

UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTAMARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
VALPARAISO-CHILE



**BIOSORCIÓN DE CADMIO CON *ARISTOTELIA CHILENSIS* ACTIVADO QUÍMICAMENTE,
OPERADO EN COLUMNA DE LECHO
EMPACADO**

ANTONIA CONSUELO HENRÍQUEZ AGURTO

MEMORIA DE TITULACIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERA CIVIL QUÍMICA

PROFESORA GUÍA

ANDREA LAZO

PROFESOR CORREFERENTE

HENRIK HANSEN

Diciembre 2025



CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

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

Título del trabajo: Biosorción de cadmio con *Aristotelia chilensis* activado químicamente, operado en columna de lecho empacado.

Nombre del candidato(a): Antonia Consuelo Henríquez Agurto

Carrera / Grado: Ingeniería Civil Química

Campus: Casa Central, Valparaíso **Departamento:** Ingeniería Civil Química y Ambiental.

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Andrea Paola Lazo Acuña, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

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

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

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

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

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

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

4.- FIRMAS

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

Fecha: 19 de diciembre de 2025

Firma: 

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 19-12-2025

Firma: 

Este formulario debe ser insertado como página 2 de la memoria o tesis, completado y firmado por estudiante y profesor(a) antes de la entrega en portal PRISMA de Biblioteca USM.

Resumen

El presente estudio tiene como objetivo evaluar la eficiencia de remoción y la capacidad de retención de cadmio (Cd^{2+}) mediante el uso del material *Aristotelia chilensis* como biosorbente natural y activado químicamente, aplicado en un sistema de columna de lecho empacado. Se analizó la influencia de la altura del lecho, la concentración inicial de la solución metálica y el efecto del pretratamiento químico sobre la eficiencia global del proceso, aportando antecedentes relevantes para el diseño de sistemas continuos de tratamiento de efluentes contaminados con metales pesados.

Los experimentos se realizaron en una columna de lecho empacado bajo condiciones controladas de flujo (6–7 mL/min), con alturas de 15 y 20 cm y concentraciones iniciales de 75 y 150 mg/L de Cd^{2+} . La cuantificación del metal se efectuó mediante espectroscopía de absorción atómica (AAS) después de una digestión ácida. En cuanto a la activación del biosorbente, este se trató químicamente mediante dos procedimientos: uno ácido con HNO_3 y otro alcalino con NaOH , ambos a 1 M. La masa de biosorbente se agitó durante 8 horas a una temperatura de 50–60 °C, se lavó con agua destilada hasta alcanzar un pH neutro y posteriormente se secó durante 72 horas a temperatura ambiente.

Los resultados mostraron que la altura del lecho fue el parámetro más influyente: al incrementarla de 15 a 20 cm, la eficiencia de remoción aumentó de 49,64 % a 56,63 %. En cuanto a la concentración, una menor concentración inicial (75 mg/L) favoreció la retención del metal, retrasando la saturación del lecho y confirmando la relación inversa entre la carga inicial y la capacidad de adsorción efectiva. La activación con ácido nítrico produjo una mejora leve, mientras que la activación con hidróxido de sodio incrementó significativamente la capacidad de retención, alcanzando 10,59 mg/g y una remoción de 82,55 %, evidenciando el efecto positivo del tratamiento alcalino sobre la afinidad superficial del material. Respecto a los tiempos característicos, el punto de ruptura (5 %) se alcanzó a los 40 minutos, mientras que la saturación (95 %) ocurrió a los 395 minutos.

El análisis de los modelos teóricos determinó que el modelo de Thomas presentó el mejor ajuste global, con un coeficiente de determinación ajustado ($R^2_{\text{adj}} = 0,99$), estimando una capacidad de retención (q_0) de 10,71 mg/g, muy cercana al valor experimental. En conjunto, la activación alcalina de *Aristotelia chilensis* mejora la eficiencia y estabilidad, consolidándose como una alternativa técnica viable y ambientalmente sostenible para la eliminación de cadmio en sistemas de tratamiento continuo.

Agradecimientos

Primero que todo, quiero agradecer a mi familia. A mi madre especialmente, por ser mi mayor soporte en cada etapa de mi vida. Gracias por acompañarme en mis caídas, en mis logros, en mis dudas y en mis intentos. Por todas las veces en que me levantaste sin decir mucho, solo estando ahí. Por tu manera única de darme calma cuando sentía que nada salía bien, y por celebrar conmigo cada avance, aunque fuera pequeño. Gracias por tus consejos, por tu fuerza y por todo ese amor que siempre estuvo presente. Y a mi padre, por estar siempre presente durante mi vida universitaria, ayudándome a resolver cada dificultad que apareció en el camino. Gracias por ser mi base, por tu amor silencioso pero firme, y por caminar conmigo en este proceso.

A mi profesora guía, Andrea Lazo, gracias por acompañarme en este proceso, por su paciencia, su dedicación y por estar atenta a cada avance de mi memoria. Su apoyo marcó una gran diferencia.

Extiendo mi gratitud a Anita, analista química del departamento, por su trabajo, disposición y carisma. Nunca tuvo problemas en ayudarme con todo lo que necesitaba, y valoro enormemente su apoyo.

También quiero agradecer a todas las personas que me han acompañado durante este proceso universitario, desde el primer año online hasta mi llegada a la presencialidad. A ti, Mackita, gracias por ser mi primera compañía y amiga en la universidad. Aprecio cada uno de los momentos que compartimos, nuestras conversaciones, consejos y confidencias, nuestro “entre nos”. Tenerte como amiga ha sido un regalo, eres una de las personas más hermosas que he conocido.

A mi grupo confidente: Nachi, Pau, May, Juanín, Pedro, Mati, y tú también, Mackita. Gracias por todos esos momentos que no estaban relacionado con la universidad, quedaron guardados como recuerdos preciosos. Somos todos distintos, y aun así construimos algo lindo. Aprendí tanto de cada uno de ustedes.

A mi querida amiguita Toñi. Desde que llegó la presencialidad, fuiste como una hermana para mí. Aunque seamos de carreras distintas, siempre estuvimos juntas, y eso lo valoro muchísimo. Gracias por tu cariño, tus consejos, y por enseñarme tantas cosas, no solo académicas, sino de la vida misma.

También quiero agradecer a mis amigos de otras carreras. A pesar de las dificultades, encontré personas que realmente considero amigos. Como a ti Leito. Desde ese ramo de química en que

hacíamos los informes juntos, supe que serías un amigo para mí, y no me equivoqué. Gracias por quedarte, por tu apoyo y por tu cariño. Y también gracias a Tami y Trini por hacer este camino más amable y humano.

Gracias a cada persona que se cruzó conmigo en los pasillos, que me preguntó por mi memoria o me entregó palabras de ánimo. Ese apoyo, aunque breve, siempre suma.

A todos los que se cruzaron conmigo en los pasillos, que me preguntaron por mi memoria o me dieron palabras de ánimo, gracias. Nunca saben cuánto puede significar un gesto tan simple.

Otras personas muy importantes en este trayecto han sido Panchito y Croca. Gracias por su apoyo constante durante el proceso de título y desde los tiempos de Transferencia de Materia. Valoro muchísimo su amistad, y a ti Croca por las tardes de café después del laboratorio y todos los momentos que compartimos. Gracias por ser quiénes son, muy agradecida a ambos por estar a su lado en toda la carrera.

Quiero agradecer a quien se convirtió en un pilar fundamental durante este proceso: Sophia Orlandini, Sop. Gracias por tu apoyo, tu comprensión y por darme paz en momentos difíciles. Gracias por tu compañía en los días que estaba hasta tarde en el laboratorio, por tu amor incondicional, por tu paciencia y por estar conmigo en lo bueno, lo malo y lo peor. Agradezco profundamente todo lo que me das y por ser parte esencial de este camino.

Por último, quiero agradecerme a mí misma. Por no rendirme cuando el cansancio pesaba más que las ganas, por insistir incluso cuando dudé de mis capacidades y por seguir adelante en los momentos en que todo parecía cuesta arriba. Agradezco mi persistencia, mi proactividad y el amor que le pongo a cada cosa que hago, siempre intentando crecer y ser mejor.

Índice de Contenido

Resumen.....	I
Agradecimientos	II
Introducción	1
Objetivos	3
1.1 Objetivo General.....	3
1.2 Objetivos Específicos	3
2. Antecedentes Generales	4
2.1 Metales pesados	4
2.1.1 Cadmio	4
2.1.2 Normativa ambiental de la descarga de los residuos líquidos	6
2.2 Tecnologías para la remoción	8
2.2.1 Precipitación química	8
2.2.2 Intercambio Iónico.....	9
2.2.3 Adsorción	9
2.2.4 Filtración por membranas.....	10
2.2.5 Electrocoagulación	12
2.3 Biosorción.....	13
2.3.1 Tipos de biosorbentes	14
2.3.2 Mecanismos de biosorción	16

2.3.3	Factores que afectan la biosorción.....	18
2.4	Modificación del biosorbente	21
2.5	Tipos de procesos de biosorción	22
2.5.1	Proceso batch (tanque agitado).....	22
2.5.2	Proceso continuo (lecho empacado).....	22
2.6	Modelos matemáticos del proceso de biosorción	23
2.6.1	Volumen de efluente tratado	23
2.6.2	Cantidad total de metal retenido	24
2.6.3	Cantidad total de metal que atraviesa la columna	24
2.6.4	Porcentaje total de metal retenido	25
2.6.5	Capacidad de biosorción.....	25
2.6.6	Concentración de equilibrio	25
2.6.7	Modelo de Adam-Bohart	26
2.6.8	Modelo de Thomas	26
2.6.9	Modelo de Yoon y Nelson	27
2.6.10	Modelo de dosis-respuesta	28
2.7	Análisis estadísticos para los modelos	29
2.7.1	Suma de errores al cuadrado (SSE)	29
2.7.2	Error cuadrático medio	30
2.7.3	Coeficiente de determinación (R^2)	30
2.7.4	Coeficiente de determinación ajustado.....	30

3.	Metodología	32
3.1	Materiales, equipos y reactivos.....	32
3.1.1	Materiales	32
3.1.2	Equipos.....	33
3.1.3	Reactivos	33
3.2	Materia prima.....	34
3.2.1	<i>Aristotelia chilensis</i>	34
3.3	Preparación del biosorbente.....	35
3.3.1	Reducción de tamaño	35
3.3.2	Clasificación de tamaños de partícula	36
3.4	Preparación de solución sintética.....	36
3.4.1	Solución de cadmio	36
3.4.2	Soluciones para ajustar el pH	37
3.5	Experimentos de biosorción.....	37
3.6	Análisis de muestras	39
3.7	Activación química del biosorbente.....	40
3.8	Ajuste de datos a los modelos propuestos.....	41
4.	Resultados	42
4.1	Determinación del efecto de los parámetros operacionales	42
4.2	Efecto de la activación del biosorbente	45
5.	Análisis y Discusión.....	50

5.1	Efecto de los principales parámetros	50
5.2	Efecto de la activación del biosorbente	52
5.3	Efecto de la activación del biosorbente en la biosorción	54
5.3.1	Capacidad de retención, remoción y saturación del biosorbente.....	54
5.3.2	Ajuste de modelos matemáticos	57
5.4	Comparación de los modelos matemáticos.....	60
6.	Conclusiones y recomendaciones.....	63
	Referencias.....	66
	Apéndice	71
A.	Curva de ruptura en lecho empacado	71

Índice de Figuras

Figura 2.3.1. Esquema de la distribución de los biosorbentes.....	14
Figura 3.2.1. (a) Árbol de <i>Aristotelia chilensis</i> (b) Formato de venta de hojas de maqui.....	35
Figura 3.3.1. Equipo molino de cuchillas.....	36
Figura 3.3.2 (a) Tamizador (b) Agitador orbital	36
Figura 3.5.1. Instalación de operación.	38
Figura 3.5.2. Diagrama general del experimento de biosorción.....	39
Figura 5.1.1. Capacidad de retención de Cd^{2+} para cada caso.....	50
Figura 5.1.2. Capacidad de remoción de Cd^{2+} para cada caso.	51
Figura 5.1.3. Saturación del biosorbente en el tiempo.	52
Figura 5.2.1. Capacidad de retención de Cd^{2+} para ambas activaciones.	53
Figura 5.2.2. Capacidad de remoción de Cd^{2+} para ambas activaciones.....	53
Figura 5.2.3. Saturación de las activaciones del biosorbente en el tiempo.	54
Figura 5.3.1. Comparación de la capacidad de retención de Cd^{2+}	55
Figura 5.3.2. Comparación de la capacidad de remoción de Cd^{2+}	56
Figura 5.3.3. Grafica de saturación del caso activado y no activado en el tiempo.....	56
Figura 5.3.4. Comparativa de datos experimentales (sin activación) con modelos teóricos.	58
Figura 5.3.5. Comparativa de datos experimentales (con activación) con modelos teóricos.....	60
Figura 5.4.1. Grafica de los datos experimentales con su desviación en el modelo de Thomas.	62
Figura A. 1 Grafica correspondiente a la curva de ruptura en lecho fijo Fuente: Adaptado de Alfonso-Martínez	71

Índice de Tablas

Tabla 2.1.1 Límites máximos permitidos de cadmio para la descarga de residuos líquidos por el Decreto Supremo N°90/2000	6
Tabla 2.1.2 Límites máximos permitidos de cadmio para la descarga de residuos líquidos por el Decreto Supremo N°46/2002	7
Tabla 2.1.3 Límites máximos permitidos de cadmio para la descarga de residuos líquidos por el Decreto Supremo N°609/1998	8
Tabla 2.2.1. Resumen de tecnologías de remoción.	12
Tabla 3.2.1 Taxonomía de <i>Aristotelia chilensis</i> (Alonso, 2012).	34
Tabla 3.5.1. Resumen de las variables experimentales implementadas.	38
Tabla 4.1.1. Resultados experimentales de operación del caso 1.	42
Tabla 4.1.2. Resultados experimentales de Cadmio ($C_0=75$ mg/L, $Q=6-7$ mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=15 cm, tamaño partícula=850-2000 μ m y pH=4,5).....	42
Tabla 4.1.3. Resultados experimentales de operación del caso 2.	43
Tabla 4.1.4. Resultados experimentales de Cadmio ($C_0=75$ mg/L, $Q=6-7$ mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=20 cm, tamaño partícula=850-2000 μ m y pH=4,5).....	43
Tabla 4.1.5. Resultados experimentales de operación del caso 3.	44
Tabla 4.1.6. Resultados experimentales de Cadmio ($C_0=150$ mg/L, $Q=6-7$ mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=15 cm, tamaño partícula=850-2000 μ m y pH=4,5).....	44
Tabla 4.2.1. Resultados experimentales de activación del biosorbente.....	46
Tabla 4.2.2. Resultados experimentales de Cadmio (Activante = HNO_3 , $C_0=75$ mg/L, $Q=6-7$ mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=20cm, tamaño partícula=850-2000 μ m y pH=4,5).....	47

Tabla 4.2.3. Resultados experimentales de activación del biosorbente.....	48
Tabla 4.2.4. Resultados experimentales de Cadmio (Activante = NaOH, $C_0=75$ mg/L, $Q=6-7$ mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=20cm, tamaño partícula=850-2000 μ m y pH=4,5).....	48
Tabla 5.3.1. Parametros de los modelos estudiados.	57
Tabla 5.4.1. Datos de los valores de q_0 en los modelos junto a los valores de SSE y R^2 ajustado.....	60

Capítulo 1

Introducción

El desarrollo industrial y la expansión de diversas actividades productivas han originado una liberación sostenida de contaminantes al medio ambiente. Debido a su persistencia y toxicidad, muchos de estos compuestos exceden la capacidad natural de recuperación de los ecosistemas, lo que favorece su acumulación en el agua y el suelo.

Entre los contaminantes de mayor preocupación se encuentran los metales pesados, caracterizados por su toxicidad, persistencia y tendencia a bioacumularse en la cadena trófica. Su presencia en aguas superficiales y subterráneas proviene principalmente de descargas industriales, actividades mineras y prácticas agrícolas. A diferencia de otros contaminantes, los metales pesados no son biodegradables, lo que los convierte en una amenaza permanente en los ecosistemas acuáticos (Mitra, 2022).

Dentro de este grupo, el cadmio (Cd^{2+}) destaca por su elevada toxicidad incluso a bajas concentraciones, siendo clasificado como cancerígeno por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Este metal se utiliza en la fabricación de baterías, pigmentos, recubrimientos y procesos metalúrgicos, lo que favorece su liberación al ambiente a través de residuos industriales líquidos (RILes). Su exposición está asociada a efectos adversos en la salud, incluyendo daños renales, hepáticos, alteraciones óseas y riesgo de cáncer (García & Cruz, 2012).

El tratamiento de aguas contaminadas con cadmio se ha abordado tradicionalmente mediante métodos físico-químicos como la precipitación química, coagulación-floculación, intercambio iónico, filtración por membranas y procesos electroquímicos. Aunque estas técnicas pueden ser efectivas, presentan limitaciones relevantes: altos costos operativos, generación de lodos tóxicos, complejidad técnica y baja eficiencia en la remoción de metales a bajas concentraciones (Pabón S. , Benítez, Sarria, & Gallo, 2020).

Frente a estas restricciones, la biosorción se presenta como una alternativa tecnológica prometedora para la remoción de metales pesados desde soluciones acuosas. Este proceso se basa en la capacidad de ciertos materiales biológicos inactivos de fijar iones metálicos a través de mecanismos como adsorción física, complejación, intercambio iónico y quimisorción. Entre los biosorbentes más

estudiados se encuentran residuos vegetales, algas, bacterias y hongos, que destacan por su bajo costo, abundancia y sostenibilidad ambiental (Sala, Atria, & Salas, 2010).

En Chile, la exploración de especies nativas para la biosorción ofrece un enfoque adaptado a la realidad local, con potencial de contribuir a la gestión sostenible de los recursos hídricos. En este trabajo se evalúa el uso de *Aristotelia chilensis* (maqui), una especie ampliamente distribuida en el país y reconocida por su alto contenido de compuestos fenólicos y su estructura lignocelulósica. Estas características la convierten en un material atractivo para la remoción de cadmio en sistemas de tratamiento de aguas (Instituto Forestal, 2012).

El presente estudio se centra en la evaluación de la capacidad de *Aristotelia chilensis* como biosorbente en un sistema de columna de lecho empacado, con el propósito de analizar su desempeño en la remoción de cadmio. Para ello, se consideran diferentes variables operacionales y se incorpora un proceso de activación química del material, con el fin de determinar su efecto en la eficiencia de remoción.

Objetivos

1.1 Objetivo General

- Evaluar el proceso de biosorción de cadmio desde solución sintética empleando una columna de lecho empacado.

1.2 Objetivos Específicos

- Realizar un *screening* para determinar el proceso de activación del biosorbente.
- Estudiar el efecto de los principales parámetros operacionales sobre el proceso de biosorción de cadmio desde solución sintética en columna de lecho empacado.
- Evaluar el uso de las curvas de punto de ruptura $C_{\text{salida}}/C_{\text{inicial}}$ vs tiempo, obteniéndose la capacidad del lecho adsorbente y el porcentaje de remoción. Realizar el ajuste matemático de estas curvas a los modelos existentes.
- Comparar capacidad del biosorbente y porcentaje de remoción con y sin activación.

Capítulo 2

Antecedentes Generales

2.1 Metales pesados

Los metales pesados se definen como elementos metálicos presentes de forma natural que poseen una alta densidad, superior a 5 g/cm^3 , y un elevado peso atómico. Estos elementos no pueden degradarse ni descomponerse por medios biológicos, lo que provoca su persistencia en el ambiente y su tendencia a bioacumularse en organismos vivos, generando complicaciones biológicas y fisiológicas (Briffa, Sinagra, & Renald, 2020).

La mayoría de los metales pesados se encuentran distribuidos en la biosfera, incluyendo la litosfera, atmósfera e hidrosfera. Algunos de ellos, como el cobre (Cu), níquel (Ni) y zinc (Zn), son esenciales para funciones biológicas en bajas concentraciones. No obstante, otros metales como el cadmio (Cd), plomo (Pb), talio (Tl) y antimonio (Sb) presentan una alta toxicidad incluso a niveles traza, y han sido clasificados como prioritarios para la salud pública debido a sus efectos adversos (Mitra et al., 2022).

Las fuentes de metales pesados en el ambiente pueden ser naturales como procesos volcánicos, la erosión del suelo, la corrosión de metales y la resuspensión de sedimentos, aunque la principal vía de incorporación al medio ambiente es de origen antropogénico. Corresponden a las actividades industriales, la minería, la disposición de desechos industriales, la agricultura intensiva y las obras viales son responsables de gran parte de la contaminación por metales pesados en ecosistemas acuáticos y terrestres (Briffa, Sinagra, & Renald, 2020).

