



CAPACIDAD DE LA BIOMASA RESIDUAL DE LA YUCA

**PARA LA ADSORCIÓN DE Cr DE
AGUAS RESIDUALES**

Amanda Rosa Maldonado Farfán

Uriel Raúl Fernández Bernaola

Henry Habrahan Salas Cernades

Amanda Rosa Maldonado Farfán

Correo de contacto: amanda.maldonado@unsaac.edu.pe

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4870-7078>

Perfil: Ingeniero Químico, máster en Química y doctora en Ciencias y Tecnologías Medioambientales. Docente Principal del Departamento de Ingeniería Química de la UNSAAC con experiencia en ingeniería y gestión ambiental

Afiliación: Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. (UNSAAC)

Perú

Henry Habrahan Salas Cernades

Correo de contacto: henrry.salas@unsaac.edu.pe

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0130-8491>

Perfil: Ingeniero Químico y Máster en Ingeniería Química, Docente Principal del Departamento de Ingeniería Química de la UNSAAC, con experiencia en ingeniería de las reacciones químicas, control de procesos y transferencia de masa.

Afiliación: Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. (UNSAAC)

Perú

Uriel Raúl Fernández Bernaola

Correo de contacto: uriel.fernandez@unsaac.edu.pe

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9386-702X>

Perfil: Ingeniero Químico. Maestro en Ciencias en Ingeniería Química, Docente Auxiliar del Departamento de Ingeniería Química de la UNSAAC, con experiencia en hidrometalurgia, procesos químicos y diseño de experimentos.

Afiliación: Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. (UNSAAC)

Perú

Todas nuestras publicaciones son sometidas a revisión doble-ciego de pares académicos (*Peer Review Double Blinded*).

Esta publicación cuenta con licencia Creative Commons Reconocimiento - NoComercial - SinObraDerivada 3.0 Unported License.



ISBN 978-607-99928-8-0

- © Amanda Rosa Maldonado Farfán
- © Henry Habrahan Salas Cernades
- © Uriel Raúl Fernández Bernaola

© Editorial Tercer Sol

Av. Insurgentes sur 1677, Despacho 1003 Colonia Guadalupe Inn, Alcaldía Álvaro Obregón, C.P. 01020 CDMX.

www.editorialtercersol.com

Este libro es resultado de la investigación *Capacidad de Adsorción de Cr (III) de Soluciones Acuosas por la Biomasa Residual de Yuca (Manihot esculenta Crantz) en Procesos Discontinuos y Continuos*, realizada en la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Perú.

Queda prohibida la reproducción bajo cualquier modalidad de toda o una parte de esta obra sin autorización expresa del titular de los derechos

Diseño de carátula y composición: Rodrigo Medrano Serrano

Edición electrónica: Editorial Tercer Sol

Editado en México

Published in Mexico

**CAPACIDAD DE LA BIOMASA RESIDUAL DE YUCA
(Manihot esculenta Crantz) PARA LA ADSORCIÓN DE Cr
(III) DE AGUAS RESIDUALES**

**AMANDA ROSA MALDONADO FARFAN
HENRRY HABRAHAN SALAS CERNADES
URIEL RAÚL FERNANDEZ BERNAOLA**

ÍNDICE

Índice de tablas	4
Índice de figuras	4
Prólogo	6
Presentación	6
Introducción	7
CAPÍTULO I	7
EL TRATAMIENTO DEL AGUA	7
1.1. Nociones sobre las tecnologías para el tratamiento del agua	8
1.2. Periodización histórica del tratamiento del agua	9
1.3. Tratamientos físicos del agua	11
1.4. Tratamientos físico-químicos del agua	13
1.5. Tratamientos químicos del agua	14
1.6. Tratamientos biológicos del agua	15
1.7. Objetivos del tratamiento de residuos frente a la realidad nacional	20
CAPÍTULO II	21
BIOSORCIÓN DE METALES POR MEDIO DE LA BIOMASA	21
2.1. Nociones sobre la biosorción	21
2.2. Características de la biomasa	22
2.3. Biomasa vegetal	24
2.4. El empleo de la biomasa a bajo costo en el tratamiento de aguas por parte de las investigaciones nacionales	25
2.4.1. Nociones sobre las capacidades de la biomasa de la yuca	26
CAPÍTULO III	28
USO DE LA BIOMASA EN LA REDUCCIÓN DE LA TOXICIDAD DEL CROMO (III)	28
3.1. Relaciones de equilibrio	28
3.1.1. Factores que intervienen en el proceso	31
3.1.2. Tipos de procesos de adsorción	34
3.2. Remoción de metales pesados en base a adsorbentes de celulosa lignina	39
3.3. Toxicidad del cromo III	40
3.4. La toxicidad del cromo proveniente de la curtiduría	41
CAPÍTULO IV	43

LA CAPACIDAD DE BIOSORCIÓN DE LA BIOMASA DE LA YUCA EN LA REDUCCIÓN DE LA TOXICIDAD DEL CROMO	43
4.1. Caracterización de la biomasa y del biosorbente	45
4.2. Proceso de Adsorción batch	47
4.3. Espectro Infrarrojo de biomasa de yuca	51
4.4. Densidad aparente del biosorbente (BSY)	54
4.5. Efecto del pH en BLY y BSY	55
4.6. Grado de hinchamiento	56
4.7. Área superficial y morfología	56
4.8. Proceso de Adsorción Batch	57
4.9. Ajuste de los modelos de Langmuir y Freundlich	59
4.10. Eficacia de BSY en comparación con otros adsorbentes	61
4.11. Capacidad de adsorción de Cu (II), Cr (III) y Zn (II)	62
4.12. Ejemplo de Aplicación de la Isoterma	63
4.13. Modelo cinético de absorción de Cromo (III)	65
4.14. Reflexión y recomendación a futuras investigaciones	68
CAPÍTULO V	69
LA IMPORTANCIA POR EL DESARROLLO DE MÉTODOS DE BIOADSORCIÓN FRENTE AL ANTROPOCENO	69
BIBLIOGRAFÍA	71

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. <i>Matriz experimental para el proceso de adsorción batch a diferentes concentraciones iniciales</i>	49
Tabla 2. <i>Contenido de cenizas de BSY</i>	51
Tabla 3. <i>Contenido de fibra de BSY</i>	51
Tabla 4. <i>Bandas caracterizadas de la biomasa lignocelulósica (BLY) sin tratamiento.</i>	52
Tabla 5. <i>Densidad aparente de la biomasa residual de yuca (BRY)</i>	53
Tabla 6. <i>Densidad aparente de la biomasa lignocelulósica (BLY)</i>	54
Tabla 7. <i>Densidad aparente del bioservente (BSY)</i>	54
Tabla 8. <i>pH de la biomasa lignocelulósica (BLY)</i>	55
Tabla 9. <i>pH de la biomasa del biosorbente (BSY)</i>	55
Tabla 10. <i>Hinchamiento del biosorbente (BSY)</i>	56
Tabla 11. <i>Parámetros de Langmuir</i>	56
Tabla 12. <i>Resultados del proceso de adsorción batch a diferentes concentraciones</i>	58
Tabla 13. <i>Capacidades máximas de adsorción ($Y_{máx}$) en diferentes adsorbentes para Cr (III)</i>	61
Tabla 14. <i>Capacidades máximas de adsorción de Cu (II) Zn (II) y Cr (III) en BSY</i>	62
Tabla 15. <i>Resultados de adsorción respecto al tiempo</i>	65
Tabla 16. <i>Resumen del ajuste a un modelo cinético</i>	67
Tabla 17. <i>Valores de la constante cinética de equilibrio (K_e)</i>	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. <i>Etapas del proceso de adsorción</i>	30
Figura 2. <i>Proceso de adsorción en lecho fijo</i>	35
Figura 3. <i>Curva del avance</i>	38
Figura 4. <i>Raíz de yuca (Manihot esculenta Crantz)</i>	43
Figura 5. <i>Diagrama de flujo del proceso de obtención de la biomasa lignocelulósica (BLY)</i>	44
Figura 6. <i>Diagrama de flujo del proceso de obtención del bioservente (BSY)</i>	45
Figura 7. <i>Espectro infrarrojo de biomasa de yuca sin modificación química</i>	52
Figura 8. <i>Espectro infrarrojo de biomasa de yuca con modificación química</i>	53
Figura 9. <i>Comparación de la densidad aparente de carbones activados con BSY</i>	54
Figura 10. <i>Microfotografías electrónicas de BLY y BSY saturado</i>	57
Figura 11. <i>Espectro de la composición elemental del biosorbente</i>	57
Figura 12. <i>Experimentos de adsorción a diferentes concentraciones iniciales</i>	58
Figura 13. <i>Nube de puntos para la isoterma de adsorción</i>	59
Figura 14. <i>Ajuste al modelo de adsorción lineal</i>	60
Figura 15. <i>Ajuste al modelo de adsorción Freundlich</i>	60
Figura 16. <i>Ajuste al modelo de adsorción Langmuir</i>	60

Figura 17. <i>Comparación de $Y_{\text{máx}}$ de Cr (III) en distintos adsorbentes</i>	62
Figura 18. <i>Isoterma de adsorción Langmiur</i>	63
Figura 19. <i>Aplicación de la Isoterma de Adsorción</i>	65
Figura 20. <i>Cinética de bioadsorción de Cr (III) en BSY</i>	66
Figura 21. <i>Ajuste de datos cinéticos a los modelos de pseudo primer y segundo orden</i>	66
Figura 22. <i>Ajuste de datos cinéticos a los modelos Elovich y de Difusión Intrapartícula</i>	66
Figura 23. <i>Ajuste de datos cinéticos al modelo reversible de primer orden</i>	66

PRÓLOGO

Este libro busca resaltar el empleo y significancia de la biomasa de la yuca en la remoción de metales pesados producidos por la actividad industrial, como el caso del Cromo (III), que se produce en la industria de la curtiduría. Sin embargo, podría resultar un poco inusual que se usen materiales biológicos para remover metales en vista de que, normalmente, la remoción de estos suele realizarse por medio de sustancias químicas como el cloro. Por ello, se busca introducir al lector en las nociones que este estudio ha empleado, como pueden ser los distintos tipos de tratamiento del agua, el uso de las técnicas de biorremediación de residuos o la aplicación de la biomasa en la remoción de metales pesados.

PRESENTACIÓN

El desarrollo de la ciencia ha permitido que, respecto a las técnicas de tratamiento de aguas, se puedan emplear diversos métodos para purificar este recurso al tiempo que se puede reutilizar para diversas actividades. Como se sabe, el cuidado del agua ha resultado ser una actividad sumamente importante en vista de los profundos efectos ocasionados por el cambio climático, con lo cual el desarrollo de nuevas y variadas técnicas que puedan, a la vez, contrarrestar los efectos de este fenómeno climatológico no solo buscan incidir en el desarrollo científico, sino que se convierten en una necesidad para cumplir con los objetivos de la agenda 2030 en el desarrollo del crecimiento sostenible.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, se busca desarrollar las diferentes formas para tratar el agua de consumo, como las aguas residuales, ya que, debido a sus características, resulta importante el uso de materiales orgánicos que no empleen sustancias químicas en la remoción. Ello, en principio, contempla el uso de microorganismos y plantas, a fin de que se puedan detallar las características de la composición biológica de estos organismos para resaltar los mecanismos empleados por el metabolismo de los mismos. Asimismo, este tema implica el análisis de los componentes de las células vivas tanto en los microbios como en las plantas para, de esta forma, introducir el empleo de la biomasa, la cual, al estar constituida de células orgánicas, presenta comportamientos similares a los de organismos analizados en la reducción de la toxicidad de los metales. Además, es eficaz en la remoción de minerales que son dañinos para quien lo consuma.

Por ello, es necesario resaltar la eficacia en el uso de materiales orgánicos, así como su rentabilidad debido al bajo costo, por lo que su utilización es factible en diferentes métodos de purificación del agua. Finalmente, se resalta la importancia del uso de materiales orgánicos que no afecten al medioambiente y aseguren un desarrollo en beneficio de los ecosistemas y servicios que estos brindan. De esta manera, se busca cumplir con los objetivos de la agenda 2030 en la obtención del desarrollo sostenible.

CAPÍTULO I

EL TRATAMIENTO DEL AGUA

Para apreciar la importancia en el desarrollo de métodos de bajo costo en la reducción de los residuos industriales, se debe conocer, en primer lugar, en qué forma se realiza la remoción de residuos tanto sólidos como químicos en las plantas de tratamiento. En principio se distinguen los tratamientos de aguas destinadas para el consumo humano y los de aguas residuales producto de la actividad industrial. En ambas se aplican distintos tratamientos dependiendo del tipo de residuo que las aguas a tratar vayan a presentar. Esta diferenciación, a su vez, se debe a todo un proceso histórico de ensayo y error en el cual se fueron desarrollando diferentes técnicas para el tratamiento de aguas desde los primeros establecimientos humanos hasta las sociedades urbanas modernas.

Sin embargo, conforme estas sociedades fueron aumentando en número de personas y complejidad, también cambió el tipo de residuos a tratar y los mecanismos para realizar la purificación. De este modo, al distinguir entre tratamientos físicos y químicos del agua, lo que se busca es diferenciar, también, el tipo de residuo que se va a remover, de forma tal que se debe identificar si estos pueden ser eliminados mediante filtros o si se deben emplear sustancias químicas como el cloro o la destilación para separar el agua de los químicos nocivos para las personas.

Por último, también resulta importante conocer la periodización de la aplicación de estas técnicas dentro del contexto nacional, en el cual se distinguen periodos desde el establecimiento de la colonia hasta los tiempos modernos, en los cuales se tienen tres etapas diferenciadas por las reformas nacionales en la gestión del tratamiento de agua. Con todo ello, se pretende conocer los aspectos básicos del tratamiento de aguas para, así, apreciar los aportes que brinda el desarrollo de la biorremediación de los residuos, en el que se busca emplear técnicas con materiales orgánicos como plantas o microorganismos que resulten más amigables para el medioambiente.

1.1. Nociones sobre las tecnologías para el tratamiento del agua

Dentro de las muchas formas en que se puede efectuar el tratamiento de aguas, tanto de aquellas que se destinarán al consumo humano como aquellas que servirán para la disposición de residuos, estas suelen clasificarse de acuerdo a la tecnología disponible. De este modo, de acuerdo con Cheremisinoff (2002), las tecnologías encargadas del tratamiento del agua se pueden clasificar en tres grandes categorías: 1) aquellas que emplean métodos físicos, 2) las que emplean medios químicos y 3) las que utilizan métodos intensivos del uso de la energía.

Con respecto al primer subgrupo, se tiene que estas tecnologías buscan, en principio, separar los residuos sólidos de los líquidos por medio de los procesos de filtración. Al mismo tiempo, se tiene que se pueden emplear diversas técnicas de filtración, por lo cual se han clasificado en dos categorías generales: aquellas tecnologías que emplean métodos convencionales y aquellas que usan métodos no convencionales. Estas dos categorías se discutirán más adelante.

Por otro lado, las tecnologías de tratamiento del agua también se agrupan en aquellas que emplean métodos químicos. Ello consiste no en la filtración de los residuos sólidos, sino en las “interacciones químicas de los contaminantes que deseamos remover del agua, y de la aplicación de químicos que ayudan a esta separación o asisten en la destrucción o neutralización de los efectos dañinos asociados a estos contaminantes” (Cheremisinoff, 2002, p. 1). De este modo, los métodos químicos complementan a los métodos físicos de tratamiento del agua, en tanto que la filtración de residuos sólidos podría dejar de lado aquellos elementos (como puede ser el caso de bacterias o metales pesados) que no pueden ser removidos físicamente. Como se verá más adelante, algunas de las tecnologías más recientes incluso pueden utilizar medios orgánicos que se complementan con la remoción de residuos por medios químicos, como puede ser el uso de plantas, bacterias o biomasa elaborada con base en materiales orgánicos que, al interactuar con estos residuos, generan reacciones que permiten su remoción en forma satisfactoria.

Con respecto a los métodos que utilizan la energía intensiva generada por diversos medios para separar los contaminantes del agua apta para el consumo humano, por lo general, se suele utilizar métodos termal. Estos cumplen, a la vez, una doble función tanto como métodos de esterilización que le otorgan una alta calidad al agua potable, así como medio de procesamiento de residuos sólidos al reducir el volumen del agua mediante su conversión en estado gaseoso o en vapor de agua, lo cual deja los residuos sólidos para que estos puedan ser removidos en forma más eficiente. Además, los métodos de energía intensiva también contemplan el uso de técnicas electroquímicas, mayormente en la conversión del agua tratada en potable para el consumo humano.

Por otro lado, un aspecto importante con respecto a los procesos de tratamiento de agua está relacionado con la identificación de los contaminantes que deberán ser separados para determinar el nivel de purificación del agua. Para ello, Cheremisinoff (2002) identificó al menos cuatro tipos distintos de contaminantes que pueden representar serias amenazas para el consumo humano: los metales pesados, el nivel de turbidez del agua, los componentes orgánicos y los patógenos.

En relación con los metales pesados (que será el principal tipo de contaminante del cual se encargará este estudio), se tiene que estos pueden representar problemas de polución en tanto que se pueda identificar un tipo de exposición crónica frente a estos contaminantes. Por ello, la mejor forma de identificar su presencia en los depósitos de agua es mediante pruebas de laboratorio o al contactar a las autoridades sanitarias pertinentes. Otro indicador con respecto a la identificación de contaminantes se relaciona con el nivel de turbidez del agua, dado que este puede indicar, a su vez,

la presencia de contaminantes como metales pesados, patógenos u otras sustancias.

Por otra parte, los componentes orgánicos también pueden resultar nocivos para la salud, en tanto que estos pueden incluir sustancias como el cloroformo, la gasolina, los pesticidas o los herbicidas, que resultan de una amplia gama de operaciones industriales y agrícolas. Entre estos contaminantes, se debe considerar la presencia de hidrocarburos, los cuales forman parte de un grupo de químicos conocidos como Líquidos Densos en Fase No Acuosa (DNAPL), que se encuentran en los productos de limpieza, los preservantes de madera, las operaciones de asfalto, entre otros. Estos químicos son especialmente difíciles de identificar, ya que son más pesados que el agua y suelen depositarse en el suelo acuoso. Por último, dentro de los contaminantes identificados por Cheremisinoff (2002) se encuentran los patógenos, tales como las bacterias, los virus o los protozoarios, responsables por ocasionar quistes en la piel.

Por todo ello, y en vista de la necesidad de hacer frente a los distintos contaminantes presentes en el agua, de acuerdo con Bui et al. (2019), se debe prestar atención no solo al empleo de las tecnologías tradicionales de remoción de contaminantes reseñadas por Cheremisinoff (2002), sino también al desarrollo de nuevas tecnologías para el tratamiento de agua que incluyen procesos fisicoquímicos, biológicos y de oxidación avanzada. Estos procesos complementados con el uso de nuevos materiales, como los nuevos nanomateriales, el uso de biorreactores de membranas o el empleo de materiales orgánicos de bajo costo, se pueden innovar en beneficio de la población.

1.2. Periodización histórica del tratamiento del agua

El desarrollo de los servicios tanto de purificación del agua como de saneamiento constituyen una realidad que, conforme se van desarrollando las sociedades sedentarias, incrementa su complejidad e importancia. De acuerdo con la periodización efectuada por Qasim y Zhu (2018), este proceso se desarrolló a medida que las sociedades humanas necesitaron implementar sistemas de disposición de los desechos humanos. De este modo, los olores, la molestia y los riesgos para la salud que implicaba la cercanía entre los establecimientos humanos y los desechos que producían llevó a la creación de los primeros sistemas de disposición de desechos. Estos eran capaces de diluir los desechos en grandes cantidades de agua, los cuales eran transportados mediante cañerías subterráneas hacia un depósito central fuera de los centros poblacionales, hacia un cuerpo de agua que se encargaba de disponer de ellos.

A medida que las poblaciones humanas desarrollaban centros urbanos, los riesgos para la salud que representaban los desechos humanos empezaron a implicar no solo enfermedades, sino complicaciones en la polución de los depósitos de agua, de manera que el agua empleada para el consumo que no había sido tratada podía producir enfermedades serias. En consecuencia, a mediados del siglo XIX, se empezaron a contemplar métodos para el tratamiento de las aguas contaminadas que, en gran medida, no fueron resueltos en las sociedades desarrolladas hasta inicios del siglo XX.

De acuerdo a la legislación estadounidense, el primer filtro intermitente de arena para su empleo en el tratamiento de aguas fue instalado en Medford, Massachusetts, alrededor de 1887. Años después, en 1899, se instaló la primera Regulación Federal de Drenaje, Ríos y Puertos, la cual prohibía la disposición de desechos humanos sólidos en aguas navegables sin el permiso del Cuerpo Armado Estadounidense de Ingenieros. Entonces, entre 1901 y 1921, se desarrollaron diferentes sistemas de tratamiento de agua, entre los que destacan el tanque Imhoff en 1909, la desinfección de agua por medio del cloro en 1914 o los digestores calentados de lodo por medio del gas en 1921. Ello permitió que, más adelante, se desarrollen mecanismos de filtrado al vacío y centrifugados alrededor

de los años treinta.

En el Perú, sin embargo, los sistemas tanto de abastecimiento como de saneamiento de agua han sido precarios y restringidos a la capital, sin considerar el desordenado crecimiento urbano que experimentaría esta ciudad o los centros urbanos del interior. De acuerdo con Córdova (2014), no se instalaron fuentes de abastecimiento de agua en Lima hasta 1552, dado que la mayoría de los residentes de la ciudad bebían agua del río Rímac. Por ello, no fue sino hasta 1563 en que se construye el primer acueducto que conectaba los manantiales de La Atarjea (donde, años más tarde, se construiría la primera planta de tratamiento de agua) con la pileta de la Plaza de Armas y algunos conventos cercanos, el cual se terminaría hasta 30 años después de iniciada su construcción.

Posteriormente, alrededor de 1884, las cifras indican que en Lima se consumían hasta 32 millones de litros de agua diarios, una vez que en la ciudad se hubiesen construido los primeros desagües. Se sabe que estos inicialmente fueron de arcilla y luego se reemplazaron por tuberías de fierro bajo el patrocinio de la Empresa de Agua Potable. Finalmente, en 1917, Luis Miró Quesada de la Guerra, en ese entonces alcalde del Consejo Provincial de Lima, inauguró la primera planta de tratamiento de aguas por medio de la cloración.

Por otro lado, de acuerdo con Oblitas (2010), la periodización del saneamiento básico en el Perú entra en una nueva etapa alrededor de los años noventa, en la que se realiza una serie de reformas que definen que la responsabilidad por la prestación del servicio de abastecimiento de agua y saneamiento estará a cargo del Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento. De este modo, se pueden distinguir tres etapas diferenciadas con respecto a las reformas efectuadas durante esos años: desde 1980 hasta 1990, 1990 a 2000 y 2000 hasta la actualidad. Durante la primera etapa, se entiende que el servicio de agua en el país fue gestionado por el Gobierno central mediante la Dirección Nacional de Obras Sanitarias, de modo que el abastecimiento del agua constituía un servicio público subsidiado por el Estado.

Sin embargo, para el caso de Lima, el abastecimiento del agua era gestionado por una empresa estatal, el Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (Sedapal). Poco después, en 1981, se crea el Servicio Nacional de Abastecimiento de Agua Potable y Alcantarillado (Senapa), el cual buscó descentralizar el acceso al agua del país mediante un enfoque que cambió desde el desarrollo de obras al servicio dirigido al usuario, con un modelo más empresarial pero dependiente de los recursos públicos. Dicha empresa, a su vez, dependía del funcionamiento de otras 15 empresas filiales, incluida Sedapal. No obstante, debido al Decreto Legislativo nro. 574, *Ley de Organización y Funciones del Ministerio de Vivienda y Construcción*, la transferencia de estas filiales pasa a los gobiernos locales tanto de las provincias como de la ciudad capital.

Durante la segunda etapa del saneamiento, en vista del difícil periodo que tuvo que atravesar el país debido al conflicto armado interno, se contempló como primera acción el desarrollo de una economía de libre mercado que permitiera la participación del sector privado en la inversión de las empresas estatales. De este modo, se privatizaron servicios como la electricidad, la telefonía o la distribución de gasolina, con lo cual el Estado adoptó una posición de promotor y regulador. Con respecto al servicio del agua, se creó en 1992 la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) que desactivaría a la Senapa. Así, empezaría el proceso de privatización de Sedapal, a diferencia de las otras 14 empresas al interior del país que administraban la gestión del recurso hídrico. Sin embargo, la privatización del servicio del agua se vería interrumpida debido a las dificultades administrativas que ocasionaba la falta de claridad en las funciones de esta empresa reguladora.

Por último, la tercera etapa del saneamiento del servicio del agua, que comprende desde el 2000 hasta la actualidad, se vio marcada por la profunda crisis política desatada por el descubrimiento de toda una maquinaria de corrupción estatal por parte de la cúpula fujimontesinista que, a pesar de ello, no impidió que se efectúen importantes reformas con respecto a la gestión del servicio del agua. Así, una de las primeras reformas fue que, a pesar de mantener las políticas de apertura comercial en la mejora del servicio, se pudo definir la responsabilidad del Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento en la gestión del agua, se simplificaron los sistemas tarifarios, se permitió que la información regulatoria esté disponible al público y se reestructuró la composición de los directorios encargados de gestionar las empresas municipales.

