,9		7,0		64,4	

5.2 Determinación de razón M/V óptima

La Tabla 11 presenta los resultados obtenidos de los experimentos de biosorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus baylahuen* como biosorbente, con variaciones en las razones M/V. Las condiciones experimentales de los ensayos incluyen una concentración inicial de Cu^{2+} de 100 mg/L , un rango de tamaño de partículas entre 53 y 150 μm , un tiempo de contacto de 1440 min , un pH de $4,5 \pm 0,1$, y una temperatura de $19,0 \pm 0,4$ $^{\circ}\text{C}$.

Tabla 11. Resultados experimentales, determinación de la razón M/V óptima ($C_0=100[\text{mg/L}]$, $t_p=53-150 [\mu\text{m}]$, $t=1440 [\text{min}]$, pH de $4,5 \pm 0,1$ y $T^\circ=19 \pm 0,4 [^\circ\text{C}]$).

Razón M/V [g/L]	C ₀ experimental [mg/L]	C _e [mg/L]	Ce promedio ± desviación estándar [mg/L]	q _e [mg/g]	qe promedio ± desviación estándar [mg/g]	Remoción [%]	Remoción promedio ± desviación estándar [%]
30	111,4	16,5	16,3 ± 0,4	3,2	3,2 ± 0,0	85,2	85,3 ± 0,3
		16,6		3,2		85,1	
		15,9		3,2		85,7	
20		20,8	20,5 ± 0,3	4,5	4,5 ± 0,0	81,3	81,6 ± 0,2
		20,3		4,6		81,8	
		20,4		4,5		81,7	
15		23,3	22,9 ± 0,3	5,9	5,9 ± 0,0	79,1	79,4 ± 0,3
		22,8		5,9		79,5	
		22,7		5,9		79,6	
10		25,4	26,6 ± 1,1	8,6	8,5 ± 0,1	77,2	76,1 ± 1,0
		27,5		8,4		75,3	
		27,0		8,4		75,7	
7,5		30,9	30,1 ± 1,4	10,7	10,8 ± 0,2	72,2	73,0 ± 1,2
		30,9		10,7		72,3	
		28,6		11,0		74,4	
5	42,2	41,8 ± 0,9	13,8	13,9 ± 0,2	62,1	62,4 ± 0,8	
	40,8		14,1		63,3		
	42,5		13,8		61,9		
2,5	62,6	64,7 ± 2,1	19,5	18,7 ± 0,8	43,8	41,9 ± 1,9	
	66,8		17,8		40,0		
	64,8		18,6		41,8		

5.3 Determinación de la cinética de biosorción

La Tabla 12 presenta los resultados obtenidos de los experimentos de biosorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus baylahuen* como biosorbente, a diferentes tiempos de contacto. Las condiciones experimentales de los ensayos incluyen una concentración inicial de Cu^{2+} de $100 [\text{mg/L}]$, un rango de tamaño de partículas entre 53 y $150 [\mu\text{m}]$, una razón M/V de $20 [\text{g/L}]$, un pH de $4,5 \pm 0,1$, y una temperatura de $21,6 \pm 0,6 [^\circ\text{C}]$.



Tabla 12. Resultados experimentales, determinación de cinética de biosorción ($C_0=100[\text{mg/L}]$, $t_p=53-150 [\mu\text{m}]$, $M/V=20 [\text{g/L}]$, pH de $4,5 \pm 0,1$ y $T^\circ=21,6 \pm 0,6 [^\circ\text{C}]$).

Tiempo [min]	C_t [mg/L]	C_t promedio $\pm$ desviación estándar [mg/L]	q_t [mg/g]	q_t promedio $\pm$ desviación estándar [mg/g]	Remoción [%]	Remoción promedio $\pm$ desviación estándar [%]
0	109,2	-	0	-	0	-
5	26,3	$26,3 \pm 0,7$	8,3	$8,3 \pm 0,1$	76,0	$75,9 \pm 0,6$
	27,0		8,2		75,3	
	25,7		8,4		76,5	
10	24,4	$24,4 \pm 0,1$	8,5	$8,5 \pm 0,0$	77,7	$77,6 \pm 0,1$
	24,4		8,5		77,7	
	24,5		8,5		77,5	
15	23,5	$23,6 \pm 0,2$	8,6	$8,6 \pm 0,0$	78,5	$78,4 \pm 0,2$
	23,5		8,6		78,5	
	23,9		8,5		78,2	
30	20,6	$21,4 \pm 0,7$	8,9	$8,8 \pm 0,1$	81,2	$80,4 \pm 0,7$
	21,9		8,7		80,0	
	21,8		8,7		80,0	
60	21,5	$21,5 \pm 0,2$	8,8	$8,8 \pm 0,0$	80,3	$80,4 \pm 0,2$
	21,7		8,8		80,2	
	21,3		8,8		80,5	
90	21,1	$21,2 \pm 0,1$	8,8	$8,8 \pm 0,0$	80,7	$80,6 \pm 0,1$
	21,2		8,8		80,6	
	21,3		8,8		80,5	
120	20,4	$20,5 \pm 0,1$	8,9	$8,9 \pm 0,0$	81,4	$81,6 \pm 0,1$
	20,5		8,9		81,2	
	20,5		8,9		81,2	
150	19,7	$19,9 \pm 0,2$	9,0	$8,9 \pm 0,0$	82,0	$81,8 \pm 0,2$
	20,1		8,9		81,6	
	20,0		8,9		81,7	
1440	19,7	$19,9 \pm 0,2$	9,0	$8,9 \pm 0,0$	82,0	$81,8 \pm 0,2$
	20,1		8,9		81,6	
	20,0		8,9		81,7	

5.4 Determinación de las isotermas de adsorción

La Tabla 13 presenta los resultados obtenidos de los experimentos de biosorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus baylahuen* como biosorbente, a diferentes concentraciones iniciales. Las condiciones experimentales de los ensayos incluyen un rango de tamaño de partículas entre 53 y 150 μm , tiempo de contacto de 60 [min], una razón M/V de 20 [g/L], pH de $4,5 \pm 0,1$, y una temperatura de $22,6 \pm 0,3$ $^{\circ}\text{C}$.

Tabla 13. Resultados experimentales, determinación de las isotermas de adsorción ($t_p=53-150$ μm , $M/V=20$ [g/L], $t=60$ [min], pH de $4,5 \pm 0,1$ y $T^{\circ}=22,6 \pm 0,3$ $^{\circ}\text{C}$).

C_0 teórica [mg/L]	C_0 experimental [mg/L]	C_e [mg/L]	C_e promedio $\pm$ desviación estándar [mg/L]	q_e [mg/g]	q_e promedio $\pm$ desviación estándar [mg/g]
0	0	0,0	-	0,0	-
10	14,2	3,0	$2,9 \pm 0,1$	1,1	$1,1 \pm 0,0$
		2,9		1,1	
		2,9		1,1	
20	23,8	4,8	$4,6 \pm 0,2$	1,9	$1,9 \pm 0,0$
		4,5		1,9	
		4,4		1,9	
30	36,7	6,2	$6,3 \pm 0,1$	3,0	$3,0 \pm 0,0$
		6,3		3,0	
		6,4		3,0	
40	47,7	8,7	$8,6 \pm 0,1$	3,9	$6,3 \pm 0,0$
		8,4		3,9	
		8,6		3,9	
50	54,5	10,6	$10,4 \pm 0,5$	4,4	$4,4 \pm 0,1$
		9,7		4,5	
		10,8		4,4	
60	68,9	12,9	$13,0 \pm 0,2$	5,6	$5,6 \pm 0,0$
		13,2		5,6	
		13,0		5,6	
70	77,3	14,7	$14,4 \pm 0,6$	6,3	$6,3 \pm 0,1$
		13,7		6,4	
		14,9		6,2	
80	87,5	16,8	$17,1 \pm 0,3$	7,1	$7,0 \pm 0,0$
		17,1		7,0	
		17,5		7,0	
90	96,4	18,6	$19,2 \pm 0,5$	7,8	$7,7 \pm 0,0$
		19,6		7,7	
		19,3		7,7	
100	111,4	21,1	$20,9 \pm 0,2$	9,0	$9,0 \pm 0,0$
		20,7		9,1	
		21,1		9,0	

6 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

6.1 Selección del tamaño de partícula óptimo

El siguiente objetivo de esta investigación es determinar el tamaño de partícula óptimo para el proceso de biosorción en cuestión. Nuevamente, para asegurar la comparabilidad de los resultados, las experiencias se realizan bajo las mismas condiciones: una concentración inicial de Cu^{2+} de 100 [mg/L], una razón M/V de 10 [g/L], un tiempo de contacto de 1440 [min], un pH de $4,5 \pm 0,1$, y una temperatura de $17,2 \pm 0,6$ [°C]. Los resultados de la retención y remoción promedio para los cuatro rangos de tamaño de partícula (53-150 [μm], 150-425 [μm], 425-850 [μm], y 850-2000 [μm]), se ilustran en la Figura 11 y 12 respectivamente.