2.1.1 Cadmio

Corresponde al elemento cuyo símbolo químico es Cd, con un número atómico de 48, es un metal dúctil y frágil. Tiene un peso atómico de $112,40 \text{ g/mol}$, y una densidad relativa de $8,65 \text{ g/cm}^3$ a 20°C . Su punto de fusión y ebullición es de $320,9^\circ\text{C}$ y 765°C , respectivamente. En la naturaleza se identifican 8 isótopos estables del elemento que comúnmente poseen un estado de oxidación +2 (Lenntech, 2025).

El cadmio se utiliza en diversas aplicaciones industriales gracias a su resistencia a la corrosión y propiedades electroquímicas. Destaca en procesos como la galvanoplastia, galvanización y la

fabricación de baterías de níquel-cadmio. También se emplea en pigmentos para tintes, pinturas y cerámicas de colores como amarillo (sulfuro de cadmio), rojo (selenito de cadmio), naranja y marrón (García & Cruz, 2012).

Las fuentes de cadmio se encuentran de manera natural por emisiones volcánicas, como antropogénicas, los cuales son por medio de lodos residuales y estiércol, en los fertilizantes nitrogenados y fosfatados, en la minería, industrias de fundición de metales, la incineración y la industria de alimentos fosfatados para animales (García & Cruz, 2012). El elemento se puede emitir por medio de aire en forma de óxido, cloruro, sulfato. Las cuales se encuentran en forma de partículas o vapores, estas pueden recorrer largas distancias depositándose en el suelo terrestre o las superficies acuáticas. También pueden recorrer por el suelo uniéndose a distintas plantas influyendo a los alimentos, esto depende del pH y la cantidad de materia orgánica. Y por último por medio del agua donde el cadmio su forma soluble migra en el agua y las insolubles se depositan y absorben los sedimentos (ATSDR, 2012).

Cada año se liberan al medio ambiente alrededor de 25000 a 30000 toneladas de cadmio, donde la mitad proviene de la erosión de las rocas ingresando a ríos y océanos; y por medio de las actividades humanas son de 4000 a 13000 toneladas generadas. Un aspecto crítico del cadmio es su baja reciclabilidad, ya que menos del 5% del metal se recupera, lo que incrementa su impacto ambiental. Este elemento puede encontrarse en el aire en forma de partículas o vapores, lo que facilita su transporte a largas distancias antes de depositarse nuevamente sobre suelos o cuerpos de agua mediante polvo, lluvia o nieve. En el medio ambiente, no se descompone, aunque puede adoptar distintas formas químicas, y se estima que su tiempo de permanencia en suelos alcanza los 300 años, con un 90% permaneciendo sin transformación. Las concentraciones de cadmio en el aire varían según la zona: entre 0,1 y 5 ng/m³ en áreas rurales, 2 a 15 ng/m³ en zonas urbanas, y hasta 150 ng/m³ en sectores industriales (García & Cruz, 2012).

El cadmio puede ingresar al organismo principalmente por vía digestiva e inhalatoria. Se encuentra en alimentos como mariscos, hígado, riñones, y cultivos contaminados como el arroz y el trigo. La ingesta semanal tolerable recomendada por la OMS es de 7 µg/kg de peso corporal, mientras que, por vía inhalatoria, concentraciones superiores a 200 µg/m³ pueden causar efectos agudos como la “fiebre de los metales”, y a partir de 5.000 µg/m³ pueden ser letales. El tabaquismo representa una fuente significativa de exposición: un fumador puede incorporar hasta 1 mg de cadmio al año solo por el humo del tabaco. Además, personas con deficiencia de hierro presentan mayor riesgo, ya que su cuerpo puede absorber más cadmio al intentar compensar la falta de nutrientes (García & Cruz, 2012).

2.1.2 Normativa ambiental de la descarga de los residuos líquidos

En Chile, la gestión de residuos líquidos industriales (RILes) está regulada por distintos decretos supremos que establecen los límites y condiciones para la descarga de contaminantes al ambiente, especialmente a cuerpos de agua superficiales, subterráneos y marinos. Estos decretos tienen por objetivo principal proteger la calidad de los recursos hídricos y garantizar condiciones adecuadas para la salud pública, los ecosistemas acuáticos y el desarrollo sustentable de las actividades industriales.

2.1.2.1 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, 2000)

Es una de las normativas más relevantes y establece los límites máximos permisibles para la descarga de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. Este decreto clasifica los cuerpos receptores según su uso, y determina límites para una amplia gama de contaminantes, incluyendo metales pesados como el cadmio.

La Tabla 2.1.1 contiene la concentración de contaminante permitida para residuos líquidos descargados por los distintos tipos de fuentes emisoras.

Tabla 2.1.1 Límites máximos permitidos de cadmio para la descarga de residuos líquidos por el Decreto Supremo N°90/2000

Tipo de descarga	Límite máximo permitido Cadmio mg/L
Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales	0,01
Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales considerando la capacidad de dilución del receptor	0,3
Descarga de residuos líquidos a cuerpos de aguas lacustres	0,02
Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos dentro de la zona de protección natural	0,02
Descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos fuera de la zona de protección litoral	0,5

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

La norma regula la descarga de residuos líquidos a aguas subterráneas, estableciendo parámetros de control. Para determinar la vulnerabilidad del acuífero receptor, considera variables como la profundidad del punto de descarga, las características del suelo, tanto de la zona saturada como no

saturada, el tipo de acuífero, los niveles freáticos más desfavorables y las características de la recarga. Este enfoque busca establecer condiciones de descarga que minimicen el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas, especialmente en zonas agrícolas e industriales. De manera que en los límites se presentan en la Tabla 2.1.2

Tabla 2.1.2 Límites máximos permitidos de cadmio para la descarga de residuos líquidos por el Decreto Supremo N°46/2002

Tipo de descarga	Límite máximo permitido Cadmio mg/L
Establecimiento emisor	0,01
Descarga de residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad media	0,002
Descarga de residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad baja	0,002

2.1.2.3 Decreto N°609/1998: Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillado (MOP, 1998)

En el decreto se establece la normativa de emisión que regula las condiciones bajo las cuales pueden ser descargados residuos industriales líquidos (RILes) a los sistemas públicos de alcantarillado. Su objetivo principal es mejorar la calidad ambiental de las aguas servidas vertidas a cuerpos de agua terrestres o marítimos, controlando los contaminantes líquidos de origen industrial que ingresan al sistema de alcantarillado. De este modo, se busca asegurar que los servicios públicos de disposición de aguas servidas operen con efluentes de bajo nivel de contaminación, protegiendo así los cuerpos receptores.

Además, esta norma protege y preserva la infraestructura de recolección y disposición de aguas servidas al evitar que contaminantes industriales interfieran en los procesos de tratamiento o causen problemas como corrosión, incrustación, obstrucciones o formación de gases peligrosos en la red.

En la Tabla 2.1.3 se observan los límites máximos de contaminantes permitidos para residuos industriales líquidos del cadmio establecido.

Tabla 2.1.3 Límites máximos permitidos de cadmio para la descarga de residuos líquidos por el Decreto Supremo N°609/1998

Tipo de descarga	Límite máximo permitido Cadmio mg/L
Caracterización de aguas servidas domésticas correspondientes a 100 habitantes	0,01
Descargas de efluentes que se efectúan a redes de alcantarillado que no cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas	0,5
Descargas de efluentes que se efectúan a redes de alcantarillado que cuenten con plantas de tratamiento de aguas servidas	0,5

2.2 Tecnologías para la remoción

La presencia de metales pesados en los residuos líquidos industriales representa una preocupación creciente debido a su toxicidad, persistencia en el ambiente y capacidad de acumulación en organismos vivos. Estos contaminantes pueden generar efectos adversos en la salud humana y en los ecosistemas acuáticos, por lo que su remoción eficiente es una prioridad dentro del tratamiento de aguas residuales. Con el objetivo de mitigar su impacto, se han desarrollado diversas tecnologías capaces de reducir su concentración a niveles seguros, cumpliendo con las normativas ambientales vigentes. Estas soluciones abarcan enfoques físicos-químico, electroquímicos y biológicos, los cuales han sido ampliamente estudiados y aplicados en distintos contextos industriales para abordar este desafío ambiental.

2.2.1 Precipitación química

La precipitación química es uno de los métodos más utilizados para la eliminación de metales pesados en efluentes inorgánicos. Se trata de un proceso químico basado en reacciones ácido-base, mediante las cuales los iones metálicos solubles son transformados en compuestos insolubles que se separan de la solución en forma de partículas sólidas. Estas partículas pueden ser removidas posteriormente mediante procesos de sedimentación o filtración (Reyes, Cerino, & Suárez, 2016).

El principal parámetro que influye en la eficiencia del proceso es el pH, el cual debe mantenerse en condiciones básicas, generalmente en un rango entre 9 y 11, para favorecer la formación de los precipitados. Los agentes precipitantes más utilizados son la cal (CaO) y la piedra caliza (CaCO₃), debido a su amplia disponibilidad y bajo costo (Barakat, 2011).

Entre las principales ventajas de la precipitación química se encuentran su simplicidad operativa, bajo costo y su alta eficiencia en la remoción de metales, incluso en concentraciones superiores a 1000

mg/L. No obstante, presenta algunas desventajas: el uso excesivo de reactivos químicos puede generar grandes volúmenes de lodos, cuya gestión representa un desafío adicional en el tratamiento. Además, es un proceso relativamente lento, susceptible a interferencias por la presencia de materia orgánica, poco selectivo y hay posibilidad de agregación de precipitados metálicos (Barakat, 2011).

2.2.2 Intercambio Iónico

El intercambio iónico es un proceso que consiste en el reemplazo de iones presentes en una solución por otros iones de carga equivalente fijados en una matriz sólida o resina. Es uno de los métodos más eficaces a nivel industrial para la remoción de metales pesados, especialmente en bajas concentraciones, debido a su alta selectividad, la posibilidad de recuperar los iones mediante electrólisis y la baja generación de lodos (Caviedes et.al, 2015).

Sin embargo, este proceso presenta limitaciones al tratar soluciones con altas concentraciones de metales, ya que la resina puede contaminarse fácilmente con compuestos orgánicos o sólidos suspendidos presentes en la solución. Además, su eficiencia puede verse afectada por variaciones en el pH del sistema (Barakat, 2011).

2.2.3 Adsorción

La adsorción es un proceso de transferencia de masa mediante el cual una sustancia, denominada adsorbato, se transfiere desde la fase líquida hacia la superficie de un sólido, conocido como adsorbente, uniéndose a él a través de interacciones físicas (fuerzas de Van der Waals, interacciones electrostáticas) o enlaces químicos. Este mecanismo permite la remoción de diversos contaminantes en solución, al fijarse en los sitios activos presentes sobre el adsorbente (Barakat, 2011).

Para que un material sea considerado un buen adsorbente, debe poseer ciertas características fundamentales como una alta área superficial específica, distribución adecuada del tamaño de poro, presencia de grupos funcionales activos y polaridad compatible con el contaminante. Entre los adsorbentes más utilizados se encuentran el carbón activado, arcillas, zeolitas, biopolímeros, perlas de sílice y materiales lignocelulósicos de origen vegetal (Pabón, Benítez, Sarria, & Gallo, 2020).

El carbón activado destaca como uno de los adsorbentes más empleados a nivel industrial debido a su eficacia en la eliminación de una amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en aguas. Su elevada área superficial porosa de 500 hasta los 1500 m²/g, lo que favorece significativamente la capacidad de adsorción (Pabón, Benítez, Sarria, & Gallo, 2020).

Las ventajas que trae el método de adsorción es su alta eficiencia al trabajar con bajas concentraciones de metal, permite la fijación de metales ante la presencia de cationes, el adsorbente puede ser regenerado y es posible la recuperación de los metales. No obstante, presenta limitaciones como el alto costo de ciertos adsorbentes, la dependencia del proceso con respecto al pH, y la necesidad de remover previamente los sólidos en suspensión, ya que estos pueden interferir con la eficiencia del proceso (Reyes, Cerino, & Suárez, 2016).

2.2.4 Filtración por membranas

Esta técnica presenta altas eficiencias, requiere poco espacio y es fácil de operar. Entre sus principales inconvenientes se encuentra la generación de grandes cantidades de lodos que contienen metales pesados, lo cual implica un manejo de postratamiento. Las membranas pueden clasificarse según diversas características, como el peso molecular de corte, el material (polímeros sintéticos o naturales), la permeabilidad, la solubilidad del soluto y del solvente, el espesor de la película activa, la superficie efectiva y la carga superficial (Pabón, et.al., 2020).

Dependiendo del tamaño de partícula que se requiera retener, se pueden emplear diversos tipos de tecnología, asociado al tipo de membrana, como la ósmosis inversa (OR), la nanofiltración (NF), ultrafiltración (UF) y la electrodiálisis (ED) (Barakat, 2011).

2.2.4.1 Ósmosis Inversa

La osmosis inversa es un proceso de permeación a través de la membrana semipermeable para la separación por difusión controlada. Se aplica una presión mayor que la presión osmótica, se revierte el flujo natural del solvente, forzándolo a atravesar la membrana desde una solución más concentrada hacia una menos concentrada. En general el rango del tamaño del poro de la membrana es entre 0,1 y 1,0 nm (Pabón, et.al., 2020).

Las principales ventajas son el alto nivel de remoción, es posible la recuperación de metales pesados, en cambio, sus desventajas es que necesita altas presiones para el funcionamiento, entre 10-70 bar, conlleva un alto costo el reemplazo de las membranas, tiene problemas con soluciones corrosivas como también con la tolerancia del cambio de pH (Reyes, Cerino, & Suárez, 2016)

2.2.4.2 Nanofiltración

La nanofiltración es una técnica de remoción relativamente reciente que opera a presiones entre 10 y 50 bar. Las membranas utilizadas permiten retener especies neutras con pesos moleculares inferiores

a 300 g/mol. Esta tecnología combina exclusión por tamaño con interacciones electrostáticas entre los iones presentes en la solución y la superficie cargada de la membrana, lo que posibilita el rechazo de iones inorgánicos (Caviedes, et.al., 2015).

La nanofiltración se considera un proceso intermedio entre la ultrafiltración y la ósmosis inversa, con la ventaja de requerir menores presiones que esta última, lo cual se traduce en un menor consumo energético. La nanofiltración se emplea principalmente para la eliminación de metales pesados en aguas residuales, así como para la remoción de nitratos, eliminación de color y como pretratamiento antes de la ósmosis inversa (AEDyR, 2025).

2.2.4.3 Ultrafiltración

La ultrafiltración es un proceso de fraccionamiento selectivo que opera a presiones de hasta 10 bar. Las membranas utilizadas son generalmente porosas y se clasifican según su peso de corte molecular, el cual corresponde al peso molecular de la molécula más pequeña que puede ser retenida en un 90% por los poros de la membrana (AEDyR, 2025).

Este proceso requiere baja energía, lo que lo hace viable para el tratamiento de aguas residuales. Por medio de las interacciones hidrofóbicas y electrostáticas entre la membrana y las partículas, la separación se ve facilitada. Para mejorar la eficiencia, es común el uso de agentes químicos o polímeros junto con la membrana, técnica conocida como ultrafiltración mejorada con micela (Pabón, Benítez, Sarria, & Gallo, 2020).

2.2.4.4 Electrodialisis

La electrodialisis es un proceso de separación por membranas en el cual los iones presentes en una solución se desplazan a través de membranas permeables bajo la influencia de un campo eléctrico. Estas membranas están dispuestas entre electrodos y permiten el paso específico de aniones o cationes, los aniones migran hacia el ánodo y los cationes hacia el cátodo, atravesando membranas de intercambio aniónico y catiónico, respectivamente (Pabón, Benítez, Sarria, & Gallo, 2020).

Esta técnica tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta 0,0001 μm , mediante hojas o laminas porosas de resinas de intercambio iónico con una baja permeabilidad relativa para el agua, de manera que genera una alta selectividad, pero la ED conlleva altos costos operativos debido al uso de las membranas como por el consumo de energía (Barakat, 2011).

2.2.5 Electrocoagulación

La electrocoagulación es un proceso electroquímico que consiste en la aplicación de una corriente eléctrica continua a través de electrodos metálicos sumergidos en una solución contaminada. Durante el proceso, los electrodos (comúnmente de hierro o aluminio) se disuelven parcialmente, liberando iones metálicos que actúan como coagulantes in situ. Estos iones reaccionan con los contaminantes presentes, promoviendo la formación de flóculos que pueden ser separados posteriormente por sedimentación o flotación (Acosta, et.al., 2013).

La eficiencia de remoción y el consumo de energía de este proceso dependen de varios parámetros, tales como el pH, el tipo de electrodo y la concentración del contaminante, es eficiente ante la cantidad de lodos generados debido a que no requiere suministros de algún compuesto químico, además, el costo energético es bajo ante cada metro cúbico. No obstante, por ello se limita al tratamiento de pequeños volúmenes o bajas cargas de contaminante (Rubí-Juárez, Marisela, & Domínguez, 2022).

En la Tabla 2.2.1 muestra de forma resumida las distintas tecnologías para la remoción de metales pesados ya mencionadas.

Tabla 2.2.1. Resumen de tecnologías de remoción.

Método	Descripción
Precipitación química	Transforma iones metálicos solubles en compuestos insolubles mediante reacciones ácido-base, generalmente ajustando el pH a un rango alcalino. Es un método simple y económico, pero genera grandes volúmenes de lodos y presenta baja selectividad.
Intercambio iónico	Reemplazo de iones presentes en la solución por otros fijados en resinas de intercambio. Destaca por su alta selectividad. Sin embargo, su desempeño disminuye ante altas concentraciones o presencia de sólidos suspendidos y compuestos orgánicos.
Adsorción	Los iones metálicos se adhieren a la superficie de un sólido por interacciones físicas o químicas. Es eficaz a bajas concentraciones, pero su costo puede ser elevado y la eficiencia depende del pH y de la limpieza del efluente.
Ósmosis inversa	Tecnología de membranas que opera aplicando presión superior a la osmótica para rechazar iones y moléculas pequeñas. Presenta alta eficiencia de remoción, pero alto consumo energético y reemplazo frecuente de membranas.
Nanofiltración	Utiliza membranas capaces de retener especies neutras e iones multivalentes mediante exclusión por tamaño e interacciones electrostáticas. Es eficaz para eliminar metales,

	nitratos y color. Requiere menor energía que la ósmosis inversa pero su selectividad depende del pH.
Ultrafiltración	Membranas porosas que retienen partículas y macromoléculas según su peso molecular de corte. Requiere agentes químicos en algunos casos para mejorar la eficiencia.
Electrodialisis	Proceso donde iones en solución migran a través de membranas selectivas bajo un campo eléctrico. Posee alta selectividad y remueve iones incluso en muy bajas concentraciones. Sus principales desventajas son el costo de las membranas y el consumo energético.
Electrocoagulación	Reacción electroquímica mediante la disolución de electrodos metálicos que liberan coagulantes in situ, formando flóculos que atrapan metales. Es más adecuada para volúmenes pequeños y su eficiencia depende del pH, del material del electrodo y de la carga del contaminante.

2.3 Biosorción

La biosorción es un proceso mediante el cual los contaminantes presentes en soluciones acuosas son captados por biomasa de origen biológico, a través de mecanismos fisicoquímicos como la adsorción o el intercambio iónico (Reyes, Cerino, & Suárez, 2016). Esta biomasa puede estar compuesta por organismos vivos o muertos; en el caso de biomasa viva, también pueden intervenir mecanismos metabólicos que contribuyen a la retención del metal.

Una de las características de esta técnica es la retención del metal mediante las interacciones fisicoquímicas que tiene el metal con ligandos presentes en la superficie celular del biosorbente, los que corresponden a los grupos funcionales expuestos al exterior celular, estos facilitan la sorción de contaminantes (Cuizano & Navarro, 2008).

El proceso de biosorción involucra una fase sólida, correspondiente al biosorbente, y una fase líquida, que contiene las especies disueltas. Debido a la alta afinidad del sorbente por los iones metálicos, estos son atraídos hacia su superficie y fijados mediante diferentes mecanismos. La biosorción continúa hasta alcanzar un estado de equilibrio, en el que las concentraciones del metal en ambas fases permanecen constantes. La calidad del biosorbente está determinada por la cantidad de metal que puede retener de manera estable e inmovilizada. (Cañizares-Villanueva, 2000).