También, de acuerdo con el Decreto Supremo que modifica la Ley general de servicios de saneamiento, se permitió la creación de pequeñas empresas de saneamiento (PES) que puedan abastecer de agua a las poblaciones más vulnerables, como son aquellas que viven en los márgenes de los centros urbanos. De este modo, si bien se efectuaron importantes ajustes en la prestación de este servicio, por lo general, estos cambios se restringen a la ciudad capital y se descuida la gestión del agua en los centros urbanos de las provincias, en especial respecto al tipo de tratamiento que se efectúa sobre el agua, lo cual puede motivar la aparición de importantes problemas para la salud de los usuarios.

1.3. Tratamientos físicos del agua

Respecto a los variados tipos de tratamiento de agua, se indica que, en forma general, estos se pueden agrupar en dos categorías: físicos y químicos. A su vez, los tratamientos físicos del agua, de acuerdo con Cheremisinoff (2002), incluyen aquellos que emplean el calor, la osmosis inversa, la destilación, el uso de microfiltros, los filtros de arena y los filtros de carbón activado. Asimismo, en los tratamientos por medio del calor del agua, se tiene que esta se puede hervir para purificarla de diferentes patógenos, durante un periodo de 5 a 10 minutos y, así, evitar la activación de las esporas bacteriales. Por otro lado, los métodos de osmosis inversa aplicados al agua buscan que esta, bajo presión, sea forzada hacia una membrana impermeable a diversos contaminantes.

De acuerdo con Panagopoulos (2019), el proceso de osmosis inversa consiste en el uso de esta membrana para eliminar iones y partículas del agua destinada al consumo humano, de modo que se aplica presión para, a su vez, superar la presión osmótica —es decir, la presión de una solución para detener su flujo mediante una membrana semipermeable— y capturar las partículas perjudiciales. De esta manera, el uso de la osmosis inversa suele aplicarse a soluciones en las cuales prevalecen sales o partículas ionizadas frente a soluciones que presentan ácidos, bases o partículas orgánicas de menor escala, como los aminoácidos, los hidrocarburos clorinados, los pesticidas o los alcoholes con bajo peso molecular. Sin embargo, el proceso de osmosis inversa requiere de una enorme cantidad de presión (1000 psi) para su óptimo funcionamiento.

Además, se sabe que tanto el cloro como el cobre parecen producir un daño importante en las bacterias coliformes que se encuentran dentro del agua potable, de forma que estas no pueden desarrollarse en presencia de elementos ecléticos, como el sulfato de sodio o el sodio deoxicolato. A pesar de esto, el daño producido por el cloro y el cobre en estos microorganismos mantiene su capacidad para la generación de enterotoxinas, por lo que son capaces de regenerarse en el intestino delgado de los animales y con ello pueden retener su capacidad para generar enfermedades. Por lo tanto, de acuerdo con Ghernaout (2017), se tiene que los tratamientos de purificación con cloro no inhiben del todo la capacidad de los patógenos para provocar daños en el organismo, al mismo tiempo que pueden resultar, a largo plazo, nocivos para la salud si es que estas sustancias no son

filtradas adecuadamente.

Otro de los métodos empleados en el tratamiento físico del agua consiste en la destilación. Según Cheremisinoff (2002), la destilación consiste en la evaporación y condensación del agua para purificarla. Este proceso reporta dos desventajas: por un lado, se requiere de una enorme cantidad de energía para evaporar el agua; por otro, mediante un proceso de destilación simple, es posible que algunos contaminantes presentes en el agua, como los químicos con un punto de ebullición similar al del agua, también se vean condensados junto con esta. Por ello, este proceso se reserva para la remoción de minerales y sales del agua. Además de la destilación, también se pueden emplear microfiltros, los cuales consisten en filtros a pequeña escala que remueven sólidos en suspensión, protozoarios e incluso bacterias.

Por otra parte, muchos de estos métodos emplean la cerámica o elementos de fibra que se pueden limpiar para reutilizarse. También, se tiene que, hasta donde se sabe, el uso de microfiltros es el único método, además de la ebullición del agua, capaz de remover a los parásitos del género *Cryptosporidium*, responsables de la aparición de enfermedades respiratorias y gastrointestinales (Sponseller *et al.*, 2014). Aun así, los microfiltros buscan remover partículas en lugar de virus o bacterias. Esto se debe a que presentan la dificultad de que, junto con los filtros de carbón, no impiden el crecimiento de las bacterias. Por ello, se suelen emplear medidas como la impregnación del microfiltro con plata o el uso de prefiltros de limo o resinas de yodo.

Además de los métodos señalados, también es posible el filtrado físico de partículas mediante los filtros de arena. De acuerdo con Cheremisinoff (2002), los filtros lentos de arena buscan filtrar el agua mediante una cama arenosa que remueve distintos patógenos, ya sea porque estos mueren o son filtrados. Por lo general, al emplear este método, se contempla el uso de una capa de arena sobre una de grava que contiene la cañería de drenaje. La grava no entra en contacto con las paredes del filtro, por lo cual el agua filtrada no se puede deslizar a través de estas; sin embargo, el recubrirlas con una superficie rugosa puede facilitar el proceso de filtrado. Por lo general, dicho proceso puede tomar un rango de 0.2 metros/hora al día, con lo cual consiste en un proceso lento pero que garantiza el filtrado de una enorme proporción de partículas y bacterias. No obstante, para garantizar la eficiencia del proceso, es necesario que el agua tenga un poco porcentaje de turbidez, lo cual se puede remediar al variar los métodos de recolección de este recurso. Por otro lado, con respecto a la arena a emplearse, esta debe contener granos o clastos de entre 0.15 y 0.35 mm, y deben añadirse al filtro de arena a una profundidad mínima de 0.6 metros. Además de esta capa, también es posible añadir capas adicionales para garantizar una mayor eficiencia en el filtrado.

Por último, también es posible emplear filtros de carbón activado, estos pueden purificar el agua por medio de un proceso de adsorción en el cual los químicos y los metales pesados son atraídos a la superficie por medio del carbón. Además, tienen la capacidad de filtrar patógenos, empero, estos pueden desgastar las propiedades de adsorción de los filtros rápidamente e incluso pueden contribuir a que el agua se contamine, dado que el material del filtro puede beneficiar la aparición de bacterias y algas. Para prevenir esto, en forma similar a los microfiltros, algunos filtros de carbón activado incorporan plata. No obstante, según Cheremisinoff (2002), se ha encontrado que las bacterias que se desarrollan en los filtros de carbono resultan inofensivas para el consumo humano. Por otro lado, el empleo de estos filtros se puede ver complementado con el uso de tratamientos químicos, los cuales se desarrollarán más adelante.

De este modo, químicos como el yodo o el cloro pueden eliminar los patógenos; mientras que el filtro de carbón activado, los componentes químicos empleados. Sin embargo, es probable que el

agua filtrada mediante el empleo de ambos métodos tenga un ligero gusto a cloro o yodo, el cual puede prolongarse dependiendo de qué tan activado resulta el filtro de carbón empleado. Asimismo, se debe tener en cuenta que la capa de carbón aplicada debe ser lo suficientemente profunda para que tenga un adecuado contacto con el agua y pueda remover la mayor cantidad de elementos externos posibles. Por este motivo, en el diseño de los filtros de carbón activado se suele considerar una estructura granulada con un tamaño efectivo entre 0.6 y 0.9 mm.

Actualmente, hay disponibles diferentes modelos tanto caseros como industriales de filtros de carbón que pueden emplearse en bloques de carbón comprimidos o en polvo (de forma similar a los filtros lentos de arena). Con respecto a esta última modalidad, es posible que el carbón activado en polvo se pueda mezclar con el agua para que, luego, se pueda filtrar mediante otro proceso. Por último, con respecto al tiempo de uso esperado para este tipo de filtros, es posible que estos puedan durar más dependiendo del tamaño en el cual son empleados.

1.4. Tratamientos físico-químicos del agua

De acuerdo con Alemany (2004), los tratamientos físico-químicos del agua se pueden clasificar en dos etapas diferenciadas: los procesos de coagulación y los procesos de floculación. Ambos procesos, según Roberti (2020), se suelen aplicar normalmente antes de que se efectúen los tratamientos físicos de separación de partículas, los cuales pueden incluir procedimientos de sedimentación, así como de filtración, según se pudo apreciar anteriormente.

Respecto a la coagulación, este tratamiento busca que las materias coloidales y las que se encuentran suspendidas en la superficie del agua formen coágulos. Las partículas coloidales, según se entiende, son simplemente aquellas que presentan un diámetro muy bajo y ocasionan que el agua se vea turbia o presente alguna coloración en particular. Por tal motivo, también, estas partículas presentan una sedimentación muy baja, con lo cual se busca que esta circunstancia se remedie mediante la coagulación de las mismas. Para poder efectuar esto, se realizan cambios en la polaridad del agua. De este modo, se tiene que “la coagulación neutraliza cargas y forma una masa gelatinosa que atrapa (o une) partículas, aumentando su tamaño de modo que puede quedar atrapada en el filtro o sedimentar” (Roberti, 2020, párr. 1). Durante este proceso, los coagulantes que se agregan al cuerpo de agua a tratar poseen una carga opuesta a aquella de las partículas que ocasionan la turbidez del agua, como los sólidos en suspensión, de forma que, al poseer una carga eléctrica diferente, estos coagulantes puedan neutralizar la carga negativa de los sólidos dispersos.

De este modo, cuando las cargas eléctricas se neutralizan, los sólidos en suspensión se unen unos a otros y forman cuerpos de mayor tamaño conocidos como microflóculos. Estas nuevas partículas, aunque poseen un mayor tamaño que los sólidos en suspensión, son lo suficientemente pequeñas como para ser observables y removibles a simple vista, por lo que es necesario que estas pasen por un proceso físico en el cual se busca agitar el cuerpo de agua que las contiene con una enorme energía para que los microflóculos colisionen entre sí y aumenten de tamaño. Gracias a ello, resulta más sencillo identificar los coágulos que se forman y, así, removerlos de forma más eficiente.

Ahora bien, una vez que el cuerpo de agua a tratar ha pasado por el proceso de coagulación, se pasa a la etapa de la floculación. De acuerdo con Roberti (2020), en esta etapa, se aplica una mezcla química al cuerpo de agua, la cual motiva a los coágulos de sólidos en suspensión aumentar de tamaño. A partir de ello, estos pasan de ser elementos submicroscópicos a conformar cuerpos suspendidos visibles denominados macroflóculos. Durante el proceso de floculación, es posible añadir, además, polímeros de alto peso molecular, como los floculantes, los cuales se fijan a los sólidos en

suspensión conformados durante la coagulación mediante el proceso de adsorción que conforma, a su vez, puentes de interpartículas. De este modo, los floculantes se integran a los macroflóculos y, al incrementar su tamaño, pueden ser removidos en forma física más fácilmente.

Por último, de acuerdo con Alemany (2004), resulta en extremo importante que, para garantizar la pureza del agua, se debe distinguir si los flóculos conformados mediante el proceso señalado tienden a flotar o decantar. En el caso de la mayor parte de los macroflóculos formados, estos tenderán a flotar y el proceso de remoción será más sencillo. Sin embargo, es posible que en el cuerpo de agua tratado aún existan partículas que, en vista de tener una densidad mayor a la del medio en el que se encuentran, tiendan a sedimentarse. Por otro lado, también es posible que estas partículas presenten una densidad similar a la del agua tratada, por lo que es necesario que se rebase la tensión de la superficie del agua tratada para eliminar estas partículas e incrementar la pureza del agua.

1.5. Tratamientos químicos del agua

Respecto a los tratamientos químicos de purificación y saneamiento del agua, se tiene que, según Cheremisinoff (2002), estos pueden incluir la aplicación de sustancias como el yodo, el cloro, la plata, el permanganato de potasio o los agentes de coagulación para tratar no solo con patógenos y bacterias, sino también con otros químicos que pueden representar amenazas para la salud humana.

De acuerdo con Ghernaout (2017), el uso del cloro en la purificación del agua se ha empleado, por lo general, en la remoción de bacterias y enzimas perniciosas. Sin embargo, por sus fuertes propiedades de acción, se considera que su uso debe limitarse lo más posible o reemplazarse por métodos físicos de purificación, como los revisados anteriormente. De este modo, algunos de los biocidas más utilizados, como el cloro, actúan al impedir el funcionamiento de objetivos clave para las células microbiales, que afectan elementos como la película peptidoglucano, la membrana citoplasmática, la membrana exterior o las estructuras de proteínas de estos organismos. Dentro de las sustancias mayormente empleadas para eliminarlos, el uso del cloro se destaca por ser empleado en un 64 % de las plantas de tratamiento de agua en la actualidad. Esto se debe a que los ácidos hipoclorosos son los más eficientes en la desactivación de estos patógenos, tanto en la purificación del agua como en el tratamiento de desechos acuosos. No obstante, para que la acción de eliminación de organismos sea efectiva, se necesitan grandes cantidades de cloro (entre 20 y 40 mg por litro).

Asimismo, otro agente químico que puede representar una alternativa más amigable con el medioambiente es el uso del ferrato (VI) —un derivado del hierro— en la desinfección del agua. De acuerdo con Ghernaout y Elboughdiri (2019), el ferrato es una sustancia química que es altamente valorada por sus funciones como agente oxidante en procesos como transformaciones orgánico-sintéticas, en la catálisis de la oxidación del agua, como medio para la disposición de desechos y por su empleo en los cátodos de las baterías de alta potencia. Además de estas cualidades, el ferrato posee el potencial para eliminar microbios, remover contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos y materiales suspendidos o coloidales.

Respecto a su modo de preparación, el ferrato involucra métodos químicos, electroquímicos y termales. Sin embargo, los métodos usuales de preparación de esta sustancia buscan preparar las sales de sodio y potasio con el ferrato debido a sus características de simplicidad y estabilidad. Además, dichas técnicas de preparación se pueden clasificar ya sea en métodos de oxidación seca mediante el calentamiento o derretimiento de varios minerales de acero bajo fuertes condiciones tanto de alcalinidad como de flujos de oxígeno, así como también mediante aproximaciones electroquímicas con el uso de la oxidación anódica por medio del acero o alguna aleación como los ánodos y el NaOH

o el KIH, como los electrolitos. La preparación de ferrato también contempla el uso de la oxidación húmeda de la sal Fe (III) bajo fuertes condiciones alcalinas mediante la oxidación del hipoclorito o el cloro.

Por último, en relación con el uso del ferrato como agente de remoción de microorganismos, se tiene que, de acuerdo con Ghernaout y Elboughdiri (2019), la eficiencia del ferrato (VI) del potasio fue comprobada como agente efectivo para eliminar e inmovilizar agentes nocivos como el *Escherichia coli* frente a otras sustancias de remoción, como el hipoclorito de sodio, el sulfato ferroso o el sulfato de aluminio. A pesar de que la inmovilización del *E. coli* se efectuó en pequeñas concentraciones, se comprobó que, en efecto, se dio “un porcentaje de desinfección más elevado del ferrato en oposición con el hipoclorito de sodio” (Ghernaout y Elboughdiri, 2019, p. 173).

Estos resultados, de acuerdo con los autores mencionados, se pueden ver complementados con aquellos registrados por Li et al. (2017), quienes se enfocaron en el impacto relativo registrado por el empleo del ferrato (VI) y el cloro en el tratamiento de aguas contaminadas por comunidades dinámicas de bacterias. De este modo, emplearon cadenas de reacción cuantitativas de polimerasa para estimar la viabilidad o desaparición de las poblaciones bacterianas tras la aplicación de estas sustancias. Así, los resultados obtenidos fueron prometedores pues se obtuvo que:

durante la remediación de los sistemas de drenaje, se tuvo que el ferrato (VI) fue un oxidante y coagulante sobresaliente, disminuyó la demanda química de oxígeno en un 30 % y eliminó en 3 órdenes de magnitud más bacterias que los químicos tradicionales. (Ghernaout y Elboughdiri, 2019, p. 173)

Además, se comprobó que, dentro de los métodos químicos para el tratamiento de aguas, el empleo del ferrato, entre otras sustancias, fue un medio eficaz para la remoción de agentes perjudiciales, así como sus propiedades para el ahorro de sustancias, como en el caso del oxígeno. Por otro lado, se identificó que este método fue más efectivo para remover bacterias frente al uso de elementos tradicionales como el cloro. De este modo, Ghernaout y Elboughdiri (2019) hallaron que los parásitos protozoarios como el *Cryptosporidium parvum* o la *Giardia lamblia*, reconocidos por ser capaces de generar enfermedades acuosas, suelen presentar resistencia a los tratamientos de desinfección a base de cloro, con lo cual este tratamiento se puede ver reemplazado frente a la eficacia demostrada por el ferrato (VI).

Por todo ello, resulta importante reconocer que, en primer lugar, existen diferentes formas de purificación y saneamiento del agua, y en segundo lugar, que estos tratamientos pueden reemplazarse por otros más efectivos o que representan alternativas más amigables con el medioambiente. Este punto será relevante al momento de analizar los residuos provenientes de actividades como la curtiduría, en los cuales se puede comprobar la presencia de metales pesados como el cromo.

1.6. Tratamientos biológicos del agua

Si bien los tratamientos químicos del agua buscan, en su mayoría, eliminar microorganismos y bacterias, es posible que estos, además, formen parte del proceso de tratamiento de aguas residuales. En esto consisten, esencialmente, los tratamientos biológicos del agua, en los cuales se busca que el empleo de microorganismos, tales como las bacterias, se utilicen para eliminar componentes biológicos y sintéticos del agua por medio de la actividad metabólica que las bacterias pueden efectuar. De este modo, se busca que el accionar del metabolismo de las bacterias pueda eliminar diferentes patógenos y cuerpos indeseables que afecten la pureza del agua. Para lograr esto, por lo general, se emplean tres

modalidades: los procesos aeróbicos, anaeróbicos y anóxicos. Estos buscan eliminar los compuestos biológicos en el agua, así como remover los nutrientes que esta clase de residuos pueden generar.

En primer lugar, se tienen los sistemas aeróbicos, en los cuales, se busca aprovechar los procesos metabólicos de las bacterias para asimilar los nutrientes producidos por las partículas orgánicas que se encuentran en el agua a tratar, como el nitrógeno y el fósforo, para lo cual se emplea el oxígeno presente en el cuerpo de agua (Tuset, 2019). De este modo, dicho elemento se utiliza como receptor de electrones, de forma que la acción metabólica de las bacterias, en consonancia con el oxígeno del agua, pueda contribuir en el proceso de oxidación de las partículas orgánicas.

En segundo lugar, los procesos anaeróbicos de remoción de material orgánico, según García-Mancha (2016), buscan aprovechar la digestión anaeróbica que se produce mediante las bacterias cuando la interacción entre las partículas orgánicas del agua y el metabolismo bacterial producen biogás, el cual se encuentra compuesto, por lo general, de metano y dióxido de carbono. La principal diferencia entre los procesos aeróbicos y anaeróbicos consiste en que, en estos últimos, dicho proceso se efectúa en entornos carentes de oxígeno, como de hecho puede ocurrir en forma natural en el estómago de los animales rumiantes, en los ambientes pantanosos que presentan sedimentos acuáticos o en los vertederos de basura municipales. En todos estos espacios, sin embargo, se producen diferentes etapas como parte del proceso anaeróbico, las cuales son la hidrólisis, la acidogénesis, la acetogénesis y, por último, la metanogénesis.

En tercer lugar, la hidrólisis se entiende como el proceso que comprende la transformación de compuestos como los lípidos, hidratos y proteínas en moléculas solubles que se puedan degradar en forma sencilla, gracias a los procesos efectuados por las enzimas hidrolíticas, como la celulasa, las proteasas y las lipasas.

Ahora bien, respecto a la acidogénesis, se entiende que este proceso consiste en la transformación de las moléculas solubles resultantes del proceso anterior de hidrólisis por medio de la fermentación de los aminoácidos y otros compuestos, de forma que estos se transforman en elementos como hidrógeno, bicarbonato o los ácidos acéticos, entre otros.

Posteriormente, por proceso de acetogénesis, se entiende que este consiste en la oxidación de la producción de elementos producidos en la etapa de acidogénesis para transformarlos en hidrógeno, acetato o bicarbonato a partir de la acción metabólica de bacterias acetogénicas como el *Syntrophobacter wolinii* o el *Syntrophomonas wolfei*. Por último, la etapa final del proceso anaeróbico consiste en la metanogénesis, en la cual elementos como el acetato, el dióxido de carbono o el metanol se transforman en metano o en nuevos materiales celulares. En este proceso, de acuerdo con lo indicado por García-Mancha (2016), se pueden distinguir dos tipos de microorganismos que intervienen: aquellos que se encargan de la degradación del ácido acético y aquellos que consumen el hidrógeno resultante de los procesos anteriormente descritos. Por otro lado, además de la degradación de las partículas orgánicas presentes en el cuerpo de agua a tratar, el proceso anaeróbico tiene como ventaja que, a partir de él, es posible obtener gas combustible que resulta de las etapas descritas.

Por último, respecto a los sistemas anóxicos, se tiene que, de acuerdo con Smith (2019), estos comparten una similitud con los sistemas anaeróbicos, en tanto que en estos últimos se da una ausencia de oxígeno en el agua y esta ausencia se considera a partir de una disminución de 0.5 miligramos por litro de oxígeno disuelto. Sin embargo, lo particular de los tratamientos anóxicos del agua residual consiste en el empleo de iones de nitrato, los cuales ejercen la función de agentes

de oxidación capaces de descomponer las partículas orgánicas del cuerpo de agua a tratar.

Por último, respecto a los sistemas anóxicos, se tiene que, de acuerdo con Smith (2019), estos comparten una similitud con los sistemas anaeróbicos, en tanto que en estos últimos se da una ausencia de oxígeno en el agua y esta ausencia se considera a partir de una disminución de 0.5 miligramos por litro de oxígeno disuelto. Sin embargo, lo particular de los tratamientos anóxicos del agua residual consiste en el empleo de iones de nitrato, los cuales ejercen la función de agentes de oxidación capaces de descomponer las partículas orgánicas del cuerpo de agua a tratar.

De este modo, en vista de que las bacterias no pueden emplear el oxígeno como parte de sus procesos metabólicos, lo que ocurre es que estas eligen otro elemento para poder efectuar la recepción de electrones necesaria para realizar los procesos de descomposición orgánica, el cual pasa a ser el nitrato. Por ello, una vez que el nitrato se conforma como agente de oxidación, se transforma en nitrógeno libre y, de este modo, puede descomponer la materia orgánica que se busca tratar. Este proceso, según indica Smith (2019), se emplea como parte de las acciones efectuadas en una estación depuradora de aguas residuales, dentro de los procesos de nitrificación y desnitrificación por medio del lodo activo.

1.6.1. Interacción de la biomasa con los iones metálicos

Una de las formas más comunes en las cuales se efectúa la reducción de la toxicidad de los metales por parte de los distintos tipos de biomasa tiene que ver con el grado según el cual se efectúan interacciones específicas entre dicho material orgánico y los iones contenidos en diversos metales, como aquellos que resultan de los residuos industriales en, por ejemplo, la industria de la curtiduría. Por ello, se tiene que los procesos de intercambio de iones que se producen entre la biomasa y los metales pesados forman parte de los procesos contenidos dentro los mecanismos de adsorción.

De acuerdo con Atkins (1991), el fenómeno de la adsorción consiste en la acumulación de las partículas de un soluto dentro de una disolución sobre la superficie de otro material. Así, la sustancia que realiza la adsorción se denomina adsorbato, mientras que el material o medio en el cual realiza este proceso, adsorbente. Sin embargo, de acuerdo con Volesky (1990), los procesos de adsorción contemplan tres tipos de mecanismos distintos: el intercambio iónico, la adsorción física y la adsorción química.

Respecto al intercambio de iones, este proceso consiste en el hecho de que los iones de una sustancia pueden concentrarse sobre una superficie a partir de la atracción electrostática que ejercen las áreas cargadas de la superficie en la cual se efectúa el intercambio. De este modo, para dos adsorbatos iónicos, se puede determinar que la carga del ion constituye el factor decisivo en la adsorción de intercambio. Por otro lado, respecto a la adsorción física, se tiene que la molécula que es adsorbida no se encuentra fija en un área en particular, sino que es libre de trasladarse dentro de la interfase. En el caso de esta modalidad de adsorción, por lo general, se suele efectuar en entornos que se encuentran a temperaturas bajas. Por último, con respecto a la adsorción química, se tiene que esta suele efectuarse en entornos que se encuentran a altas temperaturas y presenta, además, energías de adsorción elevadas.