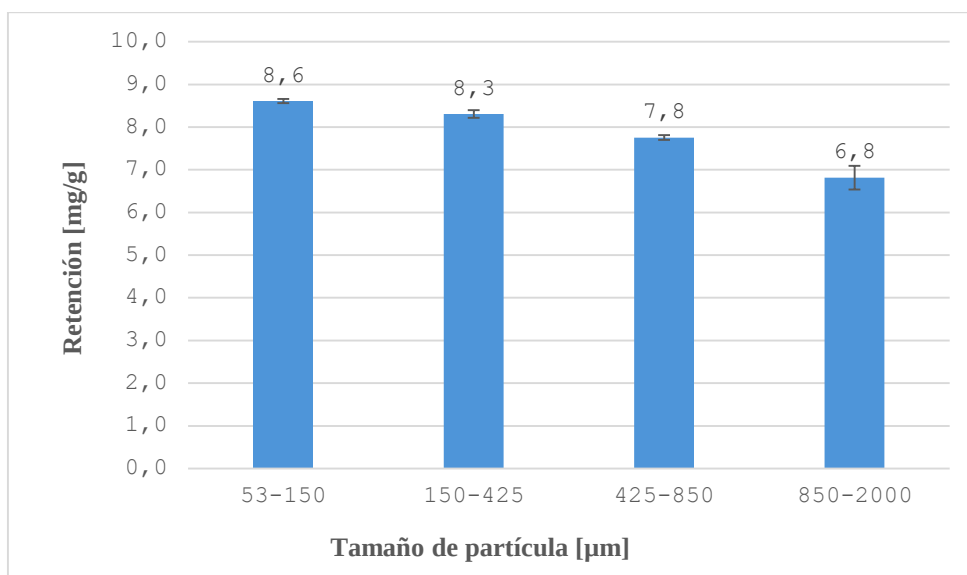


Figura 11. Efecto del tamaño de partícula en la retención del cobre,

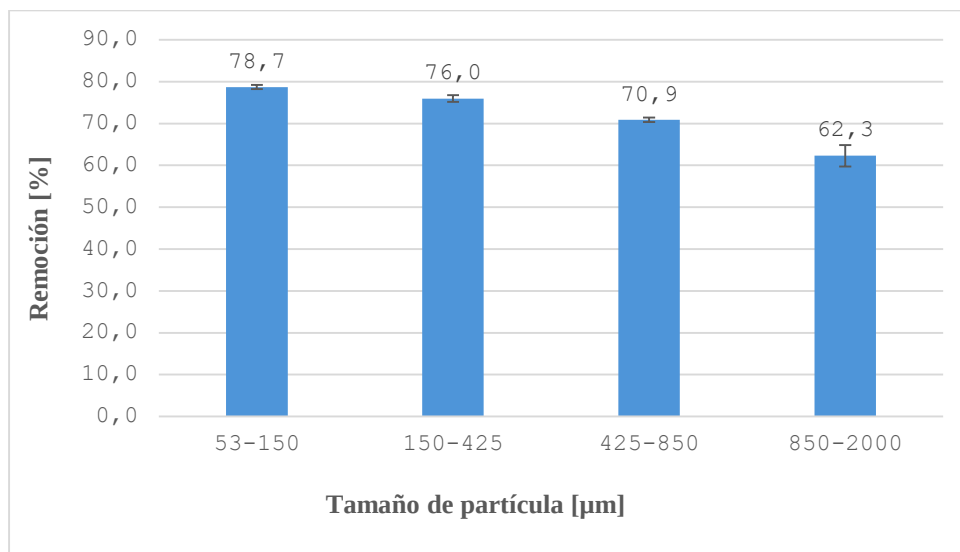


Figura 12. Efecto del tamaño de partícula en la remoción del cobre.

Teóricamente en un proceso de biosorción de cobre, al reducir el tamaño de las partículas del biosorbente se incrementa la superficie específica, lo que significa que hay más área disponible para que los iones de cobre se adhieran. Además, las partículas más pequeñas permiten un mejor acceso a los sitios activos de biosorción y facilitan la difusión de los iones hacia el interior del material. Todo esto genera una mayor eficiencia en la retención y remoción del cobre, ya que las partículas pequeñas ofrecen más oportunidades y espacio para capturar los iones de metal.

Por lo tanto, considerando lo anterior mencionado y los resultados obtenidos a partir de las Figuras 11 y 12, que establecen gráficamente un incremento en la retención y remoción para el tamaño más pequeño, es que se selecciona el tamaño entre 53-150 [μm] como óptimo para los experimentos subsiguientes, presentando una retención promedio de 8,6 [mg/g] y remoción de 78,7 %.

6.2 Selección de la razón M/V óptima

Para determinar la razón masa de biosorbente/volumen de solución (M/V) óptima, se analiza la capacidad de retención de equilibrio del biosorbente a partir de siete razones M/V las cuales son: 2,5; 5; 7,5; 10; 15; 20 y 30 [g/L]. Se utiliza una concentración inicial de cobre igual a 100 [mg/L], un rango de tamaño de partícula entre 53 y 150 [μm], un tiempo de contacto igual a 1440 [min] y un pH de $4,5 \pm 0,1$. La temperatura del sistema en estudio corresponde a la temperatura ambiental del laboratorio, que en este caso es de $19,0 \pm 0,4$ [°C].

En la Figura 13 se presentan los resultados obtenidos en esta experiencia, donde se puede observar el valor promedio de la capacidad de retención máxima de cobre para cada razón M/V mencionada anteriormente y su remoción.

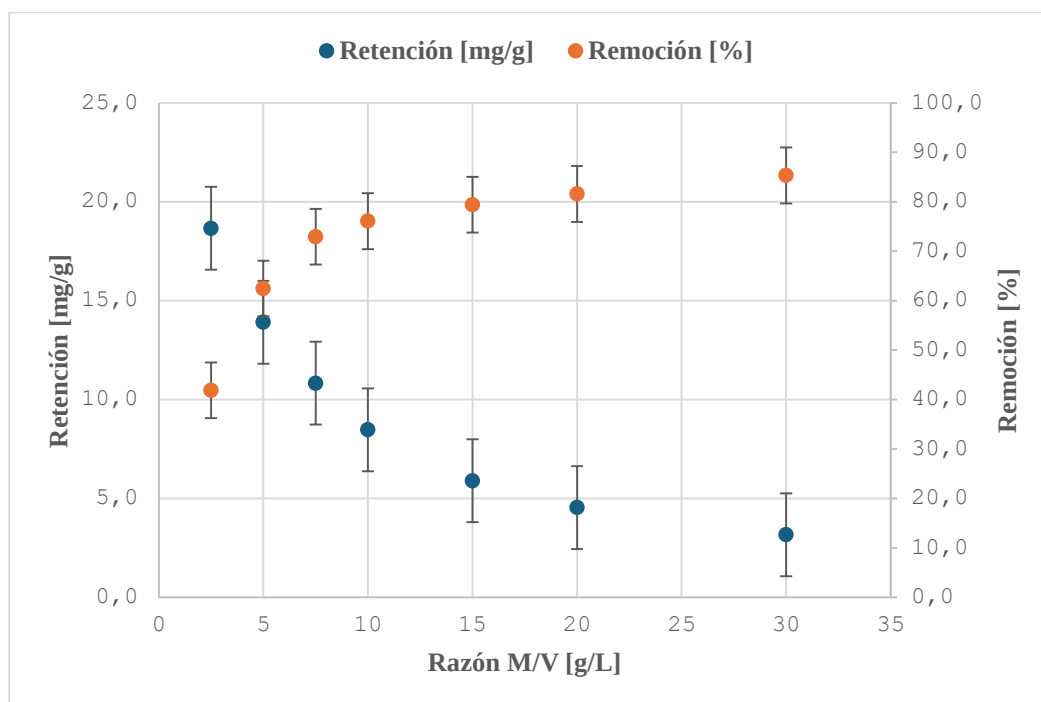


Figura 13. Efecto de la razón M/V en la retención y remoción del cobre.

A partir de la Figura 13, se visualiza que al aumentar la razón M/V, se incrementa la remoción del metal, mientras que disminuye la retención. Además, se aprecia que a partir de los 20 [g/L], el porcentaje de remoción y la capacidad de retención presentan pequeñas variaciones, alcanzando una remoción promedio máxima de 85,3% cuando la razón M/V es de 30 [g/L].

En términos de eficiencia, la razón de 15 [g/L] tiene una remoción del 79,4%, mientras que la razón M/V de 20 [g/L] alcanza un valor del 81,6%. Notablemente, la eficiencia de remoción a 15 [g/L] es un 5,9% menor en comparación con la mayor razón evaluada (30 [g/L]), y la razón M/V de 20 [g/L] es un 3,7% menor. Por lo tanto, considerando el criterio máximo de 5% de remoción, se escoge una razón de M/V de 20 [g/L] como valor óptimo, debido a que aumentar 10 [g/L] (desde 20 a 30 [g/L]) para lograr tan solo un 3,7% más de remoción es poco conveniente.

6.3 Cinética de biosorción

Considerando los parámetros óptimos de tamaño de partícula y razón M/V seleccionados anteriormente, se realiza la determinación de la cinética de biosorción, evaluando los tiempos de 5, 10, 15, 30, 60, 90, 120, 150 y 1440 [min], manteniendo constantes las condiciones de trabajo: una concentración inicial de 100 [mg/L], un rango de tamaño de partícula entre 53-150 [μm], una razón M/V de 20 [g/L], un pH de $4,5 \pm 0,1$ y una temperatura de $21,6 \pm 0,6$ [$^{\circ}\text{C}$]. A través de este estudio, se determina el tiempo óptimo de biosorción y se ilustra el comportamiento de la velocidad de adsorción.

Las Figuras 14 y 15, muestran los valores de retención de cobre en función del tiempo de contacto con el biosorbente.

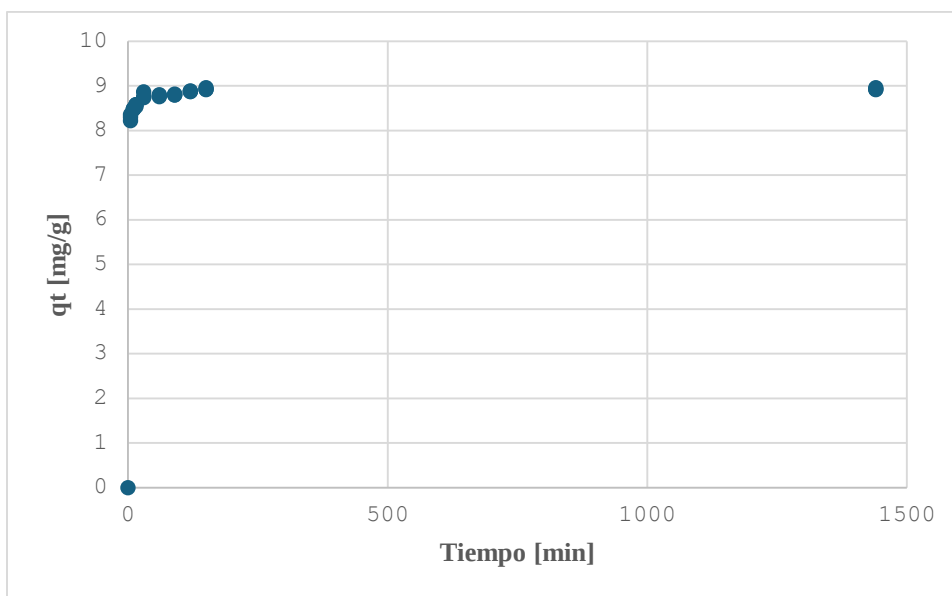


Figura 14. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 1440 [min], utilizando *Haplopappus baylahuen*.