Este proceso puede llevarse a cabo en un amplio rango de valores de pH de 3 a 9 y valores de temperatura de 4 a 90 °C. Como el tamaño óptimo de partícula del biosorbente está entre 1 y 2 mm, el estado de equilibrio tanto de adsorción como de desorción se alcanza muy rápidamente. Las

principales ventajas de esta técnica es el bajo costo operativo, alta eficiencia, la minimización de los lodos químicos y/o biológicos, no necesita requerimiento adicional de nutrientes y existe la posibilidad de recuperar el metal (Michalak, Chojnacka, & Witek-Krowiak, 2013).

En la última década, el potencial para la biosorción de metales por biomasa ha quedado bien establecido. Por razones económicas, resultan de particular interés los tipos de biomasa abundante, como los desechos generados por fermentaciones industriales de gran escala o de ciertas algas que enlazan metales y se encuentran en grandes cantidades en el mar. Algunos de estos tipos de biomasa que absorben metales en cantidades elevadas, sirven como base para los procesos de biosorción de metales, previendo su uso para la destoxificación de efluentes industriales que contienen metales pesados y para la recuperación de metales preciosos (Cañizares-Villanueva, 2000).

2.3.1 Tipos de biosorbentes

Los biosorbentes son materiales de origen biológico (orgánicos o inorgánicos). Los materiales más fácilmente disponibles de biosorbentes vivos son las algas, hongos y bacterias, siendo los dos primeros quizás los que ofrecen opciones más amplias. En la Figura 2.3.1 se encuentra la distribución de los biosorbentes.

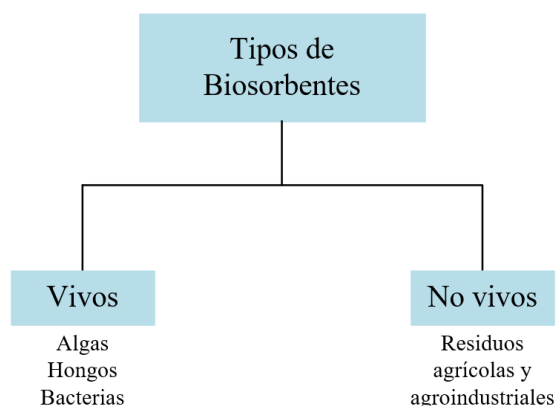


Figura 2.3.1. Esquema de la distribución de los biosorbentes.

2.3.1.1 Algas

Las algas, tanto microalgas (de agua dulce) como macroalgas (marinas), son organismos fotosintéticos que se han destacado como biosorbentes eficientes debido a su alta capacidad de sorción, rápido crecimiento y ausencia de toxicidad durante el proceso. Son autótrofas, pueden crecer

en gran biomasa incluso cuando se les proporciona menos nutrición (Shamim, 2018). Su pared celular contiene grupos funcionales como carboxilos, fosfatos y aminos, que actúan como sitios activos de unión con iones metálicos (Shamim, 2018).

2.3.1.2 Hongos

Los hongos son organismos eucariotas que incluyen levaduras, mohos y hongos filamentosos, cuya pared celular rica en polisacáridos proporciona numerosos sitios activos para la captura de metales. Tanto células vivas como muertas pueden utilizarse como biosorbentes, aunque el mecanismo de captación varía (Shamim, 2018)

La captación pasiva (biosorción) es independiente del metabolismo celular y ocurre por unión superficial de iones metálicos mediante adsorción, complejación o intercambio iónico. En cambio, la captación activa o bioacumulación ocurre solo en hongos vivos, ya que requiere energía metabólica para transportar los metales al interior de la célula. Factores como la temperatura o la presencia de inhibidores metabólicos pueden afectar la eficiencia del proceso (Shamim, 2018).

2.3.1.3 Bacterias

Las bacterias son microorganismos unicelulares extremadamente abundantes y versátiles, con capacidad para crecer en una amplia gama de condiciones ambientales. Su pared celular y capa mucosa contienen grupos funcionales como carboxilos, aminos, fosfatos y sulfatos, que actúan como sitios activos para la unión de iones metálicos. Esta estructura superficial, especialmente rica en carga negativa, facilita procesos de quelación, adsorción e intercambio iónico, fundamentales en la biosorción. Algunas especies, como *Bacillus*, *Pseudomonas* y *Escherichia*, han demostrado una alta capacidad de biosorción, tanto por sus características estructurales como por su adaptabilidad a entornos contaminados (Wang & Chen, 2009).

2.3.1.4 Biosorbentes no vivos

Los biosorbentes no vivos corresponden a biomasa inactiva o muerta, que no requiere metabolismo celular para llevar a cabo la remoción de contaminantes. Dentro de esta categoría destacan los residuos agrícolas y agroindustriales, como cáscaras de soya, de algodón o de frutas, semillas, los cuales son ricos en materiales lignocelulósicos. Estos residuos contienen grupos funcionales como carboxilos, hidroxilos y fenólicos en sus paredes celulares, capaces de interactuar con metales mediante mecanismos como intercambio catiónico o formación de complejos. Gracias a su bajo costo,

disponibilidad y eficiencia, estos materiales representan una alternativa sustentable para la remoción de metales en aguas residuales (Shamim, 2018).

2.3.2 Mecanismos de biosorción

El proceso de biosorción involucra múltiples mecanismos fisicoquímicos que permiten la fijación de iones metálicos a la biomasa. Estos mecanismos pueden actuar de forma simultánea o secuencial, y su predominancia depende del tipo de biosorbente, del metal involucrado y de las condiciones operacionales del sistema (como pH, fuerza iónica y temperatura). Entre los mecanismos más relevantes se encuentran la quelación, complejación, quimisorción, intercambio iónico, precipitación superficial y reducción (Iqbal, Sultan, Kamal, & Yap, 2022).

2.3.2.1 Intercambio iónico

El intercambio iónico es uno de los mecanismos más comunes y relevantes en la biosorción de metales pesados. Este proceso reversible se basa en la interacción electrostática entre los iones metálicos cargados positivamente en solución y los contraiones presentes en la superficie del biosorbente, los cuales son reemplazados durante la interacción. Normalmente, existen diversos grupos funcionales y sitios libres disponibles en la superficie del material biosorbente para que se produzca este intercambio (Iqbal, Sultan, Kamal, & Yap, 2022).

El intercambio puede clasificarse en catiónico o aniónico, dependiendo del tipo de ion que participa en la sustitución. Por ejemplo, los grupos carboxilo actúan como intercambiadores catiónicos, mientras que los grupos amino pueden funcionar como intercambiadores aniónicos. Este mecanismo es ampliamente observado en estudios con residuos agroindustriales. Su eficacia depende de factores como el pH, la fuerza iónica del medio y la densidad de sitios activos disponibles en la superficie del biosorbente (Ahmad & Zaidi, 2020).

2.3.2.2 Complejización

La complejación es un mecanismo de biosorción en el que los iones metálicos se unen a grupos funcionales de la superficie del biosorbente mediante la formación de enlaces coordinados. En este proceso, los ligandos (como carboxilos, hidroxilos, fosfatos o carbonilos) donan pares de electrones a los metales, formando estructuras conocidas como complejos (Ahmad & Zaidi, 2020).

Estos complejos pueden ser mononucleares, cuando un único ion metálico actúa como centro coordinado, o polinucleares, cuando varios metales están involucrados. En función del número y tipo

de ligandos, el complejo resultante puede presentar carga positiva, negativa o neutra. Sin embargo, se ha reportado que la formación de complejos mononucleares es más eficiente en biosorción, ya que favorece la unión específica con menos interferencia de otras especies iónicas. La eficiencia del proceso dependerá de la estructura del biosorbente, la densidad de grupos donadores y las condiciones del medio (Ahmad & Zaidi, 2020).

2.3.2.3 Quelación

La quelación es un mecanismo mediante el cual un grupo funcional del biosorbente se une al ion metálico en dos o más puntos simultáneamente, formando una estructura cíclica conocida como quelato. Esta unión en forma de anillo genera un complejo altamente estable y difícil de romper, más fuerte que los complejos simples de coordinación (Barakat, 2011).

2.3.2.4 Microprecipitación

La microprecipitación es un mecanismo en el cual los iones metálicos reaccionan con compuestos presentes en la superficie del biosorbente, formando partículas insolubles que se depositan sobre la biomasa o dentro de sus poros. Este proceso suele ser precedido por la adsorción inicial del metal en sitios específicos, que actúan como puntos de nucleación para la formación del precipitado (Iqbal, Sultan, Kamal, & Yap, 2022)

Este mecanismo puede activarse por desviaciones locales en el pH o por la presencia de componentes químicos en el propio biosorbente, que favorecen la formación de compuestos insolubles como hidróxidos o carbonatos metálicos. La microprecipitación contribuye a la eficiencia global del proceso de biosorción, ya que permite inmovilizar los iones metálicos en la fase sólida, facilitando su separación definitiva de la solución (Sanchez, González, Francisco, & Fonseca, 2020)

2.3.2.5 Quimisorción

La quimisorción, también conocida como adsorción química, es un mecanismo en el cual ocurre una reacción química entre los grupos funcionales del biosorbente y el ion metálico. A diferencia de la adsorción física, este proceso es específico y se caracteriza por la formación de enlaces fuertes (como covalentes o iónicos), similares a los que se establecen entre átomos en una molécula (Ahmad & Zaidi, 2020).

Durante la quimisorción, generalmente se forma una sola capa de adsorbato sobre la superficie del biosorbente, y el proceso está asociado a altas entalpías de adsorción, lo que lo hace más estable, pero

también más lento y menos reversible que la adsorción física. Además, su velocidad puede aumentar con la temperatura hasta cierto punto, para luego disminuir, ya que se trata de un fenómeno activado energéticamente (Ahmad & Zaidi, 2020).

2.3.2.6 Precipitación superficial

La precipitación superficial es un mecanismo en el cual los iones metálicos en solución reaccionan con grupos funcionales presentes en la superficie del biosorbente, formando compuestos insolubles que quedan adheridos a dicha superficie. Este proceso permite que los metales se mantengan unidos físicamente al material, sin necesidad de penetrar en su estructura interna (Ahmad & Zaidi, 2020).

2.3.2.7 Reducción

La reducción es un mecanismo que puede desempeñar un rol importante en la biosorción, ya que permite transformar los iones metálicos a un estado de oxidación inferior tras su unión con los grupos funcionales presentes en la superficie del biosorbente. Durante este proceso, el metal se reduce y puede experimentar un crecimiento de cristales, quedando adherido a distintos puntos de la biomasa (Ahmad & Zaidi, 2020).

2.3.3 Factores que afectan la biosorción

El rendimiento de un sistema de biosorción depende de múltiples factores físicos y químicos que influyen tanto en la capacidad del biosorbente como en la disponibilidad del metal en solución. Estos parámetros afectan la cinética, el equilibrio y la eficiencia global del proceso. A continuación, se describen los principales factores que influyen en la biosorción.

2.3.3.1 Temperatura

La temperatura es un factor determinante en la eficiencia del proceso de biosorción, ya que afecta tanto la cinética de adsorción como la termodinámica del sistema. Generalmente, el rango óptimo para este proceso se encuentra entre 20 y 35 °C, temperaturas por sobre 45 °C pueden provocar la desnaturalización de proteínas y estructuras celulares (Shamim, 2018).

Desde el punto de vista energético, el efecto de la temperatura está relacionado con el calor de adsorción. En mecanismos dominados por adsorción física, el proceso es exotérmico (entalpía negativa), por lo que se favorece a bajas temperaturas. Por el contrario, si predomina la adsorción

química, esta suele ser endotérmica (entalpía positiva), y la eficiencia puede aumentar con la temperatura (Sanchez, González, Francisco, & Fonseca, 2020).

Además, la biomasa puede contener varios tipos de sitios activos, cada uno con distinta sensibilidad térmica. En algunos casos, el calor de reacción se mantiene constante, mientras que, en otros, disminuye al aumentar el grado de ocupación, lo que sugiere la participación de diferentes tipos de sitios de unión y complejos. Para la mayoría de los metales pesados, el calor de adsorción se encuentra entre 7 y 11 kJ/mol, y para metales más ligeros, entre 2,1 y 6 kJ/mol (Tenorio, 2006).

2.3.3.2 pH

El pH es uno de los factores más determinantes en la biosorción, ya que influye tanto en la especiación del metal en solución como en la disponibilidad y carga superficial de los grupos funcionales del biosorbente. Este parámetro controla la solubilidad del metal, su forma química predominante y el grado de ionización de los sitios activos sobre la biomasa (Shamim, 2018).

En general, el rango óptimo para la biosorción de metales se encuentra entre pH 2,5 y 6, aunque este puede variar dependiendo del tipo de metal y del biosorbente utilizado. A pH muy bajos, bajo al valor de 3, la alta concentración de protones (H^+) puede competir con los iones metálicos por los sitios activos de la biomasa, reduciendo significativamente la eficiencia de remoción. Por otro lado, a pH más altos, sobre los 6, pueden formarse complejos hidroxilados o precipitados metálicos, lo que interfiere con el proceso de adsorción al disminuir la disponibilidad de iones metálicos libres (Sanchez, González, Francisco, & Fonseca, 2020).

2.3.3.3 Dosis biosorbente

La dosis de biosorbente es un parámetro clave que influye en la capacidad de remoción de metales en sistemas de biosorción, ya que está directamente relacionada con la cantidad de sitios activos disponibles para la unión iónica. En general, un aumento moderado en la dosis de biomasa incrementa la eficiencia del sistema, al proporcionar mayor superficie y grupos funcionales capaces de fijar los iones metálicos. Sin embargo, esta relación no siempre es proporcional. Ya que, a altas concentraciones de biomasa, pueden generarse interacciones electrostáticas entre las células o partículas del biosorbente, lo que limita el acceso a los sitios de unión y reduce la eficiencia específica por unidad de masa. Además, una dosis excesiva puede generar aglomeración o bloqueos físicos que disminuyen la superficie útil y la movilidad del metal en la solución (Shamim, 2018).

2.3.3.4 Concentración de metal pesado

La concentración inicial de metal en la solución actúa como una fuerza impulsora esencial para el proceso de biosorción, ya que determina el gradiente de concentración entre las fases líquida y sólida, facilitando la transferencia de masa del ion metálico hacia el biosorbente. En general, al aumentar la concentración inicial del metal, la cantidad total adsorbida por unidad de masa de biosorbente también aumenta, debido a la mayor disponibilidad de iones en el sistema (Shamim, 2018).

Sin embargo, esta relación tiene un límite. A medida que los sitios activos del biosorbente se van ocupando, se alcanza un punto en el que la superficie disponible disminuye y, eventualmente, se satura. Una vez alcanzada la saturación, la eficiencia del proceso comienza a disminuir, e incluso puede producirse desorción parcial si el sistema pierde estabilidad (Sanchez, González, Francisco, & Fonseca, 2020).

2.3.3.5 Tiempo de contacto

El tiempo de contacto entre el biosorbente y la solución metálica influye directamente en la velocidad y eficiencia del proceso de biosorción. Durante los primeros minutos, la remoción de metales suele ser rápida debido a la alta disponibilidad de sitios activos en la superficie del biosorbente. A medida que estos se saturan, la tasa de adsorción disminuye hasta alcanzar un tiempo de equilibrio, momento en el cual la cantidad de metal adsorbido se estabiliza y no se observa un incremento significativo en la remoción (Sánchez, 2016)

En la mayoría de los estudios, la biosorción se caracteriza como un proceso rápido, con tiempos de equilibrio que varían entre 15 y 120 minutos, dependiendo del tipo de metal, del biosorbente y de las condiciones del sistema (Sánchez, 2016)

2.3.3.6 Fuerza iónica

La fuerza iónica, asociada a la concentración de electrolitos en la solución, influye en la eficiencia de la biosorción al afectar las interacciones electrostáticas entre los iones metálicos y los grupos funcionales del biosorbente. Un aumento en la fuerza iónica puede reducir la remoción de metales, ya que iones competidores ocupan los sitios activos y disminuyen la atracción entre el metal objetivo y la superficie adsorbente. Además, puede alterar la actividad y especiación de los iones metálicos, dependiendo del pH y del tipo de metal (Tenorio, 2006).

2.3.3.7 Tamaño de partícula

El tamaño de partícula del biosorbente tiene un efecto directo sobre la capacidad de adsorción y la velocidad del proceso. Una disminución en el tamaño de partícula mejora el acceso del metal a los sitios activos internos, reduce la resistencia a la difusión y, por tanto, acelera la cinética de adsorción. Estudios han demostrado que biosorbentes con partículas más pequeñas alcanzan el equilibrio más rápidamente (Sánchez, 2016).

2.3.3.8 Altura del lecho empacado

La altura del lecho en una columna de biosorción es un parámetro operativo clave que influye directamente en la eficiencia de remoción del metal y en la capacidad total de retención del biosorbente. Un incremento en la altura del lecho implica una mayor cantidad de material disponible y, por tanto, un aumento en la superficie activa y en el número de sitios funcionales expuestos para la adsorción de iones metálicos (Tenorio, 2006).

Al aumentar la altura, el tiempo de residencia del fluido dentro de la columna también se incrementa, lo que favorece el contacto entre la fase líquida y el biosorbente y mejora la transferencia de masa. Esto se traduce en curvas de ruptura más prolongadas y en una reducción de la concentración del metal en el efluente (Calero et al., 2009).

2.4 Modificación del biosorbente

La modificación del biosorbente se ha consolidado como una estrategia eficaz para mejorar su capacidad de retención de metales pesados, especialmente en aquellos residuos cuyo rendimiento inicial resulta limitado. Diversos estudios han demostrado que la aplicación de pretratamientos, tanto físicos como químicos, puede incrementar significativamente la disponibilidad de grupos funcionales, como también modificar la estructura superficial del material (Ronda, 2016). Los métodos físicos, como la reducción de tamaño o el tratamiento térmico, son simples y de bajo costo, sus mejoras suelen ser menos eficaces (Ronda, 2016). En contraste, los pretratamientos químicos presentan los mayores porcentajes de incremento en la capacidad de biosorción debido a la generación de nuevos sitios de unión, la eliminación de componentes inhibidores y la alteración de la composición superficial del biosorbente. Entre los métodos químicos más utilizados destacan la alteración celular, la pirólisis, la irradiación con microondas y, el tratamiento con agentes químicos ácidos o alcalinos. Estos últimos actúan modificando la acidez o basicidad superficial, promoviendo la exposición de grupos carboxilo, hidroxilo o fenólicos, fundamentales en la interacción con cationes metálicos. Sin embargo, la

aplicación de pretratamientos también puede implicar desventajas, como el incremento en el costo operativo o la pérdida de masa del material por lo que su selección debe evaluarse en función de la eficiencia obtenida y la viabilidad del proceso (Osman, El-Monaem, & Elgarahy, 2023). En este contexto, la activación química mediante soluciones de HNO_3 o NaOH se ha estudiado ampliamente como método para mejorar la capacidad de retención de Cd^{2+} , logrando modificar las propiedades fisicoquímicas de la superficie vegetal y potenciando su desempeño en sistemas de biosorción (Ronda, 2016).

2.5 Tipos de procesos de biosorción

La biosorción puede llevarse a cabo mediante diferentes configuraciones operacionales, que influyen en la eficiencia de remoción de metales pesados y en la viabilidad del proceso a distintas escalas. Los tipos más comunes de operación son el proceso batch (o discontinuo) y el proceso continuo en columna de lecho fijo.

2.5.1 Proceso batch (tanque agitado)

En el proceso batch, el biosorbente se mezcla directamente con la solución contaminada en un tanque agitado. Esta agitación favorece la homogeneización y mejora la transferencia de masa entre las fases sólida y líquida. La geometría del tanque y el grado de agitación deben ser cuidadosamente controlados para evitar fenómenos como la formación de vórtices, que podrían dañar la integridad del biosorbente (Tenorio, 2006).

Tras alcanzar el equilibrio de biosorción, el sistema requiere un proceso de separación sólido-líquido para recuperar el biosorbente, el cual puede realizarse mediante operaciones como decantación, flotación, filtración o centrifugación. Estas etapas adicionales pueden representar un desafío operativo y aumentar los costos (Tenorio, 2006).

2.5.2 Proceso continuo (lecho empacado)

En el proceso continuo, el biosorbente se deposita como un lecho fijo dentro de una columna, mientras el líquido contaminado fluye a través de este, en sentido ascendente o descendente. Este flujo controlado permite mantener una operación constante y optimizar la remoción de metales mediante un contacto prolongado entre el biosorbente y la solución (Tenorio, 2006).