Sin embargo, en relación con los procesos de adsorción efectuados por los diferentes tipos de biomasa respecto a la remoción de metales pesados, se tiene que la modalidad de adsorción que suele

presentarse consiste en el intercambio de iones, el cual se puede encontrar, a modo de ejemplificación, en los procesos efectuados por algunas plantas. De este modo, de acuerdo con Zhou *et al.* (2016), es posible encontrar algunas de estas interacciones en determinadas plantas capaces de retener los componentes tóxicos de algunos metales para que estos puedan ser procesados como parte del metabolismo de la misma. Con este método, se busca que determinadas plantas se puedan desarrollar en suelos y depósitos de agua contaminados para, luego, ser cosechadas al cabo de un tiempo. De esta manera, las plantas acumuladas se extraen de las áreas contaminadas para poder analizar el porcentaje de biosorción que estas poseen con respecto a los materiales tóxicos, como pueden ser los metales pesados.

Como se vio anteriormente, el papel de los iones en estos metales cumple un rol fundamental en su remoción, pues son los iones metálicos los que se encuentran íntimamente relacionados con otros iones esenciales, los cuales luego serán acumulados por las plantas. Como podría esperarse, la acumulación de iones de metales contaminantes por parte de las plantas, en forma excesiva, puede intoxicarlas y alterar sus actividades metabólicas, como en el caso de los procesos de fotosíntesis que estas necesitan para poder sobrevivir. Sin embargo, se ha descubierto que algunas plantas son capaces de aguantar las condiciones tóxicas en las cuales se les coloca, de forma que no solo les hacen frente a estas condiciones, sino que su estructura se ha alterado a tal punto que pueden beneficiarse de las toxinas que absorben de los metales. Este tipo de plantas recibe el nombre de metalofitos, en tanto que se alimentan de los metales contenidos en los suelos contaminados y aguas residuales.

De acuerdo con Zhou *et al.* (2016), este nuevo tipo de plantas constituye un aspecto importante en la capacidad de la biodiversidad por mantenerse balanceada, al tiempo que tienen la habilidad de expandirse a otras regiones que necesiten de sus capacidades para la adsorción de metales. De este modo, algunas plantas tienen la habilidad de acumular iones metálicos de hasta 100 veces la capacidad normal registrada en las plantas que habitan en el mismo espacio contaminado, las cuales reciben la denominación de hiperacumuladoras (Bui *et al.*, 2019). Hasta la fecha, se han identificado hasta 500 especies de plantas, correspondientes a un total de 45 familias diferentes, con estas capacidades hiperacumuladoras en la recolección de iones metálicos.

Para apreciar las diferentes etapas del proceso de interacción de las plantas con los iones metálicos, Bui *et al.* (2019) clasifican este proceso en cinco tipos diferentes dependiendo del rol que cumplen las distintas partes de las plantas involucradas. Estos se denominan fitoextracción, fitofiltración, fitovolatilización, fitoestabilización y fitodegradación. Con respecto a la fitoextracción, esta consiste, básicamente, en la extracción de los contaminantes del suelo y de los cuerpos de agua afectados. De acuerdo con este método, las plantas acumulan los contaminantes y los transportan desde las partes de las plantas que se encuentran por debajo del suelo hasta las que se encuentran encima.

Este método suele ser empleado por las plantas cuando los niveles de contaminantes en los alrededores son bajos. Sin embargo, para maximizar las propiedades de fitoextracción de las plantas, se pueden emplear dos métodos. El primero consiste en el uso de estructuras quelantes que asisten en el proceso de la fitoextracción y forman parte del proceso de complejación de las plantas en la tolerancia y acumulación de metales pesados (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007). Asimismo, consisten en el proceso de formación de complejos (la asociación de dos o más componentes por medio de enlaces químicos) por medio de iones de metales pesados.

De este modo, la motivación de procesos de complejación por medio de los quelatos contribuye, a su vez, al proceso de fitoextracción, en el cual se añaden quelatos en forma artificial o natural para

incrementar la movilidad y la recepción de estos metales en las plantas. Por otro lado, la fitoextracción también se puede motivar mediante el incremento en la habilidad natural y en la continua cosecha de las plantas que poseen estas propiedades, con lo cual se busca una mayor producción de las mismas para que se incremente su número y puedan asistir en la remoción de metales contaminantes.

Sin embargo, también se han identificado otros procesos en la gestión de estos contaminantes que se originan en otras partes de las plantas. De este modo, la fitofiltración consiste en la acumulación y translocación de contaminantes hacia las partes superiores de la planta; por ello, se puede clasificar en dos formas. Por un lado, la rizofiltración consiste en la distribución de las plantas en ambientes contaminados; mientras que la blastofiltración, en el crecimiento asistido de las plantas en semilleros que se desarrollaron en ambientes contaminados. De acuerdo con Sung *et al.* (2015), tanto la rizofiltración como la blastofiltración se involucran en el tratamiento de metales pesados al concentrar estos agentes tóxicos y transportarlos desde sus efluentes hacia las plantas, sin embargo, se ha identificado que el proceso de blastofiltración puede resultar más ventajoso.

Ahora bien, respecto a la fitovolatilización, según Deng *et al.* (2012), esta consiste en un proceso en el cual los iones de los metales contaminantes son absorbidos por las plantas desde las raíces y transformados en materia volátil que presenta una menor toxicidad para, luego, ser expulsados al medioambiente. Dicho proceso es efectuado al biometalinizar los contaminantes para formar moléculas volátiles, de manera que son transportados a las hojas de las plantas y expulsados al exterior. Cabe destacar que se ha observado que las plantas realizan este proceso para disminuir la toxicidad de metales como el mercurio o el selenio; este último es transformado en seleniuro de dimetilo, un compuesto con un menor índice de toxicidad.

Por otro lado, la fitoestabilización consiste en la inmovilización de los contaminantes por la acción de las raíces de las plantas. En muchos casos, los contaminantes suelen ser desplazados debido a la erosión del agua, por ello, este proceso suele emplearse en el tratamiento de contaminantes presentes en el suelo o el sedimento. También suele emplear plantas con pocas propiedades de translocación, en tanto que la parte superior de las mismas puede ser consumida por humanos o animales. De este modo, los contaminantes son inmovilizados tanto física como químicamente por las raíces de las plantas, por la fijación química y por las diferentes enmiendas del suelo.

La efectividad de este proceso depende, en gran parte, de la disponibilidad por la cercanía de los contaminantes y la capacidad de las raíces de la planta por contenerlos. Por este motivo, las plantas con las raíces más densas suelen ser más eficientes en el control de la erosión, en tanto que pueden estabilizar los iones metálicos por medio de la adsorción, la precipitación, las acciones complejas o la reducción en la valencia de los metales absorbidos. Sin embargo, una de las deficiencias de este método consiste en que gran parte de los contaminantes, al ser absorbidos por las raíces de las plantas, suelen mantenerse en el suelo, por lo que el monitoreo constante de los niveles de contaminación se vuelve una necesidad.

Por último, se tiene a la fitodegradación, esta consiste en la descomposición de los agentes contaminantes en moléculas más simples, de forma que la planta es capaz de acumular e incorporar las moléculas procesadas de los contaminantes dentro de sus propios tejidos. De esta manera, el metabolismo de las plantas contribuye en la transformación, separación, estabilización y volatilización de los contaminantes del suelo y el agua subterránea por medio de la acción de enzimas como las dehalogenasas o las oxigenasas en la ruptura y reconversión de los metales pesados en solventes clorinados. Por todo ello, los procesos de fitorremediación en el tratamiento de contaminantes buscan aprovechar las propiedades naturales de las plantas para que estas funcionen como pequeñas

plantas de tratamiento que limpien el ambiente de forma sostenible.

1.7. Objetivos del tratamiento de residuos frente a la realidad nacional

En la sección anterior, se expuso el empleo de alternativas ecoamigables en la remoción de elementos perjudiciales para la salud, como en el caso de las bacterias, con ello, se busca introducir paulatinamente el empleo de tecnologías orgánicas que puedan ayudar en la remoción de residuos. No obstante, antes de esto resulta pertinente no dejar de lado que, en la actualidad, se tienen objetivos específicos con respecto al tratamiento del agua empleando plantas industriales a nivel nacional. Este punto fue desarrollado por Qasim y Zhu (2018) cuando analizaron los objetivos y regulaciones del tratamiento de desechos acuosos, las consideraciones básicas de diseño, el área del servicio brindado, la producción residual, entre otros factores. De este modo, se tiene que, en principio, los objetivos y regulaciones del tratamiento de aguas a escala industrial contempla lo siguiente:

la prevención de muchas condiciones adversas para el medio ambiente que se pueden desarrollar bajo un pobre tratamiento del agua. Algunas de estas condiciones medioambientales adversas son (1) la fealdad y molestia de los olores en las plantas y áreas de desecho, (2) la contaminación de los suministros de agua, (3) la destrucción de los peces, almejas y otras formas de vida acuática, (4) el impedimento en el uso beneficioso de las aguas suministradas y (5) la disminución del valor de la tierra en la restricción del crecimiento comunitario y su desarrollo. (Qasim y Zhu, 2018, p. 258)

Por otro lado, si se comparan estos objetivos con la realidad del tratamiento de aguas en el país, es posible vislumbrar que la legislación actual contempla objetivos similares, pero con una tasa de efectividad que, a pesar de las reformas efectuadas, aún debe mejorarse. De acuerdo con Oblitas (2010), uno de los mayores temas pendientes con respecto al servicio de agua en el Perú se relaciona con la falta de acceso al servicio y las consecuencias de ello en las poblaciones más vulnerables que, por lo general, subsisten en las periferias de los centros urbanos. De este modo, se tiene que las enfermedades producidas por la carencia de agua ocasionan la muerte de 6600 personas al año debido a enfermedades diarreicas relacionadas con los patógenos contenidos en la materia fecal. Por otro lado, también resulta apremiante que la falta en el suministro de agua se relacione con enfermedades intestinales, las cuales representan la cuarta causa de mortalidad en el país.

Por este motivo, se tiene que, en algunas regiones alejadas de la capital, la tasa de mortalidad puede ser más preocupante, ya que “a nivel de regiones naturales, la Selva es la que presenta las mayores RAVPP, siendo 5,6 y 1,2 veces más que en la costa y la sierra respectivamente” (Oblitas, 2010, p. 57). Al mencionar a las RAVPP, la autora se refiere a los “años de vida potencialmente perdidos”, lo cual da cuenta de la magnitud de la problemática causada por la falta de acceso a este recurso.

CAPÍTULO II

BIOSORCIÓN DE METALES POR MEDIO DE LA BIOMASA

En vista de la enorme necesidad en el tratamiento del agua del empleo de alternativas ecoamigables con el ambiente es que, en la actualidad, se contempla el uso de métodos que puedan remover los residuos físicos y químicos, pero, al mismo tiempo, no tengan un impacto negativo en el ambiente. Además, se busca que estos puedan motivar el uso de alternativas orgánicas en la remoción de residuos.

Por lo tanto, en la presente sección, se explicará cómo introducir el empleo de las capacidades de biosorción de los residuos a base de biomasa de organismos como plantas o bacterias que, a la fecha, han demostrado una enorme capacidad tanto para eliminar sustancias tóxicas para los seres humanos como, incluso, para recuperar los metales desechados en la actividad industrial.

Por ello, en principio, se empieza con delimitar algunas nociones sobre la capacidad de biosorción de la biomasa por medio de la interacción con iones metálicos que realizan estos materiales orgánicos. Luego de esto, se busca introducir el empleo de distintos tipos de biomasa, como pueden ser la creciente tecnología microbial o el empleo de la biomasa de las plantas en la remoción de residuos.

Con respecto a la biomasa microbial, esta consiste en aprovechar las capacidades de algunos microorganismos para utilizar los procesos metabólicos que estos realizan en la remoción de iones metálicos, como puede ser el caso del cromo o el níquel. Por otro lado, respecto a la biomasa de las plantas, esta aprovecha, de forma similar al caso de los microbios, los procesos metabólicos en los cuales interviene el intercambio de iones para adsorber estas sustancias tóxicas o para retenerlas en las raíces y, así, reducir los niveles de toxicidad de estas sustancias. Además, resulta importante conocer cómo se realizan estos procesos de bioremediación a partir del empleo de células vivas, tanto en el caso de las bacterias como en el de las plantas, para poder analizar casos de remoción en condiciones que demandan un empleo extremo de estas capacidades, como el caso de los organismos termofílicos.

Todo ello, sin embargo, busca introducir el empleo de materiales orgánicos para, así, en la siguiente sección, analizar el uso de la biomasa en materiales de bajo costo, lo cual ha demostrado ser un método eficaz y muy eficiente de remoción de metales pesados.

2.1. Nociones sobre la biosorción

De acuerdo con Volesky (1990), la biosorción es un proceso fisicoquímico natural en ciertas biomasas que permiten la concentración pasiva de contaminantes dentro de su estructura celular. Además, Fouladi-Fard *et al.* (2011) indican que la biosorción se puede definir como la habilidad de los materiales biológicos para concentrar metales pesados del agua residual mediante procesos metabólicos o fisicoquímicos.

De este modo, a pesar de que la biosorción es un proceso identificado dentro de la comunidad científica, se está considerando su uso en la actualidad en la remoción de metales pesados contenidos en los residuos industriales y como método para contribuir en la remediación ambiental. El empleo de este fenómeno aplicado al tratamiento de desechos se relaciona profundamente con las consecuencias medioambientales que la actividad industrial motiva en el entorno. Esto es confirmado por Ahalya

et al. (2003), quienes indicaron que los contaminantes producidos por la actividad industrial interactúan en forma directa con los sistemas biológicos en forma descontrolada, de manera que los contaminantes interactúan con cualquier entidad biológica dentro del rango de exposición de dicha sustancia. Al mismo tiempo, indican que, dentro de los contaminantes generalmente vertidos en el medioambiente, los metales pesados constituyen los más problemáticos, además de los pesticidas y otros compuestos orgánicos que, al entrar en contacto con la flora y fauna salvajes, pueden ocasionar reacciones tóxicas en ellos, así como en los humanos. Además, los métodos iniciales de remediación resultaron altamente costosos por la enorme logística necesaria para su implementación.

Sin embargo, como se verá más adelante, en la actualidad se requiere el empleo de materiales normalmente desechables y de origen biológico que se pueden usar en la biosorción de estas sustancias debido a sus propiedades altamente eficientes. De este modo, materiales como las cáscaras de los huevos, los huesos, la turba (un depósito vegetal empleado en la jardinería), los hongos, las algas marinas, entre otros materiales, pueden actuar eficientemente en la remoción de los iones de los metales pesados dentro del agua contaminada.

Ahora bien, la remoción de iones constituye uno de los pasos más importantes en el proceso de descontaminación de metales, ya que, de acuerdo con Lesmana *et al.* (2009) y Velázquez y Dussan (2009), los iones contenidos en las sustancias tóxicas pueden reaccionar en forma perniciosa con compuestos orgánicos, de manera que se generan compuestos tóxicos como el metilmercurio, el cual se forma de la interacción entre el mercurio y la acción de microbios encontrados mayormente en lagos, ríos, sedimentos o en el océano (Ullrich *et al.*, 2001).

Asimismo, la acción de biosorción de las biomásas es capaz de remover otros metales nocivos para el medioambiente, como el arsénico, plomo, cadmio, cobalto, cromo o incluso el uranio. De este modo, el uso de la biomasa en la remoción de metales pesados se puede constituir como una alternativa ecoamigable que no reporta impactos medioambientales. Una prueba de ello es el empleo del quitosán, un polisacárido lineal compuesto de D-glucosamina y N-acetil-D-glucosamina que se encuentra en las conchas y camarones, y de acuerdo con los estudios efectuados por Karimi *et al.* (2016), ha resultado sumamente eficiente en la remoción de metales pesados sin consecuencias negativas para el medioambiente.

Además del uso de la biomasa, los mecanismos de biosorción también se pueden efectuar por medio del empleo de microorganismos que se encargan de la remoción de las sustancias tóxicas. Sin embargo, estas propiedades de los microorganismos se conocen desde inicios del siglo pasado, cuando se descubrió que ciertos tipos de cultivos bacteriales eran capaces de recuperar el nitrógeno y el fósforo de los desechos cuando estos eran mezclados en un tanque de aireación. Este es el tipo de proceso que se analizará a continuación.

2.2. Características de la biomasa

Según Ur-Rehman *et al.* (2015), la noción de biomasa se puede considerar como el empleo moderno de la antigua noción de quema de combustibles orgánicos de plantas o de animales en la obtención de energía. Sin embargo, dentro de los procesos pertinentes al tratamiento de aguas residuales, la biomasa se entiende como el material biosorbente obtenido ya sea mediante los procesos de fermentación de algas, bacterias, hongos y levaduras o por medio de los residuos de origen vegetal, como los árboles, restos de vegetales, cereales y frutos.

Por otro lado, de acuerdo con Volesky (1995) y Babel y Kurniawan (2003), la biomasa también

se puede obtener por medio de los residuos orgánicos y de origen animal, como, por ejemplo, el quitosán o el xantato. De este modo, lo que se busca por medio del empleo renovable de la biomasa es el aprovechamiento de las capacidades de este material orgánico a partir de la energía generada al momento de reducir los niveles de toxicidad de los metales pesados cuando se emplea en el tratamiento de aguas residuales. Asimismo, el uso de la energía que se obtiene por medio de la biomasa se puede remontar a inicios del siglo XIX.

De acuerdo con un documento informativo elaborado por la U. S. Energy Information Administration (2020), la biomasa fue una de las fuentes más abundantes de energía hasta mediados de los 1800 y, aún en la actualidad, el empleo de este material como fuente de energía se puede encontrar en diversos países alrededor del mundo, ya sea que se emplee dentro de la producción de alimentos, como medio de obtención de calor en países en desarrollo o, como se verá más adelante, en la reducción de la toxicidad de los metales pesados encontrados en las aguas residuales.

Por otro lado, las alternativas para el desarrollo sostenible que ofrece la biomasa consisten en el desarrollo de combustibles elaborados por medio de estos materiales orgánicos, ya sea como medio de transporte o en la generación de electricidad. En los países desarrollados se emplean estos combustibles ecoamigables para evitar las emisiones de dióxido de carbono que resultan del empleo de combustibles fósiles, como en el caso de la gasolina.

En vista de ello, se tiene que las aplicaciones energéticas de la biomasa consisten en aprovechar la energía química que este material orgánico produce a base de energía solar. Como se sabe, las plantas producen biomasa por medio de los procesos de fotosíntesis, con lo cual es posible que estos materiales se puedan ya sea quemar con el calor o, también, convertirse en energía renovable en forma líquida o gaseosa mediante diferentes procesos de tratamiento. Finalmente, dentro de las muchas formas en las que se puede aprovechar la energía de la biomasa, se tienen las siguientes alternativas:

- Los procesos de tratamiento de desperdicios por medio de la madera.
- El uso de cosechas de la agricultura y de materiales desechables.
- El empleo de materiales biogénicos provenientes de la producción de residuos sólidos municipales.
- El estiércol animal y las aguas residuales de la actividad humana.

Por otro lado, de acuerdo con Patiño (2014), se tiene que, en forma particular, el empleo de la biomasa residual vegetal constituye una alternativa en creciente demanda con respecto a la producción energética a nivel mundial. El empleo de estas tecnologías, en consonancia con los requerimientos para el desarrollo sostenible, se acopla fácilmente a lo señalado en el segundo artículo del Protocolo de Kyoto respecto a las medidas para enfrentar adecuadamente el cambio climático. En tanto que el empleo de este tipo de biomasa requiere del desarrollo de tecnologías ecoamigables que permitan la producción de combustibles vegetales, la gasificación del dióxido de carbono, el pirólisis del gas combustible y, en forma particular, la fermentación y digestión de los procesos biológicos generados a base de bioetanol y biogas. Por todo ello, el uso de esta tecnología y el aprovechamiento de los diferentes tipos de energía que se generan de ella busca ser adoptado por diversos países, dentro de los cuales destacan España, EE. UU., Brasil y Alemania.

Sin embargo, en relación con el tratamiento de aguas residuales, el empleo de la biomasa busca aprovechar la energía producida por estos materiales orgánicos en la interacción de iones entre el material orgánico y los metales pesados. Aunque el uso de la biomasa también puede contemplar

otras alternativas antes de analizar los procesos de interacción con iones metálicos.

De acuerdo con Giesen y Thompson (2013), una de las formas en las cuales se puede emplear la biomasa en el tratamiento de aguas residuales consiste en el proceso Nerea por medio de la biomasa granular aerobia. En este proceso, se deben filtrar los residuos orgánicos y separarlos del agua tratada, para ello se emplean materiales que presentan una estructura granulada, los cuales tienen la capacidad de mejorar las propiedades de sedimentación del lodo activado. Por ello, es fundamental emplear una estructura granular que se conforme con el tamaño de la partícula, la densidad y la capacidad para generar alta gravedad. Por otro lado, permite mejorar las condiciones en las cuales la biomasa incrementa la producción de microorganismos que contribuyen en los procesos de purificación del agua. De este modo, se tiene que:

las partículas formadas ofrecen una matriz estructurada para el crecimiento de biomasa, que contiene esferas con condiciones anaeróbicas, aeróbicas y anóxicas que están pobladas por diferentes microorganismos, incluidos organismos acumuladores de fosfato (PAO), nitrificantes, desnitrificantes, y organismos acumuladores de glucógeno (GAO). (Giesen y Thompson, 2013, p. 1)

Sin embargo, además del empleo de microorganismos en el desarrollo de tecnologías de filtrado de partículas orgánicas, el uso de la biomasa con respecto a la reducción de los niveles de toxicidad de los metales pesados suele contemplar la interacción de iones entre dichos materiales orgánicos y aquellos que los metales como el níquel o el cromo contienen.

2.3. Biomasa vegetal

Los recursos que derivan de elementos de origen natural vegetal conforman lo que se reconoce como biomasa vegetal. Esta se caracteriza por ser una materia prima de tipo renovable cuyo aprovechamiento contribuye en la ecología a partir de diversos procedimientos, tales como la disminución de la dependencia de materias primas de origen fósil, elaboración de productos químicos (Chávez-Sifontes, 2019), la implementación de diversos proyectos energéticos, entre otros que generen efectos positivos en el ambiente y el aprovechamiento del ser humano (Rodríguez *et al.*, 2018).

Respecto a la composición química de la biomasa vegetal, cabe mencionar que todo organismo vegetal posee la célula como unidad estructural, cuya composición abarca una capa resistente, flexible por lo general y rígida en algunas ocasiones, denominada pared celular. Esta se encarga de brindar soporte a la estructura de las plantas; asimismo, protege las tensiones térmicas y mecánicas (Bustamante *et al.*, 2016).

Sus componentes fundamentales son los siguientes, según Bustamante *et al.* (2016):

- Hemicelulosa: polímero de tipo complejo que está constituido por pentosas y hexosas, que son grupos heterogéneos de polisacáridos.
- Celulosa: componente fundamental de la biomasa, tanto celulósica como lignocelulósica. Además, es un polímero que presenta peso molecular alto y es responsable de la formación de fibras de la biomasa. Es trascendental debido a que contribuye con la rigidez de las células vegetales.
- Lignina: polímero amorfo, ramificado, tridimensional, no cristalino. Su conformación se debe

a que alcoholes fenilpropílicos, varios azúcares y ácidos se unen. Su origen se encuentra en la pared celular de diversas células vegetales.

- Componentes extraíbles: estos pueden ser, por un lado, orgánicos, que se encargan de sus características, tales como la densidad, el color, el gusto, el olor, inflamabilidad e higroscopicidad; por otro lado, los inorgánicos o minerales, cuyos altos contenidos se presentan en las raíces, cortezas, ramas y hojas.

Por lo tanto, la biomasa vegetal es un compuesto que se puede aprovechar en diversos contextos. La importancia de su uso radica en la contribución que representa, puesto que se trata de un componente ecológico de naturaleza biodegradable. Si se extiende su uso en las diversas esferas del desarrollo de la humanidad, es probable que se logre generar un impacto positivo en la calidad de vida y en la ecología.

2.4. El empleo de la biomasa a bajo costo en el tratamiento de aguas por parte de las investigaciones nacionales

En vista de la enorme necesidad por la investigación y el empleo de materiales ecoamigables a bajo costo que sean capaces de absorber los metales vertidos en las fuentes de agua y en las aguas residuales, se han efectuado numerosas investigaciones en el país que buscan desarrollar metodologías baratas para disminuir los niveles de contaminación causados por los metales residuales. En ese sentido, el trabajo efectuado por García-Chevesich et al. (2020) da cuenta de las características de las investigaciones realizadas en el país, a fin de ofrecer un panorama que permitirá, en la siguiente sección, introducir los beneficios de la biomasa de la yuca. De este modo, se tiene que, a la fecha, se han realizado 36 estudios en el sur del Perú en el periodo comprendido entre los años 2012 y 2019, de los cuales 29 constituyen estudios de materiales nuevos que, a la fecha, no habían sido probados.