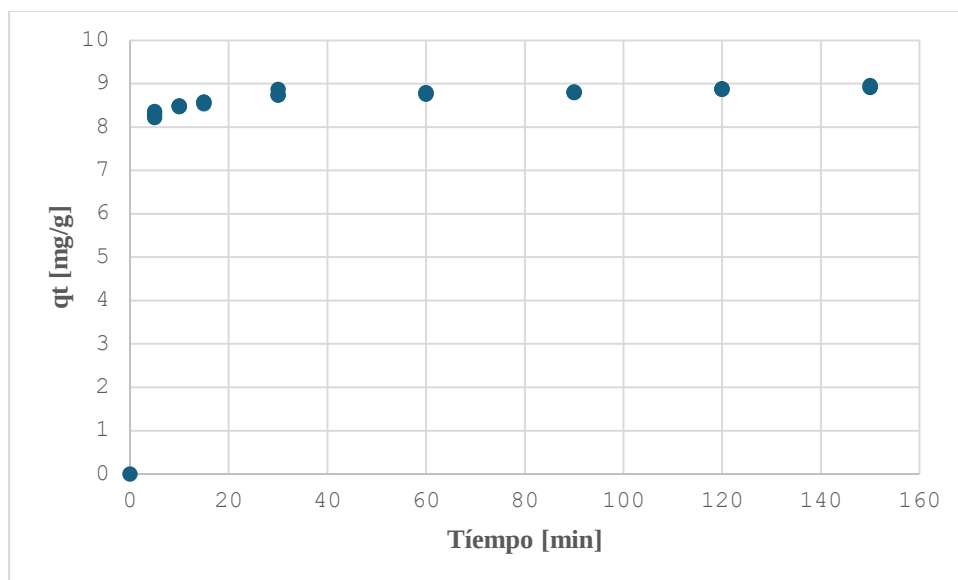


Figura 15. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 150 [min], utilizando *Haplopappus baylahuen*.

En relación con las Figuras 14 y 15, se puede observar que la capacidad de retención de cobre aumenta con el tiempo, alcanzando eventualmente un equilibrio de retención. Durante los primeros 30 [min] de tiempo de contacto, se observa un notable incremento en la retención, alcanzando un valor de 8,73 [mg/g]. Posteriormente, la capacidad de retención tiende a estabilizarse, obteniendo un valor máximo de 8,91 [mg/g] a los 1440 [min] de tiempo de contacto. Se determina que el equilibrio se alcanza a los 60 [min], con una capacidad de retención de cobre de 8,79 [mg/g], ya que la variación de este valor en tiempos mayores es despreciable, presentando un aumento de tan solo un 1,4% al llegar a los 1440 [min].

Además del análisis anterior, los datos experimentales son ajustados a los modelos matemáticos cinéticos, detallados en la sección 3.4.4, específicamente los modelos de Lagergren (ecuación 15) y el modelo de Ho y McKay (ecuación 17), ampliamente aplicados para la descripción de sistemas de adsorción discontinuos por lotes. Para obtener los parámetros que definen estos modelos teóricos, se utiliza regresión no lineal con el método GRG Nonlinear de la herramienta SOLVER de Microsoft Excel, minimizando la suma de errores cuadrados entre la retención experimental y la predicha por el modelo. Finalmente, se evalúa la bondad del ajuste a los datos experimentales mediante la comparación de los indicadores estadísticos descritos en la sección 3.4.5.

Considerando los modelos cinéticos, la Tabla 14 contiene las expresiones junto con los respectivos parámetros que mejor se ajustan a los datos experimentales.

Tabla 14. Ecuaciones de los modelos cinético para la adsorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus Baylahuen*.

Modelo de Lagergren	Modelo de Ho y McKay
$q_t = 8,776 \cdot (1 - e^{-0,566t})$	$q_t = \frac{22,335 \cdot t}{1 + 2,515 \cdot t}$

A continuación, se aplican los modelos de la Tabla 14 a los datos experimentales y se elaboran las gráficas que representan la retención en función del tiempo, limitando los tiempos de contacto a menos de 150 [min]

para facilitar el análisis. Sin embargo, en el Anexo 1 se incluyen las gráficas de la cinética de biosorción para el conjunto completo de tiempos de contacto.

6.3.1 Modelo de pseudo primer orden o Lagergren

Uno de los modelos más utilizados para describir la cinética de biosorción es el modelo de Lagergren, presentado en la Figura 16.

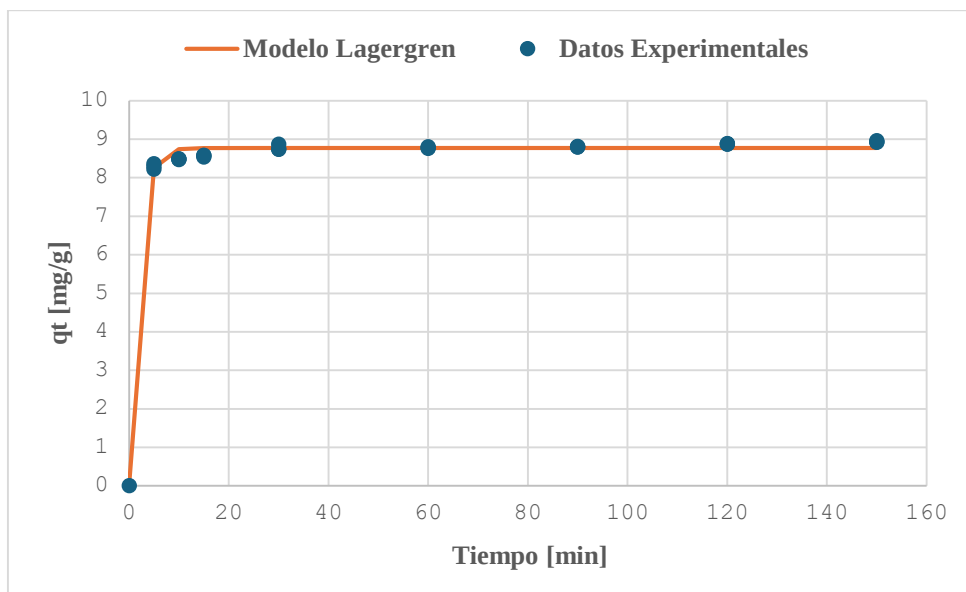


Figura 16, Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 150 [min]: Modelo de Lagergren.

A partir de la Figuras 16, se observa que el modelo Lagergren se ajusta correctamente a los datos en equilibrio, ya que se obtiene una suma de errores cuadráticos (SSE) de 0,550, lo que indica un mejor ajuste de la línea de regresión de los datos. Con respecto a la capacidad de retención teórica de equilibrio se obtiene un valor de 8,776 [mg/g], mientras que experimentalmente se tiene un 8,932 [mg/g]. La diferencia de los valores asociados a la retención radica en que el modelo de Lagergren asume que la velocidad de adsorción es proporcional al número de sitios activos disponibles, lo que implica una rápida llegada al equilibrio. Cabe destacar que este modelo no se ajusta correctamente en tiempos de contacto menores a 30 [min].

Es importante de mencionar que se obtiene un coeficiente de determinación (R^2) de 0,993; lo que indica que el modelo explica el 99,3% de la variabilidad de los datos experimentales. Esto sugiere que el modelo de Lagergren es aceptable para representar los datos obtenidos.

6.3.2 Modelo de pseudo segundo orden o de Ho y McKay

Por otro lado, el modelo de Ho y McKay parece describir de mejor manera los datos experimentales, como se muestra en la Figura 17.

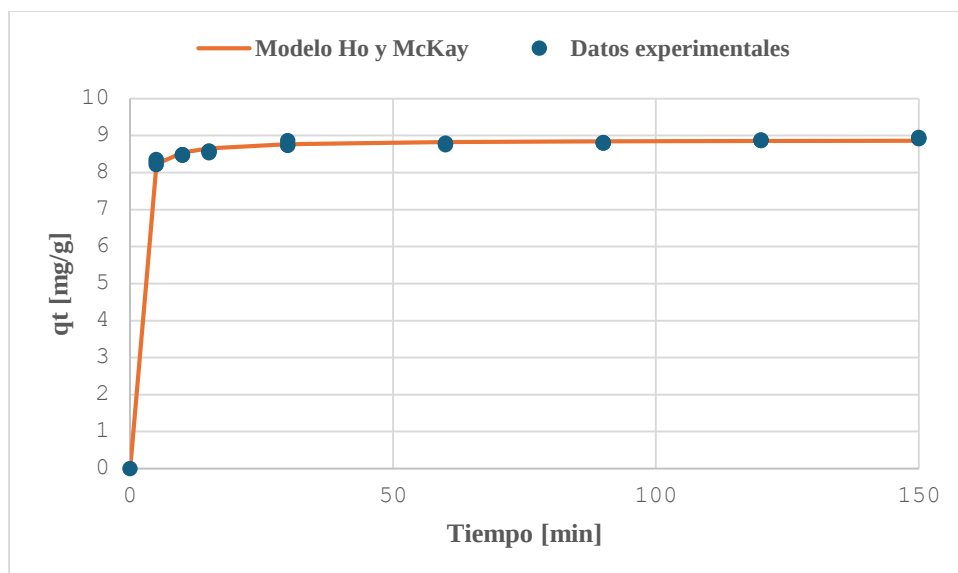


Figura 17. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 150 [min]: Modelo de Ho y McKay.

De la Figura 17, se visualiza que el modelo de Ho y McKay es el que mejor se ajusta a los datos experimentales, ya que se obtiene una suma de errores cuadráticos (SSE) de 0,110 y una capacidad de retención teórica de equilibrio de 8,9 [mg/g] aproximado, lo cual coinciden con los valores obtenidos experimentalmente. Se observa que el modelo es representativo, excepto en el tiempo de contacto de 5 [min], lo cual puede atribuirse a una variabilidad experimental en los datos recolectados. El coeficiente de determinación (R^2) obtenido es de 0,999; lo que indica que este modelo explica el 99,9% de la variabilidad de los datos experimentales. Este valor sugiere que el modelo proporciona un mejor ajuste a los datos, en comparación al de Lagergren.

6.3.3 Comparación de los modelos cinéticos

Para finalizar el análisis de los modelos cinéticos, se realiza una comparación de los parámetros estadísticos para evaluar la bondad de los ajustes realizados. La Tabla 15 resume los parámetros cinéticos obtenidos para cada modelo, junto con sus respectivos indicadores estadísticos.

Tabla 15. Parámetros de los modelos cinéticos con sus respectivos indicadores estadísticos.

Modelo	Parámetros	SSE	R^2	R^2_{adj}	χ^2
Experimental	q_e [mg/g]	8,932	0,550	0,992	0,063
	k_1 [min^{-1}]	0,566			
Ho y McKay	q_e [mg/g]	8,881	0,110	0,998	0,013
	k_2 [$\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$]	0,283			

Con respecto al análisis de la información contenida en la Tabla 15, se observa que el modelo de Ho y McKay presenta un mejor ajuste a los datos experimentales. Esto se justifica porque tiene una suma de

errores cuadráticos (SSE) de 0,110, que es menor que la del modelo de Lagergren que presenta un SSE de 0,550. Además, el modelo de Ho y McKay exhibe valores de R^2 y R^2_{adj} más cercanos a 1 (0,999 y 0,998 respectivamente), así como un valor de χ^2 más próximo a 0.