El tamaño de partícula del biosorbente debe ser cuidadosamente seleccionado: partículas muy pequeñas pueden generar una presión excesiva en la columna, mientras que partículas muy grandes disminuyen la superficie activa disponible. A medida que el líquido avanza, los primeros sectores del lecho tienden a saturarse antes que las zonas más profundas. Una vez saturada toda la columna, el biosorbente puede ser regenerado in situ o reemplazado (Tenorio, 2006).

Las columnas pueden configurarse en serie o en paralelo para mejorar la eficiencia del sistema y adaptarlo a diferentes requerimientos de operación. No obstante, una de las principales desventajas de los sistemas de lecho fijo es su sensibilidad a sólidos suspendidos en el líquido alimentado, que pueden obstruir el lecho y provocar caídas de presión o incluso daños mecánicos. Para mitigar este problema, suele ser necesario implementar pretratamientos que eliminen partículas sólidas antes de la biosorción (Tenorio, 2006).

2.6 Modelos matemáticos del proceso de biosorción

El funcionamiento de las columnas de lecho fijo se describe mediante el concepto de curva de ruptura. Tanto el tiempo de operación como la forma de esta curva son características fundamentales para determinar el desempeño de una columna de biosorción. La curva de ruptura muestra el comportamiento del sistema en términos de la cantidad de metal que es posible retener, se puede observar en Apéndice Figura A. 1 y habitualmente se expresa como una concentración normalizada, definida por el cociente entre la concentración de metal en el efluente y la concentración inicial (C_i/C_0), en función del tiempo o del volumen tratado, para una altura de lecho fija (Calero, Hernáiz, Blázquez, Tenorio, & Martín-Lara, 2009).

Para analizar cuantitativamente el proceso, se utilizan diversos modelos matemáticos basados en balances de materia y fenómenos de transferencia de masa. Estos modelos permiten calcular parámetros como el volumen de efluente tratado, la cantidad total de metal retenido, la capacidad máxima de biosorción del material y el porcentaje de remoción de metales.

2.6.1 Volumen de efluente tratado

Corresponde al producto entre el caudal volumétrico de alimentación y el tiempo total de operación de la columna. Se calcula mediante la Ecuación (2.1).

$$V_{ef} = Q \cdot t_{total} \quad (2.1)$$

Donde:

- V_{ef} : Volumen de efluente tratado ml
- Q : Caudal que circula en la columna $\frac{mL}{min}$
- t_{total} : Tiempo total de operación min

2.6.2 Cantidad total de metal retenido

La cantidad de metal retenido corresponde al área bajo la curva de ruptura, se calcula integrando la diferencia entre la concentración inicial y la concentración de salida a lo largo del tiempo de operación, correspondiendo al área bajo la curva de ruptura. Este parámetro representa la cantidad de metal que efectivamente fue adsorbido por el biosorbente durante el proceso. Se expresa mediante la Ecuación (2.2):

$$q_{total} = \frac{Q}{1000} \int_0^{t_{total}} C_R dt \quad (2.2)$$

Donde:

- q_{total} : Cantidad total de metal retenido mg
- C_R : Concentración de metal retenido $\frac{mg}{L}$

2.6.3 Cantidad total de metal que atraviesa la columna

La cantidad total de metal que atraviesa la columna corresponde a la masa de metal que ha ingresado al sistema durante el tiempo de operación, sin considerar cuánto ha sido adsorbido. Este parámetro es fundamental para calcular la eficiencia de remoción del proceso. Se calcula mediante la Ecuación (2.3)

$$m_{total} = \frac{C_0}{1000} \cdot Q \cdot t_{total} \quad (2.3)$$

Donde:

- m_{total} : Cantidad total de metal que ingresa a la columna mg
- C_0 : Concentración inicial de metal $\frac{mg}{L}$

2.6.4 Porcentaje total de metal retenido

Indica la eficiencia del proceso de biosorción en columna, expresando qué fracción del total de metal ingresado fue efectivamente retenida por el biosorbente. Se calcula a partir de la relación entre la cantidad total de metal retenido y la cantidad total de metal que atravesó la columna.

$$\%R = \frac{q_{total}}{m_{total}} \cdot 100 \quad (2.4)$$

Donde:

- R: Porcentaje de remoción del metal en %

2.6.5 Capacidad de retención

La capacidad de retención representa la cantidad de metal retenido por unidad de masa de biosorbente utilizado en la columna. Es un parámetro clave para evaluar la eficiencia del material en la captura de contaminantes. Se calcula mediante la Ecuación (2.5).

$$q_e = \frac{q_{total}}{w} \quad (2.5)$$

Donde:

- q_e : Capacidad de biosorción $\frac{mg \text{ metal sorbido}}{g \text{ de sorbente}}$
- w : Masa de biosorbente g

2.6.6 Concentración de equilibrio

Se define como la concentración de metal en el efluente una vez que el sistema alcanza la saturación o el equilibrio dinámico. Representa la concentración remanente del contaminante en la fase líquida luego de la máxima retención del biosorbente. Se calcula mediante la siguiente expresión:

$$C_e = \frac{m_{total} - q_{total}}{V_{ef}} \quad (2.6)$$

Donde:

- C_e : Concentración de equilibrio del metal $\frac{mg}{L}$

2.6.7 Modelo de Adam-Bohart

El modelo de Adams-Bohart fue propuesto en 1920 para describir la relación entre la concentración relativa del efluente (C_i/C_0) y el tiempo de operación en sistemas de flujo continuo. Aunque originalmente fue desarrollado para procesos gas-sólido, ha sido ampliamente utilizado para representar procesos de biosorción en sistemas líquido-sólido (Calero et al., 2009).

Este modelo supone que la velocidad de sorción es proporcional tanto a la concentración de la especie retenida en la solución como a la capacidad residual de adsorción del material sólido. El modelo resulta particularmente útil para describir la parte inicial de la curva de ruptura, cuando la saturación del biosorbente todavía no es significativa (Calero et al., 2009). La formulación se presenta en la Ecuación (2.7)

$$\frac{C_i}{C_0} = e^{k_{AB} \cdot C_0 \cdot t - \frac{k_{AB} \cdot N_0 \cdot Z}{v}} \quad (2.7)$$

Donde:

- k_{AB} : Constante cinética $\frac{L}{mg} \cdot min$
- N_0 : Capacidad máxima de sorción volumétrica $\frac{mg}{L}$
- C_i : Concentración de soluto en la fase líquida $\frac{mg}{L}$
- C_0 : Concentración de metal de entrada en la solución $\frac{mg}{L}$
- v : Velocidad de flujo lineal $\frac{cm}{min}$
- Z : Profundidad del lecho en la columna cm

2.6.8 Modelo de Thomas

El modelo de Thomas es uno de los más utilizados para describir el comportamiento dinámico de la biosorción en sistemas de columna de lecho fijo. El modelo se basa en la cinética de segundo orden, y asume que la velocidad de adsorción depende de la concentración del soluto y de la capacidad disponible del biosorbente. Aunque su aplicación es ampliamente reconocida, su principal limitación es que considera que la transferencia de masa en la interfase sólido-líquido controla el proceso, mientras que no toma en cuenta restricciones cinéticas internas ni fenómenos de dispersión axial. Esto

puede llevar a desviaciones cuando se aplica el modelo a condiciones de operación específicas (Calero, Hernáiz, Blázquez, Tenorio, & Martín-Lara, 2009).

$$\frac{C_i}{C_0} = \frac{1}{1 + e^{\left(\frac{k_{Th}}{Q} q_0 \cdot w - k_{Th} C_0 \cdot t\right)}} \quad (2.8)$$

Donde:

- k_{Th} : Constante de velocidad de Thomas $\frac{mg}{L}$
- q_0 : Máxima concentración de soluto en la fase sólida $\frac{mg}{g}$

2.6.9 Modelo de Yoon y Nelson

El modelo de Yoon-Nelson fue desarrollado inicialmente para describir procesos de adsorción de vapores y gases en carbón activado, pero su simplicidad ha permitido su aplicación en la modelación de procesos de biosorción en columnas de lecho fijo (Calero, Hernáiz, Blázquez, Tenorio, & Martín-Lara, 2009).

En este modelo se asume que la velocidad de disminución en la probabilidad de adsorción de una molécula de adsorbato es proporcional a la probabilidad de adsorción y a la probabilidad de que no se haya adsorbido aún. Una ventaja significativa del modelo de Yoon-Nelson es que no requiere información detallada sobre las características del adsorbato, del adsorbente o de las propiedades físicas del lecho, su expresión corresponde a la Ecuación (2.9) (Calero, Hernáiz, Blázquez, Tenorio, & Martín-Lara, 2009).

$$\frac{C_i}{C_0} = \frac{1}{1 + e^{k_{YN}(\tau - t)}} \quad (2.9)$$

Donde:

- k_{YN} : Constante proporcional de Yoon y Nelson min^{-1}
- τ : Tiempo requerido para retener el 50% del adsorbato inicial min

2.6.10 Modelo de dosis-respuesta

El modelo de dosis-respuesta, originalmente utilizado en farmacología para describir la relación entre la dosis de un agente y su efecto en un organismo, ha sido adaptado para modelar procesos de biosorción en columnas de lecho fijo.

Este modelo asume que la adsorción presenta una curva sigmoideal típica, donde la eficiencia del proceso disminuye progresivamente a medida que el biosorbente se satura. La Ecuación (2.10) describe este comportamiento

$$Y = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{X}{b_2}\right)^{b_1}} \quad (2.10)$$

Donde:

- X: La dosis en términos de porcentaje de la máxima respuesta posible %
- Y: La respuesta máxima posible %
- b_1 : Pendiente de la función
- b_2 : Concentración a la cual se produce la mitad de la respuesta máxima

Adaptando la (2.10) a los términos de biosorción, se considera las Ecuaciones (2.11) y (2.12)

$$Y = \frac{C_i}{C_0} \quad (2.11) \quad ; \quad X = V_{ef} \quad (2.12)$$

Lo que permite obtener la Ecuación (2.13):

$$\frac{C_i}{C_0} = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{V_{ef}}{b}\right)^a} \quad (2.13)$$

Cuando la retención alcanzada es de 50%, esta puede escribirse como la Ecuación (2.14)

$$0,5 = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{V_{ef}}{b}\right)^a} \quad (2.14)$$

Por lo tanto, queda como la Ecuación (2.15)

$$\left(\frac{V_{ef(50\%)}}{b}\right)^a = 1 \quad (2.15)$$

Como $b \neq 0$, $\frac{V_{ef(50\%)}}{b} = 1$ y $V_{ef(50\%)} = b$

De acuerdo con el modelo de Thomas Ecuación (2.8) se puede determinar que:

$$V_{ef(50\%)} = \frac{q_0 \cdot m}{C_i} \quad (2.16)$$

De manera que el modelo de Dosis-Respuesta es representada por la Ecuación (2.17)

$$\frac{C_i}{C_0} = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{C_i \cdot Q \cdot t}{q_0 \cdot w}\right)^a} \quad (2.17)$$

Donde:

- a: Constante del modelo

2.7 Análisis estadísticos para los modelos

Para evaluar la calidad del ajuste de los modelos matemáticos aplicados al proceso de biosorción en columna, se utilizan distintos criterios estadísticos que permiten cuantificar el grado de aproximación entre los datos experimentales y los valores calculados por cada modelo.

2.7.1 Suma de errores al cuadrado (SSE)

La suma de errores al cuadrado (SSE) mide la diferencia acumulada entre los valores experimentales y los valores calculados por el modelo respecto a las concentraciones, este corresponde a:

$$SSE = \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{0,cal,i}} - \frac{C_i}{C_{0,exp,i}} \right)^2 \quad (2.18)$$

Donde:

- $C_i/C_{0,cal}$: Relación entre concentraciones calculada en el tiempo $t \frac{mg}{L}$
- $C_i/C_{0,exp}$: Relación entre concentraciones experimental en el tiempo $t \frac{mg}{L}$

Para el modelo BDST, la suma de errores al cuadrado se calcula comparando los tiempos de servicio experimentales (t_{exp}) y calculados (t_{cal}):

$$\sum_{i=1}^n (t_{cal,i} - t_{exp,i})^2 \quad (2.19)$$

2.7.2 Error cuadrático medio

El error cuadrático medio (RMSE) representa la magnitud promedio de los errores y se calcula mediante:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{0cal,i}} - \frac{C_i}{C_{0exp,i}} \right)^2}{N}} \quad (2.20)$$

Donde:

- N: Número de experimentos

2.7.3 Coeficiente de determinación (R^2)

Indica la proporción de la variabilidad de los datos experimentales explicada por el modelo, y se calcula como:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{0cal,i}} - \frac{C_i}{C_{0exp,i}} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{C_{0exp,i}} - \overline{\frac{C_l}{C_{0exp,i}}} \right)^2} \quad (2.21)$$

Donde:

- $\overline{\frac{C_l}{C_{0exp,i}}}$: Promedio de los valores experimentales

2.7.4 Coeficiente de determinación ajustado

Conocido como R^2_{adj} es una versión corregida del coeficiente de determinación R^2 , que considera el número de parámetros del modelo y los grados de libertad.

Sirve porque cuando agregas más parámetros a un modelo, el R^2 "normal" siempre aumenta, aunque los parámetros no mejoren realmente el ajuste.

$$R_{adj}^2 = 1 - \left(\frac{(1 - R^2)(N - 1)}{N - p - 1} \right) \quad (2.22)$$

Donde:

- N: Número de datos experimentales
- p: Número de parámetros del modelo

El coeficiente de determinación ajustado varía entre $0 < R_{adj}^2 \leq 1$, indicando un mejor ajuste del modelo cuando es cercano a la unidad.

Capítulo 3

Metodología

3.1 Materiales, equipos y reactivos

A continuación, se presentan los distintos materiales, equipos y reactivos a utilizar en el trabajo experimental.

3.1.1 Materiales

- Parafilm.
- Vasos de precipitados de vidrio de 100 mL, 150 mL, 250 mL, 500 mL, 1 L.
- Matraz aforado de 50 mL y 1 L.
- Matraz Kitasato 500 mL.
- Tubos Falcón de 50 mL.
- Papel filtro N° 131 ADVANTEC MFS de diámetro 7 cm y retención nominal de 3 μm .
- Malla de polipropileno.
- Piseta con agua destilada.
- Piseta con solución sintética.
- Frasco de vidrio con gotario.
- Vidrio de reloj.
- Bureta de 50 mL.
- Tijeras.
- Pipetas de vidrio graduadas de 5 mL, 10 mL, 20 mL y 25 mL.
- Propipeta de goma.
- Bolsas plásticas herméticas.
- Elementos de protección personal (EPP).
- Plumón permanente.
- Guantes de látex.
- Embudo buchner.

3.1.2 Equipos

- Balanza Analítica BOECO modelo BAS 31 plus.
 - Capacidad máxima: 220 g.
 - Precisión: 0,0001 g.
- Balanza de precisión RADWAG modelo WTC 2000.
 - Capacidad máxima: 2000 g.
 - Precisión: 0,01 g.
- Columna de adsorción.
 - Diámetro: 3 cm.
 - Altura: 40 cm.
- Electrodo de pH SI Analytics.
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica VARIAN modelo SpectrAA 55.
 - Rango de detección de Cd^{+2} : 0,25 – 0,5 ppm.
- Estufa de convección forzada BINDER modelo FD-S 115.
 - Rango de temperatura: Temperatura ambiente +10°C hasta 250°C.
- High speed universal grinder modelo FW200.
 - Velocidad máxima: 26000 r/min.
 - Potencia: 800 W.
- Manta calefactora con agitación ARQUIMED modelo SH-3.
 - Temperatura máxima: 380 °C.
 - Potencia: 500 W.
- pH-metro SI Analytics modelo Laboratorio 855.
- Shaker FINEPCR modelo SH30.
 - Potencia: 30 W.
 - Rango de agitación: 0-300 RPM.
- Tamices de prueba estándar W.S. TYLER (N°10, N°20, N°40).
- Bomba de vacío EQUILAB.

3.1.3 Reactivos

- Nitrato de cadmio tetrahidratado ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) al 98% de pureza Sigma-Aldrich.
- Agua destilada
- Ácido Nítrico (HNO_3) al 65% EMESURE Supelco.

- Ácido Clorhídrico al 36,5 – 38% BAKER ANALYZED, J.T Baker.
- Hidróxido de sodio (lentejas).
- Solución buffer pH 4,01 Hanna Instruments.
- Solución buffer pH 7,01 Hanna Instruments.
- Solución buffer pH 10,00 Hanna Instruments.

3.2 Materia prima

3.2.1 *Aristotelia chilensis*

Aristotelia chilensis comúnmente conocida como maqui, es un árbol autóctono de los bosques subantárticos de Chile y Argentina. Crece principalmente en deslindes de bosques y lechos de cursos de agua, asociado siempre a otras especies de mayor importancia. Se desarrolla preferentemente en suelos húmedos del valle central, en los faldeos de ambas cordilleras, quebradas o márgenes de bosques, desde el nivel del mar hasta los 2.500 metros sobre el nivel del mar. El maqui se distribuye desde la Región de Coquimbo hasta la de Aysén, incluso es posible encontrarlo en el Archipiélago Juan Fernández (Instituto Forestal, 2012).

El maqui se comporta como especie pionera en las primeras etapas de sucesión, colonizando terrenos quemados o explotados, formando agrupaciones densas y monoespecíficas conocidas con el nombre de “macales”, que cumplen la función de reducir la erosión y generar las condiciones para que se establezcan otras especies que requieren mejores condiciones de sitio. *Aristotelia chilensis* se desarrolla en climas mediterráneos semiáridos y templados subhúmedos y húmedos (Instituto Forestal, 2012).

En cuanto a la botánica, se trata de un arbusto dioico, perennifolio de tronco dividido, que alcanza hasta 4 a 5 metros de altura. Contiene tallos rojizos, con ramas delgadas y flexibles. La corteza es lisa, blanda, siendo fácilmente desprendible. Las hojas son pecioladas, aovado-lanceoladas, perennes, midiendo entre 4 a 9 cm, con bordes dentados y dispuestas en cruz con respecto al resto de las hojas del tallo. Las flores son pequeñas, blanquecinas, de cinco pétalos, con numerosos estambres, estériles en el caso de pies femeninos, y están siempre reunidas en inflorescencias axilares (Alonso, 2012). Respecto a la clasificación taxonómica, esta se encuentra de forma detallada en la Tabla 3.2.1.

Tabla 3.2.1 Taxonomía de *Aristotelia chilensis* (Alonso, 2012).

Reino	Clasificación	Orden	Familia	Género	Especie
Plantae	Angiospermas	Oxalidales	Elaeocarpaceae	<i>Aristotelia</i>	<i>Chilensis</i>

En la Figura 3.2.1 se presentan imágenes de la *Aristotelia chilensis*.



Figura 3.2.1. (a) Árbol de *Aristotelia chilensis* (b) Formato de venta de hojas de maqui.

3.3 Preparación del biosorbente

En el presente estudio se utiliza *Aristotelia chilensis* como biosorbente, en su forma comercial deshidratada. Este tipo de presentación presenta ventajas logísticas al estar libre de impurezas visibles y contener bajos niveles de humedad, lo que hace innecesarios los procesos previos de lavado y secado en laboratorio.

El material fue directamente sometido a un proceso de reducción de tamaño utilizando un molino de cuchillas, con el objetivo de aumentar el área superficial. Posteriormente, el material molido es tamizado para clasificarlo según el tamaño de partícula, seleccionando un rango definido para su uso en los ensayos de biosorción.

Esta clasificación granulométrica permite estandarizar las condiciones de operación en la columna de lecho empacado y asegurar la repetibilidad de los experimentos. Finalmente, el material seleccionado se almacena en bolsas plásticas herméticas y se conserva en condiciones secas, a temperatura ambiente, protegido de la luz y la humedad hasta su utilización.

3.3.1 Reducción de tamaño

La reducción de tamaño del biosorbente se realiza mediante un molinillo de alta velocidad (Figura 3.3.1), con una potencia de 800 W y una velocidad de rotación de 26.000 revoluciones por minuto (ZX, 2025). El tiempo de operación varía entre 5 y 10 segundos, dependiendo de la cantidad de material introducido en cada ciclo, permitiendo así obtener partículas finas aptas para su clasificación.



Figura 3.3.1. Equipo molino de cuchillas.

3.3.2 Clasificación de tamaños de partícula

Una vez molido, el material se somete a un proceso de tamizado empleando tamices de acero inoxidable N°10 (2000 μm), N°20 (850 μm) y N°40 (425 μm). Para ello, se utiliza un agitador orbital de sobremesa, sobre el cual se disponen los tamices ordenados por tamaño decreciente. La operación se lleva a cabo durante un intervalo de 5 a 10 minutos, según la cantidad de muestra y el grado de finura del material. La fracción comprendida entre las mallas N°10 y N°20 (2000–850 μm).