Es posible que la enorme biodiversidad de flora y fauna del país haya contribuido en la identificación de materiales orgánicos nuevos con propiedades que, hasta ese entonces, eran desconocidas por la comunidad científica. De este modo, se tiene que los estudios realizados en el país se efectuaron en diversos laboratorios para enfocarse en el análisis de muestras tanto naturales como artificiales de agua. Estos análisis, de forma similar al estudio realizado con respecto a las propiedades de la cáscara de coco en Malasia o del bagazo en la India, se efectuaron considerando como variables el tipo de biosorbente empleado, así como su eficacia en la remoción de los contaminantes encontrados en los depósitos acuosos analizados.

Por lo tanto, los materiales empleados para la remoción de la toxicidad de los metales pesados en el Perú se clasificaron en cuatro grupos diferenciados: algas y conchas de mar, hongos y bacterias, plantas terrestres y materiales derivados de ellas (como frutas, hojas, semillas, entre otros) y otros materiales de la agricultura o procesos industriales. Sin embargo, un aspecto importante del análisis efectuado por García-Chevesich et al. (2020) fue que muy pocos de estos estudios se enfocaron en la remoción del Cromo, al tiempo que buscaron soluciones para la remoción de otros metales pesados como el mercurio, el níquel o el zinc, con lo cual los estudios en torno a los biomateriales capaces de remover este metal pesado se constituyen en una urgencia a poder resolverse.

Por otro lado, también se encontró que, de los 29 materiales nuevos analizados en el sur del Perú, 19 fueron capaces de presentar potenciales de remoción superiores al 90 %, por lo que representaron importantes avances en la biorremediación de las aguas y suelos contaminados. Además, los autores del estudio consideraron que estos materiales también podrían tener otras aplicaciones, como el tratamiento de las aguas contaminadas debido a la actividad minera o la minería informal. De este

modo, dentro de los materiales en los cuales se encontraron los potenciales más prometedores, se obtuvo que las algas verdes fueron capaces de reducir los niveles de cadmio hasta por debajo de los niveles de detección.

La mezcla de distintos materiales también representó posibilidades prometedoras, como fue el caso de la mezcla de hongos con microalgas para la remoción del cromo y el plomo. Por otro lado, materiales como los restos fecales de las vacas o las peras peruanas fueron capaces de remover metales pesados hasta en un 99 %. De igual manera, el eucalipto, el cactus peruano y los frijoles verdes reportaron porcentajes similares en la remoción de metales pesados. En contraste, los materiales que no presentaron índices elevados de adsorción de iones metálicos fueron la cáscara de las nueces, la cáscara de las castañas, el endocarpio del olivo, la quinua y los vapores de las rosas.

Sin embargo, a pesar de estos resultados, la identificación por el potencial de remoción de materiales nuevos resulta estimulante debido a la posibilidad de la identificación de propiedades nuevas en relación con los resultados de los estudios previos. Algunos materiales, por ejemplo, presentaron índices de remoción del cromo sumamente altos, como el limón dulce (*Citrus limetta*) o las cáscaras de algunas especies de papas nativas del país (*Solanum* sp.). Con ello, cabe la posibilidad de que materiales similares a los descritos en la revisión de García-Chevesich *et al.* (2020) puedan tener propiedades similares.

Por último, en concordancia con los estudios realizados por Hanafiah *et al.* (2020) y Tewari *et al.* (2005), el contexto en el cual se efectúa el análisis de estos materiales resulta sumamente importante para determinar la eficiencia de los mismos. Así, por ejemplo, los estudios realizados con respecto a las capacidades de biosorción de bacterias como el *E. coli* han sido muy efectivos, pero la alta peligrosidad de esta bacteria podría desmotivar su uso en países con sistemas de salud precarios como el Perú.

De forma similar, el empleo de hongos y heces fecales, si bien presenta resultados prometedores, podría resultar, a la vez, contraproducentes debido a su capacidad para la proliferación de patógenos, en especial con respecto a la remoción de metales en aguas residuales. En vista de ello, se requiere encontrar materiales orgánicos que, de forma similar al caso de las cáscaras de coco o del bagazo de la caña de azúcar, sean de fácil disposición y no representen mayores riesgos para la salud. Este podría ser el caso de la biomasa de la yuca, la cual, debido a su enorme producción nacional, fácil disponibilidad y empleo, se puede constituir como una alternativa ecoamigable en la reducción de la toxicidad de metales como el cromo, lo cual se verá a continuación.

2.4.1. Nociones sobre las capacidades de la biomasa de la yuca

La biomasa de la yuca, en particular la corteza que se extrae de ella, se produce a partir del procesamiento de esta raíz en la industria de la agricultura y, en términos de masa, representa un 17 % de la misma. Sin embargo, la importancia que reporta para el comercio nacional resulta sumamente importante, ya que, de acuerdo con el portal Ramos (2019), las exportaciones nacionales de yuca se determinaron, para el 2019, en 1 791 049 kilos, por un valor de 615.504 USD, lo cual representó un incremento con respecto a las cifras registradas el año anterior. A partir de ello, se puede vislumbrar que la producción nacional de yuca, al ser un sector de importancia para el país, ofrece posibilidades de empleo similares a aquellas de la biomasa del coco o del bagazo, pues se generan enormes cantidades de residuos que se pueden aprovechar por las propiedades de biosorción.

Sin embargo, la importancia del empleo de la biomasa de la yuca radica en los polímeros que

constituyen su corteza. Estos polímeros, constituidos principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, representan aproximadamente el 70 % de la biomasa de dicha corteza. Dentro de estos, la lignina es uno de los que más se relacionan con el proceso de biosorción de metales pesados, pues se tiene que este impregna las fibras de celulosa en los tallos y troncos de la raíz, con ello, otorga a la yuca las propiedades de captación de iones metálicos necesarias para reducir los niveles de toxicidad.

Además, de acuerdo con Buitrago (1990a), se tiene que los principales minerales que se encuentran en esta biomasa son el calcio, fósforo, potasio, magnesio y sodio. Por otro lado, la estructura de la biomasa de la yuca también presenta fibras de celulosa, dentro de las cuales también es posible encontrar cadenas lineales de macromoléculas ordenadas en forma aproximadamente paralela, con lo cual estas cadenas forman, a su vez, zonas cristalinas compactas y zonas relajadas o amorfas.

Respecto a las zonas cristalinas, las cuales conforman entre el 70 y 80 % de las fibras de celulosa natural, estas se encuentran formadas, también, por agrupaciones de celulosa compuestas de entre 100 y 150 moléculas, las cuales constituyen fibrillas denominadas cristalitas o micelas. Asimismo, se tiene que estas estructuras elaboran puentes de hidrógeno que vinculan los hidrófilos alcohólicos con las moléculas que se encuentran a su alrededor, lo cual puede explicar el motivo por el que dichas estructuras son insolubles en el agua. Por otro lado, respecto a los espacios entre estas fibras, denominados espacios interfibrilares, estos permiten que el agua pueda atravesarlos y, así, el líquido se expande e hincha la fibra de celulosa. A partir de ello, las moléculas se reúnen en estos espacios vacíos por los enlaces de puentes de hidrógeno señalados, luego, se pueden efectuar los procesos de intercambio de iones que reducen la toxicidad de los metales pesados.

CAPÍTULO III

USO DE LA BIOMASA EN LA REDUCCIÓN DE LA TOXICIDAD DEL CROMO (III)

El análisis del empleo de diferentes tipos de biomasa en la remoción de sustancias tóxicas, como se indicó anteriormente, buscó introducir el empleo de otro tipo de materiales orgánicos en los que se busca aprovechar las características de la biomasa. Una diferencia con respecto al uso de la biomasa frente al empleo de microorganismos y plantas consiste en el hecho de que, si bien en ambos casos se trata de organismos biológicos, en la biomasa, su empleo no busca aprovechar los procesos metabólicos que esta, al no ser un organismo vivo, no puede efectuar.

Sin embargo, al estar compuesta por células orgánicas, se pueden aprovechar los procesos de absorción de celulosa que estos materiales efectúan con respecto a los metales presentes en las aguas residuales. Entonces, se entiende que la importancia del empleo de materiales orgánicos que usan la biomasa obtenida de desechos a bajo costo es muy importante, por lo cual es necesario considerarlas para reducir la toxicidad del cromo trivalente en aguas residuales.

3.1. Relaciones de equilibrio

Los datos de equilibrio de adsorción se denominan isothermas de adsorción. Para el adsorbato A, una isoterma indica la concentración de A en la fase adsorbida frente a la concentración en la fase sin adsorber a una determinada temperatura (Atkins, 1991). Existen varios tipos de isothermas de equilibrio para describir las relaciones de adsorción que incluyen algunas suposiciones que pueden ser válidas o no en determinados casos.

a. Modelo Freundlich

Cuando el proceso dominante es la fisiadsorción, las características cualitativas de las isothermas de adsorción de diversos materiales son muy similares. De hecho, los resultados de la adsorción de solutos diversos se ajustan bastante bien en un intervalo restringido de concentraciones a los que predice la siguiente ecuación empírica, propuesta en 1909 por Freundlich, citado por Volesky y Holan (1995):

$$Y = kC_e^n$$

Donde:

k = Constante de equilibrio determinada experimentalmente.

n = Constante sin ningún significado físico, es siempre mayor que 1 y usualmente se encuentra entre 2 y 4.

C_e = Concentración de equilibrio en la fase líquida.

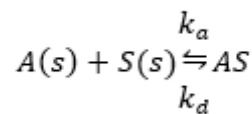
Y = Cantidad de sustancia adsorbida por gramo de adsorbente.

b. Modelo Langmuir

En 1918, Langmuir desarrolló un modelo simple para tratar de predecir el grado de adsorción de un soluto sobre una superficie como función de la concentración del fluido. En este modelo se supone que (Langmuir, citado por Volesky y Holan, 1995):

- el adsorbato forma una capa monomolecular sobre la superficie;
- todos los sitios de la superficie son equivalentes;
- no hay interacción entre las partículas adsorbidas;
- las moléculas adsorbidas no tienen movimiento sobre la superficie.

Asimismo, en el modelo de Langmuir se propone el siguiente esquema dinámico para representar la adsorción:



Donde, A simboliza al adsorbato; S, al adsorbente sólido; AS, al complejo adsorbente-adsorbato, y $K = k_a/k_d$

Los procesos de adsorción y desorción están caracterizados por el valor de las constantes cinéticas k_a y k_d , respectivamente. Si se define la variable θ como la fracción de la superficie cubierta o grado de recubrimiento (θ siempre está entre 0 y 1), y se asume que la velocidad de adsorción $(d\theta/dt)_a$ es proporcional a la concentración del adsorbato y a la fracción descubierta de la superficie, se tiene que:

$$\left[\frac{d\theta}{dt} \right]_a = k_a C_e (1 - \theta)$$

Durante la desorción, la velocidad del proceso $(d\theta/dt)_d$ debe ser, entonces, proporcional al grado de recubrimiento de la superficie:

$$\left[\frac{d\theta}{dt} \right]_d = k_d \theta$$

En el equilibrio dinámico la velocidad de ambos procesos se iguala: $(d\theta/dt)_a = (d\theta/dt)_d$, a partir de ello resulta que:

$$\theta = \frac{Y}{Y_{m\acute{a}x}} = \frac{K C_e}{1 + K C_e}$$

Esta ecuación da lugar a la conocida isoterma de Langmuir, que tiende a ajustarse a los datos experimentales mejor que la isoterma de Freundlich. Considerando este modelo, Volesky y Holan (1995) manifiestan que un buen biosorbente presenta una isoterma con pendiente inicial alta, que indica alta afinidad sorbente-sorbato (valores bajos de K) y alta capacidad de adsorción.

c. Modelos cinéticos

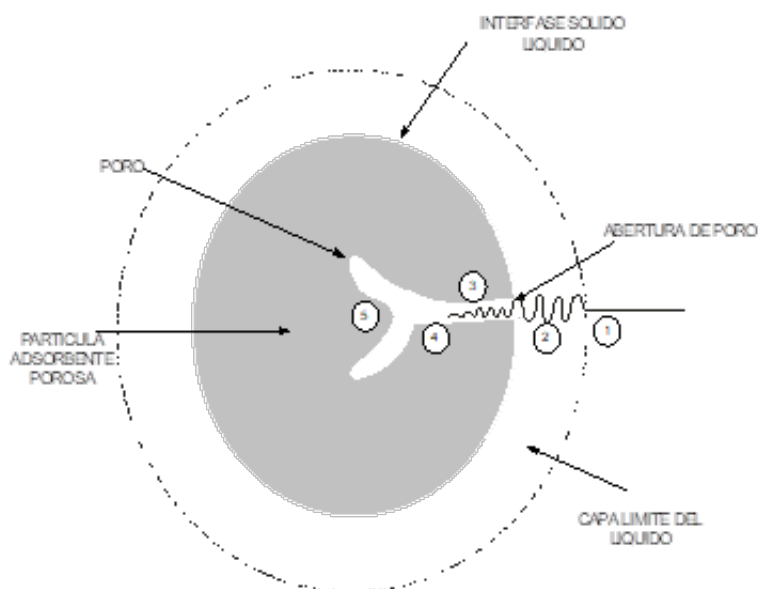
Doran (1998) afirma que existen hasta cinco etapas que pueden influir decisivamente en la

velocidad de adsorción, estas son las siguientes:

- Transferencia desde el seno del líquido hasta la capa límite del líquido que rodea a la partícula.
- Difusión a través de la capa límite del líquido que rodea a la partícula.
- Transferencia a través del líquido existente en los poros de la partícula hacia las superficies internas.
- El proceso de adsorción en sí mismo.
- La difusión superficial a lo largo de las superficies de los poros internos; es decir, la migración de las moléculas de adsorbato dentro de la superficie de adsorción antes de la desorción.

Normalmente, en el perímetro exterior de la partícula se produce solo una mínima cantidad de adsorción en comparación con la que se produce en el interior de los poros. En la Figura 1 se muestra gráficamente las etapas del proceso de adsorción.

Figura 1. Etapas del proceso de adsorción



Nota. Tomado de Doran (1998)

Demirbas et al. (2004) afirman que la cinética de adsorción de procesos de adsorción de metales pesados puede ser estudiada usando los modelos cinéticos de pseudo primer orden, pseudo segundo orden, Elovich, de difusión intrapartícula y primer orden reversible.

La expresión matemática del modelo de pseudo primer orden, de acuerdo a Lagergren (1988), es la siguiente:

$$\frac{dY}{dt} = k_1(Y_{m\acute{a}x})$$

Donde:

Y: capacidad de adsorción en el tiempo t, mg/g

$Y_{m\acute{a}x}$: capacidad de adsorción máxima o de equilibrio, mg/g

k_1 : constante de adsorción de pseudo primer orden, L/min

Ho *et al.* (2000) propusieron un modelo de adsorción de pseudo segundo orden, que tiene la forma siguiente:

$$\frac{dY}{dt} = k_1(Y_{m\acute{a}x} - Y)^2$$

Donde:

k_2 : constante de adsorción de pseudo segundo orden, g/mg min

La ecuación del modelo de Elovich, reportada por Chien y Clayton (1980), es generalmente expresada como:

$$\frac{dY}{dt} = \alpha \exp(-\beta Y)$$

Donde:

α : constante de Elovich, mg/g·min

β : constante de desorción durante algún experimento, g/mg

Este modelo considera la existencia de reversibilidad en el proceso, que se mide en el valor de las constantes α y β .

El modelo de difusión intrapartícula es expresado de la siguiente manera (*Srivastava et al.*, 1989; Weber y Morris, 1963):

$$\%A = k_{id}(t)^a$$

Donde:

%A: Porcentaje de sorbato adsorbido

t: tiempo de contacto, min

k_{id} : constante de difusión intrapartícula, min^{-1}

a: descriptor del mecanismo de adsorción

Los valores altos de K_{id} indican una mejora en la proporción de la adsorción y pueden ser tomados como el porcentaje de sorbato adsorbido por unidad de tiempo relacionado con la afinidad sorbato-sorbente. Este modelo expresa que la difusión intrapartícula es la etapa limitante del proceso de adsorción. Si los datos experimentales no se representan con este modelo, es probable que la etapa limitante sea la de difusión superficial de partícula.

Vinod y Anirudhan (2001) propusieron la siguiente ecuación considerando que la sorción obedece a un proceso reversible de primer orden:

$$\ln(1 - \theta) = -K_e t$$

Donde:

θ : Fracción de la capacidad de adsorción ($Y/Y_{m\acute{a}x}$) en un tiempo t

K_e : Constante cinética global de equilibrio, min^{-1}

Este modelo plantea que la difusividad de los iones en la biomasa está controlada por una difusión superficial de película.

3.1.1. Factores que intervienen en el proceso

La eliminación de sustancias mediante los procesos de adsorción sobre sólidos requiere un conocimiento previo de las condiciones más favorables en las que se produce este fenómeno.

Al respecto, Adamson (1990) indica que los factores que intervienen en el proceso de adsorción se pueden diferenciar entre aquellos asociados con el adsorbente, el adsorbato y el sistema. Para el adsorbente son influyentes la masa de sorbente, su geometría, peso molecular, polaridad, hidrofobicidad, grupos funcionales activos, contenido de cenizas, solubilidad en agua, superficie específica, tamaño de poro, tamaño de partícula y densidad aparente. Para el adsorbato intervienen la naturaleza, concentración, solubilidad, peso molecular y polaridad, y para el sistema, la velocidad de adsorción, temperatura, pH, tiempo de contacto, fuerza iónica y solutos competitivos. La influencia de estos factores determina la capacidad de adsorción.

Por otro lado, Bailey (1999) indica que, si se considera que el adsorbato es un metal, el proceso de adsorción depende de las condiciones experimentales como el pH, la concentración de metal y adsorbente, competencia con otros iones y del tamaño de la partícula. Los parámetros más habituales en este tipo de estudio se presentan a continuación.

a. Tiempo de equilibrio

Algunos estudios (Fiol, 2001; Horsfall y Abia, 2003a) han observado que el mecanismo de extracción de metal es un proceso que se desarrolla en cuatro pasos: (1) migración de los iones de metal desde la solución a la superficie del sorbente; (2) difusión a través la capa superficial de la biomasa; (3) fijación en el grupo activo; (4) difusión intrapartícula hacia el interior de la biomasa. Por tanto, para cada sistema metal-sorbente se establecen unos equilibrios específicos y el tiempo de adsorción dependerá fundamentalmente de la naturaleza de esta relación.

En todos los procesos de adsorción es necesario conocer el tiempo que el sistema tarda en alcanzar el equilibrio, es decir, el momento a partir del cual, por más que se mantenga el contacto entre el adsorbato y el metal, no se producirá más adsorción. Considerando las altas concentraciones de metal, la difusión intrapartícula es el mecanismo predominante, en cambio, para bajas concentraciones, el mecanismo principal de la sorción es la fijación superficial (Srivastava *et al.*, 1989).

b. Efecto del pH

La concentración de iones H^+ es uno de los factores más importantes que afectan la adsorción (Volesky, 2001; Pagnanelli *et al.*, 2003).

Los metales en disolución acuosa se encuentran en forma de diferentes especies químicas en función del pH de la disolución. Este hecho es un indicativo de la fuerte dependencia que existirá entre el pH de la disolución y la posibilidad de recuperación del metal, puesto que, si varían las características de las especies, sobre todo volumen y carga total, también varían las posibles interacciones entre el metal y la superficie del material adsorbente (Fiol, 2001).

Además, cabe considerar que la superficie del material se puede ver afectada al ponerse en contacto con disoluciones ácidas o básicas y provocar reacciones con su superficie, que modifiquen la capacidad de establecer interacciones con el metal. Entonces, una variación del pH provoca modificaciones en los grupos funcionales que se encuentran en la superficie del material, de manera que pueden alterar la capacidad de interacción con las especies metálicas (Villaescusa *et al.*, 2004).

Al respecto, Sposito (1986) indica que las propiedades adsorbentes en una superficie activa están estrechamente relacionadas con el signo y la densidad de carga eléctrica y superficial, la cual puede ser dependiente del pH.

c. Efecto del medio iónico

Low *et al.* (1995) indican que otro de los efectos importantes a considerar cuando se quieren eliminar metales de los efluentes industriales es el medio en el que se encuentra la disolución metálica, ya que la presencia de otras especies orgánicas e inorgánicas en la disolución puede interferir en la recuperación del metal. Por este motivo, es necesario estudiar qué efecto puede provocar la presencia de los residuos de los reactivos más habituales, que pueden encontrarse junto con el metal en las aguas residuales. Entre dichas sustancias se encuentra el NaCl.

Los iones Na^+ pueden competir con el metal para ocupar los huecos del material adsorbente. A su vez, los iones Cl^- pueden formar clorocomplejos, especies neutras o con carga con características físicas y químicas diferentes que hacen variar las condiciones de disponibilidad del metal para ser adsorbido por el adsorbente. Al respecto, Villaescusa *et al.* (2000), citados en Hidalgo y Martínez (2004), afirman que la capacidad de intercambio catiónico del adsorbente es dependiente del contenido iónico total.

d. Efecto de la concentración inicial de soluto

Uno de los parámetros más importantes de los estudios de adsorción (Davis *et al.*, 2003) es el efecto de la concentración inicial del metal, puesto que normalmente un aumento de la cantidad de metal en disolución permite aumentar su recuperación. Este aumento es provocado por el equilibrio que se establece entre el metal en disolución y el metal adsorbido por el material adsorbente, esto depende en cada caso de la cantidad de metal inicial de la disolución.

Para conocer la efectividad de un adsorbente es necesario conocer cuál es la cantidad máxima de metal (capacidad máxima) que puede adsorber. Los materiales adsorbentes establecen diferentes equilibrios de recuperación de metal cuando se ponen en contacto con disoluciones de diferente concentración de metal. Estos equilibrios dependen en todos los casos de las condiciones experimentales y son diferentes para cada temperatura. Al representar los resultados de los equilibrios entre la cantidad de metal adsorbido y la cantidad que queda en la disolución, para unas determinadas condiciones, se obtiene la isoterma de equilibrio y su ecuación se puede determinar utilizando distintos modelos (Davis *et al.*, 2003).

e. Solubilidad del adsorbato

En general, la adsorción desde una disolución a un sólido ocurre como consecuencia del carácter liofóbico (no afinidad) del soluto respecto al disolvente particular o debido a una afinidad elevada del soluto por el sólido o por una acción combinada de estas dos fuerzas.

Por ello, el grado de solubilidad de una sustancia disuelta es el factor más importante para determinar la intensidad de la primera de las fuerzas impulsoras. Cuanta mayor atracción tiene una sustancia por el disolvente, menos posibilidad tiene de trasladarse a la interfase para ser adsorbida.

f. Carga del ion

La teoría de Gouy-Chapman (Navas y Carrasquero, 2000) predice que los iones de igual carga son adsorbidos con la misma fuerza sobre la superficie sólida cargada. En la práctica, sin embargo, el radio hidratado o bien la polarización del ion determinan la fuerza de adsorción, entre los cuales son más fuertemente retenidos los de menor radio hidratado. En ese sentido, la hidratación es directamente proporcional a la carga del ion e inversamente proporcional al radio iónico. Ello supone un incremento del tamaño del ion y, por tanto, reduce su movilidad.

Por otra parte, si se asume que las fuerzas de enlace en la adsorción son esencialmente electrostáticas y bajo condiciones ordinarias los iones adsorbidos están hidratados, los cationes con radios hidratados más pequeños se acercarán a los lugares de carga negativa más fácilmente y serán retenidos con más fuerza que un catión de mayor radio hidratado. Según esto, el Ca^{2+} será más fuertemente adsorbido que el Mg^{2+} (Huheey, 1983).

La teoría de Gouy también establece que los iones multivalentes se concentran en la doble capa preferentemente sobre los monovalentes. Es decir, los iones divalentes son adsorbidos en mayor magnitud que los monovalentes. Dicha selectividad, que favorece la adsorción de cationes de mayor carga, decrece con el incremento de la fuerza iónica en la solución, mientras que la dilución favorece la retención de los iones de mayor carga (Sposito, 1986)

g. Grupos activos

En la literatura se reporta (Boehm, 1994; Budinova *et al.*, 1994; Toles *et al.*, 1999) que la presencia de funcionalidades oxigenadas de naturaleza ácida o polarizable en la estructura del sorbente, principalmente grupos carboxilos, carbonilos, fenoles y lactonas, favorece la captación de cationes metálicos.

3.1.2 Tipos de procesos de adsorción

Se han desarrollado diferentes tipos de procesos para las operaciones de adsorción entre los que se incluyen reactores de lecho fijo, lecho móvil, lecho fluidizado y tanques agitados. De todos ellos, los más utilizados son los adsorbedores de lecho fijo, debido a su mayor área de adsorción por unidad de volumen y los de tanques agitados (proceso por lotes o *batch*). La capacidad de adsorción en columna representa entre el 30 y 60 % de la capacidad en un proceso *batch* (Volesky, 1990).

Adsorción por lotes

En este proceso es adecuado el uso de adsorbentes en polvo, el cual se añade en tanques de contacto, con sistemas de agitación para acelerar el proceso. Una vez transcurrido el tiempo de contacto deseado, se deja que el adsorbente se sedimente en el fondo del tanque y, seguidamente, se extrae del mismo el agua tratada. Debido a que el adsorbente es muy fino, puede que sea necesario llevar a cabo una filtración (Geankoplis, 1998).