Por lo tanto, considerando el análisis cualitativo y cuantitativo, como también el cumplimiento en la evaluación de validez de los modelos, se determina que el modelo de Ho y McKay describe de manera más precisa el proceso de biosorción en estudio. A diferencia del modelo de Lagergren, este modelo presenta una dinámica más compleja para alcanzar el equilibrio, donde la velocidad de ocupación de los sitios activos es proporcional al cuadrado del número de sitios no ocupados, y estos son proporcionales a la fracción de los iones metálicos adsorbidos, logrando predecir el comportamiento en todo el rango de adsorción. La etapa limitante es la quimiosorción, implicando que la velocidad es más dependiente de la disponibilidad de los sitios.

A continuación, en la Figura 18 se presentan los datos experimentales y los ajustes obtenidos con ambos modelos, donde se aprecia el mejor ajuste del modelo de Ho y McKay.

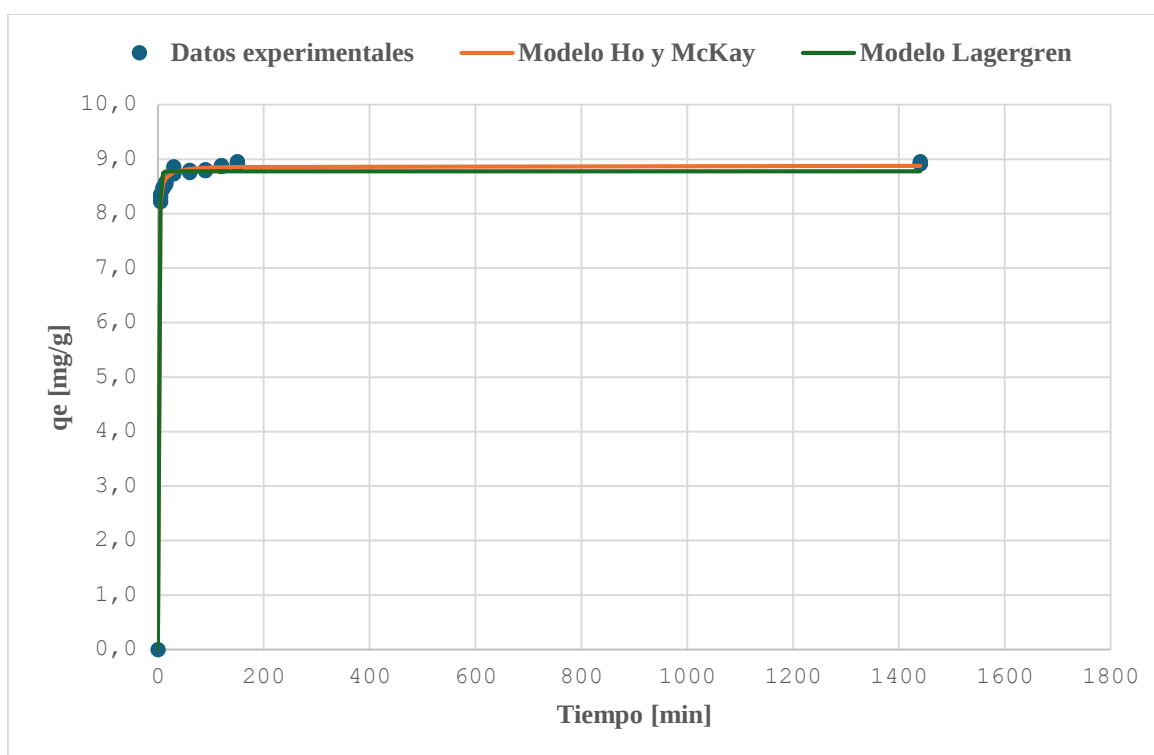


Figura 18. Modelos cinéticos de biosorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus Baylahuen*.

Finalmente, se realiza un análisis de residuos y un análisis de varianza (ANOVA) para ambos modelos con el fin de evaluar la posibilidad de realizar inferencias. Se encuentra que los residuos no presentan un promedio cercano a 0, no son independientes entre sí (coeficiente de correlación cercano a 1), su varianza no es constante y no presentan una distribución normal.

Por lo tanto, a pesar de que en la Figura 18, se visualiza un comportamiento de la curva de ambos modelos similar a los datos experimentales, se reafirma que el modelo de Ho y McKay escogido tiene una mejor

capacidad predictiva para los datos en este contexto específico, ya que los estadígrafos obtenidos son muy favorables y el modelo se ajusta bien.

6.4 Isotermas de adsorción

Como último paso de esta investigación, se determinan las isotermas de equilibrio. Se llevan a cabo experimentos utilizando concentraciones iniciales de Cu^{2+} de 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 y 100 [mg/L], un rango de tamaño de partícula entre 53 y 150 [μm], una razón M/V de 20 [g/L], un tiempo de equilibrio de 60 [min], y un pH de $4,5 \pm 0,1$.

A continuación, en la Figura 19, se presenta la gráfica de los datos de equilibrio obtenidos experimentalmente en el proceso de biosorción de Cu^{2+} , utilizando como biosorbente *Haplopappus Baylahuen*.

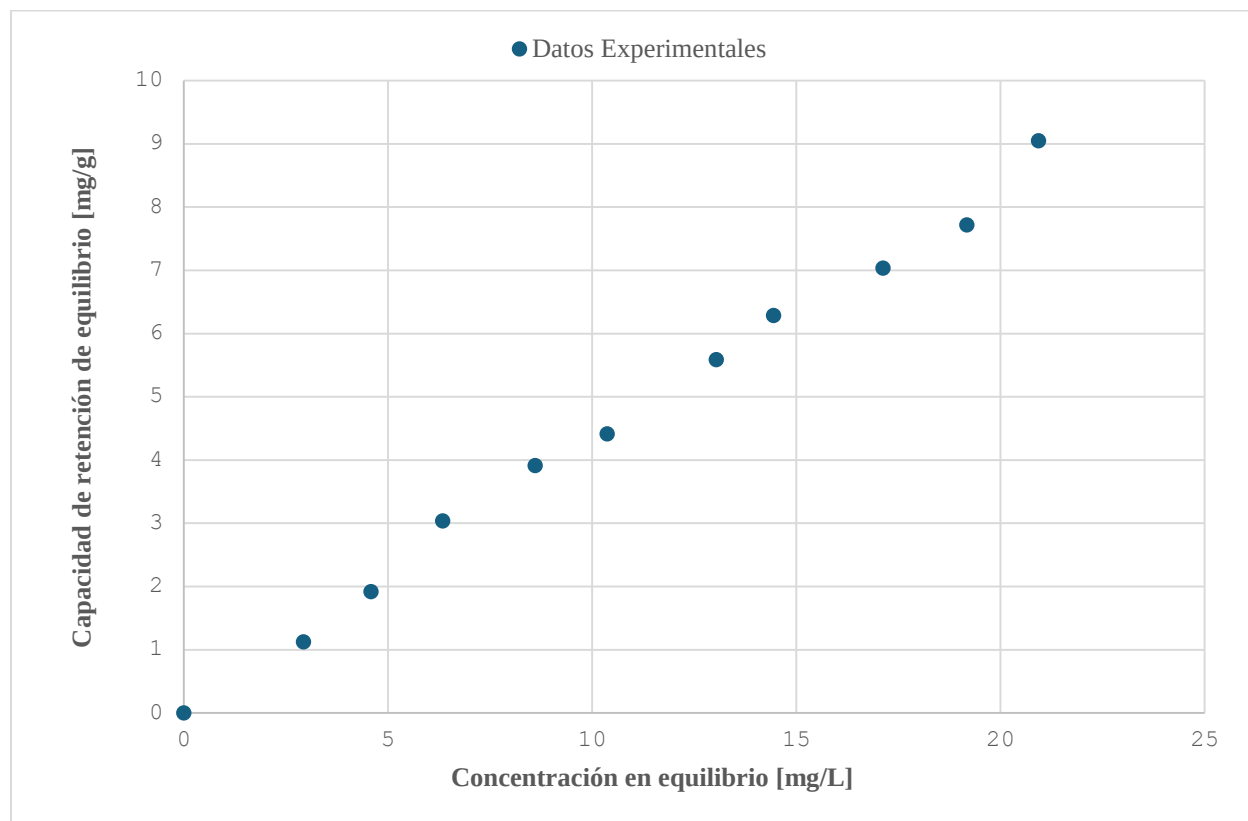


Figura 19. Isoterma de equilibrio experimental de biosorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus Baylahuen*.

Se visualiza que la curva hasta los 10,3 [mg/L], es levemente cóncava con respecto al eje de la abcisas, pero en general presenta un comportamiento lineal a bajas concentraciones de adsorbato, lo que indica una distribución constante del soluto entre la solución y el adsorbente, por lo tanto, se sigue la premisa en donde la capacidad de adsorción es proporcional a la concentración de soluto, hasta alcanzar la máxima adsorción posible, donde se produce un cambio brusco a una meseta horizontal. Para el caso de esto último no se logra visualizar debido a la cantidad de datos experimentales, por lo que se tendría que realizar más experimentos para determinar el resto de la curva. Según el comportamiento descrito por Giles y Smith, esta isoterma se clasifica como tipo C y recae en la subcategoría C1.

Además, los datos experimentales son ajustados a los modelos matemáticos de isothermas presentados en la sección 3.4.3, estos corresponden al modelo de Langmuir (ecuación 6), Freundlich (ecuación 9) y BET (ecuación 11). Para obtener los parámetros que definen estos modelos, se utiliza regresión no lineal con el método GRG Nonlinear de la herramienta SOLVER de Microsoft Excel, minimizando la suma de errores cuadrados entre la retención experimental y la predicha por el modelo. Posteriormente, se evalúa la bondad del ajuste a los datos experimentales mediante la comparación de los parámetros estadísticos descritos en la sección 3.4.5, el diseño completamente al azar por bloques y un análisis de diferencias mínimas significativas.

En este contexto, la Tabla 16 contiene las expresiones de cada modelo junto con los parámetros que mejor se ajustan a los datos experimentales.

Tabla 16. Ecuaciones de los modelos de isoterma para la adsorción de Cu^{2+} utilizando Haplopappus Baylahuen.

Isoterma de Langmuir	$q_e = \frac{0,455 \cdot C_e}{1 + 0,005 \cdot C_e}$
Isoterma de Freundlich	$q_e = 0,485 \cdot C_e^{\frac{1}{1,052}}$
Isoterma de BET	$q_e = \frac{0,607 \cdot C_e \cdot [1 - 6 \cdot (0,046 \cdot C_e)^5 + 5 \cdot (0,046 \cdot C_e)^6]}{(1 - 0,046 \cdot C_e) \cdot [1 + 0,148 \cdot C_e - 4,206 \cdot (0,046 \cdot C_e)^6]}$

Luego, se grafica la retención de equilibrio en función de la concentración de equilibrio obtenida experimentalmente y la predicha por cada modelo

6.4.1 Isoterma de Langmuir

La Figura 20, contiene la retención de equilibrio obtenida experimentalmente y por el modelo de Langmuir.