Figura 3.3.2 (a) Tamizador (b) Agitador orbital

3.4 Preparación de solución sintética

3.4.1 Solución de cadmio

Para la realización de los ensayos experimentales se prepara una solución sintética, utilizando nitrato de cadmio tetrahidratado ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) con una pureza del 98 %. El compuesto se disuelve en agua destilada hasta alcanzar una concentración final de 75 mg/L y 150 mg/L de cadmio, empleando un matraz aforado de 1 L hasta completar los 2 litros.

3.4.2 Soluciones para ajustar el pH

El pH de la solución sintética se ajusta a 4,5 mediante la adición controlada de soluciones de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e hidróxido de sodio (NaOH). Para garantizar la exactitud de la medición, se emplea un pH-metro previamente calibrado con soluciones buffer de valores definidos. Durante el ajuste se realiza agitación, lo que asegura la homogeneidad de la solución y permite obtener un valor de pH más estable y representativo.

3.5 Experimentos de biosorción

En los experimentos de biosorción, el biosorbente se pone en contacto con soluciones sintéticas de cadmio (Cd^{2+}) a concentraciones iniciales de 75 y 150 mg/L. El estudio se lleva a cabo bajo condiciones operativas específicas, que incluyen: tiempo de operación, altura del lecho empacado, tamaño de partícula del biosorbente y caudal de alimentación. Estos parámetros se muestran de forma resumida en la Tabla 3.5.1. Durante los ensayos, la temperatura promedio registrada es de $19,7 \pm 0,7$ °C, lo que corresponde a condiciones ambientales de laboratorio.

Para la operación, el lecho se empaca en dos configuraciones distintas, con alturas de 15 y 20 cm, correspondientes a masas aproximadas de 12,3 y 15,7 g de biosorbente, respectivamente. Con el fin de retener el material, se dispone una malla de soporte en la base de la columna. En la Figura 3.5.1 se muestra la instalación de la columna, y el diagrama del experimento en la Figura 3.5.2.

Antes de cada ensayo, el lecho es humectado con agua destilada para asegurar una adecuada compactación y prevenir una absorción excesiva de agua durante la operación.

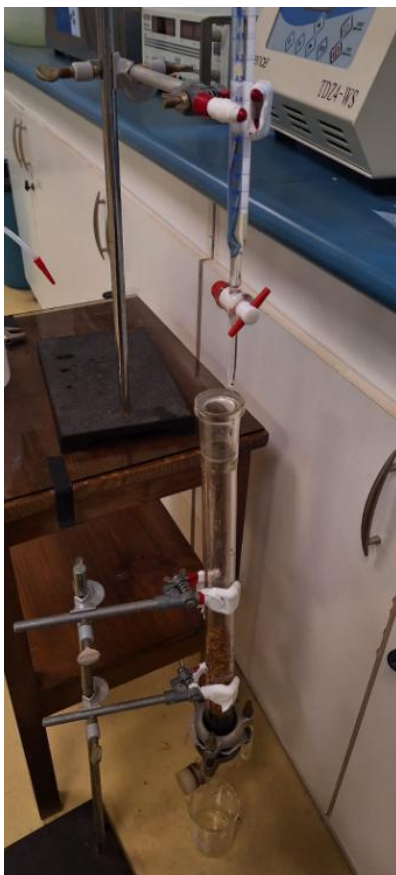


Figura 3.5.1. Instalación de operación.

La alimentación de la solución se realiza en flujo descendente mediante una bureta, manteniendo un caudal constante entre 6 y 7 mL/min. El cronómetro se activa en el momento en que la solución de cadmio entra en contacto con el biosorbente. Las muestras de efluente se recolectan en intervalos de 15 minutos en vasos precipitados para posteriormente almacenarlos en tubos Falcon de 50 mL, hasta completar un tiempo total de operación de 240 minutos. Cada conjunto de muestras se guarda en bolsas herméticas.

Tabla 3.5.1. Resumen de las variables experimentales implementadas.

Biosorbente	Metal	C_0 mg/L	Q mL/min	Tiempo de operación min	Altura del empaquete cm	Tamaño de partícula μm	pH
<i>Aristotelia Chilensis</i>	Cd^{2+}	75 150	6-7	240	15 20	850-2000	4,5

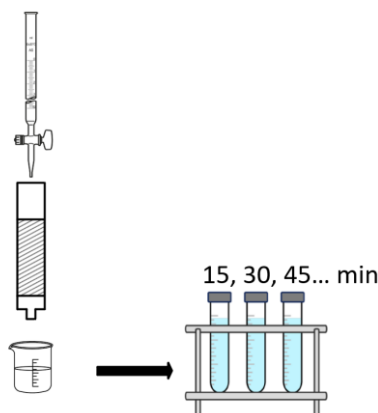


Figura 3.5.2. Diagrama general del experimento de biosorción.

3.6 Análisis de muestras

La concentración de cadmio (Cd^{2+}) en las muestras recolectadas se determina mediante espectrofotometría de absorción atómica (AAS). Para este tipo de análisis se requiere realizar una digestión ácida previa de las muestras, con el objetivo de eliminar compuestos orgánicos, disolver los sólidos remanentes y liberar el metal en su forma iónica, mejorando así la exactitud y reproducibilidad del análisis (Soman & Fawzy, 2022).

El proceso de digestión se lleva a cabo de la siguiente manera:

1. Se toma un volumen de 50 mL de muestra. En caso de no disponer de dicho volumen, la muestra se completa con agua destilada hasta alcanzar los 50 mL, aplicando posteriormente el factor de dilución correspondiente.
2. La muestra se transfiere a un vaso precipitado de 150 mL y se adicionan 10 mL de ácido nítrico (HNO_3) al 65% p/p, utilizando una pipeta para asegurar la exactitud del volumen.
3. El vaso precipitado se coloca en una manta calefactora, cubierto con un vidrio reloj, y se mantiene bajo reflujo para permitir una evaporación controlada. El proceso se lleva a cabo hasta concentrar el volumen a aproximadamente 10 mL.
4. Una vez completada la digestión, la solución se deja enfriar a temperatura ambiente y posteriormente se adicionan 20 mL de agua destilada y 20 mL de ácido clorhídrico (HCl). Finalmente, la solución resultante se transfiere a un tubo Falcon de 50 mL.

Las soluciones digeridas se conservan refrigeradas hasta su análisis mediante espectrofotometría de absorción atómica, técnica seleccionada para la cuantificación de cadmio.

3.7 Activación química del biosorbente

Con el propósito de mejorar la capacidad de biosorción y modificar las propiedades superficiales del material, se realiza un proceso de activación química del biosorbente de *Aristotelia chilensis*. Este tratamiento permite eliminar impurezas, aumentar la porosidad y exponer grupos funcionales activos, lo que favorece la interacción con los iones metálicos durante el proceso de biosorción.

Para este fin se emplean dos tipos de agentes activantes:

- Ácido nítrico (HNO_3): Que actúa como agente oxidante, remueve materia orgánica superficial y genera nuevos grupos funcionales ácidos ($-\text{COOH}$, $-\text{OH}$) (Osman, El-Monaem, & Elgarahy, 2023).
- Hidróxido de sodio (NaOH): Que actúa como agente desprotonante y alcalino, promueve la apertura de estructuras lignocelulósicas y mejora la accesibilidad de los sitios activos de adsorción (Ronda, 2016).

El procedimiento se desarrolla como se describe a continuación:

1. Se toma una masa total aproximada de 45 g de biosorbente seco, equivalente al triple de la cantidad utilizada en una experiencia de biosorción, con el fin de prever las pérdidas durante el tratamiento.
2. El material se deposita en vasos precipitados de 1 L, empleando soluciones 1 M de HNO_3 y 1 M de NaOH , con un volumen de 650 mL en cada caso.
3. La solución se mantiene en agitación continua y a una temperatura controlada entre 50 y 60 °C durante 8 horas, lo que asegura un contacto homogéneo entre el biosorbente y la solución activante.
4. Finalizado el tiempo de tratamiento, se realiza una filtración al vacío para separar el biosorbente activado de la solución.
5. Posteriormente, el biosorbente se somete a lavados sucesivos con agua destilada hasta alcanzar un pH neutro (≈ 7) mediante filtración al vacío.
6. Finalmente, se deja secar a temperatura ambiente durante 72 horas, obteniendo así el biosorbente seco para su utilización.

3.8 Ajuste de datos a los modelos propuestos

Para analizar el comportamiento del proceso de biosorción en columna, los datos experimentales obtenidos se ajustan a los modelos matemáticos previamente presentados, con el fin de estimar los parámetros cinéticos y de capacidad de adsorción.

El ajuste se realiza de forma no lineal, utilizando la herramienta Solver de Microsoft Excel, la cual permite determinar los parámetros que minimizan la suma de los errores cuadráticos (SSE) entre los valores experimentales y los calculados por cada modelo.

Este procedimiento se aplica a cada conjunto de condiciones experimentales, considerando las concentraciones iniciales (75 y 150 mg/L), las alturas de lecho (15 y 20 cm) y las activaciones químicas del biosorbente.

Para evaluar la calidad del ajuste de los modelos, se utiliza el coeficiente de determinación ajustado (R^2 ajustado), el cual corrige el valor del R^2 tradicional en función del número de parámetros y del tamaño de la muestra, evitando el sobreajuste de los datos.

Este criterio estadístico permite comparar objetivamente el desempeño de los modelos y determinar cuál de ellos representa de mejor forma el comportamiento experimental del sistema.

Capítulo 4

Resultados

En esta sección se muestran los resultados obtenidos por espectrometría de absorción atómica (AAS) mencionados en la sección anterior.

4.1 Determinación del efecto de los parámetros operacionales

A continuación, se presentan en la Tabla 4.1.1, 4.1.2, 4.1.3, 4.1.4, 4.1.5 y 4.1.6, los resultados experimentales del proceso de biosorción de Cd^{2+} utilizando distintas condiciones de operación.

Tabla 4.1.1. Resultados experimentales de operación del caso 1.

Biosorbente	C_0 mg/L	Masa biosorbente g	Promedio masa de biosorbente $\pm$ desviación estándar	pH	V efluente mL
<i>Aristotelia chilensis</i>	69,26	11,40	11,80 $\pm$ 0,56	4,53	1560
		12,19			

Tabla 4.1.2. Resultados experimentales de Cadmio ($C_0=75$ mg/L, $Q=6-7$ mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=15 cm, tamaño partícula=850-2000 μm y pH=4,5).

Tiempo min	C _i mg/L	C _i promedio ± desviación estándar	C _R mg/L	q total mg	% remoción	q _e mg/g	C _e mg/L
15	29,49	18,84±15,06	46,79±8,41	53,64±17,02	49,64±6,12	4,55±0,56	34,88±7,72
	8,19						
30	33,24	20,94±17,39	44,68±10,73				
	8,65						
45	33,26	21,79±16,23	43,84±9,57				
	10,313						
60	36,43	25,31±15,72	40,31±9,06				
	14,20						
75	38,24	27,06±15,80	38,56±9,15				
	15,89						
90	36,36	27,45±12,60	38,18±5,95				
	18,54						
105	37,36	31,99±7,59	33,63±0,94				

	26,63						
120	37,68 27,43	32,55±7,25	33,08±0,59				
135	39,81 31,81	35,81±5,66	29,81±1,00				
150	41,36 32,05	36,71±6,58	28,92±0,07				
165	41,35 33,00	37,18±5,90	28,45±0,75				
180	41,10 33,55	37,33±5,34	28,30±1,32				
195	41,35 33,79	37,57±5,35	28,06±1,31				
210	42,38 36,91	39,64±3,86	25,98±2,79				
225	53,81 68,23	61,02±10,19	4,61±16,84				
240	62,19 71,61	66,90±6,66	2,37±13,32				

Tabla 4.1.3. Resultados experimentales de operación del caso 2.

Biosorbente	C ₀ mg/L	Masa biosorbente g	Promedio masa de biosorbente ± desviación estándar	pH	V efluente mL
<i>Aristotelia chilensis</i>	72,53	15,20 16,30	15,75±0,78	4,50	1620

Tabla 4.1.4. Resultados experimentales de Cadmio (C₀=75 mg/L, Q=6-7 mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=20 cm, tamaño partícula=850-2000 µm y pH=4,5).

Tiempo min	C _i mg/L	C _i promedio ± desviación estándar	C _R mg/L	q total mg	% remoción	q _e mg/g	C _e mg/L
15	4,80 24,29	14,54±13,78	57,99±15,48	66,54±15,99	56,62±15,26	4,23±1,22	31,49±10,33
30	5,21 28,79	17,00±16,67	55,53±18,37				
45	6,68 31,01	18,84±17,21	53,69±18,91				
60	8,18 33,89	21,03±18,18	51,50±19,88				
75	11,66 35,35	23,51±16,75	49,02±18,45				
90	12,41 38,29	25,35±18,30	47,18±19,99				

105	15,46	25,55±14,27	46,98±15,96				
	35,64						
120	22,66	31,86±13,01	40,67±14,71				
	41,06						
135	26,39	34,64±11,67	37,89±13,36				
	42,89						
150	27,36	34,56±10,17	37,97±11,87				
	41,75						
165	30,10	36,18±8,59	36,36±10,29				
	42,25						
180	32,60	37,74±7,27	34,79±8,97				
	42,89						
195	41,725	42,89±1,64	29,64±3,34				
	44,05						
210	42,50	41,84±0,94	30,69±0,76				
	41,18						
225	47,93	46,93±1,41	25,61±0,28				
	45,93						
240	50,85	50,88±0,04	21,65±1,74				
	50,91						

Tabla 4.1.5. Resultados experimentales de operación del caso 3.

Biosorbente	C ₀ mg/L	Masa biosorbente g	Promedio masa de biosorbente ± desviación estándar	pH	V efluente mL
<i>Aristotelia chilensis</i>	152,13	13,10	13,10±0,28	4,48	1800
		13,50			

Tabla 4.1.6. Resultados experimentales de Cadmio (C₀=150 mg/L, Q=6-7 mL/min, t operación = 4 h, altura del empaçado=15 cm, tamaño partícula=850-2000 µm y pH=4,5).

Tiempo min	C _i mg/L	C _i promedio ± desviación estándar	C _R mg/L	q total mg	% remoción	q _e mg/g	C _e mg/L
15	45,16	45,38±0,31	106,74±17,90	76,87±8,77	28,07±0,53	5,78±0,52	109,42±13,33
	45,60						
30	59,48	60,31±1,18	91,81±17,02				
	61,15						
45	71,88	72,14±0,37	79,99±17,84				
	72,40						
60	74,54	81,67±10,09	70,46±8,12				
	88,80						
75	75,56	91,66±22,76	60,47±4,55				
	107,75						
90	83,41	97,71±20,21	54,42±2,01				

	112,00						
105	89,79 115,25	102,52±18,00	49,61±0,20				
120	92,81 121,25	107,03±20,11	45,09±1,90				
135	94,48 126,00	110,24±22,29	41,89±4,08				
150	106,25 126,00	116,13±13,97	36,00±4,24				
165	107,81 127,00	117,41±13,57	34,72±4,64				
180	122,81 133,50	128,16±7,56	23,97±10,65				
195	123,19 139,00	131,09±11,18	21,03±7,03				
210	122,94 145,75	134,34±16,13	17,78±2,08				
225	125,81 150,75	138,28±17,63	13,84±0,57				
240	128,06 153,50	140,78±17,99	11,34±0,22				

4.2 Efecto de la activación del biosorbente

A continuación, se presentan en la

Tabla 4.2.2 y 4.2.4 los resultados experimentales del proceso de biosorción de Cd^{2+} utilizando la activación del biosorbente con ácido nítrico e hidróxido de sodio para concentraciones de 75 mg/L de solución sintética. Las condiciones de operación correspondientes a estos ensayos se encuentran descritas en el titulado de la Tabla 4.2.1 y 4.2.3

Tabla 4.2.1. Resultados experimentales de activación del biosorbente.

Activación	C_0 mg/L	Masa biosorbente g	Promedio masa de biosorbente $\pm$ desviación estándar	pH	V efluente mL
Ácido Nítrico	76,88	13,50	13,80 $\pm$ 0,42	4,46	1800
		14,10			

Tabla 4.2.2. Resultados experimentales de Cadmio (Activante = HNO₃, C₀=75 mg/L, Q=6-7 mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=20cm, tamaño partícula=850-2000µm y pH=4,5).

Cantidad del empacado: 20cm, tamaño partícula: 850-2000µm y pH: 4,5).							
Tiempo min	C _i mg/L	C _i promedio ± desviación estándar	C _R mg/L	q total mg	% remoción	q _e mg/g	C _e mg/L
10	16,43	15,92±0,73	60,96±3,45	80,56±11,92	58,22±6,65	5,84±0,69	32,12±3,90
	15,40						
15	22,86	19,71±4,46	57,17±4,46				
	16,55						
30	25,85	21,98±5,47	54,90±5,47				
	18,11						
45	29,78	26,26±4,98	50,62±4,98				
	22,74						
60	32,64	28,44±5,95	48,44±5,95				
	24,23						
75	33,80	30,02±5,35	46,86±5,35				
	26,23						
90	38,38	34,26±5,83	42,62±5,83				
	30,14						
105	39,48	35,10±6,19	41,77±6,19				
	30,73						
120	43,88	38,82±7,16	38,06±7,16				
	33,76						
135	45,98	39,83±8,70	37,05±8,70				
	33,68						
150	46,10	39,90±8,77	36,98±8,77				
	33,70						
165	46,92	40,56±8,99	36,31±8,99				
	34,21						
180	46,68	40,49±8,76	36,39±8,76				
	34,29						
195	48,35	41,36±9,89	35,52±9,89				
	34,36						
210	48,65	45,24±4,82	31,64±4,82				
	41,83						
225	48,68	45,88±3,96	31,00±3,96				
	43,08						
240	49,34	47,02±3,28	29,86±3,28				
	44,70						

Tabla 4.2.3. Resultados experimentales de activación del biosorbente.

Activación	C ₀ mg/L	Masa biosorbente g	Promedio masa de biosorbente ± desviación estándar	pH	V efluente mL
Hidróxido de Sodio	86,58	12,70	12,15±0,78	4,46	1800
		11,60			

 Tabla 4.2.4. Resultados experimentales de Cadmio (Activante = NaOH, C₀=75 mg/L, Q=6-7 mL/min, t operación = 4 h, altura del empacado=20cm, tamaño partícula=850-2000µm y pH=4,5).

Tiempo min	C _i mg/L	C _i promedio ± desviación estándar	C _R mg/L	q total mg	% remoción	q _e mg/g	C _e mg/L
10	0,36	0,42±0,16	86,11±2,50	128,64±5,53	82,55±6,07	10,59±0,22	15,11±5,72
	0,58						
15	0,37	0,49±0,16	86,09±2,49				
	0,60						
30	0,61	0,65±0,06	85,93±2,60				
	0,69						
45	0,97	1,23±0,37	85,35±2,28				
	1,49						
60	0,98	3,18±3,10	83,40±0,45				
	5,37						
75	4,37	5,71±1,89	80,87±0,76				
	7,04						
90	5,075	8,12±4,31	78,45±1,66				
	11,17						
105	10,84	14,85±5,66	71,73±3,01				
	18,85						
120	11,81	11,81±8,49	74,77±5,83				
	23,81						
135	17,29	20,85±5,03	65,73±2,38				
	24,41						
150	20,15	24,67±6,39	61,91±3,73				
	29,18						
165	24,55	30,35±8,20	56,23±5,54				
	36,14						
180	27,8	33,26±7,71	53,32±5,06				
	38,71						
195	29,5	38,57±12,82	48,01±10,17				
	47,63						
210	34,35	42,54±11,58	44,04±8,93				
	50,73						
225	38,43	44,93±9,19	41,64±6,54				

	51,43						
240	40,17	46,63±9,13	39,95±6,48				
	53,08						

Capítulo 5

Análisis y Discusión

En este capítulo se presenta el análisis y discusión de los resultados obtenidos en la sección anterior.

5.1 Efecto de los principales parámetros

En esta sección se evalúa la relevancia de los parámetros en función de la capacidad de retención y de la eficiencia en la remoción de Cd^{2+} en un sistema de columna de lecho empacado, con el propósito de seleccionar el parámetro que presente el mejor desempeño operativo.