Este tipo de adsorción se suele usar para adsorber solutos de disoluciones líquidas cuando las cantidades tratadas son pequeñas, como en la industria farmacéutica. Al igual que muchos otros procesos, se requiere una relación de equilibrio (isoterma de adsorción) y un balance de materia (Geankoplis, 1998).

Entonces, si la concentración inicial de la alimentación es C_o , la concentración final en el equilibrio, C_e ; la concentración del soluto adsorbido en el sólido, Y_o , y el valor final en el equilibrio,

Y. Por lo tanto, el balance de materia sobre el adsorbato es el siguiente:

$$Y_0 * m + c_0 * V = Y * m + C_e * V$$

Donde, m es la masa de biosorbente en gramos (g), y V, el volumen de la solución de alimentación en litros (L).

Al graficar la variable Y de la ecuación anterior en función de C_e , el resultado es una línea recta. Si se traza la isoterma de equilibrio en la misma gráfica, la intersección de ambas líneas da los valores finales en equilibrio de Y, y C_e (Geankoplis, 1998). Flores *et al.* (2004) señalan que las experiencias en *batch* no son totalmente representativas de las condiciones naturales, ya que ofrecen una gran superficie específica y, por tanto, la máxima posibilidad de adsorción. Se considera que el flujo es nulo.

Adsorción en columnas de lecho fijo

Un método muy usado para la adsorción de solutos de líquidos o gases emplea un lecho fijo. Las experiencias en columnas reflejan mejor las condiciones de campo, ya que permiten controlar la velocidad de flujo y obtener, de este modo, coeficientes de distribución más realistas.

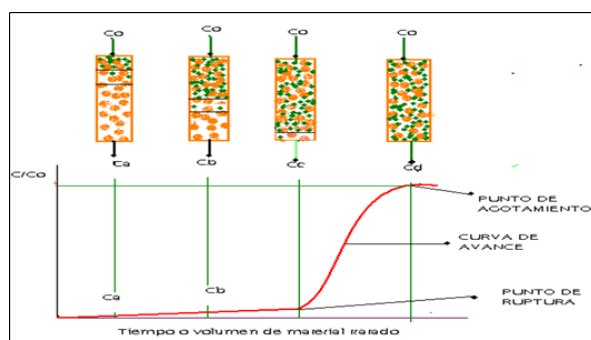
Un adsorbente de lecho fijo es una columna o tubo vertical relleno con partículas granulares de adsorbente. En estos, el fluido que contiene el soluto se hace descender a través del lecho empacado a una tasa de flujo constante y la carga o cantidad retenida en la columna aumenta con el tiempo (Doran, 1998).

En ese sentido, la situación es más compleja que la de un simple proceso por lotes, en un tanque agitado que alcanza el equilibrio. En el proceso de lecho fijo son importantes las resistencias a la transferencia de masa y el proceso se lleva a cabo en un estado no estacionario. La eficiencia del proceso depende de la dinámica global del sistema y no solo de las consideraciones de equilibrio (Albis *et al.*, 2017).

Las concentraciones del soluto en la fase fluida y en la fase adsorbente sólida cambian con el tiempo y también con la posición en el lecho fijo conforme prosigue la adsorción (Albis *et al.*, 2017).

La Figura 2 muestra la operación de un adsorbente de lecho fijo con fluido descendente, en la cual la solución líquida que contiene el adsorbato con concentración C_0 se alimenta por la parte superior de la columna que inicialmente está libre de adsorbato.

Figura 2. Proceso de adsorción en lecho fijo



Nota. Tomado de Doran (1998)

Al principio, la resina situada en la parte superior adsorbe rápidamente el soluto, la solución pasa a través de la columna libre de soluto y abandona el sistema con una concentración en el efluente cercana a cero. Conforme continúa el flujo de solución, la región del lecho donde existe la mayoría de la adsorción, la zona de adsorción, va descendiendo, ya que la resina de la parte superior se va saturando de soluto en equilibrio con la concentración en el líquido C. Esa porción del lecho donde ocurre la transición de la concentración del componente a despojar está definida como la Zona de Transferencia de Masa [ZTM] (Xirdan y Bonnet, 2000).

Por otro lado, el movimiento de la zona de adsorción ocurre por lo general mucho más lento que la velocidad del fluido a través del lecho y se denomina onda de adsorción. Finalmente, la parte inferior de la zona de adsorción alcanza el fondo del lecho, la resina está casi saturada y la concentración de soluto en el efluente empieza a aumentar de manera apreciable. Este es el denominado punto de ruptura.

Cuando la zona de adsorción pasa a través del fondo del lecho, la resina no puede adsorber más soluto y la concentración en el efluente recobra su valor inicial (C_0); esto se denomina punto de saturación (Doran, 1998). Entonces, el tiempo de ruptura (T_r) es el punto en el cual la concentración en el efluente alcanza el máximo valor permitido para cumplir con los requerimientos de la planta, lo cual indica que el lecho empieza a saturarse. Por otra parte, el tiempo de agotamiento (T_s) es en el punto donde la concentración de adsorbato en el efluente se aproxima a la de la corriente de entrada e indica la saturación total del lecho con adsorbato que debe regenerarse. El periodo de tiempo entre los dos es proporcional al espesor de la zona de transferencia de masa en el lecho.

La curva de la Figura 2 que muestra la concentración de soluto en el efluente o volumen de material procesado en función del tiempo se denomina curva de ruptura (Doran, 1998). La importancia de este tipo de curvas radica en que, en la mayoría de los procesos industriales en los que se utiliza la adsorción, básicamente para purificar corrientes residuales de líquidos, esta se lleva a cabo en adsorbedores de lecho fijo, por lo que los parámetros de tiempo antes definidos son de vital importancia en el diseño y operación para determinar el tiempo de operación óptimo del lecho y cuándo es necesario regenerarlo para seguir cumpliendo con las especificaciones del proceso (Geankoplis, 1998).

En la misma figura, se muestra que, si la adsorción continúa hasta que el lecho entero esté saturado y la concentración en el efluente sea igual a C_0 , se pierde una importante cantidad de soluto. Para evitarlo, las operaciones de adsorción se paran generalmente antes de que el lecho esté completamente saturado. El único inconveniente es que se desaprovecha una parte de la capacidad del lecho.

Análisis ingenieril de la adsorción de lecho fijo

En el diseño de un adsorbente de lecho fijo debe calcularse la cantidad de resina y el tiempo requerido para la adsorción de una determinada cantidad de soluto. Por ello, los procedimientos de diseño incluyen la predicción de la forma de la curva de ruptura y el tiempo de aparición del punto de ruptura. La primera se ve afectada por diversos factores como la velocidad de alimentación, la concentración del soluto en la alimentación, la naturaleza del equilibrio de adsorción y la velocidad de adsorción (Chen y Wang, 2003).

Entonces, teniendo en cuenta que la adsorción en lecho fijo es un proceso en estado no estacionario, y las ecuaciones de las isoterms de adsorción, generalmente no lineales; los cálculos necesarios para

su análisis son relativamente complejos en comparación con muchas otras operaciones básicas. Otra dificultad añadida la constituye el empaquetamiento no homogéneo en los lechos de adsorción y la dificultad de obtener resultados reproducibles en lechos aparentemente idénticos (Xirdan y Bonnet, 2000).

Por otra parte, a causa de que el tiempo de contacto entre el adsorbente y el fluido es limitado por la cantidad de flujo y la geometría del lecho, el diseñador debe enfrentar ambas consideraciones, la cantidad de flujo y la geometría (Hinnes y Maddox, 1985). En cuanto al concepto de zona de transferencia de masa, esta proporciona un simple pero efectivo método para considerar el fenómeno de flujo en sistemas de adsorción de lecho. Además, expresa una resistencia total en términos de la cantidad de adsorbente no usado, el cual debe ser añadido de acuerdo a los requerimientos del equilibrio (Hinnes y Maddox, 1985). Ahora bien, algunas simplificaciones importantes están implícitas en el desarrollo de este modelo:

- El lecho está uniformemente empacado.
- La temperatura del adsorbente y la carga inicial del componente a despojar están uniformemente distribuidas a través del lecho.
- La temperatura y composición de la alimentación son constantes.
- No hay gradientes radiales de temperatura ni de concentración.
- Las temperaturas tanto del fluido como del adsorbente son iguales.
- El fluido no cambia de fase.
- Se asumen efectos de adsorción de calor nulos.
- No ocurren reacciones químicas.

Para este análisis se puede demostrar que la capacidad total o estequiométrica de la torre de lecho empacado, cuando el lecho completo alcanza el equilibrio con la alimentación, es proporcional al área entre la curva y una línea en $C/C_o = 1.0$, como se muestra en la Figura 3. El área total sombreada representa la capacidad total o estequiométrica del lecho (Geankoplis, 1998):

$$T_t = \int_0^{\infty} \left(1 - \frac{C}{C_o}\right) dt$$

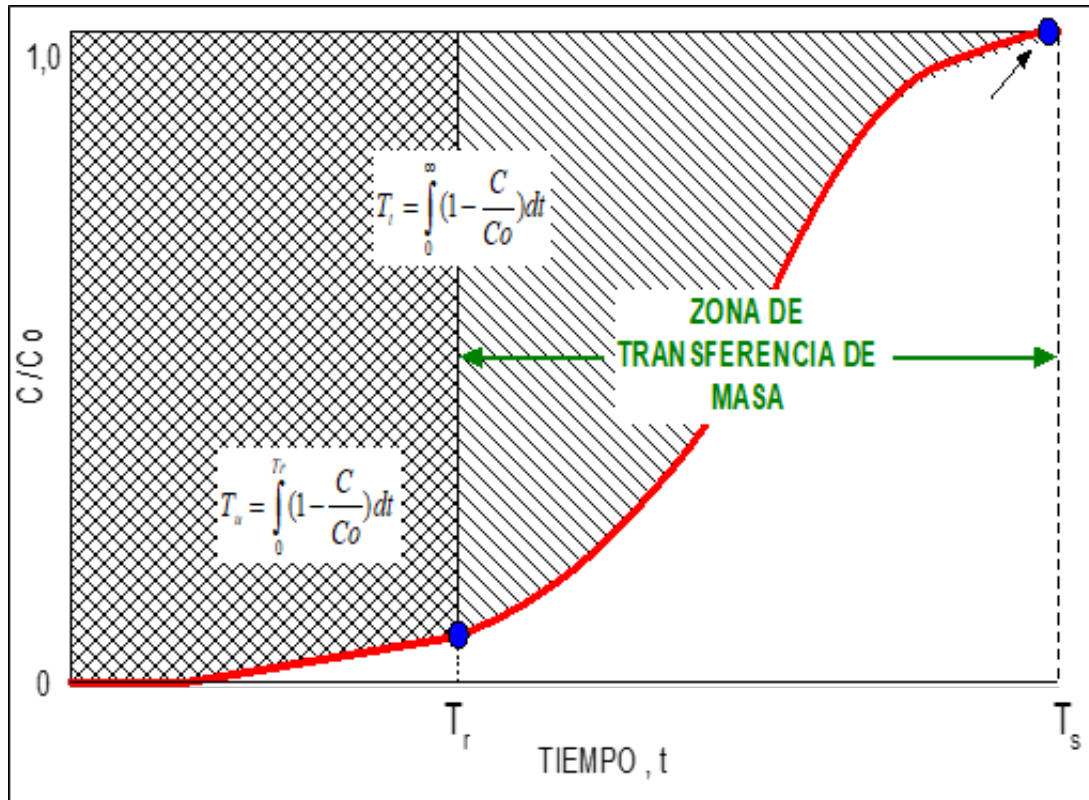
Donde, T_t es el tiempo equivalente a la capacidad total o estequiométrica del lecho.

La capacidad utilizable del lecho hasta el tiempo de ruptura T_r es el área cuadrículada:

$$T_u = \int_0^{T_r} \left(1 - \frac{C}{C_o}\right) dt$$

Donde T_u es el tiempo equivalente a la capacidad utilizable o el tiempo en el cual la concentración del efluente alcanza su máximo nivel permisible. Asimismo, el valor de T_u suele ser muy cercano al de T_r . La relación T_u/T_t es la fracción de la capacidad o longitud total del lecho utilizada hasta el punto de ruptura (Geankoplis, 1998).

Figura 3. Curva de avance



Nota. Geankoplis (1998)

La longitud del lecho H_t , estequiométrico, se puede calcular de la siguiente manera:

$$H_t = H - H_f$$

Donde H es la altura de diseño del lecho, y H_f la altura necesaria para la formación de la onda de adsorción. De esta manera, para una longitud del lecho de H_t (en metros), H_u es la longitud del lecho utilizada hasta el punto de ruptura.

$$H_u = \frac{T_u}{T_t} H_t$$

La longitud el lecho no usado, H_{nu} (en metros), es la fracción no multiplicada por la longitud del lecho estequiométrico (H_t):

$$H_{nu} = \left(1 - \frac{T_u}{T_t}\right) H_t$$

Donde H_{nu} depende de la velocidad del fluido y es esencialmente independiente de la longitud total de la columna. Es por eso que el valor de H_{nu} se puede medir a la velocidad de diseño en una columna de laboratorio de diámetro pequeño empacada con el adsorbente deseado. Después, el lecho adsorbente a escala completa se diseña simplemente calculando primero la longitud del lecho necesaria para lograr la capacidad utilizable requerida H_u en el punto de ruptura. Entonces, el valor de H_u es directamente proporcional a T_r . Por consiguiente, a la longitud H_f , se suma la longitud H_{nu} de la sección de transferencia de masa y la longitud H_u para obtener la longitud total H (Geankoplis, 1998):

$$H = H_{nu} + H_f + H_u$$

La altura de la zona de transferencia de masa se determina de la siguiente manera:

$$H_{ZTM} = \frac{T_s - T_r}{T_t} * H_t$$

Este procedimiento de diseño se usa con mucha frecuencia y su validez depende de que las condiciones en la columna de laboratorio sean semejantes a las de la unidad en la escala real. La dispersión o la mezcla axial pueden no ser exactamente iguales en las dos torres, pero con el cuidado necesario este método de diseño es muy útil (Geankoplis, 1998).

3.2. Remoción de metales pesados a base de adsorbentes de celulosa lignina

Si bien el empleo de microorganismos ha resultado en la remoción de metales pesados, como el mercurio o el cromo, los costos generados en la gestión por la aplicación de estos métodos, sumado al nivel de especialización necesario para realizarlos, dificultan que se puedan aplicar en gran escala y por parte de la mayoría de la población. Sin embargo, existen otras alternativas igual de eficientes y posibles de efectuarse a bajo costo mediante materiales orgánicos reciclables, que también son posibles de gestionar.

De acuerdo con lo señalado por Malik *et al.* (2016), una de estas tecnologías fáciles de gestionar y a bajo costo son los métodos de adsorción, los cuales han probado ser muy eficientes en vista de las pocas concentraciones de metal que dejan de lado y por sus propiedades económicamente accesibles. De este modo, además de los métodos tradicionales, como los medios físicos o químicos de remoción de residuos en suelos y aguas contaminadas, también se contempla el uso de materiales de celulosa, los cuales resultan muy prometedores. Estos materiales, además, se encuentran en grandes cantidades, pues se obtienen de los residuos orgánicos que la actividad de consumo humana produce. Por ello, resultan muy baratos y tienen un bajo o poco valor económico.

En la actualidad, se contempla el uso de materiales de celulosa de diversas fuentes, como las fibras, hojas, raíces, conchas, cáscaras, semillas, entre otras. Por ello, estos materiales se pueden aplicar ya sea en forma natural o al modificarlos para que puedan desintoxicar la polución por metales pesados en el agua de consumo o en las aguas residuales.

Ahora bien, el empleo de materiales de celulosa suele realizarse mediante la técnica de la adsorción. De acuerdo con Barakat (2011), este método ha probado ser una técnica bastante económica y conveniente para la remoción de residuos, en tanto que no solo muestra una enorme eficiencia en la solvencia de los metales, sino que los materiales reciclables empleados se pueden volver a utilizar, ya que son biodegradables y, además, permiten recuperar los metales absorbidos. Como se vio en apartados anteriores, el método de la adsorción fue empleado en los filtros de carbón activado; sin embargo, la producción de estos materiales puede ser más costosa que el empleo de adsorbentes reciclables y biodegradables.

Por lo tanto, de acuerdo con Malik *et al.* (2016), debido a que varios materiales de desecho orgánico, industrial o de la agricultura resultan altamente disponibles es que el empleo de técnicas de adsorción de metales a bajo costo se está volviendo paulatinamente popular. De este modo, las investigaciones en torno a la biorrecuperación de áreas contaminadas se enfocan en la preparación

industrial de absorbentes baratos, como la pulpa, los residuos del papel, los residuos de los fertilizantes, la bagasa de las cañas de azúcar, entre otros. Por otro lado, se contempla la utilización de los residuos domésticos producidos por las actividades de consumo humanas, como los restos de las frutas, los alimentos marinos, entre otros. Además, también se consideran los residuos producidos por la actividad de la agricultura, como la lignina (un polímero orgánico que se deposita en las paredes celulares de las plantas), la arcilla, la caolinita o la turba.

Sin embargo, los materiales con las propiedades de adsorción más eficientes son los biosorbentes, ya que se pueden aprovechar las propiedades de la celulosa presente en ellos. De acuerdo con Sud *et al.* (2008), los biosorbentes se componen principalmente de celulosa, lignina y sus extractivos, así como de lípidos, almidón, hidrocarburos y proteínas simples. No obstante, estos materiales suelen elegirse debido a las propiedades de la celulosa. Este es un compuesto orgánico polisacárido que consiste en una cadena de miles de unidades de D-glucosa; se trata de un componente estructural muy importante en la pared celular de las plantas, así como de algunas algas y hongos.

Asimismo, la celulosa es la estructura de la composición celular de las plantas que permite el proceso de biosorción, el cual fue analizado al revisar las propiedades de las plantas en la desintoxicación de zonas contaminadas por metales pesados. A su vez, este proceso es beneficiado por otros componentes que forman parte de la estructura de la celulosa de las plantas; algunos de ellos son las hemicelulosas y la lignina. Por un lado, las hemicelulosas consisten en fibras dietéticas que se forman a base de grupos heterogéneos de sustancias polisacáridas que, a la vez, contienen una gran cantidad de azúcares como la xilosa, manosa, galactosa, arabinosa o los ácidos glucorónicos. Por otro, la lignina consiste en un tipo de polímero arbóreo que se forma a partir de unidades de fenol que incluyen los transconiferilos, los transinafilos y los trans-p-coumarilos. Esta se puede disolver en agua y, en forma similar a las hemicelulosas, posee las características de las fibras dietéticas y funcionales.

Ambos componentes de la celulosa contribuyen en la capacidad de biosorción de estos biomateriales en tanto que interactúan de forma directa con los iones presentes en los metales pesados, de manera que estos son retenidos en la estructura arbórea de los polisacáridos al tiempo que los componentes sólidos de los metales se dejan de lado y no forman parte del metabolismo celular de la biomasa, con lo cual pueden ser recuperados y reutilizados, en forma similar al proceso de biosorción efectuado por las plantas.

En lo que sigue, se busca resaltar las propiedades de biosorción de productos orgánicos, como las cáscaras de coco o el bagazo de la caña de azúcar, en la remoción del cromo. El objetivo de estos es indicar que tanto una como otra alternativa buscan aprovechar las capacidades de la biomasa de ambos materiales para reutilizar la celulosa presente en ellos y reducir los niveles de toxicidad de este metal. Ello, a su vez, pretende justificar la búsqueda y experimentación de materiales similares a bajo costo que se puedan emplear en la remoción de metales dentro del país, como puede ser el uso de los restos de la yuca que se analizará más adelante.

3.3. Toxicidad del cromo III

El cromo es un metal que puede afectar el crecimiento y desarrollo de las plantas. Dicho elemento (Cr) se encuentra en la naturaleza en su forma trivalente, es decir, como cromita o Cr (III), o en su forma hexavalente como cromato o Cr (VI) (Cicatelli *et al.*, 2018). Este elemento es tóxico, por lo cual se ha tenido que establecer un nivel máximo; de esta manera, según el documento de la Organización Mundial de la Salud [OMS] (2019), se determinó que el límite máximo permitido de

cromo en los seres humanos es de 0.05 mg/L.

Su nivel de toxicidad varía de acuerdo a su presentación. En el caso de Cr (III), este es menos tóxico en comparación con el cromo hexavalente; no obstante, en caso de que se produzca “descargas de efluentes con cromo III en cuerpos receptores con menor dilución de agua pueden provocar una toxicidad por cromo” (Mayta y Mayta, 2017, p. 332). Asimismo, se sostiene que Cr (III) muestra una baja solubilidad por medio de las membranas biológicas, presenta estabilidad en ambientes naturales y es “adsorbido en partículas en suspensión y sedimentos del fondo” (Mora, 2016, p. 364), debido a que se precipita rápidamente.

En cuanto a los efectos toxicológicos del cromo en los seres vivos, una ingesta continua de este metal puede causar importantes complicaciones que afectan las funciones metabólicas como la vida de los mismos. De acuerdo con un informe elaborado por la OMS (2019), los niveles de adsorción de cromo en los seres humanos son relativamente bajos, pues se estima que alrededor del 0.2 % del Cr (III) es absorbido, mientras que este porcentaje se incrementa a 7 % para el Cr (VI). Sin embargo, la exposición continua del cromo en los seres humanos puede provocar severos desórdenes tanto en los pulmones como en el hígado y los riñones, así como un colapso cardiovascular por hipovolemia severa. Se han reportado casos de niños y adultos muertos por la ingesta de cromo cuando las dosis varían entre 4.1 y 357 mg/kg, en tanto que se ha encontrado que al menos un gramo de potasio dicromato puede resultar fatal.

Aun así, la presencia abundante de cromo en las plantas produce que la cantidad de proteínas y la acción de la nitrato reductasa se reduzcan. También, ocasiona síntomas relacionados con clorosis, motiva que las poliaminas se sinteticen y el crecimiento disminuye, reduce el crecimiento de brotes y la cantidad de agua en las hojas y produce la acción de quitinasas foliares. Además, incide en el ADN de forma negativa, puesto que ocasiona daño oxidativo y produce la alteración de la actividad de ADN polimerasas y su estructura (Cicatelli *et al.*, 2018).

Cabe resaltar la importancia de considerar el nivel de toxicidad del cromo, el cual representa un riesgo para el ser humano y otros organismos de la naturaleza. A pesar de que el cromo III no presenta un mayor nivel de toxicidad que su presentación hexavalente, es esencial aclarar que se corre el riesgo de alcanzar una toxicidad por cromo por dicho motivo (Mayta y Mayta, 2017).

3.4. La toxicidad del cromo proveniente de la curtiduría

En vista de la variedad de tratamientos disponibles para la remoción de contaminantes en el agua, es importante considerar que la elección de un método u otro dependerá, en gran medida, del tipo de contaminante que se busque remover. De este modo, por ejemplo, resultaría contraproducente, como se vio anteriormente, aplicar métodos de evaporación de agua para la remoción de químicos con un índice de evaporación similar al del agua. Al respecto, Lakhan y Pratap (2019) indican que debe considerarse el nivel de toxicidad de algunas industrias humanas que producen niveles más allá de los permitidos de metales pesados presentes en las aguas de consumo y en las residuales.

Según Lakhan y Pratap (2019), la industria de la curtiduría es la tercera más desarrollada del mundo. En países con gran demanda de productos de cuero, como Argentina, Perú o, en el caso señalado por los autores, la India, las curtidurías tienen una posición importante en tanto que contribuyen a la exportación de productos de calidad, generan numerosos puestos de trabajo y satisfacen la demanda de estos productos. Sin embargo, sus efectos sobre el medioambiente resultan altamente nocivos, en especial en la India, pues, según lo señalado por ambos autores, existen unas

3000 curtidurías en el país, de las cuales el 90 % emplean el cromo como parte de los procesos industriales.

De este modo, un aproximado de 3000 toneladas de sales de cromo son empleadas anualmente en estos procesos, de los cuales el 40 % es contenido en las aguas residuales que dicha industria vierte en los canales de agua cercanos. Este proceso, a su vez, se realiza en Perú, aunque en menor proporción. De acuerdo con Huamaní (2014), en este país existen cerca de 60 curtiembres, de las cuales aproximadamente la mitad se ubica en Lima, la ciudad capital. A pesar de esto, el nivel de producción de las curtiembres de Lima supera la mitad de la industria en todo el país, pues se sabe que estas son responsables por la producción del 75 % del cuero de bovino y el 60 % de caprino-ovino. En ese sentido, la producción de productos de cuero, si bien no presenta las mismas dimensiones que en la India, constituye una industria que se presenta en gran parte del país y, por ello, genera también grandes cantidades de cromo en los cuerpos de agua cercanos.