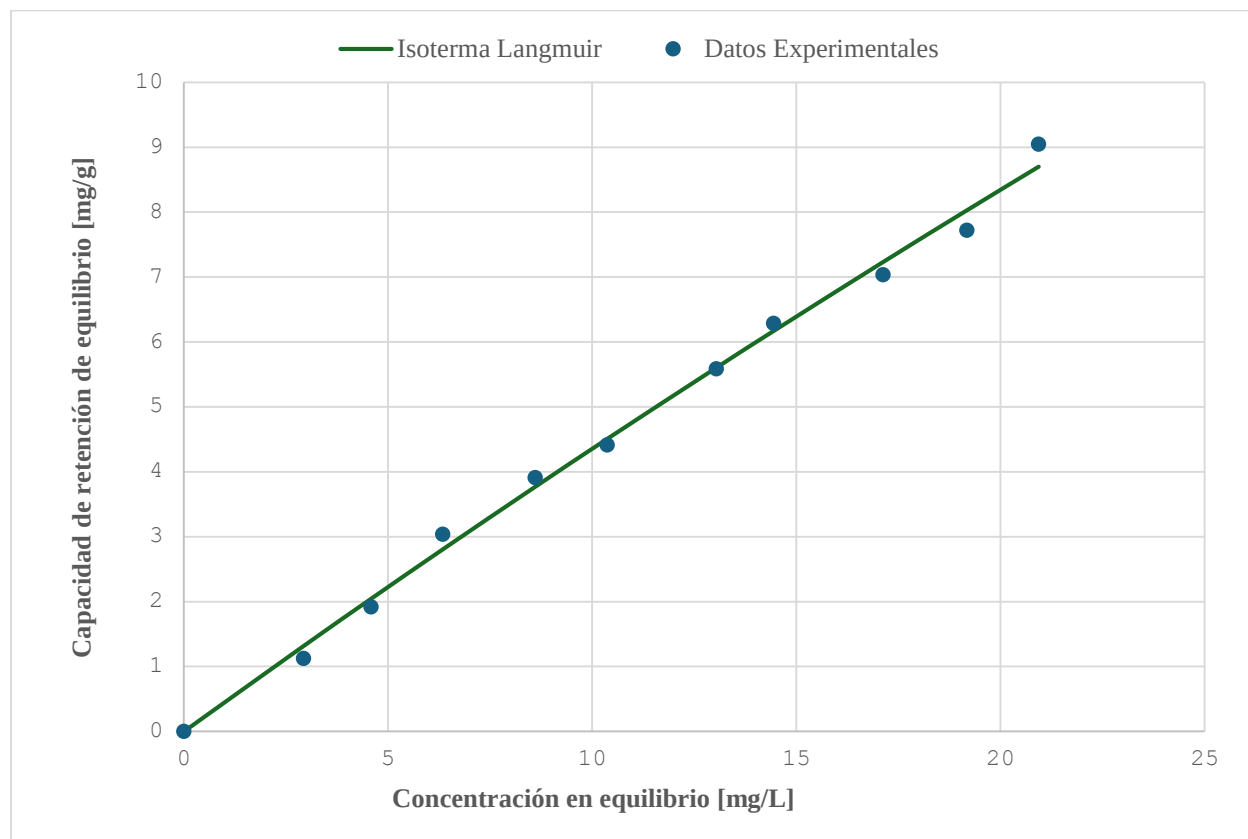


Figura 20. Isoterma de biosorción para Cu^{2+} : Modelo de Langmuir.

A partir de la Figura 20, se observa que la curva del modelo es lineal respecto al eje de las abscisas. Los puntos experimentales y los del modelo se encuentran bastante próximos, excepto en el intervalo de concentraciones entre 19,2 y 20,9 [mg/L], donde los puntos experimentales se desvían levemente del modelo. Por lo tanto, se cumple una adsorción en monocapa, sitios de adsorción equivalentes y ausencia de interacciones significativas entre las moléculas adsorbidas.

Para el caso de los parámetros del modelo ajustado indican una retención máxima de 99,5 [mg/g] y una constante de Langmuir de 0,005 [L/mg], lo que permite determinar el factor de separación. Los valores obtenidos de este factor oscilan entre 0 y 1, indicando que la adsorción es favorable. No obstante, este modelo presenta la limitación de no predecir adecuadamente la retención en todo el rango de concentraciones evaluadas, por lo que se evalúa el siguiente modelo.

6.4.2 Isotermas de Freundlich

En la Figura 21, se presentan los datos obtenidos experimentales con el modelo regresión propuesto Freundlich.

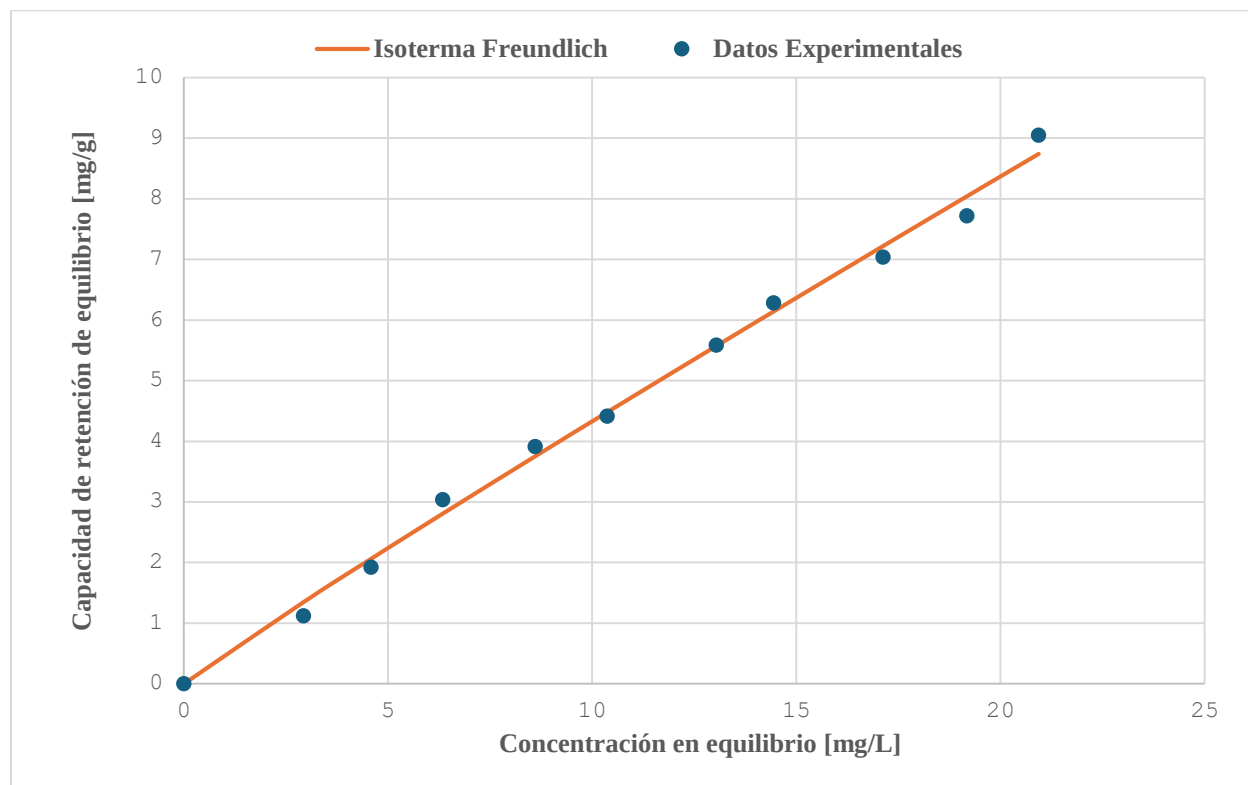


Figura 21. Isotherma de biosorción para Cu^{2+} : Modelo de Freundlich.

En la Figura 21, se observa que existe cercanía entre los puntos establecidos por el modelo y los experimentales, donde la cantidad adsorbida aumenta constantemente con el aumento de la concentración de equilibrio, reflejando una adsorción en múltiples sitios con diferentes energías de adsorción y múltiples capas. Asimismo, se observa que la curva del modelo es lineal, lo que indica que capacidad de adsorción es proporcional a la concentración de soluto, hasta alcanzar la máxima adsorción posible.

Además, a partir de la regresión se obtiene un K_F de 0,49 $[(\text{mg/g}) (\text{L/mg})^{1/n}]$ y n de 1,05, sugiriendo que la adsorción es favorable, como también confirma que el proceso es lineal, con isoterma de tipo C. A pesar de esto, se evalúa el modelo de BET para un ajuste más preciso y para considerar una posible adsorción cooperativa.

6.4.3 Isoterma de BET

Finalmente, se grafican las retenciones de equilibrio obtenidas experimentalmente junto con la curva ajustada del modelo de BET.