Los experimentos se realizaron bajo distintas condiciones operacionales, variando un solo parámetro en cada caso. En el primer ensayo, se trabajó con una concentración de 50 mg/L de Cd^{2+} , un tiempo de operación de 4 horas y un flujo comprendido entre 6 y 7 mL/min. Se trabajó con una altura de biosorbente (altura de lecho) de 15 cm, un tamaño de partícula del biosorbente entre 850 y 2000 μm , y un pH ajustado a 4,5. En el segundo caso, únicamente se modificó la altura del lecho empacado a 20 cm, mientras que en el tercer caso se mantuvieron las condiciones iniciales del primer ensayo, variando únicamente la concentración a 150 mg/L. A continuación, en la Figura 5.1.1 y 5.1.2 se presentan la capacidad de retención y la eficiencia de remoción obtenidas bajo las condiciones experimentales descritas.

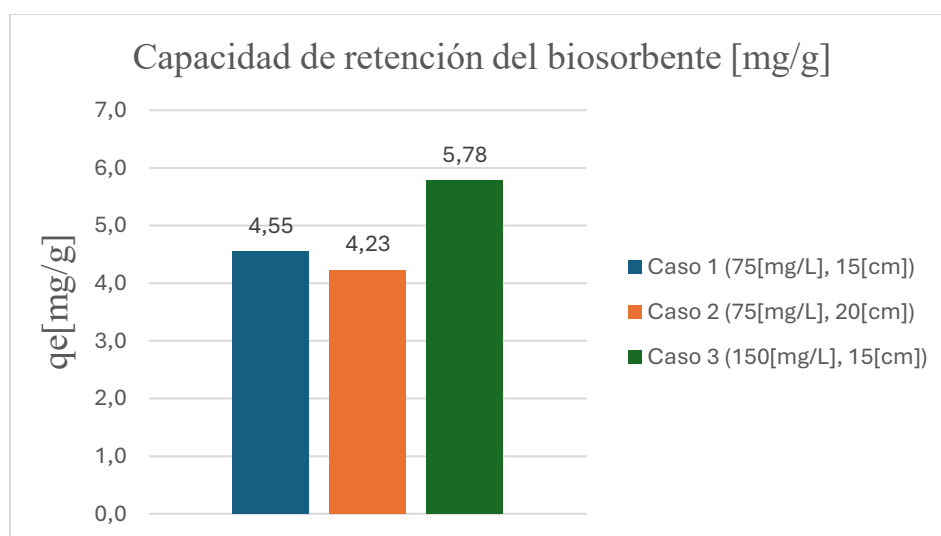


Figura 5.1.1. Capacidad de retención de Cd^{2+} para cada caso.

Se determinó que la capacidad de retención de Cd^{2+} fue de 4,55 mg/g para caso 1, 4,23 mg/g para el caso 2 y 5,78 mg/g para el caso 3. Estos resultados indican que el caso 3 presenta la mayor capacidad de retención; sin embargo, al corresponder a una concentración inicial más elevada, este valor se encuentra directamente relacionado con dicha variable. En los casos 1 y 2, que poseen la misma concentración inicial, las capacidades de retención son similares; no obstante, dado que el caso 2 cuenta con una mayor cantidad de masa de biosorbente (altura de lecho de 20 cm), se considera más eficiente que el caso con 15 cm de lecho.

En cuanto a la capacidad de remoción de Cd^{2+} , se observó que, durante las 4 horas de operación en columna, el sistema con 15 cm de altura de lecho y una concentración inicial de la solución sintética de 75 mg/L alcanzó una remoción del 49,64 %, mientras que con 20 cm de altura de lecho se obtuvo un 56,63 %. Por otro lado, para la condición de 150 mg/L de concentración inicial de la solución, la remoción alcanzó un 28,07 %, siendo esta la más baja entre los tres casos evaluados. En consecuencia, el caso 2 evidenció un mejor desempeño, alcanzando la mayor remoción de Cd^{2+} presente en la solución, tal como se muestra en la Figura 5.1.2.

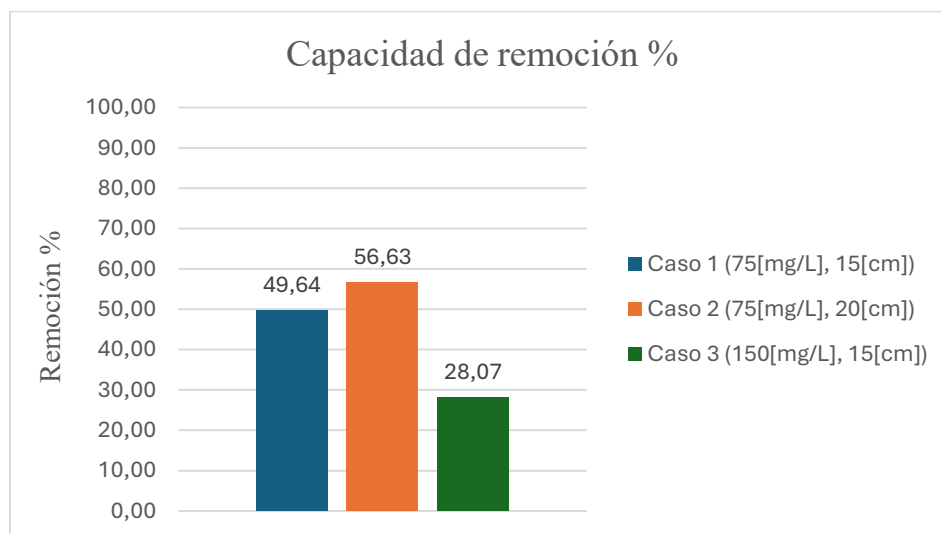


Figura 5.1.2. Capacidad de remoción de Cd^{2+} para cada caso.

Otro aspecto relevante que analizar corresponde a la saturación del biosorbente en los distintos casos evaluados, tal como se observa en la Figura 5.1.3. En esta se aprecia que el caso 3 alcanza el punto de saturación en un tiempo considerablemente menor en comparación con los otros dos casos. Por su parte, en el caso 1 se observa que a partir de los 205 minutos la saturación comienza a incrementarse con mayor rapidez que en el caso 2, evidenciando una menor estabilidad en el proceso de adsorción.

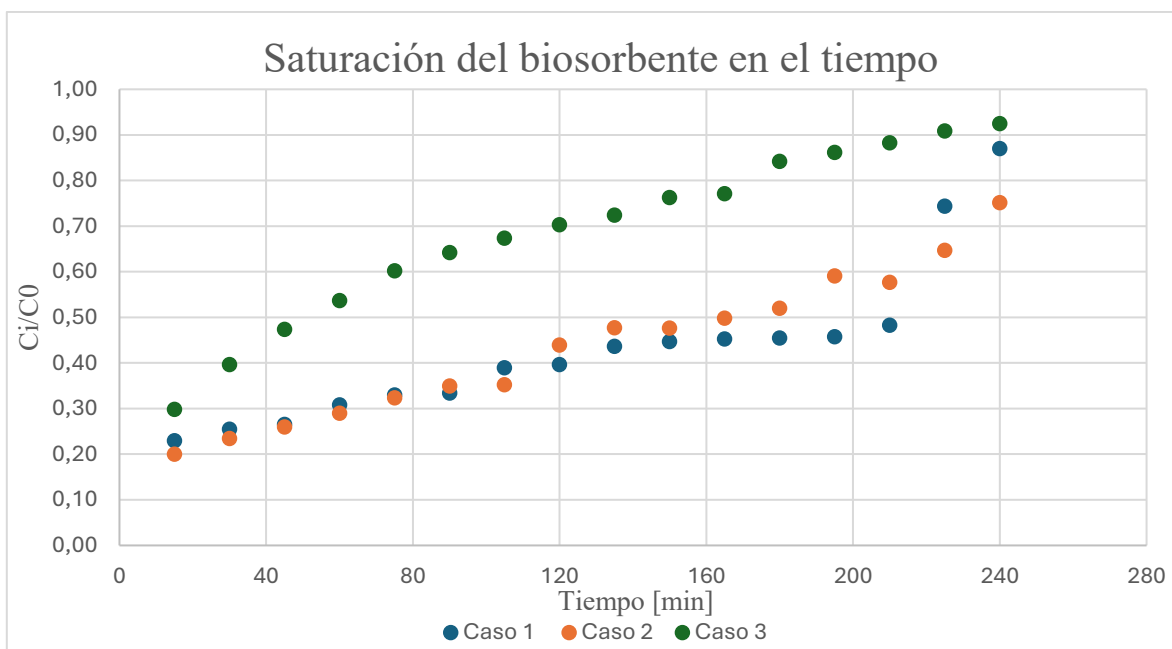


Figura 5.1.3. Saturación del biosorbente en el tiempo.

A partir de los resultados, se seleccionó el caso 2, concentración inicial de 75 mg/L y altura de lecho empacado de 20 cm, para las experiencias subsecuentes.

5.2 Efecto de la activación del biosorbente

Para evaluar la activación del biosorbente, se elige 2 tipos de activaciones, una ácida con HNO_3 y con una base NaOH , para analizar su capacidad de retención y remoción.

Los experimentos se llevaron a cabo con el mejor caso de los parámetros realizados, como se observa fue el caso 2, donde se trabaja con una concentración de 50 mg/L de Cd^{+2} . El tiempo de operación fue de 4 horas, con un flujo entre 6 a 7 mL/min. Contiene una altura del lecho empacado de 20 cm, con un tamaño de partícula del biosorbente entre 850 a 2000 μm y un pH ajustado de 4,5.

A continuación, en la Figura 5.2.1 y 5.2.2. se presentan la capacidad de retención y remoción que presenta cada activación.

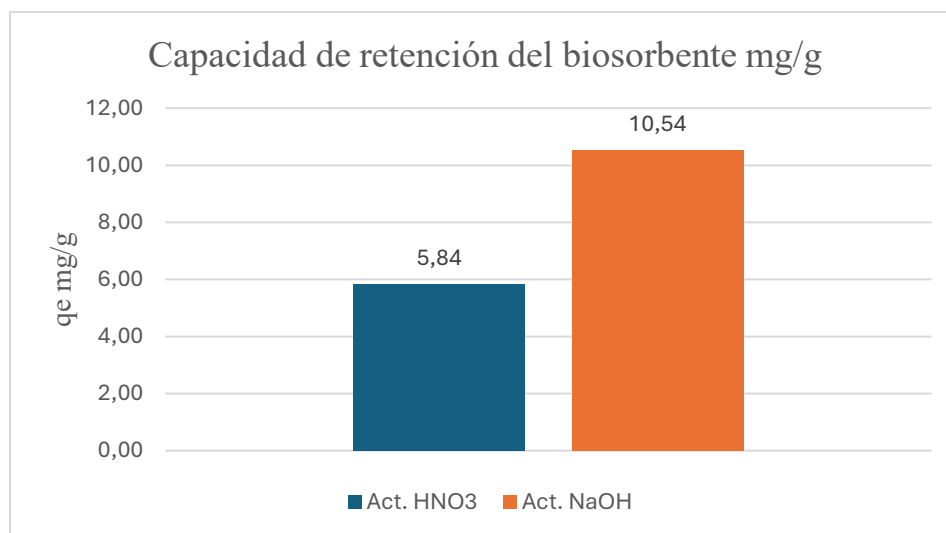


Figura 5.2.1. Capacidad de retención de Cd^{2+} para ambas activaciones.

Se observa que el biosorbente activado con NaOH presenta una mayor capacidad de retención, alcanzando un valor de 10,54 mg/g, en comparación con el activado con HNO_3 , que registró 5,84 mg/g. Estos resultados indican que la activación alcalina proporciona una mayor capacidad de retención de Cd^{2+} respecto a la activación ácida, siendo aproximadamente un 55 % superior al tratamiento con ácido nítrico.

En cuanto a la capacidad de remoción de Cd^{2+} , durante las 4 horas de operación en columna se observó que el biosorbente activado con HNO_3 alcanzó una remoción del 58,22 %, mientras que el activado con NaOH logró un 82,55. Esta diferencia refleja claramente el mayor desempeño del tratamiento alcalino, lo que se aprecia en la comparación directa presentada en la Figura 5.2.2.

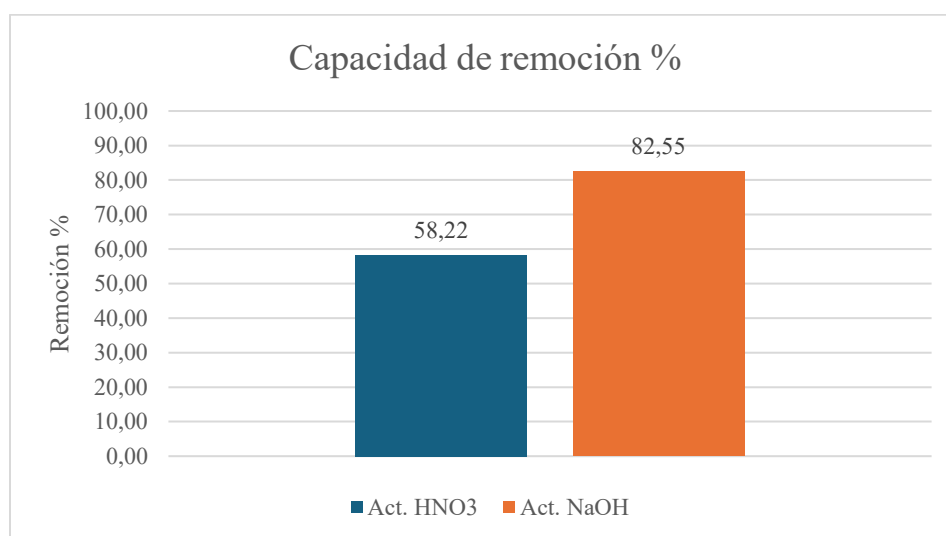


Figura 5.2.2. Capacidad de remoción de Cd^{2+} para ambas activaciones.

En la Figura 5.2.3 se muestra la evolución de la razón C_t/C_0 en función del tiempo para los biosorbentes activados con HNO_3 y NaOH . Se observa que el material tratado con HNO_3 alcanza valores de saturación cercanos a 0,52–0,54 después de 150 minutos, manteniéndose prácticamente constante hasta el final de la operación (0,61 a los 240 minutos). En contraste, el biosorbente activado con NaOH presenta un incremento más gradual del C_t/C_0 , alcanzando valores de 0,28 a los 150 minutos y de 0,54 a los 240 minutos, lo que indica un proceso de saturación más lento y una mayor capacidad de retención del Cd^{2+} .

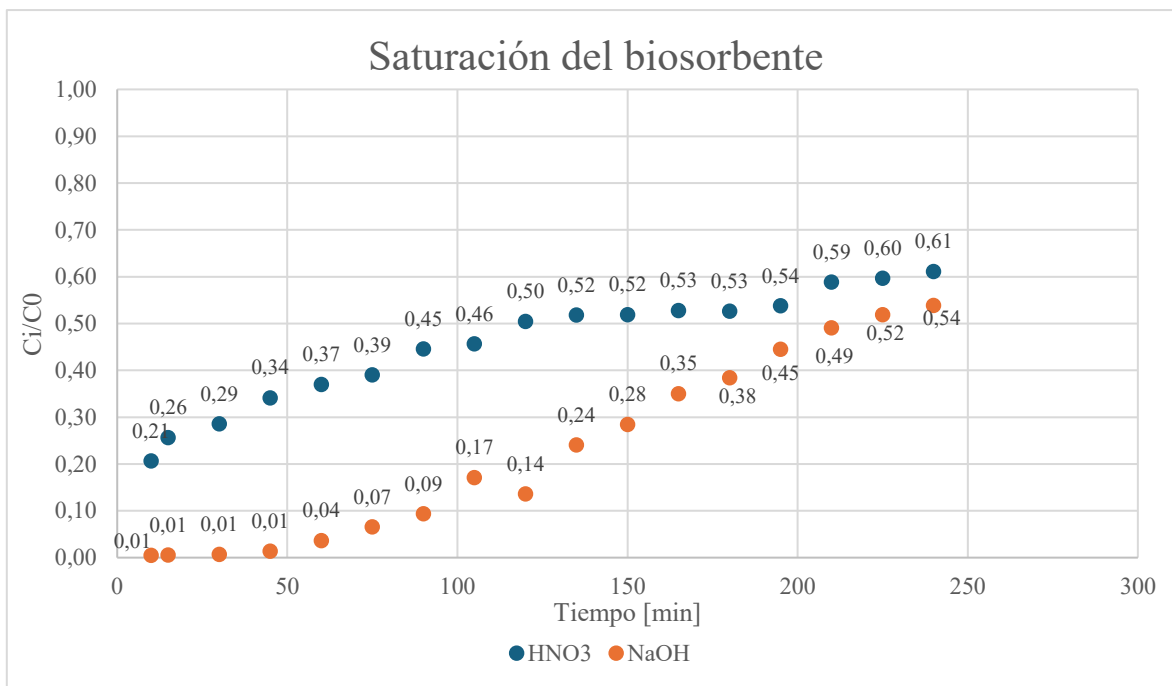


Figura 5.2.3. Saturación de las activaciones del biosorbente en el tiempo.

Estos resultados confirman que la activación alcalina mejora la interacción entre los grupos funcionales del biosorbente y los iones metálicos, prolongando el tiempo de ruptura y aumentando la eficiencia global del proceso en comparación con la activación ácida.

5.3 Efecto de la activación del biosorbente en la biosorción

5.3.1 Capacidad de retención, remoción y saturación del biosorbente

En esta sección se comparan los resultados obtenidos en la biosorción de Cd^{2+} utilizando *Aristolelia chilensis* en su forma natural (caso 2) y tras su activación química con hidróxido de sodio (NaOH). El objetivo es evaluar el efecto de la activación alcalina sobre la capacidad de retención y remoción del metal en el sistema de columna de lecho empacado.

De acuerdo con los resultados mostrados en la Figura 5.3.1 y 5.3.2, la activación con NaOH produjo una mejora significativa en el desempeño del biosorbente. El material activado alcanzó una capacidad de retención de 10,54 mg/g, mientras que el biosorbente sin activar (caso 2) presentó 4,23 mg/g, lo que representa un incremento aproximado del 60 % en la capacidad de adsorción del Cd^{2+} .

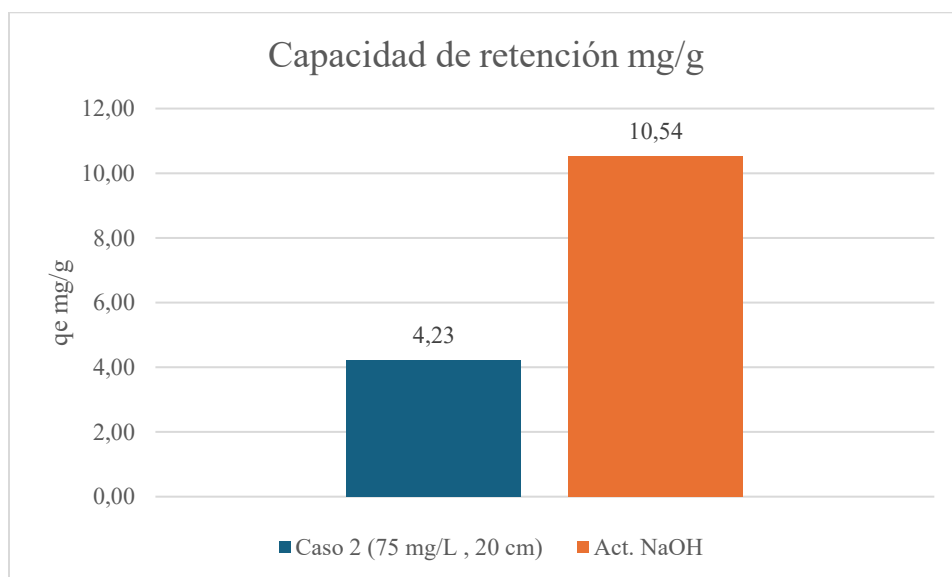


Figura 5.3.1. Comparación de la capacidad de retención de Cd^{2+} .

En cuanto a la capacidad de remoción, durante las 4 horas de operación, el biosorbente natural logró una eficiencia de 56,63 %, mientras que el activado con NaOH alcanzó 82,55 %. Este aumento refleja una mejora sustancial en la eficiencia de captura del metal, evidenciando que la activación alcalina favorece la interacción entre el cadmio y los grupos funcionales disponibles en la superficie del material.