En ese contexto, la industria del cuero, a nivel mundial, es una de las que genera mayores contaminantes, en especial con respecto a los cuerpos de agua cercanos a ellas, en los cuales se vierte una serie de contaminantes nocivos para el ambiente, como los orgánicos e inorgánicos, clorhidos, sulfidos, diferentes sales, sólidos disueltos y suspendidos, además de, por supuesto, metales pesados como el cromo. De acuerdo con Masood y Malik (2011), los residuos sólidos y gaseosos son emanados por las actividades propias de la industria de la curtiduría, con lo cual la descarga del desperdicio producido por ella en forma descontrolada causa, como se vio en apartados anteriores, la contaminación del suelo y del agua natural, con lo cual reporta serias amenazas para la salud humana, la flora y fauna cercanas.

Entre los contaminantes que mayor daño pueden ejercer sobre el ambiente, se tiene que el cromo y el pentaclorofenol son los que esta industria produce en mayor cantidad, los cuales son altamente tóxicos y tienen el potencial de producir efectos cancerígenos en las formas de vida cercanas a la actividad industrial. Además, se sabe que estos contaminantes afectan en forma permanente las áreas en las que entran en contacto debido a la percolación y lixiviación de los lugares de desecho, lo cual motiva que el agua afectada no sea apta para el consumo humano o la irrigación, así como vuelve infértiles los terrenos afectados y repercute en los consumidores en distintas formas.

Por lo tanto, en vista de la toxicidad de este elemento, las industrias de curtiduría buscan tratar las aguas contaminadas mediante los métodos físicos y químicos descritos antes de que los residuos acuosos sean liberados al medioambiente. Por lo general, se ha encontrado que los métodos empleados por las plantas de curtiduría suelen ser los químicos, como la reducción de la toxicidad mediante la precipitación, el intercambio de iones, la adsorción mediante el carbón, la osmosis inversa, entre otros. Sin embargo, estos métodos resultan bastante costosos y se sabe que dichas plantas suelen reducir los niveles de toxicidad de los contaminantes, pero no a los niveles permitidos. En vista de ello, es importante considerar la situación de los contaminantes de cromo en el país, dado que, si bien no existe un número elevado de curtidurías, estas suelen concentrarse en la capital y generar enormes cantidades de desperdicios tóxicos. Por lo tanto, si bien se han considerado alternativas ecoamigables y de bajo costo en los países revisados, resulta importante analizar el empleo de estos métodos en el país, a fin de poder introducir la reducción de niveles de cromo a base de la biomasa de la yuca.

CAPÍTULO IV

LA CAPACIDAD DE BIOSORCIÓN DE LA BIOMASA DE LA YUCA EN LA REDUCCIÓN DE LA TOXICIDAD DEL CROMO

El desarrollo experimental de la presente investigación se realizó en los laboratorios de la Escuela Profesional de Química de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa y el Laboratorio Analítico del Sur (LAS). En ella, se buscó establecer la capacidad de la biomasa residual de yuca (*Manihot esculenta Crantz*) para la remoción de Cr (III) en soluciones de aguas contaminadas tanto en sistemas en lote como en flujo continuo. Así también, obtener el biosorbente a partir de la corteza de yuca y caracterizarlo. Además, describir matemáticamente el equilibrio de biosorción en un proceso discontinuo evaluando su capacidad de absorción. Finalmente, es necesario evaluar la cinética de bioadsorción.

El material biomásico se basó en la biomasa residual (BRY) para obtener el biosorbente, la cual está constituida por la corteza (epidermis y endodermis) de yuca (*Manihot esculenta Crantz*), procedente del distrito de Quillabamba, provincia de la Convención y departamento del Cusco, tal como puede apreciarse en la Figura 4.

Figura 4. Raíz de yuca (*Manihot esculenta Crantz*)



También se utilizaron diferentes materiales de laboratorio como cápsulas petri, baguetas, vasos precipitados (50, 100 y 150 ml), probetas (5, 10, 25, 50 ml), matraces de Erlenmeyer, pipetas, juegos de tamices, matraces, entre otros. Algunos reactivos utilizados fueron el cloruro crómico hexahidratado $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (Merck, p.a.) conc. mín. = 95 %, ácido nítrico HNO_3 (Merck, p.a.) conc. mín. = 69 %, ácido 2-mercapto etanoico HSCH_2COOH (Merck, p.a.) conc. mín. = 80 %, hidróxido de amonio NH_4OH (Merck, p.a.) Slc. 1 %, agua desionizada, agua destilada, hidróxido de sodio NaOH (Merck, p.a.) Slc. 2.5 %, ácido sulfúrico H_2SO_4 (Merck, p.a.) Slc. 1.25 %. Estos reactivos fueron adquiridos de la Distribuidora de Productos Químicos S. R. Ltda. (DIPROQUIM), MERCK Peruana S. A. y el almacén de la Escuela Profesional de Química.

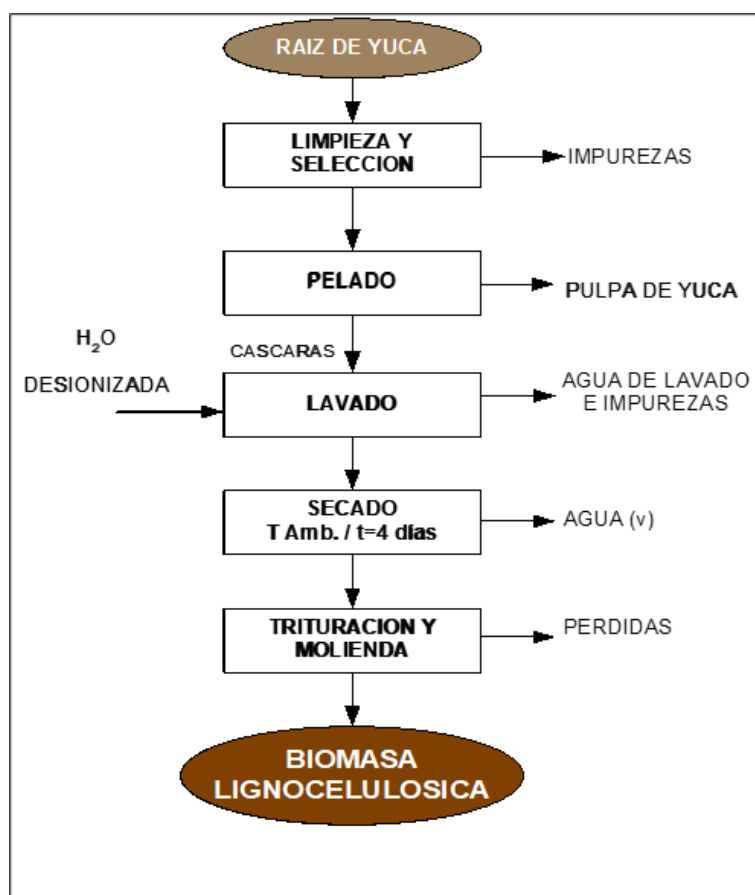
Además, los equipos utilizados fueron una estufa, molino Wiley, espectrofotómetro de absorción atómica de flama modelo 503 (Perkin Elmer), mufla, espectrofotómetro IR Galaxy Series FTIR 5000, Mattson y Microscopio Electrónico Philips XL. Por otro lado, se emplearon instrumentos como potenciómetro MD-744 Metrohn, termómetro, balanza analítica de precisión ES-120J4.

Ahora bien, la biomasa lignocelulósica (BLY) es la biomasa vegetal que está constituida de hemicelulosa, celulosa y lignina. Ello se obtuvo de acuerdo al método descrito por Maldonado y Romero (2005), quienes a partir de 10 kg de raíz de yuca realizaron operaciones de limpieza, selección, pelado, picado, lavado, secado y molienda. En las operaciones de limpieza y selección, se eliminaron todas las impurezas como tierra, semillas, sustancias extrañas y otras. En el pelado, la

separación cuidadosa de la corteza (biomasa residual de yuca, BRY) y el lavado se realizó con agua desionizada. Para su activación, se trató con un exceso de 0.3M de HNO_3 por 24 horas, seguido de un decantado, filtrado y lavado con agua desionizada hasta pH 6.0. La pasta fue secada a temperatura ambiente durante cuatro días y, luego, se obtuvo la biomasa lignocelulósica activada.

Asimismo, la biomasa residual (BRY) fue sometida a secado a temperatura ambiente, bajo sombra y con ventilación natural. La muestra seca constituyó la biomasa lignocelulósica (BLY), luego, se realizó la molienda y posterior cribado hasta alcanzar una granulometría por debajo de 500 μm . La Figura 5 muestra el diagrama de flujo correspondiente. En cambio, para la obtención del biosorbente (BSY) se procedió de acuerdo al método descrito por Horsfall y Abia (2003b) y modificado por Maldonado y Romero (2005). Este comprende las etapas de activación y modificación química de la biomasa lignocelulósica (BLY) por tratamiento ácido y el análisis granulométrico posterior.

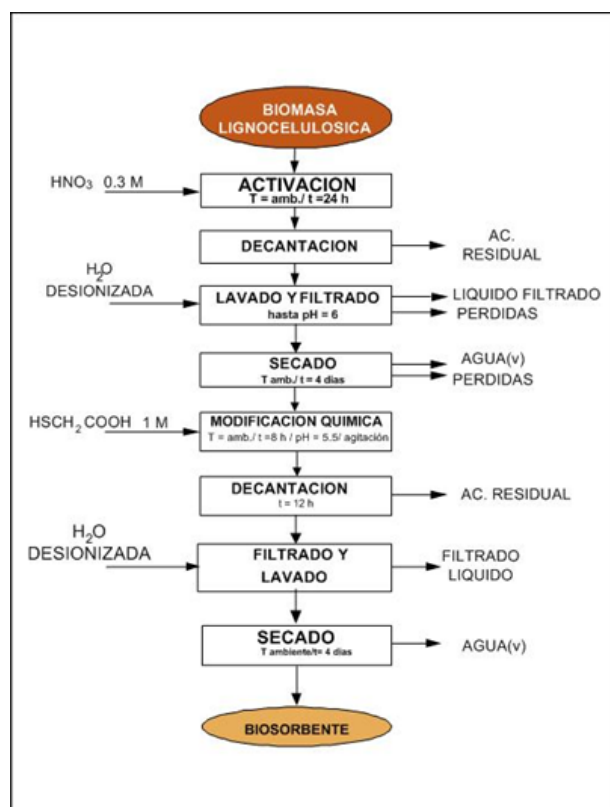
Figura 5. Diagrama de flujo del proceso de obtención de la biomasa lignocelulósica (BLY)



Para modificar la biomasa activada se necesita alrededor de 250 ml de ácido 2-mercapto etanoico (ácido tioglicólico), 1M por cada 25 g de muestra (Horsfall y Abia, 2003b). La tiolación se realizó en campana de gases considerando la toxicidad del ácido, a temperatura ambiente, pH de 5.5, agitación constante y por un periodo de 8 horas (Maldonado y Romero, 2005).

La solución se dejó sedimentar por 12 horas y se decantó el sobrenadante. Luego, el sedimento se filtró y lavó con agua desionizada, la pasta resultante fue secada al medio ambiente durante cuatro días y, así, se obtuvo el biosorbente (BSY). El diagrama de flujo para la obtención de (BSY) se muestra en la Figura 6.

Figura 6. Diagrama de flujo del proceso de obtención del biosorbente (BSY)



El BSY fue sometido a un análisis granulométrico utilizando la operación de tamizado entre las mallas Tyler estándar 28 y 48 (200-400 μm) en un rotab durante 30 min, en este tiempo se separó la biomasa de cada tamiz y se procedió a pesar por tamaños para su análisis granulométrico.

4.1. Caracterización de la biomasa y el biosorbente

Se realizó la determinación de cenizas, fibra, grado de hinchamiento, grupos funcionales, morfología y superficie específica del BSY (tamaño de partícula > 400 μm), así como densidad aparente, pH de la biomasa lignocelulósica (BLY) y biosorbente (BSY). La determinación de cenizas fue mediante el método gravimétrico, descrito anteriormente por Palma (2000), y comprendió la calcinación de 1 g de BSY a 600 $^{\circ}\text{C}$ hasta alcanzar una masa constante (cenizas blancas), libre de carbón (residuo inorgánico). Por otra parte, los cálculos se realizaron considerando la masa de la muestra incinerada como el 100 %, además de hacerlo por duplicado y conseguir el promedio aritmético, de la siguiente manera:

Masa de muestra seca (g): S

Masa de muestra calcinada (g): C

$$\%Cen = \left(\frac{C}{S} * 100 \right)$$

Se determinó el contenido de fibra de BSY de acuerdo a la Norma Técnica Nacional 209.074, en la cual se siguen los siguientes pasos: en primer lugar, se usa 10 g de BSY molido y se somete a un proceso de desengrasado utilizando hexano, en equipo soxhlet. Luego, se pesa 2 g de BSY desengrasado (P1) y se añade 200 ml de H_2SO_4 al 1.25 % contenido en vaso de precipitados de

400 ml. Después, se cubre el vaso de precipitados con luna de reloj y se lleva a ebullición durante 30 minutos; se repone con agua destilada las pérdidas de volumen que se produjeron durante la ebullición. Posteriormente, se filtra la solución caliente en papel filtro fino lavando perfectamente el residuo con agua destilada. A continuación, el residuo contenido en el papel filtro se traspasa a un vaso de precipitados con 100 ml de agua destilada caliente. Se añade 100 ml de solución de NaOH al 2.5 % y se hierve durante 30 minutos para reponer las pérdidas de volumen con agua destilada. Enseguida, se plega el papel filtro, se coloca en pesafiltros, se deseca a 105 °C durante una hora y se pesa (P2).

Se procedió a filtrar el líquido a través de papel pesado. Los restos que quedaron adheridos a las paredes del Erlenmeyer se trasladaron al papel filtro usando agua destilada caliente. Luego, se lavó con agua destilada hasta que el líquido de los lavados no dio reacción alcalina con el papel indicador universal. Finalmente, se dejó drenar, se transfirió a un pesafiltros, se desecó a 105 °C durante 3 horas y se pesó. Se volvió a desecar durante 15 minutos y se pesó de nuevo para comprobar que el peso es constante (P3). La diferencia de masas de los dos papeles filtro ($P4 = P3 - P2$) constituyó la fibra contenida en la biomasa lignocelulósica (BLY), y se calculó el porcentaje de fibra de la siguiente forma:

$$\%Fibra = \frac{P4}{P1} * 100$$

Los grupos funcionales activos del biosorbente obtenido (BSY) fueron caracterizados mediante la técnica de espectroscopia de infrarrojo transformada de Fourier (FTIR). Este análisis se llevó a cabo en el Departamento de Química Orgánica y Farmacéutica de la Universidad de Navarra (España). Para el análisis FTIR, se utilizaron discos de KBr, que contuvieron 3 mg de residuos de BSY en granos muy finos.

El espectro obtenido mostró una imagen de los grupos funcionales del BSY. La interpretación del mismo se realizó con la ayuda de cartas de correlación e incluyó el análisis de las dos regiones del espectro (Pretsch, 1980). La región estuvo situada entre 1400 y 4000 cm⁻¹, en la parte izquierda del espectro, donde se identificaron los grupos funcionales cuyas absorciones procedieron fundamentalmente de las vibraciones de alargamiento o tensió. Entonces, la región situada a la derecha de 1400 cm⁻¹ constituyó la huella dactilar (característica de cada compuesto) y sus absorciones produjeron bandas de vibración de tensión, deformación y combinación.

Por otra parte, la densidad aparente de la biomasa lignocelulósica (BLY) y del biosorbente (BSY) se determinó por el método gravimétrico, que consistió en pesar en balanza analítica una cantidad A (g) de BLY (o BSY), que luego se sometió a caída libre al interior de una probeta graduada de 100 ml y se midió el volumen V (ml) que ocupó la biomasa. Esta determinación se realizó a temperatura ambiente (Ahmedna et al., 1997). Para ello, se siguió la siguiente fórmula:

$$Densidad = \frac{A}{V}$$

Al determinar el pH de la biomasa lignocelulósica (BLY) y el biosorbente (BSY), se utilizó el método potenciométrico, según Ahmedna et al. (1997); para ello se pesó 1 g de BLY (o BSY) y se adicionó a 100 ml de agua destilada contenida en un vaso de precipitados. Luego, se llevó a ebullición y se filtró en caliente. Posteriormente, se determinó el pH de la solución fría en el potenciómetro.

Respecto al grado de hinchamiento del biosorbente (BSY), este se obtiene de acuerdo al procedimiento propuesto por Chaga (2001), el cual consistió, en primer lugar, en empacar el BSY en una probeta graduada hasta un volumen de 8 ml. Luego, se trasvasó el volumen de biosorbente en un vaso precipitado, se adicionó agua desionizada en exceso y se agitó moderadamente. Después, se dejó reposar hasta el día siguiente y se midió el cambio de volumen. Finalmente, se obtiene el porcentaje de hinchamiento a través del siguiente cálculo:

$$\%H = \frac{V_f - V_i}{V_i} * 100$$

Donde:

V_i : Volumen inicial del biosorbente seco (ml)

V_f : volumen final del biosorbente hidratado (ml)

% H: porcentaje de hinchamiento

Para calcular la superficie específica, es decir, una fracción del área total del adsorbente disponible para la adsorción, se utiliza la siguiente ecuación, propuesta por Volesky (1990):

$$S = Y a_{max}$$

Donde:

S = Superficie específica (m^2/g)

$Y_{m\acute{a}x}$ = Capacidad de adsorción máxima (mg/g)

N_a = Número de avogadro ($6.02214 * 10^{23}$ moléculas/mol)

A = Área del adsorbato ($1.496 * 10^{-20} m^2/mol\acute{e}cula$)

En cuanto a la morfología, se utilizó la técnica de microscopía electrónica en una muestra de biosorbente (BSY) gastado, con unos cuantos granos del adsorbente, los cuales se colocaron en el porta muestras metálico para ser secados en el horno de microondas y, posteriormente, recubierto con un baño de oro para hacerlo conductor. De esta manera, la muestra preparada fue sometida al microscopio electrónico. La microfotografía obtenida permitió estudiar la morfología del adsorbente y, en su espectro, la presencia de elementos característicos. Este experimento se realizó en el Laboratorio de Microscopía Electrónica de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.

4.2. Proceso de adsorción batch

En la preparación de la solución madre, se usó una solución stock estándar con una concentración a 250 ppm de Cr (III) a partir de la sal $CrCl_3 \cdot 6H_2O$ (Merck, p.a.). De esta solución se prepararon diferentes soluciones por dilución. Al hallar la adsorción a diferentes concentraciones, se empleó 250 ml de la solución a analizar y 11 diferentes concentraciones iniciales en el rango de 5 a 250 ppm de iones cromo (Cr), se interaccionaron con 0.1 g de biosorbente (BSY) con tamaño de partícula mayor que $400\mu m$, pH constante (5.5), temperatura ambiente y tiempo de 80 minutos.

Por otro lado, los valores paramétricos indicados deben ser, en el caso del pH, un 5.5 para asegurar que el biosorbente presenta una carga superficial negativa (punto isoelectrico 5.0) (Sposito, 1986), y el cromo (Cr), carga positiva. Al respecto, Lujan et al. (1994) han reportado pH similares con otros biomateriales con capacidad de unir diversos metales. Esto fue confirmado posteriormente por otros autores al utilizar un pH en entorno 5.5 para conseguir la sorción máxima de metales (Matheickal y Yu, 1999; Yetis *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 1999; Keskinan et al., 2003; Pagnanelli et al.,

2003; Babel y Kurniawan, 2003; Gupta y Ali, 2003; De los Santos *et al.*, 2019).

El tamaño de la partícula debe ser mayor que 400 μm . Para comparar los procesos de adsorción batch y continuo, es necesario experimentar con el mismo tamaño de partícula (t_p) del BSY para ambos procesos. Respecto a los procesos continuos, estos se desarrollan adecuadamente con t_p mayores para evitar taponamientos (Geankoplis, 1998). Asimismo, el tiempo de equilibrio es 80 minutos, tiempo óptimo de adsorción para condiciones experimentales semejantes reportado por Maldonado y Romero (2005). La temperatura ambiente consideró la posibilidad de escalamiento y, por ende, ahorro de energía.

Por otra parte, las soluciones se filtraron y se analizó la concentración de cromo remanente en solución por espectroscopia de absorción atómica de flama (AAF) (Armas, 2001). Esta determinación se realizó en el Laboratorio Analítico del Sur, a la longitud de onda de máxima absorción de Cr (III) (357.9 nm), 15 mA y lámpara de cátodo hueco correspondiente; se encendió la flama de aire-acetileno y se procedió a aspirar las soluciones para medir su concentración.

La cantidad de iones cromo adsorbidos (Y) en mg Cr/g biosorbente durante la serie de experimentos batch se determinó usando la ecuación de balance de masa (Chu y Hashim, 2001) expresada como:

$$Y = \frac{V}{m} (C_e - C)$$

Asimismo, el porcentaje de absorción (%A) se calculó por la siguiente ecuación:

$$\%A = \frac{(C - C_e)}{C} * 100$$

Donde:

Y = capacidad de adsorción de Cr (III), mg/g

C = Concentración Inicial de Cr (III), ppm

C_e = Concentración final de Cr (III), ppm

V = volumen de la solución, L

m = masa de biosorbente (BSY), g

La Tabla 1 muestra el plan experimental para el proceso de adsorción batch, tomando los números de experimentos, concentración inicial y final de cromo (III). Además, se determina el porcentaje de absorción y la capacidad de adsorción. Asimismo, los análisis se realizaron por duplicado.

Tabla 1. Matriz experimental para el proceso de adsorción batch a diferentes concentraciones iniciales

n.º	C (ppm)	Ce (ppm)	%A	Y (mg/g)
1	0			
2	5			
3	10			
4	20			
5	30			
6	50			
7	75			
8	100			
9	125			
10	150			
11	200			
12	250			

Nota. n.º: número de experimento; C: concentración inicial de Cr (III); Ce: concentración de equilibrio de Cr (III); %A: porcentaje de adsorción; Y: capacidad de adsorción.

Algunos de los datos experimentales se ajustaron a los modelos de adsorción lineal de Freundlich y Langmuir (Leusch et al., 1995), cuyas expresiones matemáticas correspondientes son las siguientes:

$$Y = k \cdot C_e$$

$$Y = k \cdot C_e^n$$

$$Y = \frac{Y_{e_{max}}}{1 + K \cdot C_e}$$

Donde:

k = Constante de equilibrio determinada experimentalmente

n = Constante

Ce = Concentración de equilibrio de Cr (III) en la fase líquida (ppm)

Y = Capacidad de adsorción de Cr (III) en el biosorbente (mg/g)

K = Constante de equilibrio de Langmuir (K = kads/kdes)

Y_{máx} = Capacidad máxima de Cr (III) en el biosorbente (mg/g)

θ = Grado de recubrimiento (θ = Y/Y_{máx})

b = Grado de afinidad sorbato-sorbente (1/K)

Al determinar un modelo del proceso de adsorción, se realizó un dibujo de la nube de puntos. Luego, se linealizó las expresiones matemáticas de los modelos de Freundlich y Langmuir. Después, se graficaron los datos: (Y) vs. (Ce), (Log Y) vs. (Log C_e), (1/Y) vs. (1/C_e), que corresponden a las formas lineales de cada modelo de adsorción. Finalmente, se analizó cada una de las gráficas y se seleccionó como modelo de adsorción aquel cuyo coeficiente de determinación (R²) se acercó más

a la unidad. La expresión matemática de linealización de los modelos matemáticos de Freundlich y Langmuir es la siguiente:

$$\text{Log } Y = \text{Log } K + n \text{ Log } C_e$$

$$\frac{1}{Y} = \frac{1}{Y_{\max} \frac{1}{Y_{\max} \left[\frac{1}{C_e} \right]}}$$

Posteriormente, con los valores de pendiente e intercepto, se calcularon los parámetros de la biosorción (Leusch et al., 1995); mientras que, con el modelo de Langmuir, se determinó la capacidad máxima de adsorción ($Y_{\max}$) y la constante de equilibrio (K). En cambio, en la ecuación del modelo de equilibrio, los parámetros conocidos se construyeron a través del modelo matemático de equilibrio, que representa el proceso de bioadsorción a las condiciones experimentales realizadas. Como se sabe, las relaciones de equilibrio del adsorbato en el biosorbente y en la solución contaminada (Isoterma de adsorción), junto con el balance de materiales son necesarias para el cálculo y diseño de procesos de adsorción por lotes (Geankoplis, 1998).