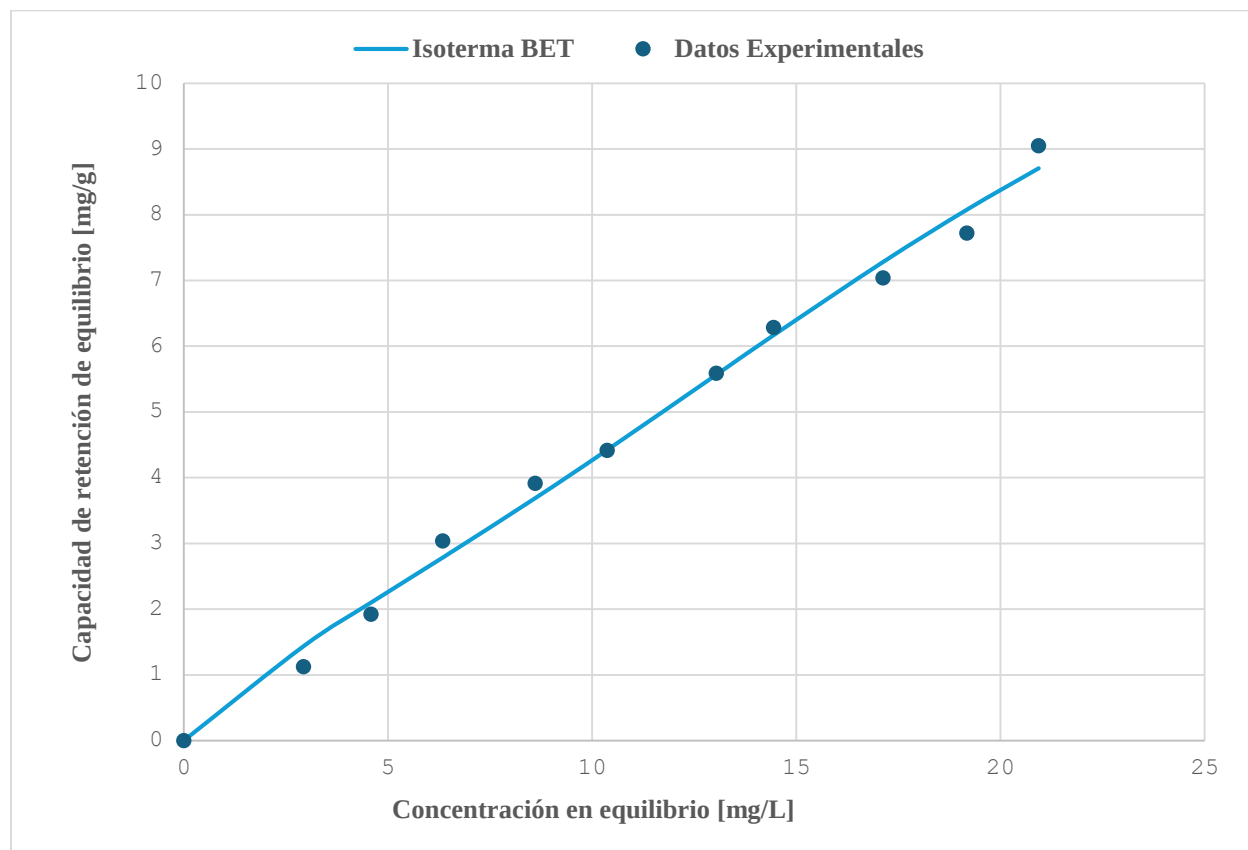


Figura 22. Isoterma de biosorción para Cu^{2+} : Modelo de BET.

Con respecto al modelo propuesto por BET, en la Figura 22 se observa que presenta un comportamiento muy similar a los modelos anteriores es decir de Langmuir y Freundlich, donde el comportamiento lineal de la curva indica que la cantidad de metal adsorbido por la biomasa, aumenta de manera proporcional con la concentración del metal en solución dentro del rango analizado. Esto puede significar que la superficie del biosorbente presenta sitios de adsorción homogéneos y que la formación de una monocapa de iones metálicos sobre la biomasa aún no ha alcanzado la saturación en el intervalo de mediciones evaluado. Además, como resultado de la regresión se obtiene una capacidad máxima de adsorción de la monocapa de 3,1 [mg/g], constantes de equilibrio de adsorción para la primera capa (K_s) y capas superiores (K_i) de 0,2 y 0,05 [L/mg], respectivamente, y un número de capas (n_b) igual a 5.

6.4.4 Comparación de los modelos de isotermas de adsorción

Para finalizar el análisis, se realiza una comparación de los parámetros estadísticos para evaluar la bondad de los ajustes realizados. La Tabla 17 resume los parámetros obtenidos para cada modelo junto con sus respectivos indicadores estadísticos.

Tabla 17. Parámetros de los modelos de isoterma con sus respectivos indicadores estadísticos.

Modelo	Parámetros	SSE	R ²	R ² _{adj}	χ ²
Langmuir	q _{máx} [mg/g]	99,546	0,0059	0,9999	0,0016
	K _L [L/mg]	0,005			
Freundlich	K _F [(mg ^{1-1/a} L ^{1/a})/g]	0,485	0,4059	0,9903	0,1054
	n [-]	1,052			
BET	q _{máx} [mg/g]	3,118	0,0241	0,9996	0,0089
	K _s [L/mg]	0,195			
	K _i [L/mg]	0,046			
	n _b [-]	5			

A partir de lo indicado en la Tabla 17, los tres modelos evaluados presentan indicadores estadísticos favorables. Sin embargo, los valores obtenidos para el modelo de Langmuir son mejores, con un SSE y χ² más cercano a cero y valores de R² y R²_{adj} de aproximadamente 1. Para asegurar la existencia de diferencias significativas entre los modelos, se realiza un análisis estadístico de diseño completamente al azar por bloques sobre los residuos obtenidos con cada modelo, considerando un nivel de significancia de 5%. Este tipo de análisis es aplicable cuando existe una variable cuyos valores varían y no pueden ser controlados directamente, por lo que se aplica un bloque sobre ella.

En este caso, los bloques corresponden a las diferentes concentraciones iniciales utilizadas y los tratamientos corresponden a los tres modelos de regresión. La hipótesis nula considera que no existen diferencias significativas entre los ajustes de los modelos, mientras que la hipótesis alternativa considera que al menos un modelo se ajusta mejor a los datos experimentales. Luego de definir los bloques y los tratamientos, se realiza un ANOVA, que arroja un valor de p de 0,0001%, menor a 5% de significancia. Dado que el valor de p es menor a el nivel de significancia, se rechaza la hipótesis nula, indicando que al menos uno de los modelos de regresión tiene un ajuste significativamente mejor en comparación con los otros dos.

Luego, se aplica un análisis de diferencias mínimas significativas (LSD) para determinar cuáles modelos son significativamente diferentes entre sí. Si el valor obtenido entre las medias de los residuos entre dos modelos es mayor al LSD, existen diferencias significativas en el ajuste de los datos. En este caso, se obtiene un LSD de 0,059. Para el modelo de Langmuir y BET, la diferencia de medias es de 0,022, por lo que no presentan diferencias significativas entre sí, mientras que para Freundlich y Langmuir, la diferencia es de 0,184, y para Freundlich y BET, la diferencia es de 0,162, valores que son superiores al LSD. Considerando

lo anterior, se concluye que para el caso del modelo de Freundlich sus residuos son significativamente mayores en comparación a los otros dos modelos lo que significa que el valor calculado es más distinto respecto a los datos experimentales, por lo que se descarta este modelo. Para el caso de los otros dos modelos restantes, es decir de Langmuir y BET como se mencionó anteriormente, sus diferencias de medias no presentan diferencias significativas, pero al no poder comprobar esto, para efectos prácticos se describirán igual. Por lo tanto, considerando que la ecuación de BET es más compleja y representativa, pero que para efectos prácticos, no aportara realmente información, se comprueba estadísticamente con un 95% de confianza que el modelo propuesto por Langmuir, es el que se ajusta mejor a los datos experimentales.

Adicionalmente, se realiza un análisis de residuos para evaluar la posibilidad de determinar los intervalos de confianza y predicción, no obstante, el resultado indica que para los tres modelos no es posible realizar inferencias, ya que el promedio de los residuos no es cercano a 0, no son independientes entre sí, no presentan una distribución normal ni una varianza constante.

Por lo tanto, considerando que el modelo Langmuir, presenta mejores indicadores estadísticos, un ajuste significativamente mejor y una explicación fenomenológica concordante, se determina que es el modelo que mejor representa el proceso de biosorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus Baylahuen*. Esto implica que la sorción se restringe a una monocapa, con una retención máxima de 99,5 [mg/g] y una constante de Langmuir de 0,005 [L/mg],

Finalmente, en la Figura 23 se presentan los datos obtenidos experimentales junto con los tres modelos de isoterma evaluados.

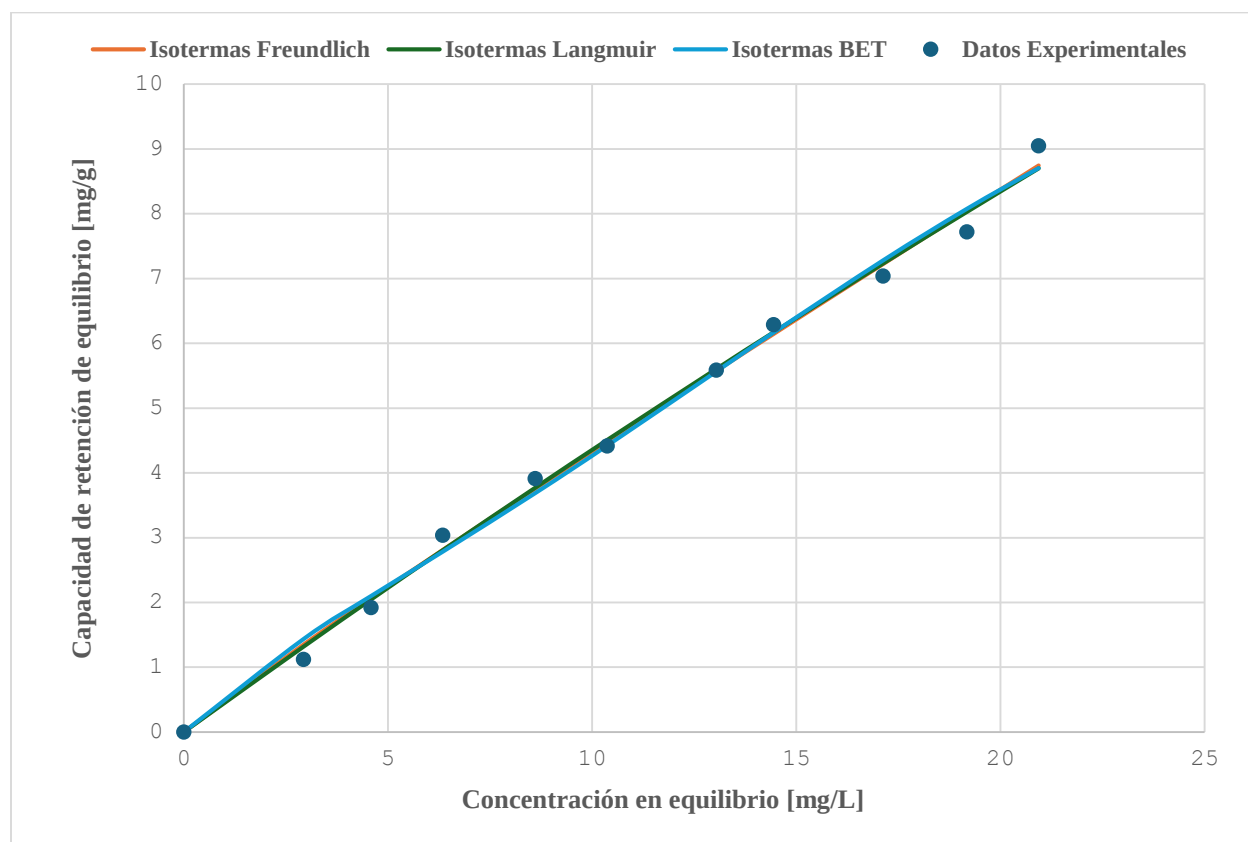


Figura 23. Modelos de isoterma de la biosorción de Cu^{2+} utilizando *Haplopappus Baylahuen*.