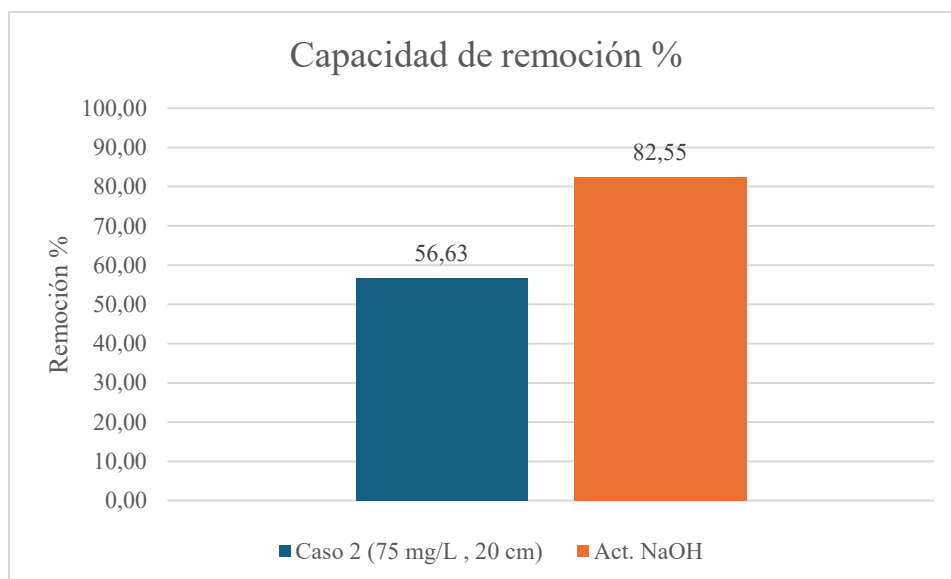


Figura 5.3.2. Comparación de la capacidad de remoción de Cd^{2+} .

La tendencia observada en la Figura 5.3.3 se aprecia el grado de saturación del biosorbente. Se observa que el material activado con NaOH alcanza su punto de saturación a mayor tiempo en comparación al caso 2 y mantiene una mayor capacidad de adsorción a lo largo del tiempo, mientras que el biosorbente sin activar se satura de forma más rápida.

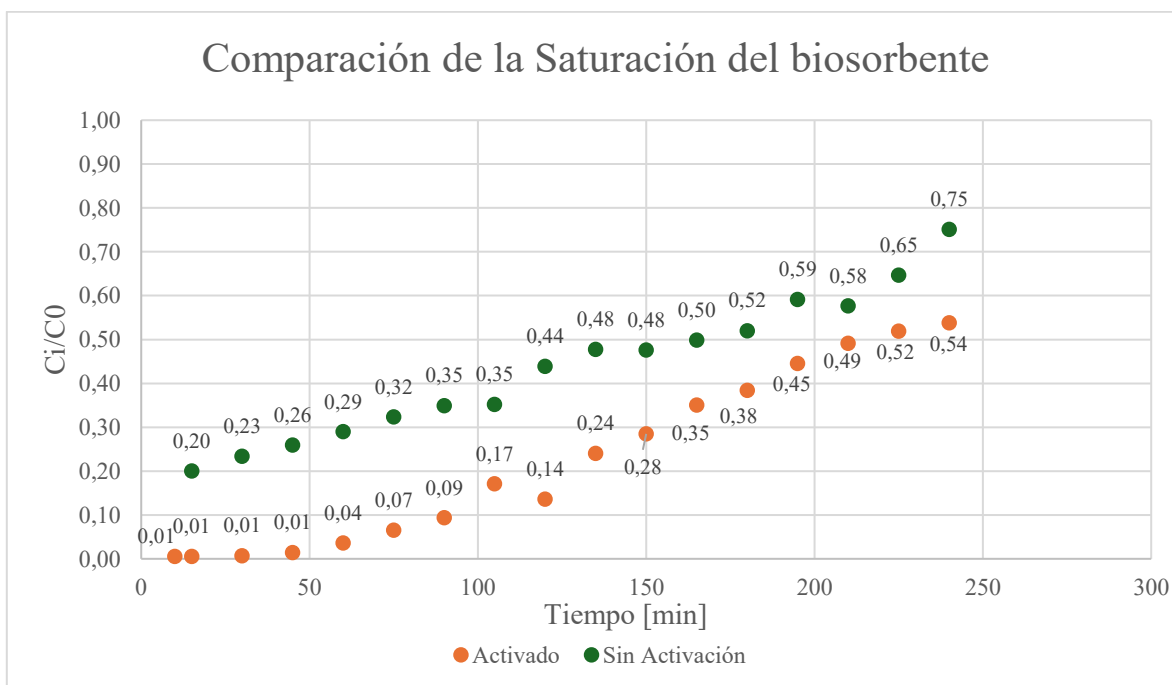


Figura 5.3.3. Grafica de saturación del caso activado y no activado en el tiempo.

Los resultados confirman que la activación alcalina con NaOH mejora significativamente la eficiencia del proceso de biosorción en comparación con el material sin tratar.

5.3.2 Ajuste de modelos matemáticos

A partir de los datos experimentales obtenidos, se realizó el ajuste de los modelos de Adams–Bohart, Thomas, Yoon–Nelson y dosis–respuesta, con el fin de representar el comportamiento de la biosorción de Cd^{2+} en columna de lecho empacado, tanto para el biosorbente sin activación como para el activado con hidróxido de sodio (NaOH).

En la Tabla 5.3.1 se presentan los parámetros obtenidos para cada modelo aplicados al biosorbente sin activación y con activación. En ambos casos se incluyen las constantes cinéticas y coeficientes de ajuste estadístico (R^2 ajustado), los cuales permiten cuantificar el grado de concordancia entre los resultados experimentales y teóricos.

Tabla 5.3.1. Parámetros de los modelos estudiados.

Modelo	Parámetro	Unidad	Sin activación	Con NaOH
Adams–Bohart	k_{AB}	$\text{L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$	$7,3 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
	N_0	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	985,7	985,3
	R^2 ajustado	-	0,99	0,96
Thomas	k_{th}	$\text{mL} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$
	q_0	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	4,89	10,71
	R^2 ajustado	-	0,99	0,98
Yoon–Nelson	k_{YN}	min^{-1}	$9,5 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-3}$
	τ	min	156,5	197,2
	R^2 ajustado	-	0,97	0,94
Dosis–respuesta	a	-	2,81	3,29
	q_0	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	3,32	3,4
	R^2 ajustado	-	0,98	0,89

La Figura 5.3.4 y 5.3.5 presentan la comparación entre los datos experimentales y las curvas teóricas obtenidas para los casos sin y con activación alcalina del biosorbente, respectivamente. En general, ambas curvas muestran la evolución de la concentración normalizada C_t/C_0 en función del tiempo, reflejando el proceso de saturación del lecho durante la biosorción de Cd^{2+} .

En el caso de trabajar con el biosorbente no activado, los datos experimentales mostraron un ajuste moderado en todos los modelos evaluados. El modelo de Thomas logró describir adecuadamente la tendencia general del proceso, aunque sin representar con precisión la fase inicial de adsorción,

obteniendo un $R_{adj}^2 = 0,99$ y una capacidad de retención (q_0) de 4,89 mg/g. Los modelos de Yoon–Nelson y Adams–Bohart presentaron valores de ajuste similares ($R_{adj}^2 = 0,98$ y $R_{adj}^2 = 0,99$, respectivamente), aunque mostraron desviaciones al final de la curva, donde tienden a sobreestimar las concentraciones experimentales. En tanto, el modelo Dosis–Respuesta evidenció un comportamiento comparable ($R_{adj}^2 = 0,99$), pero con limitaciones en la representación de la zona de saturación, ya que el comportamiento experimental exhibe una caída abrupta de C_t/C_0 , sin una etapa de ruptura bien definida.

En cuanto al comportamiento experimental, la curva inicia con valores de C_t/C_0 cercanos a 0,2, por lo que no se alcanza un punto de ruptura definido al 5 % ($C_t/C_0 = 0,05$). Esto sugiere que el lecho ya presentaba cierta saturación inicial o que la retención fue limitada debido a una rápida saturación superficial al inicio de la operación. La pendiente de la curva aumenta progresivamente hasta alcanzar una zona de saturación a los 470 min, correspondiente al 95 %, indicando una rápida pérdida de capacidad de adsorción en el biosorbente sin tratamiento.

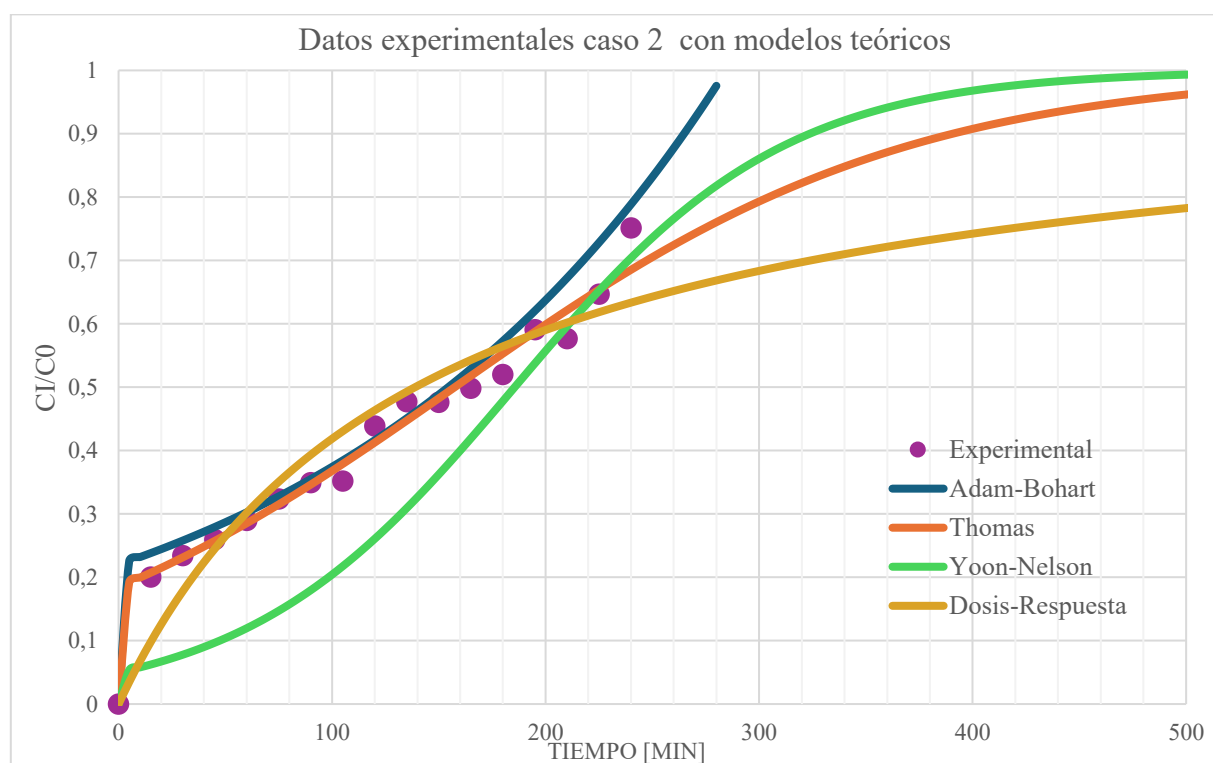


Figura 5.3.4. Comparativa de datos experimentales (sin activación) con modelos teóricos.

En el caso con activación alcalina (NaOH), los modelos aplicados describen de manera adecuada el comportamiento general del sistema, aunque no se observa una mejora uniforme en la calidad del ajuste estadístico respecto al material sin tratamiento. El modelo de Thomas mantuvo el mejor

desempeño global, con un $R^2_{adj} = 0,99$ y una capacidad de retención (q_0) de 10,71 mg/g, valor que refleja el incremento experimental obtenido tras la activación. El modelo de Yoon–Nelson también representó correctamente la tendencia general, con un $R^2_{adj} = 0,94$, una constante cinética $k_{YN} = 0,0026 \text{ min}^{-1}$ y un tiempo característico $t_{50} = 197 \text{ min}$, indicando una saturación más tardía del lecho empacado. En tanto, el modelo de Adams–Bohart ajustó satisfactoriamente la etapa inicial del proceso, con un $R^2_{adj} = 0,96$ y una constante cinética $k_{AB} = 2,44 \cdot 10^{-4} \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$, aunque sobreestimó los valores a tiempos prolongados. Por su parte, el modelo Dosis–Respuesta alcanzó un ajuste aceptable ($R^2_{adj} = 0,90$), con $q_0 = 3,40 \text{ mg/g}$ y $a = 3,29$, reproduciendo de forma razonable la forma sigmoideal de la curva, sin reflejar con claridad el punto de saturación.

En cuanto al comportamiento experimental (Figura 5.3.5), la curva evidencia un desplazamiento del punto de ruptura hacia tiempos mayores, lo que indica una adsorción más sostenida y una mejor utilización del lecho empacado. A diferencia del caso sin activación, el punto de ruptura se distingue claramente alrededor del minuto 40, mientras que el incremento de C_t/C_0 ocurre de forma más gradual, evidenciando una mayor accesibilidad a los sitios activos generados por el tratamiento alcalino.

Respecto al punto de saturación (95%), este se alcanza a los 395 min, es decir, 75 min antes que en el caso sin activación. Esta diferencia puede atribuirse a la mayor concentración inicial de Cd^{2+} (86 mg/L frente a 72 mg/L), lo que implicó una mayor carga de contaminante sobre el lecho. Pese a esta condición, el material activado mantuvo una capacidad de retención superior, demostrando que la activación con NaOH favoreció el proceso de biosorción, aunque no necesariamente mejoró el ajuste estadístico de todos los modelos evaluados.

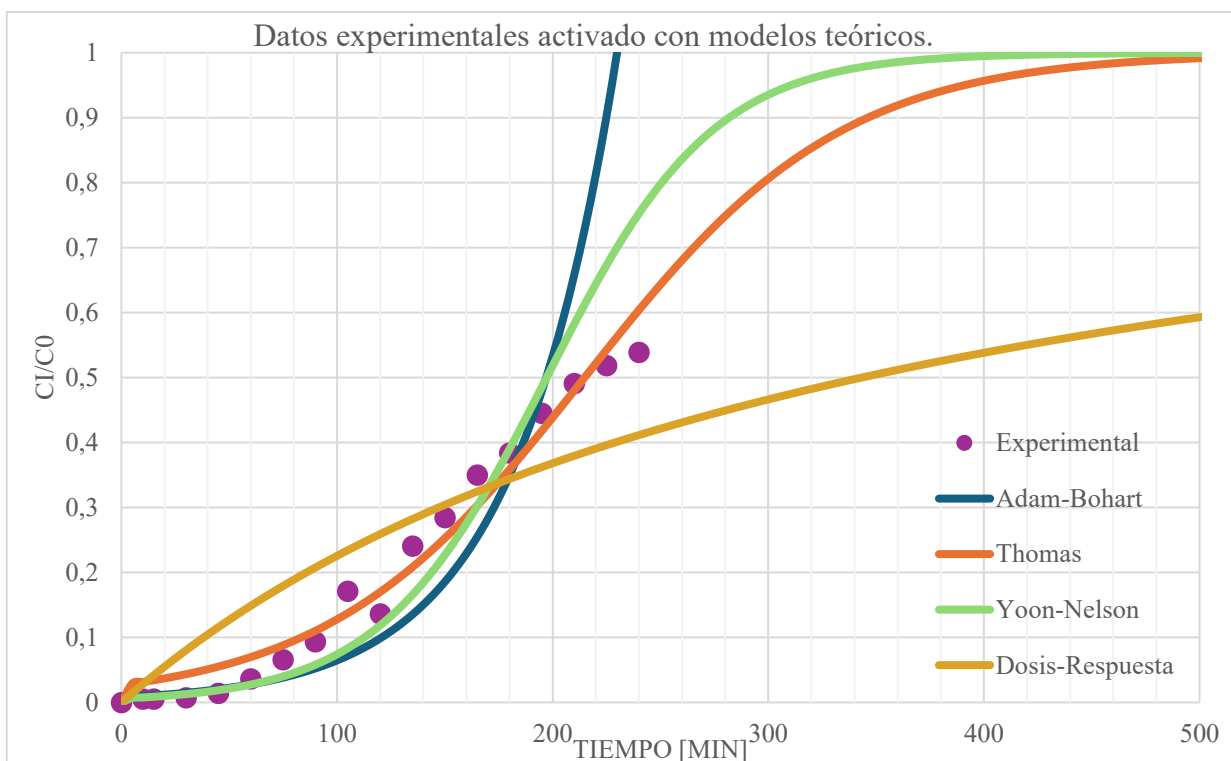


Figura 5.3.5. Comparativa de datos experimentales (con activación) con modelos teóricos.

En conjunto, las curvas experimentales muestran que la activación química modifica la dinámica del proceso de biosorción, desplazando el punto de ruptura y alterando la pendiente de la zona de transferencia, lo que se traduce en un comportamiento distinto del lecho frente a la adsorción.

5.4 Comparación de los modelos matemáticos

A partir de los valores obtenidos de los modelos Thomas, Yoon-Nelson, Adams-Bohart y dosis-respuesta, se comparan sus parámetros de ajuste y la capacidad de retención q_0 para el caso con *Aristotelia chilensis* activado con NaOH. Los resultados se resumen en la Tabla 5.4.1, donde se presentan los valores calculados y sus respectivos coeficientes de determinación ajustados (R_{aj}^2) y suma de errores al cuadrado (SSE).

Tabla 5.4.1. Datos de los valores de q_0 en los modelos junto a los valores de SSE y R^2 ajustado.

Modelo	Parámetro	Unidad	Valor
Experimental	q_0	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	10,59
Adams-Bohart	k_{AB}	$\text{L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
	N_0	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	985,3
	SSE	-	4,6

	R ² ajustado	-	0,96
Thomas	k _{th}	mL·min ⁻¹ ·mg ⁻¹	1,9 · 10 ⁻⁴
	q ₀	mg·g ⁻¹	10,71
	SSE	-	0,02
	R ² ajustado	-	0,98
Yoon–Nelson	k _{YN}	min ⁻¹	2,6 · 10 ⁻³
	τ	min	197,2
	SSE	-	2,96
	R ² ajustado	-	0,94
Dosis–respuesta	a	-	3,29
	q ₀	mg·g ⁻¹	3,40
	SSE	-	0,13
	R ² ajustado	-	0,89

El modelo de Adams–Bohart presentó un ajuste adecuado en la zona inicial de la adsorción, obteniendo un R² ajustado de 0,9602 y una constante cinética k_{AB} = 2,44·10⁻⁴ L·mg⁻¹·min⁻¹. Sin embargo, el SSE = 4,64 evidencia una desviación significativa en la etapa final del proceso, lo que sugiere que el modelo describe correctamente la fase de transferencia de masa superficial, pero no representa con precisión el comportamiento cercano a la saturación del lecho.

El modelo de Yoon–Nelson presentó un ajuste moderado con un R²_{adj} de 0,94 y un SSE de 2,96. Los parámetros obtenidos, k_{YN} = 2,6·10⁻³ min⁻¹ y τ = 197,2 min, se correlacionan con la cinética observada, reflejando el momento en que el sistema alcanza el 50 % de saturación. Aun así, este modelo subestima ligeramente el tramo final de la curva, lo que indica una menor capacidad para representar la etapa de saturación del biosorbente.

Por otro lado, el modelo Dosis–Respuesta mostró el ajuste menos favorable, con un R²_{adj} de 0,89. Si bien el SSE = 0,13 es bajo, el modelo no logra reproducir con exactitud la pendiente de la zona de saturación, presentando una curva más suavizada. Los parámetros obtenidos, q₀ = 3,4 mg·g⁻¹ y a = 3,29, indican una capacidad de retención subestimada en comparación con el valor experimental de 10,59 mg·g⁻¹, lo que limita su aplicabilidad en este tipo de sistemas.

El modelo de Thomas fue el que presentó el mejor ajuste general a los datos experimentales, con un R²_{adj} de 0,98 y un SSE de 0,02, lo que demuestra una excelente concordancia entre el comportamiento teórico y el experimental. Además, la capacidad de retención de adsorción (q₀) obtenida fue de 10,71 mg·g⁻¹, valor prácticamente coincidente con la capacidad experimental (10,59 mg·g⁻¹), obteniendo un 1,13% de error. Esta similitud confirma que el modelo de Thomas describe adecuadamente tanto la etapa inicial de adsorción como la zona de saturación, representando fielmente el equilibrio dinámico y el avance del frente de adsorción en el lecho empacado.