Por ello, la aplicación demuestra a través de un ejemplo práctico que consistió en lograr una gráfica conjunta de (Y) vs. (C_e), de la línea de operación (obtenida del balance de materia) y la isoterma de adsorción. La intersección de ambas dio los valores de equilibrio (Geankoplis, 1998). El balance de materiales sobre el adsorbato se puede expresar en la siguiente ecuación:

$$Y_o * m + C * V = Y * m + C_e * V$$

Donde:

Y_o = cantidad inicial de adsorbato en el biosorbente (mg/g)

m = masa de biosorbente (g)

C = concentración inicial de adsorbato en la solución (ppm)

V = volumen de la solución tratada (L)

Y = cantidad final de equilibrio del adsorbato en el biosorbente (mg/g)

C_e = concentración final de equilibrio de adsorbato en la solución (ppm)

El contenido de ceniza de BSY mostró un valor promedio de 3.13%, en el cual se presentan diferentes minerales como el fósforo, calcio, potasio, magnesio, calcio y sodio (Tabla 2). Estos resultados son similares al estudio realizado por Buitrago (1990a), en diferentes variedades de raíz de yuca. De igual manera, se reportó en palos de hierba mate y cáscaras de la semilla de *Mirabilis jalapa* (Basso y Cukierman, 2004a). Asimismo, Basso y Cukierman (2004b) determinaron un 1.7 % de cenizas para la cáscara de castaña, *Bertholletia excelsa*, indicando menor contenido de minerales.

El porcentaje de cenizas del carbón activado granular comercial debe ser hasta 12 %, según las especificaciones del Instituto de Investigación Tecnológica, Industrias y de Normas Técnicas [ITINTEC] (1985). Estos valores indican el porcentaje con base en una muestra de biosorbente (o adsorbente para el caso del carbón activado), que no aporta ningún provecho en la adsorción, debido a que, durante dicho proceso, los minerales compiten por los sitios activos con los cationes de metales pesados. Esto fue confirmado anteriormente por Villaescusa *et al.* (2004, citado en Hidalgo y Martínez, 2004), quien indica que el contenido iónico total en los biosorbentes puede considerarse como una medida aproximada de la capacidad de intercambio catiónico.

Tabla 2. Contenido de cenizas de BSY

Muestra seca	Cenizas	Cenizas
S(g)	C(g)	%
0.9857	0.0322	3.27
0.9158	0.0273	2.99
Promedio		3.13

Por otro lado, la fibra presentó un 15.76 % en la muestra de BSY (Tabla 3). Al respecto, Frear (1956, citado en Navas y Carrasquero, 2000) informó que el salvado de arroz (*Oryza sativa* L.) contiene hasta un 20 % de fibra cruda. Este valor alto de fibra es comparable con el contenido en las cáscaras de yuca e indica una presencia importante de fibra de celulosa natural. De acuerdo a lo reportado por el Centro Internacional de Agricultura Tropical de Colombia, el contenido de fibra cruda, tanto en la corteza de yuca como en la raíz, varía de acuerdo con la edad de la planta y la variedad; por lo que se reportan valores de 16 % y 10 % en promedio, respectivamente (Buitrago, 1990b). Este reporte da validez al resultado obtenido.

Basado en los resultados, es posible afirmar que un mayor contenido de fibra indica mayor disponibilidad de celulosa en la corteza de yuca, que provee la mayor cantidad de funcionalidades superficiales esenciales para la captación de iones metálicos, como el ion Cr (III).

Tabla 3. Contenido de fibra en BSY

Muestra desengrasada	Fibra	Fibra
P1(g)	P4(g)	%
1.986	0.323	16.28
2.002(*)	0.305	15.23
Promedio		15.76

Nota (*): Realizado en SERVILAB (UNSA)

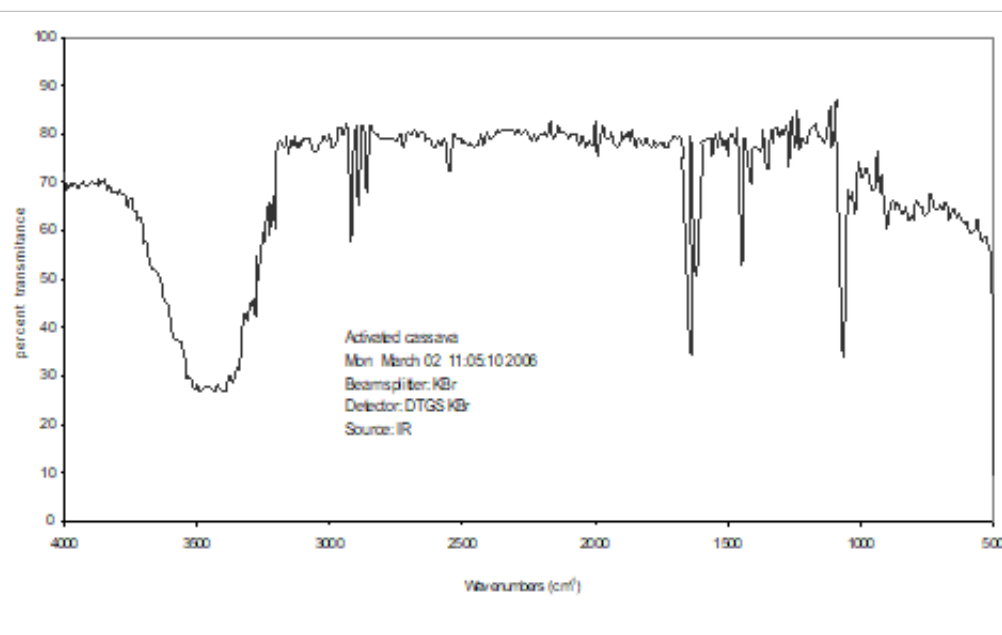
4.3. Espectro Infrarrojo de biomasa de yuca

En las Figuras 7 y 8 se presentan los espectros FTIR de la biomasa lignocelulósica (BLY) y del biosorbente (BSY), respectivamente. En ambos se observa gran cantidad de picos de absorción, que demuestran la compleja naturaleza de las biomásas. Para la interpretación se tomó en cuenta que cada grupo funcional absorbe a una frecuencia característica, la cual puede variar ligeramente según su entorno electrónico (Bellamy, 1958). Las bandas caracterizadas en la biomasa lignocelulósica sin tratamiento químico en IR (Figura 7) identificaron dos regiones con rangos entre 1400-4000 cm⁻¹ y menores que 1400 cm⁻¹ (Tabla 4).

Tabla 4. Bandas caracterizadas de la biomasa lignocelulósica (BLY) sin tratamiento

Regiones 1400-4000 cm^{-1}	Caracterización de la banda
1450 cm^{-1}	Banda media, grupo CH_2 δ
1620 cm^{-1}	Vibración de tensión de $-\text{C}=\text{C}-$, típico de anillos aromáticos, banda intensa
1635 cm^{-1}	Vibración de alargamiento del carbonilo ($-\text{C}=\text{O}$), valor característico de los ésteres, con una banda intensa
2890 cm^{-1}	Vibración de alargamiento C-H
2920 cm^{-1}	Vibración de alargamiento del carbonilo ($-\text{C}=\text{O}$), valor característico de los ésteres, con una banda intensa
3400 cm^{-1}	Vibración de estiramiento del hidroxilo ($-\text{OH}$), característico de los polímeros al presentar varias bandas que forman una sola amplia banda
Región menor que 1400 cm^{-1}	Caracterización de la banda
1070 cm^{-1}	Vibración combinada del C-O, característico

Figura 7. Espectro infrarrojo de biomasa de yuca sin modificación química



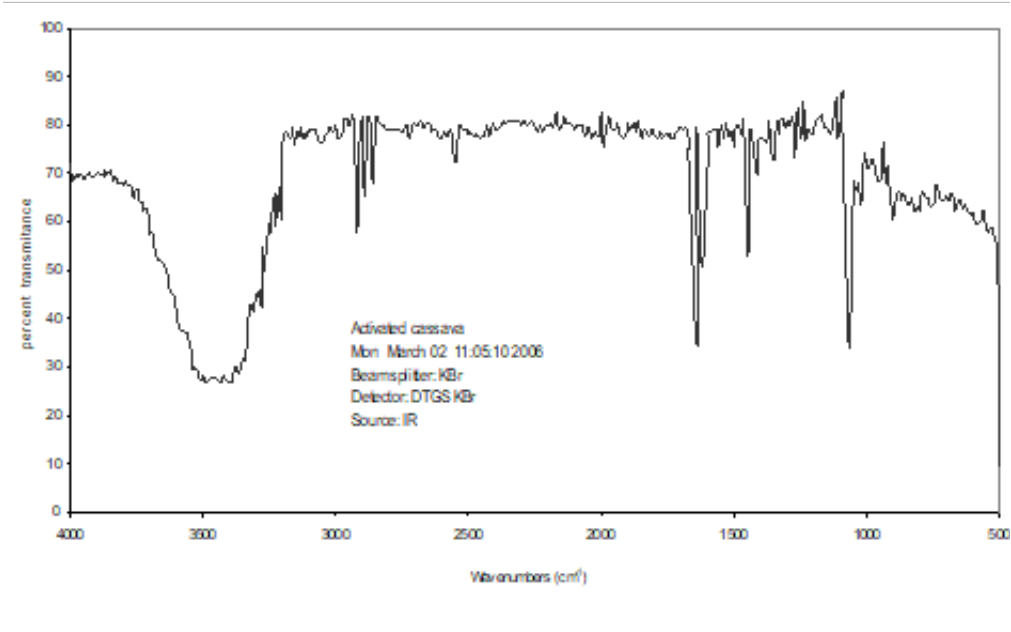
Los grupos funcionales $-\text{OH}$, $-\text{C}=\text{C}-$ aromático, $-\text{C}=\text{O}$, $-\text{C}-\text{O}-$ y CH_3 , caracterizados, indican la presencia de lignina, celulosa y hemicelulosa en BSY. Esto es confirmado por Bellamy (1958), quien escribió sobre los espectros infrarrojos de las moléculas complejas y caracterizó a dichos grupos como constituyentes de la lignina. De acuerdo a Gardea *et al.* (2004), la presencia de funciones oxigenadas de naturaleza ácida o polarizable en la estructura del sorbente favorece la captación de iones metálicos. Ello en concordancia con Lalvani *et al.* (2000), quienes indican que el hidroxilo de la celulosa y los fenólicos de la lignina constituyen sitios activos para la adsorción de las especies metálicas.

Asimismo, el análisis IR del BSY (Figura 8) evidenció la modificación estructural de la biomasa residual de yuca (BRY) al caracterizar los grupos -OH , -C=C- , C=O , -CH_3 , CH_2 y CH la presencia de los grupos (Tabla 5).

Tabla 5. Densidad aparente de la biomasa residual de yuca (BRY)

Regiones 1400-4000 cm^{-1}	Caracterización de la banda
1411 cm^{-1}	Banda S-CH ₂ δ
2550 cm^{-1}	Vibración de estiramiento del tiol (-SH), al ser una banda menuda, débil y estrecha característica de grupos tioácidos
2860 cm^{-1}	Vibración de estiramiento S-CH ₂
Región menor que 1400 cm^{-1}	Caracterización de la banda
900 cm^{-1}	Banda débil S-H δ
660 cm^{-1}	Banda débil y ancha S de alargamiento

Figura 8. Espectro infrarrojo de biomasa de yuca con modificación química



Por tanto, con cada tratamiento ácido de la biomasa, se ha logrado adicionar centros activos de adsorción (grupos -SH). Esto concuerda con García et al. (2003), quienes afirman que la presencia de átomos con pares de electrones solitarios para donar (como N, O y S) otorgan a los biosorbentes alta densidad electrónica y los convierten en centros activos de adsorción. Se puede concluir que los grupos funcionales activos del BSY en estudio son -SH , -OH , -C=O y -C-O- , responsables de la capacidad adsortiva de Cr (III). Esto podría explicar la alta capacidad de adsorción de iones cromo (III) en el biosorbente estudiado (BSY). El análisis IR aportó información importante para la caracterización de los grupos activos responsables de la captura de cromo (III).

4.4. Densidad aparente del biosorbente (BSY)

La densidad aparente obtenida para el biosorbente (BSY) presentó un valor de 0.37 g/ml, el cual fue menor que el de la biomasa lignocelulósica (BLY) que presentó un valor de 0.57 g/ml (Tablas 6 y 7). Los inversos de estos valores 2.70 ml/g y 1.75 ml/g, respectivamente, muestran claramente que 1 g de biosorbente ocupó un mayor volumen respecto de 1 g de biomasa.

Tabla 6. Densidad aparente de la biomasa lignocelulósica (BLY)

Masa	Volumen	Densidad
A (g)	V (ml)	g/ml
19.26	32.50	0.59
21.86	40.50	0.54
Promedio		0.57

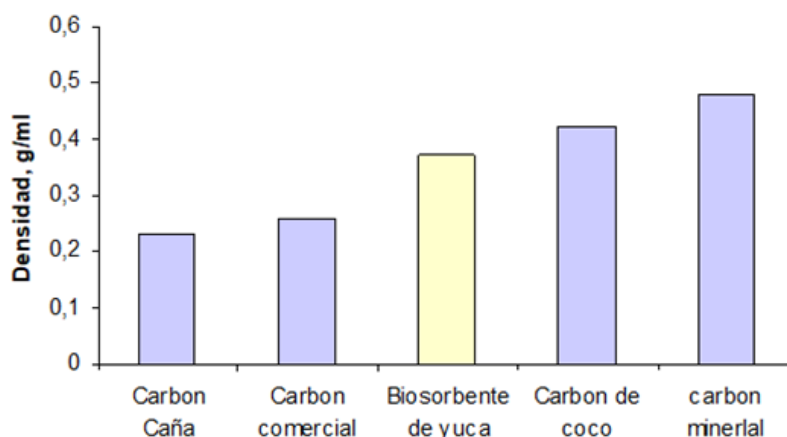
Tabla 7. Densidad aparente del biosorbente (BSY)

Masa	Volumen	Densidad
A (g)	V (ml)	g/ml
24.54	63.00	0.39
25.69	71.50	0.36
Promedio		0.37

Se evidencia la creación de una estructura más porosa (desarrollo de poros) provocada por la modificación química. La diferencia de volúmenes (0.95 ml) correspondería al volumen de los poros, que expresado en porcentaje significó un incremento en volumen del 54.29 %. Este comportamiento es concordante con lo reportado en la literatura para productos de naturaleza semejante y el mismo tiene importancia en el desarrollo poroso de los adsorbentes (Heschel y Klose, 1995).

En la Figura 9, se presentan los valores de densidad aparente del biosorbente (BSY) con diferentes carbones activados obtenidos por información bibliográfica diversa (Basso et al., 2001; ITINTEC, 1985; Castillo, 2004). A partir de ello, se identificó que BSY preparado a base de biomasa residual de yuca (BRY) presenta un valor intermedio entre los adsorbentes de mejores características.

Figura 9. Comparación de la densidad aparente de carbones activados con BSY



4.5. Efecto del pH en BLY y BSY

Los resultados de pH de BLY y BSY son ligeramente ácidos y presentan valores promedio de 5.19 y 5.5, respectivamente. Sin embargo, el BSY tiene un valor superior respecto del pH de BLY (Tablas 8 y 9). Esta diferencia es atribuible a la activación y modificación química a la que fue sometida la biomasa lignocelulósica (BLY). Según Navas y Carrasquero (2000), el signo y la densidad de carga eléctrica en la superficie activa de los biopolímeros, como la celulosa, almidón y lignina, dependen del pH si se considera que sus grupos funcionales se comportan como ácidos orgánicos débiles o muy débiles y, a determinadas condiciones de pH, pueden disociarse generando un considerable incremento de las cargas eléctricas superficiales.

Por otro lado, Sposito (1986) determinó por medio del modelo de doble capa de Gouy-Chapman la densidad de carga eléctrica superficial de la cáscara de yuca y encontró que dicho material vegetal posee un punto de carga cero a pH 5, por debajo del cual habrá un incremento de la carga eléctrica positiva asociado a las reacciones de protonación de los oxígenos de los grupos hidroxilos enlazados a los anillos de glucosa. En cambio, los valores de pH superiores que 5 aumentarán la carga superficial negativa por reacciones de ionización de los protones de los grupos R-OH. Por tanto, los resultados de valores de pH dan evidencia de la carga superficial negativa de la biomasa (pH = 5.19), la cual fue incrementada por tratamiento químico (pH = 5.5), lo que constituye evidencia de la mejora en las propiedades adsorptivas de BSY.

Este valor de pH resultaría adecuado para el proceso de adsorción, ya que, a valores más bajos, la concentración de hidrogeniones aumentaría y, en esas circunstancias, los protones pueden competir con los cationes de cromo (III). Por otro lado, a valores de pH > 5.5, podría ocurrir la precipitación de cromo (III) en forma de hidróxidos y los resultados no serían válidos.

Tabla 8. pH de la biomasa lignocelulósica (BLY)

Masa	Volumen	T	pH
g	ml	°C	
1.03	100	25	5.23
1.00	100	25	5.15
Promedio			5.19

Tabla 9. pH de la biomasa del biosorbente (BSY)

Masa	Volumen	T	pH
g	ml	°C	
1.03	100	25	5.6
1.24	100	25	5.4
Promedio			5.5

4.6. Grado de hinchamiento

Respecto al grado de hinchamiento de biosorbente (BSY), se obtuvo un promedio de 69.70 %, el cual significa facilidad de penetración del agua en los espacios interfibrilares (Tabla 10). Este valor es semejante a los geles de intercambio iónico, que también son derivados de polisacáridos como la celulosa y el dextrán (Harris, 1991). Al respecto, Martínez (1972) señala que el efecto de hinchazón aumenta con la mayor presencia de zonas amorfas, por lo cual se puede afirmar que la corteza de yuca presenta buena cantidad de estas zonas. En comparación, la masa de trigo panaria presenta un grado de absorción del 59.48 % en promedio y las hemicelulosas solubles en agua contribuyen en el poder de hidratación; además, dependiendo de su contenido, el tiempo de absorción también varía (Moore, 1995). El biosorbente hidratado actuará de mejor manera al tener más expuestos sus grupos funcionales. El resultado permitió conocer el volumen que ocupará el BSY en el proceso de adsorción.

Tabla 10. Hinchamiento del biosorbente (BSY)

Volumen inicial	Volumen final	Hinchamiento
Vi(ml)	Vf(ml)	%
8.00	13.60	70.00
8.00	13.55	69.40
Promedio		69.70

4.7. Área superficial y morfología

Para hallar el área superficial se usó la ecuación propuesta por Volesky (1990), $Y_{\text{máx}} = 116.28$ mg/g (Tabla 11), y se logró estimar que 1 g de BSY presentó 20.15 m² de superficie, área específica donde se distribuyen los grupos activos de adsorción. Por lo tanto, el conocimiento de la superficie específica del BSY es necesario para determinar su actividad superficial activa. Sin embargo, esta forma de cálculo es solo estimativa, ya que considera el carácter irregular de las superficies sólidas a escala microscópica. El resultado es satisfactorio y semejante a otros biosorbentes, como es el caso de las cenizas volantes que presentan áreas específicas entre 1 a 6 m²/g (Bailey, 1999). Sin embargo, los carbones activados presentan áreas de superficie específicas superiores a 300 m²/g (Heschel y Klose, 1995).

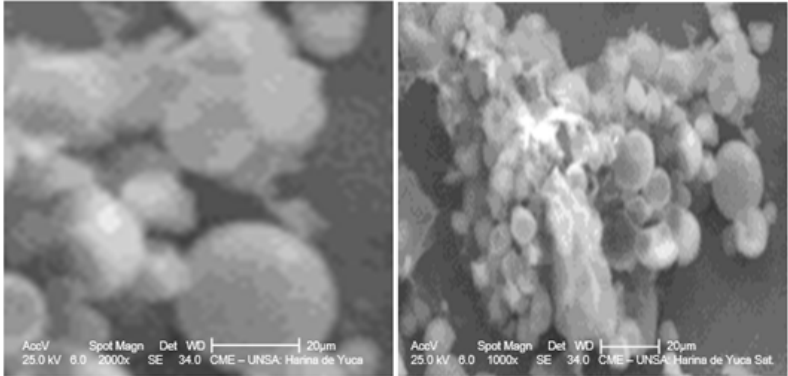
Tabla 11. Parámetros de Langmuir

Ecuación de Langmuir	$Y_{\text{máx}}$ (mg/g)	K (L/mg)	$b = 1/K$	R^2
$Y = \frac{Y_{\text{máx}} K C_e}{1 + K C_e}$	116.28	0.39	2.56	0.9899

En cuanto a la morfología, los resultados del análisis de BLY y BSY saturado con Cr (III), mediante la técnica instrumental de microscopía electrónica, se muestran en las figuras 10 y 11. En este análisis, se evidencia que este sólido presenta morfologías características de los compuestos macromoleculares, es decir, de conformación esférica, por lo que se puede afirmar que, a pesar del proceso de modificación química, la morfología original del precursor se conservó. Sin embargo, las características morfológicas de los diferentes biosorbentes afectan su comportamiento en la

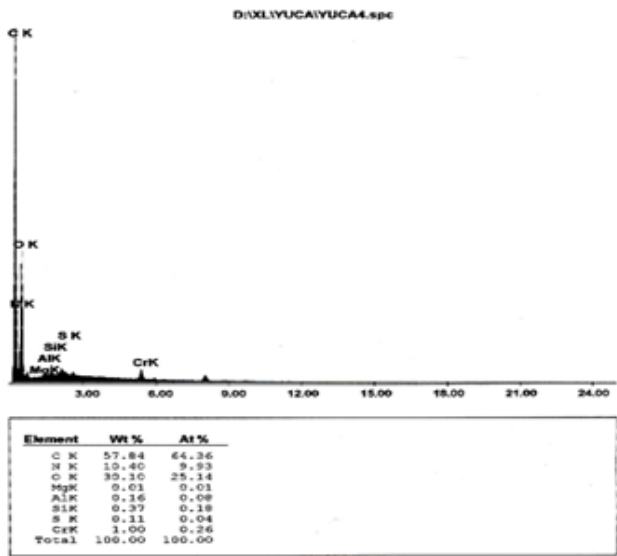
biosorción. Esto fue demostrado por Bold y Wynne (1985, citado en Basso et al., 2002) cuando estudiaron la adsorción de Cd (II) en diferentes algas (*Corallina officinalis* L., *Porphira columbina* y *Codium fragile*), a partir de ello concluyeron que las diferencias en la máxima capacidad de sorción de cadmio de las algas examinadas podrían atribuirse, fundamentalmente, a que las características morfológicas y la composición de las paredes celulares son diferentes, sobre todo entre las especies de algas rojas y verdes.

Figura 10. Microfotografías electrónicas de BLY y BSY saturado



Al respecto, las algas verdes del género *Codium* presentan estructuras relativamente más simples (menor capacidad de adsorción) en relación con las que caracterizan a las especies de algas rojas de los géneros *Corallina* y *Porphira* (Bold y Wynne, 1985, citado en Basso et al., 2002). Por otra parte, el espectro obtenido de la superficie de la muestra indicó la composición química elemental del biosorbente, donde se destacó la presencia de C, N, O, Mg, Al, Si, S y Cr. Ello demostró la presencia de Cr (1 %) e importante evidencia de la capacidad de captura; lo que permitió precaracterizar al BSY como adecuado para la eliminación de este metal.

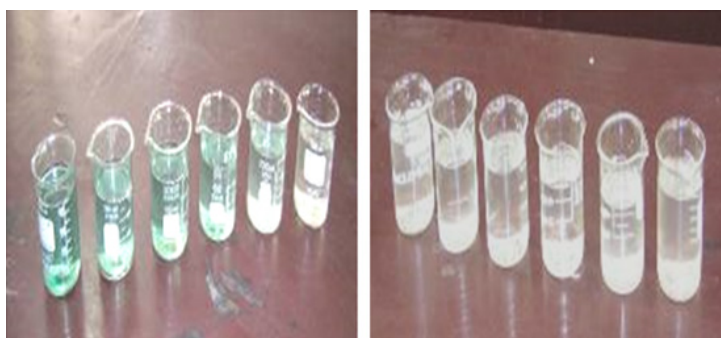
Figura 11. Espectro de la composición elemental del biosorbente



4.8. Proceso de adsorción batch

Los experimentos de adsorción de Cr (III) en diferentes concentraciones se realizaron con BSY en función de la concentración inicial, desarrollados por duplicado y de acuerdo al plan experimental (Figura 12).

Figura 12. Experimentos de adsorción a diferentes concentraciones iniciales



A partir de este valor la capacidad de adsorción (Y) aumentó en menor grado y de forma más lenta, probablemente, debido a que las posiciones van quedando ocupadas. Por último, a partir de concentraciones de equilibrio de 105.06 ppm, se mantuvo prácticamente constante (112.25 mg Cr (III)/g de BSY), esto indicaría que el BSY logró saturarse.

Los resultados se resumen en la Tabla 12. En ella, se presenta, para cada valor de concentración inicial (C), dos valores de concentración final, su promedio (C_e), el valor correspondiente a la capacidad de adsorción (Y) y el porcentaje de adsorción (%A). A partir de ello, se puede afirmar que la adsorción de Cr (III) por el biosorbente aumenta cuando se incrementa la concentración en disolución hasta alcanzar un valor constante (Figura 12). Así, para concentraciones de equilibrio menores que 33.84 ppm, el proceso de recuperación de metal fue muy rápido, quizás porque el BSY dispone de gran número de sitios activos afines a los cationes de cromo (III).