A partir de la Figura 23, se visualiza que las curvas de los tres modelos tienen un comportamiento linealizado muy similar entre sí, al punto de superponerse, lo que concuerda con los resultados estadísticos obtenidos.

6.5 Evaluación técnica del proceso de biosorción

El estudio de biosorción de cobre utilizando *Haplopappus baylahuen* como biosorbente, demuestra que es una alternativa viable y sostenible para la remoción de Cu^{2+} en soluciones acuosas. Su eficiencia de remoción superior al 78 % y una retención máxima del 99,5 [mg/g] la posicionan como un biosorbente altamente eficiente dentro de las opciones de biosorbentes estudiadas (Tabla 4).

Una de las principales ventajas del *Haplopappus baylahuen*, es que no necesita modificaciones químicas ni térmicas para su aplicación, lo que reduce costos operacionales y facilita su implementación en la industria de tratamiento de aguas. Su capacidad de adsorción está relacionada con la presencia de grupos funcionales en su biomasa, tales como carboxilos (-COOH), hidroxilos (-OH) y aminas (-NH₂), los cuales favorecen la retención de iones metálicos a través de mecanismos como el intercambio iónico y la quelación. Estos mecanismos le otorgan una buena selectividad hacia metales como el cobre, lo que la hace una opción atractiva para el tratamiento de efluentes industriales contaminados.

Otro aspecto destacable de este biosorbente es su disponibilidad y sustentabilidad. Al ser una especie nativa de Chile con bajo requerimiento hídrico, su recolección y uso como biosorbente no genera un impacto ambiental significativo en comparación con otros adsorbentes comerciales; como el carbón activado. Además, su rendimiento óptimo en condiciones de Ph $4,5 \pm 0,1$ y su rápido tiempo de equilibrio (60 [min]), la hacen una excelente opción para estos casos.

En términos comparativos, *Haplopappus baylahuen* se encuentra dentro de los biosorbentes mas eficiente para la remoción de cobre, superando otros materiales que tienen un alto rendimiento (Tabla 4), como; *Durvillaea Antarctica* y *Lessonia Nigrescens* con retenciones máximas de 66,4 y 54,4 [mg/g] respectivamente. Adicionalmente, aunque algunas algas también presenten valores de retenciones altos, la disponibilidad, facilidad de uso y bajo costo anteriormente mencionado del *Haplopappus baylahuen*, lo hacen una alternativa accesible para poder llevarla a escala y así este proceso pueda ser aplicable en zonas mineras y otras áreas afectadas por la contaminación de metales pesados.



7 CONCLUSIONES

En el presente estudio, se evaluó la capacidad de biosorción del *Haplopappus baylahuen* como biosorbente natural para la remoción de Cu^{2+} , desde soluciones sintéticas. Los resultados obtenidos confirman la eficiencia de este material en la eliminación de iones metálicos, evidenciando su potencial como una alternativa sostenible y de bajo costo frente a métodos convencionales de tratamiento de aguas contaminadas.

Con respecto a los factores que afectan directamente a la biosorción del cobre, se obtiene que, para el caso del efecto del rango de partícula, coincide la teoría con lo experimental, en donde a menor tamaño de partícula hay un incremento en la retención y remoción de los datos. Esto es debido a que la reducción del tamaño de partículas del biosorbente, incrementa la superficie específica, lo que significa que hay más área disponible para que los iones de cobre se adhieran. Por lo tanto, considerando lo anterior se selecciona como tamaño óptimo para este proceso entre 53-150 $[\mu\text{m}]$, presentando una retención promedio de 8,6 $[\text{mg/g}]$ y remoción de 78,7%.

Otro factor importante es la razón de masa biosorbente /volumen de solución (M/V). Experimentalmente se obtiene que, al aumentar este factor, se incrementa la remoción del metal y disminuye la retención. A partir de esto, la razón M/V óptima es de 20 $[\text{g/L}]$, presentando una retención y remoción de 4,5 $[\text{mg/g}]$ y 81,6% respectivamente. Lo anterior se justifica, bajo el fundamento de la poca conveniencia de aumentar la masa de biosorbente, para obtener un mínimo aumento del 3,7% en la remoción.

Con respecto a la cinética de biosorción, se determina que el equilibrio se alcanza a los 60 $[\text{min}]$, con una capacidad de retención de cobre de 8,79 $[\text{mg/g}]$. Entre los modelos cinéticos evaluados, el modelo de Ho y McKay es el que mejor se ajusta a los datos experimentales ya que obtiene una suma de errores cuadráticos (SSE) de 0,110 y una capacidad de retención teórica de equilibrio de 8,8 $[\text{mg/g}]$, los cuales coinciden con los valores experimentales. El coeficiente de determinación para este modelo es de 0,999 y un χ^2 más cercano a 0, lo que sugiere que el modelo proporciona un mejor ajuste a los datos, en comparación al de Lagergren. Adicionalmente este modelo, al tener un mejor ajuste, sugiere que la velocidad de la adsorción sea más dependiente de la disponibilidad de los sitios activos y el proceso sea dominado por la quimiosorción.

Para el caso del estudio del equilibrio, se identifica una isoterma de tipo C, con una subcategoría de C_1 . Lo anterior mencionado hace referencia a que la capacidad de adsorción es proporcional a la concentración de soluto, hasta alcanzar la máxima adsorción posible. Importante de mencionar que la forma lineal de la isoterma indica que el soluto penetra en zonas inaccesibles al disolvente. Además, al evaluar el ajuste de los modelos teóricos, el modelo de Langmuir se ajusta mejor fenomenológicamente y estadísticamente a los datos experimentales, esto implica que la sorción se restringe a una monocapa, con una retención máxima de 99,5 $[\text{mg/g}]$ y una constante de Langmuir de 0,005 $[\text{L/mg}]$.

Para futuras investigaciones, se recomienda realizar estudios adicionales utilizando aguas residuales industriales reales, donde puedan coexistir distintos metales pesados, que podrían influir en la eficiencia de biosorción del *Haplopappus baylahuen*. Adicionalmente, si bien el estudio identificó condiciones óptimas en cuanto a tamaño de partícula y relación masa/volumen, por ejemplo, sería útil explorar otras variables



como la velocidad de agitación, temperatura y fuerza iónica del medio, ya que estos factores pueden influir en la cinética y capacidad de biosorción,

Finalmente se recomienda para este mismo proceso de biosorción de cobre utilizando el *Haplopappus baylahuen*, un análisis económico y de escalabilidad del proceso, con el objetivo de poder determinar la factibilidad del uso del biosorbente en plantas de tratamiento de aguas, que contemple costos de producción, regeneración y eliminación del material. Además, evaluar la escalabilidad del proceso ayudaría a identificar los desafíos técnicos y económicos asociados con su implementación a gran escala.



8 REFERENCIAS

- Ahmad, F., & Zaidi, S. (26 de Julio de 2020). *Potential Use of Agro/Food Wastes as Biosorbents in the Removal of Heavy Metals*. Obtenido de <https://www.intechopen.com/chapters/73900>
- Alsiment. (15 de Mayo de 2022). *La electrodeposición del cobre y su aplicación en la industria*. Obtenido de <https://alsimet.es/es/noticias/la-electrodeposicion-del-cobre-y-su-aplicacion-en-la-industria>
- Arenas, C. (Febrero de 2025). *¿Qué es el R2 (R cuadrado) o Coeficiente de Determinación?* Obtenido de <https://www.estrategiasdeinversion.com/herramientas/diccionario/fondos/r2-r-cuadrado-o-coeficiente-de-determinacion-t-1163>
- Arévalos, F. (2023). *Estudio del equilibrio y cinética del proceso de biosorción de Cu²⁺ y/o Cd²⁺ desde soluciones sintéticas con restos vegetales*.
- Artoli, Y. (2008). *Adsorption*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780080454054002524>
- Barakat, M. (Octubre de 2011). *New trends in removing heavy metals from industrial wastewater*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878535210001334?via%3Dihub>
- Barman, S., Ray, U., Das, P., & Mukhopadhyay, A. (2021). *Membrane processes for removal of polyaromatic hydrocarbons from wastewater*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780128177426000062>
- Beni, A., & Esmaeili, A. (Febrero de 2020). Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186418304346?via%3Dihub>
- Beni, A., & Esmaeili, A. (Febrero de 2020). Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186418304346?via%3Dihub>
- Cabal, M. (2009). *Depuración de efluentes contaminados por hidrocarburos aromáticos policíclicos mediante carbonos activados*.
- Cabrera, M. (2010). *Determinación de isothermas de equilibrio y estudio de la cinética de biosorción de cobre con Durvillaea Antarctica*.
- Calero, M., Blázquez, G., Hernáinz, F., & Ronda, A. (6 de Septiembre de 2012). *Biosorción de cobre con corteza de pino en columna de lecho fijo: Optimización de las variables del proceso*. Obtenido de <file:///C:/Users/Estudiante%20USM/Downloads/adminRACO,+02-3979.pdf>
- Carbotecnia. (28 de Octubre de 2024). *¿Qué es la ósmosis inversa?* Obtenido de <https://www.carbotecnia.info/aprendizaje/osmosis-inversa/que-es-la-osmosis-inversa-purificador/>
- Castellar, G., Cardozo, B., Guerrero, J., & Vega, J. (2013). *Adsorción por lote y en una columna de lecho fijo del colorante B39 sobre carbón activado*.