En conjunto, los resultados confirman que el modelo de Thomas ofrece la representación más robusta del proceso de biosorción, tanto por la consistencia de sus indicadores estadísticos como por la concordancia entre los parámetros estimados y los valores experimentales. Esta capacidad predictiva se aprecia en la Figura 5.4.1, donde la curva ajustada por el modelo reproduce de manera fiel la tendencia central de los datos experimentales, incorporando además la variabilidad expresada mediante las desviaciones estándar obtenidas a partir de los duplicados. La cercanía de los puntos experimentales respecto a la curva modelada evidencia un ajuste estadísticamente adecuado, sin desviaciones sistemáticas apreciables, lo que indica que el modelo representa correctamente la evolución temporal de la concentración normalizada. Asimismo, el ajuste captura tanto la etapa inicial de adsorción como el tránsito progresivo hacia la saturación del lecho para el biosorbente activado con NaOH, demostrando su capacidad para describir con precisión la dinámica completa del proceso.

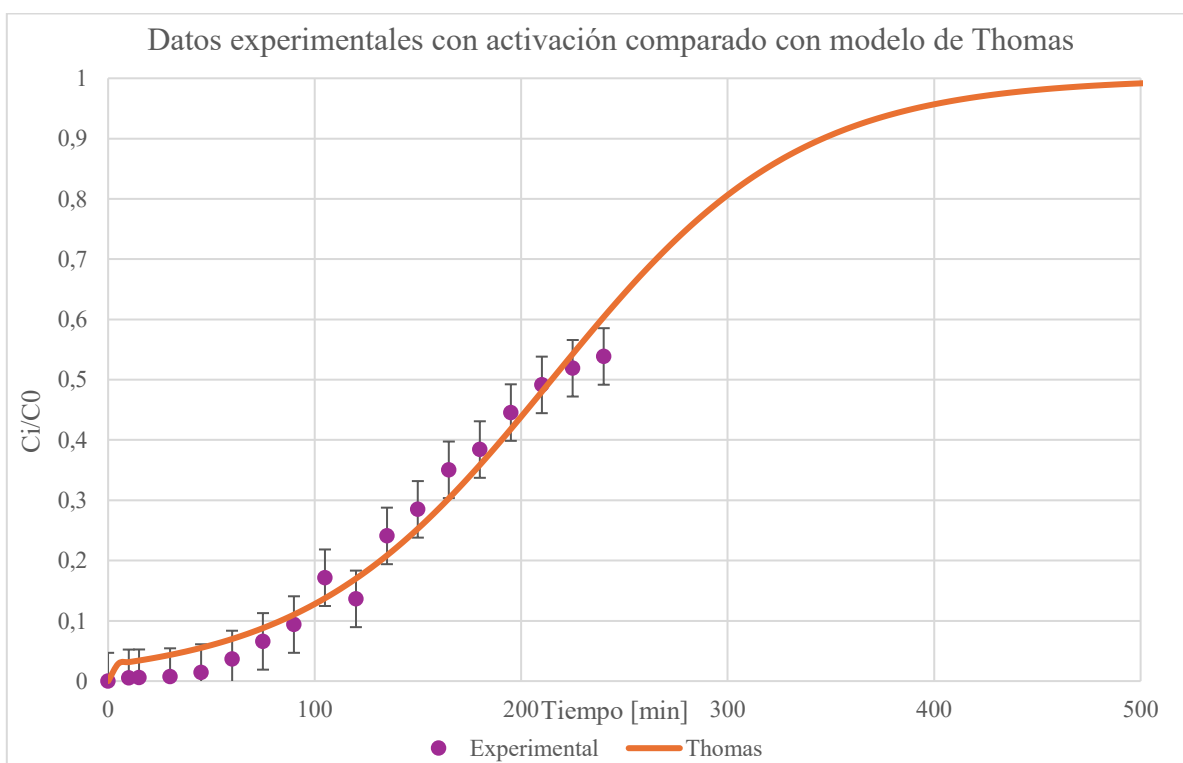


Figura 5.4.1. Gráfica de los datos experimentales con su desviación en el modelo de Thomas.

Capítulo 6

Conclusiones y recomendaciones

El análisis de los resultados experimentales permitió determinar que los parámetros operacionales ejercen una influencia directa sobre la eficiencia de biosorción de cadmio (Cd^{2+}) en sistemas continuos de columna de lecho empacado. Entre ellos, la altura del lecho se identificó como el factor más determinante, ya que al aumentar de 15 cm a 20 cm la altura del lecho de biosorbente se obtuvo una mejora en la remoción de Cd^{2+} de 49,64 % a 56,63 %. Este comportamiento confirma que un mayor volumen de biosorbente incrementa el tiempo de contacto y amplía la zona de transferencia de masa, favoreciendo la difusión interna y un uso más eficiente del material activo. En contraste, el aumento de la concentración inicial de 75 mg/L a 150 mg/L provocó una disminución en la eficiencia de remoción (de 49,64 % a 28,07 %), aunque elevó la capacidad de retención de 4,55 mg/g a 5,78 mg/g. Este comportamiento es consistente con la teoría de adsorción, donde mayores concentraciones iniciales aceleran la saturación del lecho, reduciendo la eficiencia de remoción global.

En cuanto al desempeño del biosorbente, se determinó que *Aristotelia chilensis* sin activación química presenta una adsorción inicial limitada, con valores de $C_i/C_0 \approx 0,2$, lo que indica una saturación superficial temprana y una baja disponibilidad de sitios activos. Esto sugiere que, en su estado natural, el material posee una afinidad restringida hacia el ion Cd^{2+} , probablemente por la presencia de compuestos orgánicos o la escasa exposición de grupos funcionales. La activación con ácido nítrico (HNO_3) no generó una mejora significativa, alcanzando una capacidad de retención de 5,84 mg/g, apenas superior al material sin tratar. Este comportamiento indica que el tratamiento ácido no modificó sustancialmente la estructura superficial del biosorbente, posiblemente por el desgaste de sitios activos o la pérdida parcial de materia orgánica durante el proceso. En contraste, la activación alcalina con hidróxido de sodio (NaOH) mejoró notablemente la capacidad de retención, alcanzando 10,54 mg/g, lo que representa un incremento del 60 % respecto al material sin activación. Este aumento se asocia a la modificación superficial inducida por el tratamiento alcalino, que promueve la exposición y desprotonación de grupos carboxilo y fenólico, incrementando la densidad de sitios activos disponibles. No obstante, se observó que los tiempos de saturación se mantienen relativamente bajos, siendo de 395 minutos, lo que indica una cinética de adsorción rápida, probablemente derivada de la alta afinidad inicial entre el Cd^{2+} y los grupos funcionales activados.

El ajuste de los modelos teóricos permitió comparar la representación del comportamiento dinámico del proceso. Entre ellos, el modelo de Thomas fue el que mejor describió los datos experimentales, con un coeficiente de determinación ajustado ($R^2_{\text{adj}} = 0,99$) y una capacidad de retención (q_0) de 10,71 mg/g, valor muy cercano al experimental. Este modelo logró reproducir con precisión tanto la fase inicial de adsorción como la etapa de saturación del lecho. Los modelos de Yoon-Nelson y Adams-Bohart presentaron un ajuste aceptable en las etapas iniciales, aunque con desviaciones en tiempos prolongados, mientras que el modelo Dosis-Respuesta mostró un comportamiento poco coherente con la forma sigmoideal del proceso y con una menor exactitud en la predicción de la saturación.

El análisis de los modelos teóricos permitió evaluar comparativamente su capacidad para representar el comportamiento dinámico del proceso de biosorción. Entre ellos, el modelo de Thomas mostró el desempeño más sólido, sustentado por un coeficiente de determinación ajustado (R^2_{adj}) de 0,99 y una capacidad de retención (q_0) estimada de 10,71 mg/g, prácticamente equivalente al valor experimental. Este modelo logró reproducir de manera consistente tanto la zona inicial de adsorción como el acercamiento progresivo a la saturación del lecho, evidenciando una adecuada capacidad predictiva. En contraste, los modelos de Yoon-Nelson y Adams-Bohart presentaron un ajuste satisfactorio únicamente en las primeras etapas del proceso, mostrando desviaciones significativas a tiempos elevados. Por su parte, el modelo Dosis-Respuesta exhibió una menor coherencia con la naturaleza sigmoideal observada experimentalmente y una precisión reducida en la estimación del tramo de saturación, lo que limitó su aplicabilidad comparativa frente a los otros modelos evaluados.

En conjunto, los resultados confirman que el uso de *Aristotelia chilensis* activado químicamente con NaOH mejora de manera significativa la retención y eficiencia de remoción de Cd^{2+} en sistemas de columna. La activación alcalina optimiza la afinidad superficial y la estabilidad del biosorbente, aunque la saturación del lecho ocurre en tiempos relativamente cortos, alcanzándose a los 395 minutos, lo que indica que la mayor parte de la adsorción se produce durante las etapas iniciales del proceso. El punto de ruptura, correspondiente al 5 % de C_t/C_0 , se registró aproximadamente a los 40 minutos, reflejando una adsorción rápida al inicio de la operación. Asimismo, se concluye que el incremento de la altura del lecho y la utilización de concentraciones iniciales moderadas son las condiciones más adecuadas para maximizar, dentro del rango de valores estudiados, la eficiencia de remoción, confirmando la validez de los principios teóricos que rigen la biosorción en flujo continuo. Finalmente, el modelo de Thomas se consolida como la herramienta más precisa para describir y predecir el comportamiento del proceso, validando su aplicación en el diseño y optimización de sistemas de tratamiento orientados a la eliminación de metales pesados mediante biosorbentes de origen vegetal como *Aristotelia chilensis*.

Para futuras investigaciones, se sugiere profundizar en el estudio de los efectos de los parámetros de operación sobre el desempeño de la biosorción en columnas de lecho empacado, particularmente en lo referente al tamaño de partícula, caudal de alimentación y pH con el fin de optimizar la transferencia de masa y maximizar la eficiencia de remoción.

Respecto a la activación química, se recomienda evaluar el efecto de diferentes concentraciones molares de NaOH y HNO₃ durante el tratamiento del biosorbente, con el propósito de determinar el punto óptimo que permita incrementar la cantidad de grupos funcionales activos sin generar degradación estructural. Asimismo, sería de interés comparar la activación alcalina con otros agentes químicos o combinaciones secuenciales (por ejemplo, tratamientos ácido-base o con agentes oxidantes suaves) para identificar condiciones que potencien la capacidad de adsorción del material.

También se propone explorar otros biosorbentes de origen vegetal de características similares a *Aristotelia chilensis*, con el fin de ampliar el rango de materiales disponibles y evaluar su comportamiento comparativo frente al cadmio u otros metales pesados.

Desde el punto de vista experimental, sería recomendable controlar la temperatura y humedad ambiental durante los ensayos, variables que pueden afectar la cinética de adsorción y la reproducibilidad de los resultados. Además, se considera relevante estudiar la regeneración y reutilización del biosorbente activado, mediante el empleo de soluciones desorbentes adecuadas, para determinar su vida útil y eficiencia en múltiples ciclos de operación. Esto permitiría establecer la viabilidad económica y ambiental del proceso a mayor escala.

Referencias

- Acosta, G., & et.al. (2013). La electrocoagulación como un tratamiento eficiente para la remoción de metales pesados presentes en aguas residuales. *Unimilitar*, 9(2), 306-317.
- AEDyR. (2025, Abril). *Diferencias entre microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa*. Retrieved from <https://aedyr.com/diferencias-microfiltracion-ultrafiltracion-nanofiltracion-osmosis-inversa/>
- Ahmad, F., & Zaidi, S. (2020). Potential Use of Agro/Food Wastes as Biosorbents in the Removal of Heavy Metals. In F. Ahmad, & S. Zaidi, *Emerging Contaminants*. doi:10.5772/intechopen.94175
- Alonso, J. (2012). Maqui (*Aristotelia chilensis*): Un nutracéutico Chileno de relevancia medicinal. *Revista de Farmacología de Chile*, 5(2), 95-100. Retrieved from https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/33933187/Alonso_J_Revista_de_Farmacologia_de_Chile_2012_V_5__N2-libre.pdf?1402592481=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DARTICULO_DE_REVISION_MAQUI_Aristotelia_c.pdf&Expires=1749144903&Signature=X0u2tNu
- ATSDR. (2012). Public Health Statement Cadmium. *Division of Toxicology and Human Health Sciences*.
- Barakat, M. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361-377. Retrieved from <https://pdf.sciencedirectassets.com/278663/1-s2.0-S1878535211X00047/1-s2.0-S1878535210001334/main.pdf?X-Amz-Security-Token=IQoJb3JpZ2luX2VjEB8aCXVzLWVhc3QtMSJIMEYCIQCENdqDAchvt%2Bw9xfCgU2EG%2Fhv3qYxq2vfFW9DFQamXUQIhAJ6VsOjRd7bKTjKn8R52wwtgfhlZH%2F3Q9Q1Au7>
- Briffa, J., Sinagra, E., & Renald, B. (2020, Septiembre 1). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects. *Heliyon*, 6. Retrieved from <https://www.cell.com/action/showPdf?pii=S2405-8440%2820%2931534-6>

- Calero, M., Hernáiz, F., Blázquez, G., Tenorio, G., & Martín-Lara, M. (2009). Study of Cr (III) biosorption in a fixed-bed column. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 886-893. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409010164>
- Cañizares-Villanueva, R. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana . *Latinoamericana de Microbiología*, 42, 131-143. Retrieved from <https://www.medigraphic.com/pdfs/lamicro/mi-2000/mi003f.pdf?q=metales>
- Caviedes et.al, ., R. (2015). Tratamientos para la Remoción de Metales Pesados Comúnmente Presentes en Aguas Residuales Industriales. *Ingeniería y Región*, 13(1), 73-90.
- Cuizano, N., & Navarro, A. (2008). Biosorción de metales pesados por algas marinas: posible solución a la contaminación a bajas concentraciones. *Real Sociedad Española de Química*, 104(2), 120-125.
- García, P., & Cruz, M. (2012). Los efectos del cadmio en la salud. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas*, 17(3), 199-205. Retrieved from <https://www.redalyc.org/pdf/473/47324564010.pdf>
- Instituto Forestal. (2012, Diciembre). *Monografía de Maqui Aristotelia chilensis (Mol.) Stuntz*. (S. Benedetti, Ed.) Retrieved from Programa de Investigación de Productos Forestales no Madereros: <https://bibliotecadigital.infor.cl/bitstream/handle/20.500.12220/20243/30776-2.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Iqbal, H., Sultan, I., Kamal, S., & Yap, P.-S. (2022). Biosorption of heavy metals from aqueous solution by various chemically modified agricultural wastes: A review,. *Journal of Water Process Engineering*, 46. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S221471442100533X>
- Lenntech. (2025, Abril). *Cadmio - Cd*. Retrieved from Propiedades químicas del Cadmio - Efectos del Cadmio sobre la salud - Efectos ambientales del Cadmio: <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/cd.htm>
- Martínez, F., Ortega, L., Fernández, E., & Rúa, I. (2020, Agosto). Principales modelos empíricos para describir las curvas de ruptura en la operación de adsorción. Caso de estudio para la purificación de biogás con empleo de membranas. *Icidca sobre los derivados de la caña de*

azúcar, 54(2). Retrieved from <https://www.revista.icidca.azcuba.cu/wp-content/uploads/2020/11/articulo-9-1.pdf>

Michalak, I., Chojnacka, K., & Witek-Krowiak, A. (2013). State of the Art for the Biosorption Process—a Review. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 170(6), 1389-1416. Retrieved from <https://doi.org/10.1007/s12010-013-0269-0>

MINSEGPRES. (2000, Marzo 7). *Norma de Emisión para la Regulación de contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales*. Retrieved from <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=182637>

MINSEGPRES. (2002, Enero 17). *Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Subterráneas*. Retrieved from <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=206883>

Mishra, A., Dutt, B., & Kumar, A. (2016). Packed-bed column biosorption of chromium(VI) and nickel(II) onto Fenton modified *Hydrilla verticillata* dried biomass. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132, 420-428. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651316302329>

Mitra, S. (2022, Abril 1). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University – Science*, 34.

MOP. (1998, Julio 20). *Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillado*. Retrieved from <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=121486&idParte=0>

Muhammad, M., Aslam, A., Den, W., & Kuo, H.-W. (2021). Removal of hexavalent chromium by encapsulated chitosan-modified magnetic carbon nanotubes: Fixed-bed column study and modelling. *Journal of Water Process Engineering*, 42. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714421002300>

Osman, A., El-Monaem, E., & Elgarahy, A. (2023). Methods to prepare biosorbents and magnetic sorbents for water treatment: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21, 2337–2398. doi:<https://doi.org/10.1007/s10311-023-01603-4>

- Pabón, Benítez, R., Sarria, A., & Gallo, J. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/ecei/v14n27/1909-8367-ecei-14-27-9.pdf>
- Pabón, S., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-83672020000100009&nrm=iso
- Reyes, E., Cerino, F. d., & Suárez, M. (2016). Remoción de metales pesados con carbón activado como soporte de biomasa. *Ingenierías*, 9(31), 59-64. Retrieved from http://eprints.uanl.mx/10323/1/31_remocion.pdf
- Ronda, A. (2016, Septiembre). *Preparación y aplicación de biosorbentes activados químicamente para la eliminación de plomo de medios acuosos*. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10481/43622>
- Rubí-Juárez, H., Marisela, S., & Domínguez, M. (2022). Electrocoagulación de iones de metales pesados en aguas residuales: Una revisión. *CULCYT*, 19(2), 28-42. doi:<https://doi.org/10.20983/culcyt.2022.2.3.2>
- Sala, L., Atria, A., & Salas, J. (2010, Junio 9). Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho. *Química y Medio Ambiente*, 114-120. Retrieved from https://www.academia.edu/84325497/Biosorci%C3%B3n_para_la_eliminaci%C3%B3n_de_metales_pesados_en_aguas_de_desecho
- Sanchez, J., González, R., Francisco, B., & Fonseca, Á. (2020). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. *TIP*, 23, 1-18. doi:<https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2020.0.261>
- Sánchez, N. (2016). *Biosorción en tanque agitado de Cd+2 y Pb+2 con cascara de cacao*. Retrieved from <https://rest-dspace.ucuenca.edu.ec/server/api/core/bitstreams/58cb6a0a-bc9b-41d4-b31c-04cfcf0a9915/content>
- Shamim, S. (2018). Biosorption of Heavy Metals. In S. Shamim, *Biosorption of Heavy Metals*. Rijeka. doi:10.5772/intechopen.72099

- Soman, A., & Fawzy, S. (2022, Mayo 7). Biochar for agronomy, animal farming, anaerobic digestion, composting, water treatment, soil remediation, construction, energy storage, and carbon sequestration: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20, 2385–2485 . doi:<https://doi.org/10.1007/s10311-022-01424-x>
- Tenorio, G. (2006, Octubre). *Caracterización de la biosorción de cromo con hueso de aceituna*. Retrieved from Tesis Doctoral: <https://digibug.ugr.es/bitstream/handle/10481/1350/16476736.pdf?sequence=1>
- Wang, J., & Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future,. *Biotechnology Advances*,, 27(2), 195-226. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0734975008001109>
- ZX. (2025). *High speed universal grinder*. Retrieved from <https://www.zxwylab.com/product/high-speed-universal-grinder>

A. Curva de ruptura en lecho empacado

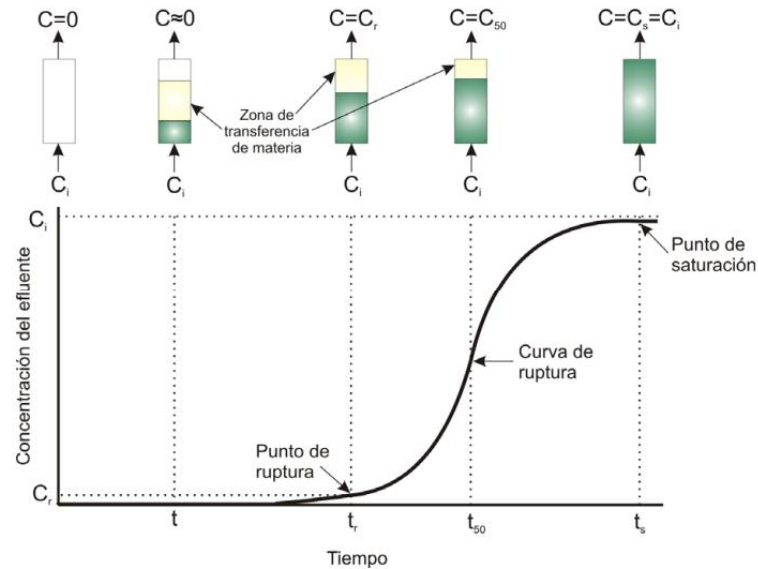


Figura A. 1 Grafica correspondiente a la curva de ruptura en lecho fijo Fuente: Adaptado de Alfonso-Martínez (2020)