- Dahman, Y. (2017). *Nanopolymers*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B978032351256500006X>
- Das, P., Sharma, M., & Purkait, M. (1 de Julio de 2022). *Recent progress on electrocoagulation process for wastewater treatment: A review*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586622006153>
- Dávila, N. (2012). *Caracterización del proceso de biosorción de metales pesados mediante residuos sólidos de café*.
- Dyer, A. (2000). *Ion Exchange*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B0122267702000818>
- Ebadi, A., Mohammadzadeh, S., & Khudiev, A. (19 de Febrero de 2009). *What is the correct form of BET isotherm for modeling liquid phase adsorption?* Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10450-009-9151-3>
- Eykamp, W. (1995). *Chapter 1 Microfiltration and Ultrafiltration*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0927519306800033?via%3Dihub>
- Fernández, I. (Abril de 2024). *Optimización de la desorción de cobre utilizando gránulos de bioreactores*.
- Geankoplis, C. (1998). *Procesos de transporte y operaciones unitarias*. Obtenido de <https://fenomenosdetransporte.wordpress.com/wp-content/uploads/2008/05/geankopolis.pdf>
- González, Á., Tejada, C., Villabona, Á., Vergara, J., & Olivella, E. (2024). *Modelado y parametrización de una columna de adsorción para la remoción de níquel utilizando ingeniería de procesos asistida por computador*.
- Gouda, S., & Taha, A. (2023). *Biosorption of Heavy Metals as a New Alternative Method for Wastewater treatment: A review*. Obtenido de https://ejabf.journals.ekb.eg/article_291671_374c9fa6ea85408ae7c7f1a353e63751.pdf
- Gupta, G., Khan, J., & Singh, N. (2021). *Application and efficacy of low-cost adsorbents for metal removal from contaminated water: A review*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214785321004053?via%3Dihub>
- Ighalo, J., Omoarukhe, F., Ojukwu, V., Iwuozor, K., & Chinenye Adaobi Igwegbe, C. (Septiembre de 2022). *Cost of adsorbent preparation and usage in wastewater treatment: A review*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772782322000407?via%3Dihub>
- Imson, G. (2024). *Cómo calcular la suma de cuadrados del error*. Obtenido de <https://es.wikihow.com/calcular-la-suma-de-cuadrados-del-error>
- International Copper Association. (2024). *Atributos y aleaciones del cobre*. Obtenido de <https://internationalcopper.org/es/sustainable-copper/about-copper/copper-attributes-and-alloys/>
- Jiménez, R. (Diciembre de 2011). *Biosorción de cobre con Frondas de Lessonia Nigrescens*.
- Koller, M., & Saleh, H. (27 de Junio de 2018). *Introductory Chapter: Introducing Heavy Metals*. Obtenido de <https://www.intechopen.com/chapters/59857>



- Kumar , M., Seth, A., Singh, A., Rajput, M., & Sikandar, M. (Diciembre de 2021). *Remediation strategies for heavy metals contaminated ecosystem: A review*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2665972721000568?via%3Dihub>
- Lenntech. (2023). *Propiedades químicas del Cobre - Efectos del Cobre sobre la salud - Efectos ambientales del Cobre*. Obtenido de <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/cu.htm>
- Londoño , L., & Muñoz , F. (18 de Mayo de 2016). *Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal*. Obtenido de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-35612016000200017
- Mejía, G. (2024). *Aproximación teórica a la biosorción de metales pesados por medio de microorganismos*. Obtenido de <https://www.redalyc.org/pdf/3214/321428096010.pdf>
- Michalak, I., Chojnacka, K., & Krowiak , A. (Mayo de 2013). *State of the Art for the Biosorption Process— a Review*. Obtenido de <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC3696181/>
- MINSEGPRES. (30 de Mayo de 2000a). *Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos y aguas marinas y continentales superficiales*. Obtenido de <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=182637>
- MINSEGPRES. (8 de Marzo de 2002a). *Norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas*. Obtenido de <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=206883&idParte=0>
- MOP. (1998). *Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillado*. . Obtenido de <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=121486&idParte=0>
- Morandé, C. (2017). *Estudio de la adsorción de cobre y hierro desde una solución que simula un drenaje ácido, mediante escobajo de uva y cuesco de palta*.
- Muddemann, T., Haupt, D., Sievers, M., & Kunz, U. (3 de Octubre de 2019). *Electrochemical Reactors for Wastewater Treatment*. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/cben.201900021>
- Ortiz, C. (2024). *Estudio del proceso de biosorción de Cu²⁺ Y/O Cd²⁺ desde soluciones sintéticas utilizando un biosorbente a base de plantas*.
- Park, J., Lee, J., & Puthumana, j. (2021). *Current physicochemical treatment technologies available for remediation of different types of heavy metals from wastewater*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B978012822965100012X>
- Piccin, J., Cadaval , T., Pinto, L., & Dotto, G. (4 de Julio de 2017). *Adsorption Isotherms in Liquid Phase: Experimental, Modeling, and Interpretations*. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-58136-1_2
- Quevedo, F. (2011). *La prueba de ji-cuadrado*. Obtenido de <https://www.medwave.cl/medios/medwave/Diciembre2011/2/10.5867medwave.2011.12.5266.pdf>



- Rodríguez, D. (Marzo de 2024). *Diferencia entre R^2 y R^2 ajustado en modelos de regresión*. Obtenido de <https://www.analyticslane.com/2024/03/08/diferencia-entre-r2-y-r2-ajustado-en-modelos-de-regresion/>
- Sahoo, T., & Prelot, B. (2020). *Adsorption processes for the removal of contaminants from wastewater: the perspective role of nanomaterials and nanotechnology*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780128184899000074?via%3Dihub>
- Sala, L., García, S., González, J., Frascaroli, M., Bellú, S., Mangiameli, F., . . . Mogetta, M. (2010). Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho.
- Schiewer, S., & Volesky, B. (1995). Modeling of the proton-metal ion exchange in biosorption.
- SERNAGEOMIN. (2023). *Anuario de la Minería de Chile 2023*. Obtenido de <https://www.sernageomin.cl/anuario-de-la-mineria-de-chile/>
- Shamim, S. (31 de Octubre de 2017). *Biosorption of Heavy Metals*. Obtenido de <https://www.intechopen.com/chapters/58112>
- Shrestha, R., Devkota, S., Ban, S., Sharma, S., Joshi, R., Tiwari, A., . . . Joshi, M. (Agosto de 2021). *Technological trends in heavy metals removal from industrial wastewater: A review*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343721006655#bbib9>
- SINCA. (26 de Septiembre de 2000). *Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a la descarga de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado*. Obtenido de <https://sinca.mma.gob.cl/uploads/documentos/f74eed7489e584c736262d21ac824e9e.pdf>
- Sridhar, M. K., Coker, A. O., Shittu, O. I., Laniyan, T. A., & Achi, C. G. (2020). *Phytotechnologies in wastewater treatment: A low-cost option for developing countries*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780128161203000051?via%3Dihub>
- Tapia, P., Santander, M., Pávez, O., & Vlderrama, L. (2011). *Biosorción de iones cobre con biomasa de algas y orujos*. Obtenido de file:///C:/Users/Estudiante%20USM/Downloads/Biosorcion_de_iones_cobre_con_biomasa_de_algas_y_o.pdf
- Tchounwou, P., Yedjou, C., Patlolla, A., & Sutton, D. (2014). *Heavy Metals Toxicity and the Environment*. Obtenido de <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC4144270/>
- Tejada, C., Villabona, Á., & Garcés, L. (Junio de 2025). *Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico*. Obtenido de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-77992015000100010#:~:text=Los%20biosorbentes%20son%20materiales%20provenientes,forma%20i%C3%B3nica%20de%20la%20soluci%C3%B3n.



- Tonner, J. (2004). *Desalination and Energy Use*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B012176480X004034>
- Vareda, J. (15 de Abril de 2023). *On validity, physical meaning, mechanism insights and regression of adsorption kinetic models*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167732223002192?via%3Dihub>
- Xiang, H., Min, X., Tang, C., Sillanpää, M., & Zhao, F. (Octubre de 2022). *Recent advances in membrane filtration for heavy metal removal from wastewater: A mini review*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714422004676?via%3Dihub>

9 ANEXOS

9.1 Anexo 1. Cinética de biosorción

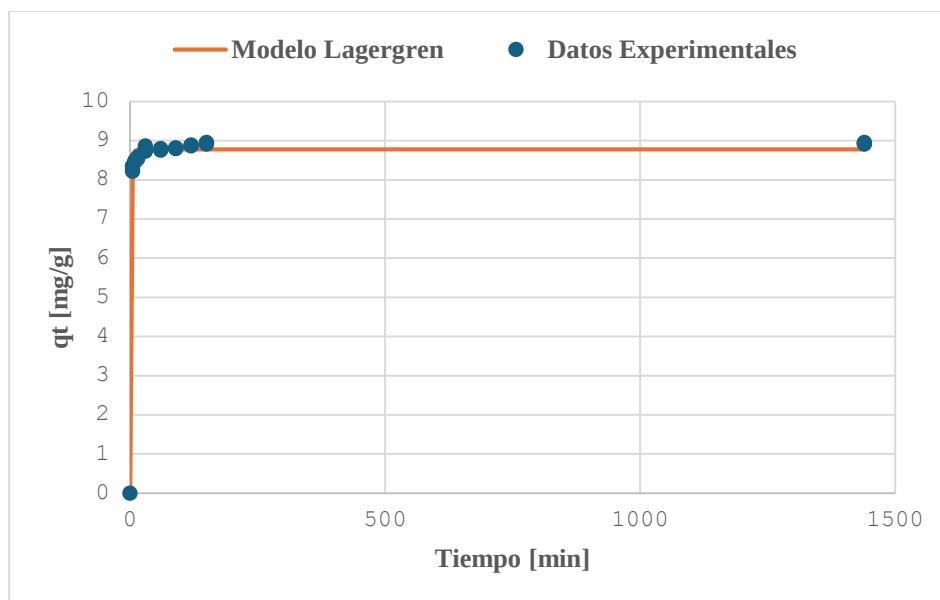


Figura 24. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 1440 [min]: Modelo de Lagergren.

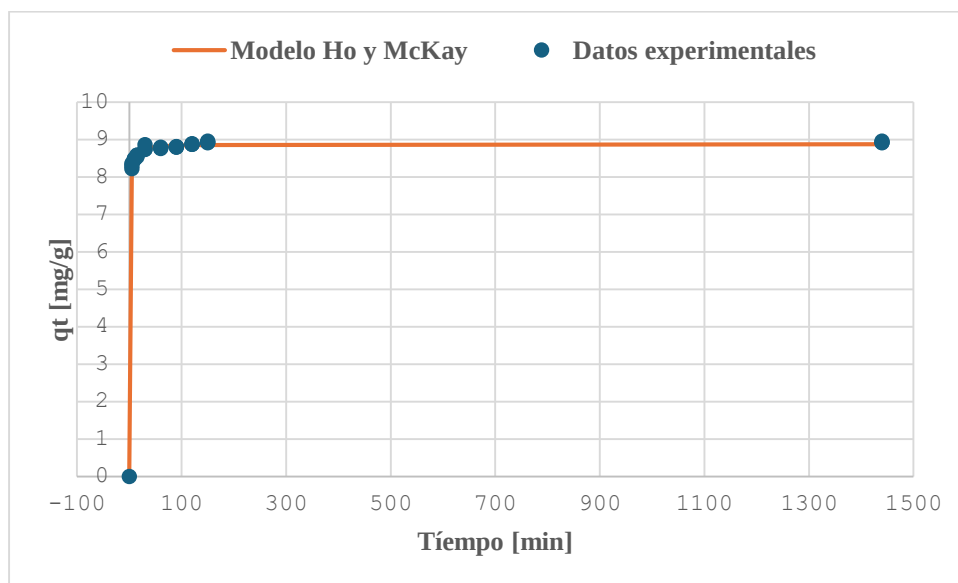


Figura 25. Cinética de biosorción de Cu^{2+} hasta 1440 [min]: Modelo de Ho y McKay.