Tabla 12. Resultados del proceso de adsorción batch a diferentes concentraciones

n.º	C	C_{e1}	C_{e2}	C_e	%A	Y
	ppm	ppm	ppm	ppm		mg/g
1	0	0	0	0	0	0
2	5	0.30	0.30	0.30	94.00	11.75
3	10	0.57	0.53	0.55	94.50	23.63
4	20	1.90	1.82	1.86	90.7	45.35
5	40	3.90	4.22	4.06	86.47	64.85
6	50	8.72	9.28	9.00	82.00	102.5
7	60	33.02	34.30	33.66	55.12	103.35
8	100	56.95	59.73	58.34	41.66	104.15
9	125	82.07	81.25	81.66	34.67	108.35
10	150	104.73	105.39	105.06	29.96	112.35
11	200	145.03	165.17	155.10	22.45	112.25
12	250	204.33	205.87	205.10	17.96	112.250

Nota. C: concentración inicial de Cr (III); C_e : concentración de equilibrio de Cr (III); %A: porcentaje de adsorción; Y: capacidad de adsorción (mg/g).

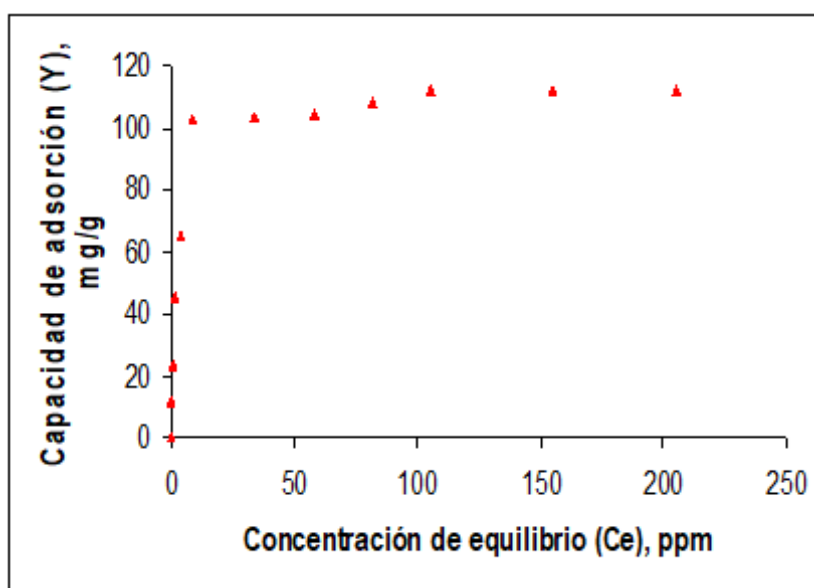
Este análisis concuerda con lo informado por Namasivayam y Senthilkumar (1998); Williams et al. (1998) y Langmuir (1916, citado en Leusch *et al.*, 1995), quienes consideran que la superficie de adsorción es energéticamente homogénea y en ella se tienen “n” sitios de adsorción fijos, donde se pueden acomodar los adsorbatos y los que se van saturando al aumentar la concentración de las soluciones en los experimentos.

Respecto al pH, se observó que después de la interacción metal-biomasa fue ligeramente menor que el del inicio (5.5), situación que sugiere que la adsorción pudo ocurrir a través de un mecanismo de intercambio iónico. Esta premisa está sustentada por Greene et al. (1987), Al-Asheh y Duvnjak (1998), Horsfall y Abia (2003a), Lujan et al. (1994), Villaescusa *et al.* (2004) y De los Santos et al. (2019), quienes creen que este mecanismo de sorción está presente en la mayoría de sorbentes de origen vegetal. Además, Greene *et al.* (1987) precisaron que el intercambio iónico es uno de los mecanismos que tiene un rol importante en la adsorción con lignina. En dicho mecanismo, de acuerdo a lo planteado por Volesky (1990) y Pagnanelli *et al.* (2003), ocurre un desplazamiento de iones H^+ que promueven un pH ligeramente más ácido del sistema.

4.9. Ajuste de los modelos de Langmuir y Freundlich

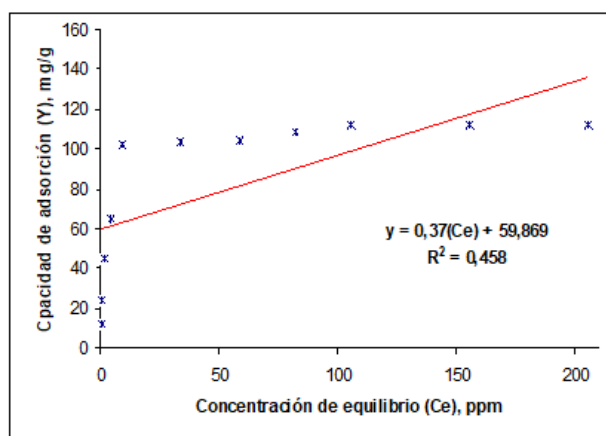
El ajuste a un modelo de equilibrio se aprecia en la Figura 13, donde se muestran los datos de absorción de Cr (III) con el biosorbente en un estudio (BSY) a diferentes concentraciones de metal. En este gráfico, se representó la capacidad de adsorción de Cr (III) en el biosorbente (Y) vs. la concentración de metal que queda en disolución después de alcanzar el equilibrio (C_e).

Figura 13. Nube de puntos para la isoterma de adsorción



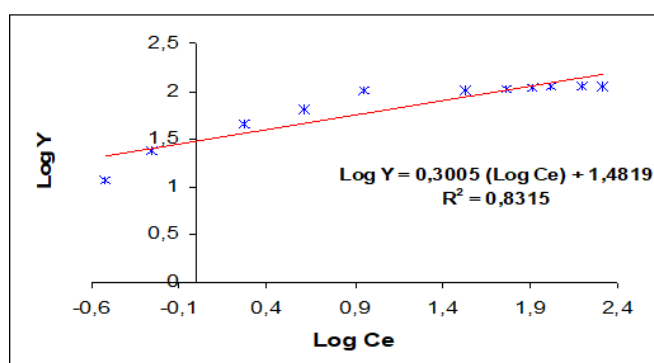
Considerando los modelos de Langmuir y Freundlich, estos describen una amplia gama de equilibrios de adsorción y permiten una interpretación física sencilla de cómo se producen las interrelaciones sorbato-sorbente (Leusch *et al.*, 1995). Los datos experimentales fueron ajustados a dichos modelos de adsorción. Además, no se ha observado una buena correlación, la cual tiene un valor de $R^2 = 0.458$ entre Y vs. C_e al realizar el ajuste al modelo de adsorción lineal (Figura 14).

Figura 14. Ajuste al modelo de adsorción lineal



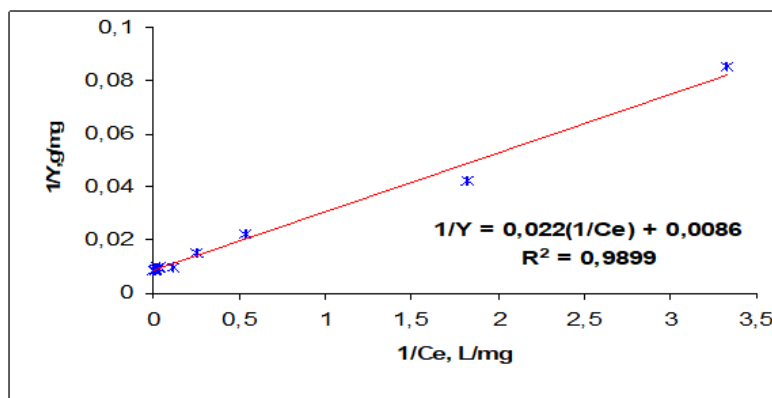
En la Figura 15, se visualiza el ajuste al modelo de Freundlich, en el que se grafican pares de valores (Log Y, Log Ce). Asimismo, se observa que R^2 para el modelo de Freundlich (0.8315) es mucho mejor que para el modelo lineal (0.458). Este resultado concuerda con lo reportado por Davis et al. (2003, citado en Castillo, 2004), quienes afirman que es frecuente que el modelo de Freundlich ajuste correctamente los datos experimentales solo a bajas concentraciones de metal, ya que no admite fenómenos de saturación.

Figura 15. Ajuste al modelo de adsorción Freundlich



El modelo de Langmuir mostró un coeficiente de determinación ($R^2 = 0.9899$) e indica el 98.99 % de la incertidumbre original, comparado con los valores de 45.80 % y 83.15 % de los modelos lineales y Freundlich, respectivamente. A partir del análisis de coeficiente de determinación, se establece que los datos experimentales presentaron un ajuste satisfactorio a la forma funcional del modelo de adsorción de Langmuir. Por ello, describe mejor la retención de cromo (III), tal y como ocurre en la mayoría de biosorbentes de origen vegetal (Holan y Volesky, 1995).

Figura 16. Ajuste al modelo de adsorción Langmuir



La ecuación linealizada del modelo de Langmiur resultante fue la siguiente:

$$1/Y = 0,0022(1/C_e) + 0,0086$$

Con el valor del intercepto se determinó $Y_{\text{máx}}$ y la constante de equilibrio (K) a partir de la pendiente (Tabla 11 y Figura 16). Así pues, $Y_{\text{máx}}$ se puede interpretar como la masa de adsorbato sobre la monocapa o la capacidad de monocapa (Leusch *et al.*, 1995). Por tanto, la cantidad de cromo requerida para la formación de una monocapa completa fue de 116.28 mg por cada gramo de biosorbente de yuca (BSY). Por otra parte, la constante K determina el estado de equilibrio a una concentración dada y está relacionada con la energía de adsorción a través de la ecuación de Arrhenius (Leusch *et al.*, 1995). En cambio, el valor de b (grado de afinidad sorbente-sorbato) refleja una alta afinidad entre BSY y el cromo si se compara con los valores de otros biosorbentes y otros metales (Basso *et al.*, 2002; Basso y Cukierman, 2004a).

4.10. Eficacia de BSY en comparación con otros adsorbentes

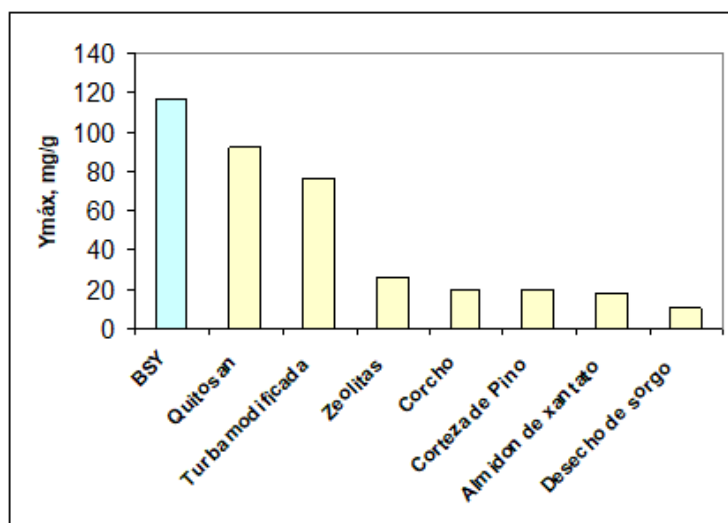
Con el objetivo de comparar la eficacia de BSY, en la Tabla 13, se presentan los valores $Y_{\text{máx}}$ obtenidos en la recuperación de Cr (III) con otros materiales de bajo costo. Además, se observa cómo el biosorbente de yuca (BSY) presenta valores elevados en comparación con otros adsorbentes como quitosan, turba modificada, zeolitas, corcho, entre otros.

Tabla 13. Capacidades máximas de adsorción ($Y_{\text{máx}}$) en diferentes adsorbentes para Cr (III)

Adsorbentes	$Y_{\text{máx}}(\text{mg/g})$	Referencia
Biosorbente de yuca (BSY)	116.28	Presente estudio
Quitosan	92.00	Bailey <i>et al.</i> (1999)
Turba modificada	76.00	Bailey <i>et al.</i> (1999)
Zeolitas	26.00	Bailey <i>et al.</i> (1999)
Corcho	19.50	Bailey <i>et al.</i> (1999)
Corteza de Pino	19.45	Bailey <i>et al.</i> (1999)
Almidon de xantato	17.57	Babel y Kurniawan (2003)
Desecho de sorgo	10.00	Cano <i>et al.</i> (2002)

La Figura 17 muestra comparativamente los valores de la Tabla 15, donde se observa una diferencia significativa de las capacidades de adsorción y se presenta la mejor performance del biosorbente (BSY) en estudio en la captura de Cr (III) respecto de los otros materiales.

Figura 17. Comparación de $Y_{\text{máx}}$ de Cr (III) en distintos adsorbentes



Se desconocen las razones que expresan las diferencias de capacidad de adsorción de Cr (III) en los adsorbentes mencionados. La explicación podría estar asociada a diferencias en las características morfológicas y estructurales de sus superficies, las cuales ejercen un rol fundamental en la interacción con los iones metálicos y, por ende, en los mecanismos de adsorción (Özer *et al.*, 2000). Por lo tanto, es probable que en la superficie del BSY exista un mayor número de sitios activos de adsorción en comparación con los otros mencionados. Este hecho sustenta efectivamente que el tratamiento ácido de la biomasa lignocelulósica mejoró sus propiedades adsorbentes, sobre todo por la presencia de grupos sulfidril caracterizados por espectroscopia IR.

4.11. Capacidad de adsorción de Cu (II), Cr (III) y Zn (II)

Horsfall y Abia (2003b) investigaron el proceso de adsorción batch de iones Cu (II) y Zn (II) en corteza de yuca tratada. Los resultados se compararon con BSY (Tabla 14), ello sugiere que el biosorbente (BSY) es particularmente efectivo y selectivo para la biosorción de cromo, ya que Cr (III) tiene más alta capacidad de adsorción que Cu (II) y este que Zn (II).

Tabla 14. Capacidades máximas de adsorción de Cu (II) Zn (II) y Cr (III) en BSY

Metales	Y (mg/g)	Radio iónico (Å°)	Referencia
Zn (II)	58.10	0.74	Horsfall y Abia (2003b)
Cu (II)	85.20	0.72	Horsfall y Abia (2003b)
Cr (III)	116.28	0.69	Presente estudio

Estas diferencias pueden ser atribuidas a las diferencias en sus tamaños iónicos, dado que el tamaño iónico de Zn (II) es de 0.74 Å°, el de Cu (II) de 0.72 Å°; mientras que de Cr (III), de 0.69 Å°. Se observa que el más pequeño tamaño iónico presenta mayor afinidad a los sitios reactivos. Esta tendencia del tamaño iónico más pequeño fue también observada para Cu (II) y Zn (II), con otros adsorbentes biológicos (Brauckmann, 1990, citado en Horsfall y Abia, 2003b). Esto refuerza lo planteado por Huheey (1983) y Sposito (1986), quienes afirman que la fuerza de enlace de los

cationes al biosorbente depende de su valencia, tamaño iónico e hidratación.

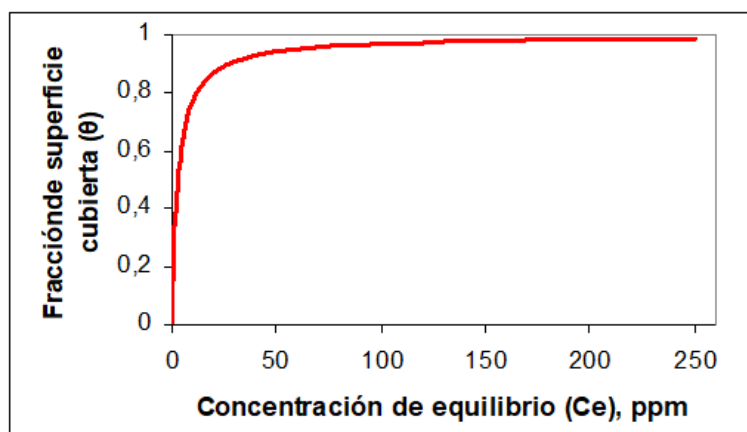
La investigación realizada por Maldonado y Romero (2005) se enfocó en estudiar la influencia de variables de concentración de la solución, masa y pH, y logró determinar una capacidad de adsorción de 238.10 mg/g, con un tamaño de partícula del biosorbente menor que 200 µm, el cual supera al valor de 116.28 mg/g que se logró en esta investigación. De esta manera, se demuestra la influencia del tamaño de partícula en el proceso de adsorción y principalmente la efectividad del biosorbente preparado a partir de biomasa residual de yuca.

Ahora bien, al realizar el modelo matemático de equilibrio de los parámetros $Y_{\text{máx}}$ y K , se construyó el siguiente modelo de adsorción para el sistema BSY-Cr(III) que relaciona la fracción de superficie cubierta (θ) con la concentración de equilibrio (C_e):

$$\theta = \frac{0,39 * C_e}{1 + 0,39 * C_e}$$

Esta ecuación constituye la descripción matemática del proceso de adsorción de Cr (III) en el biosorbente (BSY), dentro del área experimental estudiado. La representación gráfica del modelo de adsorción (isoterma de Langmuir) se muestra en la Figura 18.

Figura 18. Isoterma de adsorción Langmuir



La isoterma con pendiente inicial alta indica que el sorbente presenta una alta afinidad por el sorbato hasta una concentración de equilibrio de 25 ppm. Esta afinidad está indicada por el coeficiente K de la ecuación de Langmuir, cuyo valor mínimo 0.39 L/mg indica alta afinidad. De acuerdo a Volesky y Holan (1995), un buen biosorbente en general es aquel que presenta alta $Y_{\text{máx}}$ y una isoterma con pendiente inicial alta, indicado por valores bajos de parámetro K de Langmuir. Estas consideraciones se deben tomar en cuenta para comparar las eficiencias de sorción. A concentraciones mayores, la isoterma tiende a un límite de adsorción, que se puede interpretar en términos de un recubrimiento completo de la superficie, por una cantidad de Y_{max} de adsorbato, lo que se conoce como límite de monocapa (Volesky y Holan, 1995). Por lo tanto, se puede afirmar que BSY presenta las características de un buen biosorbente.

4.12. Ejemplo de Aplicación de la Isoterma.

La adsorción por lotes en biosorbente preparado a partir de cáscaras de yuca en 100 L de agua contaminada, que contiene 50 ppm de Cr (III), se trata con 100 g de biosorbente granular nuevo (tamaño de partícula > 400 µm), agitación hasta alcanzar el equilibrio y a temperatura ambiente.

a) ¿Cuáles son los valores finales en el equilibrio?

b) ¿Qué porcentaje de Cr (III) se extrae?

Datos:

$C_o = 50 \text{ ppm}$

$V = 100 \text{ L}$

$m = 100 \text{ g}$

Solución:

Valores de equilibrio:

Por balance de materiales, se obtuvo la ecuación que se muestra a continuación, la cual corresponde a la línea de operación:

$$Y_o * m + C_o * V = Y * m + C_e * V$$

$$0(100) + 50(100) = Y(100) + C(100)$$

$$Y = 50 - C_e$$

La intersección entre la línea de operación y la isoterma de adsorción de Langmuir, quien propuso el modelo matemático de equilibrio (Figura 19), dio los valores finales de equilibrio siguientes:

$$C_e = 1,80 \text{ ppm}$$

$$Y = 48,00 \text{ mg/g}$$

Porcentaje de cromo (III) extraído:

Con el valor de la concentración de adsorbato en el equilibrio ($C_e = 1,8 \text{ ppm}$), el porcentaje de adsorción de Cr (III) (%A) se determinó con la ecuación mostrada a continuación:

$$\%A = \frac{C_o - C}{C_o} * 100$$

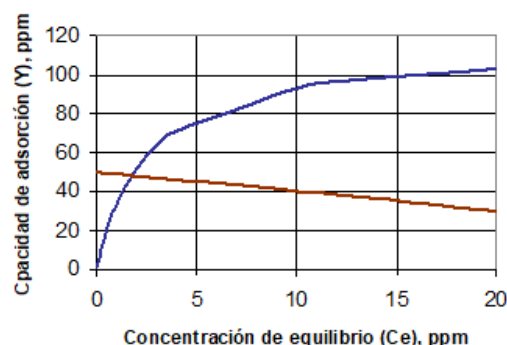
$$\%A = \frac{50 - 1.8}{50} * 100$$

$$\%A = 96.40\%$$

Resultado: El porcentaje de Cr (III) extraído fue del 96.40 %.

Como fue demostrado, los resultados permiten el diseño del proceso. Este tipo de adsorción se utiliza para pequeñas cantidades de aguas contaminadas.

Figura 19. Aplicación de la isoterma de adsorción



4.13. Modelo cinético de absorción de cromo (III)

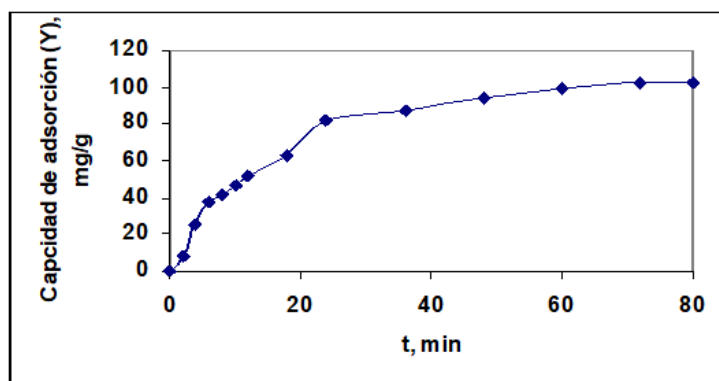
El modelo cinético de adsorción de cromo (III) muestra los resultados a partir de una solución contaminada situada de 50 ppm (Tabla 15 y Figura 20). Los resultados indican que la capacidad de adsorción aumenta con el tiempo y, en menos de 80 minutos, se logró el equilibrio. Por lo tanto, se puede considerar 70 minutos como tiempo de adsorción óptimo, lo cual fue comprobado previamente por Maldonado y Romero (2005), que reportaron 80 minutos para condiciones similares. Este tiempo de adsorción corto en el que se logró capacidades de adsorción altas sugiere que también podría estar presente un mecanismo de adsorción a nivel de superficie.

Tabla 15. Resultados de adsorción respecto al tiempo

n.º	t (min)	C (ppm)	Y (mg/g)	%A
1	0	50	0	0
2	2	46.86	7.85	6.28
3	4	39.68	25.80	20.64
4	6	34.98	37.55	30.04
5	8	33.26	41.85	33.48
6	10	31.25	46.88	37.50
7	12	29.36	51.60	41.28
8	18	24.84	62.90	50.32
9	24	16.89	82.78	66.22
10	36	14.82	87.95	70.36
11	48	12.00	95.00	76.00
12	60	10.00	100.00	80.00
13	72	9.00	102.50	82.00
14	80	9.00	102.50	82.00

Nota. C: concentración de Cr (III) (ppm) a un tiempo t; Y: capacidad de adsorción (mg/g) a un tiempo t; %A: Porcentaje de adsorción a un tiempo t.

Figura 20. Cinética de bioadsorción de Cr (III) en BSY



El ajuste de los datos experimentales a un modelo cinético del pseudo primer y segundo orden se observa en la Figura 21. En cambio, la ecuación de Elovich y el modelo de difusión intrapartícula se muestran en la Figura 22. Asimismo, el modelo reversible de primer orden en la Figura 23.

Figura 21. Ajuste de datos cinéticos a los modelos de pseudo primer y segundo orden

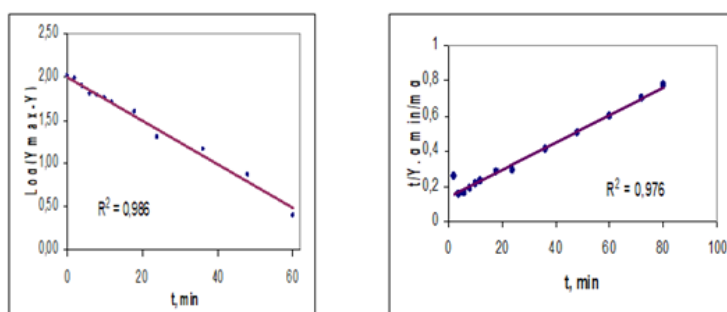


Figura 22. Ajuste de datos cinéticos a los modelos Elovich y de difusión intrapartícula

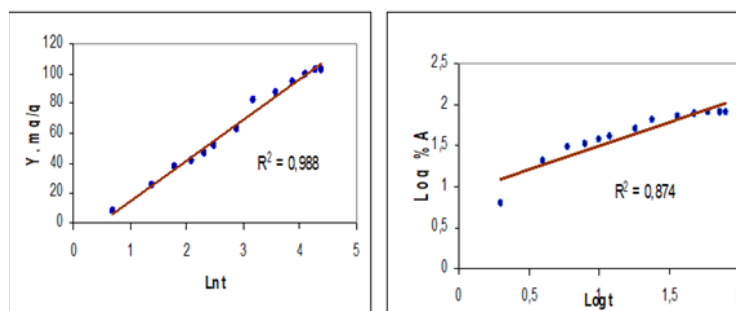
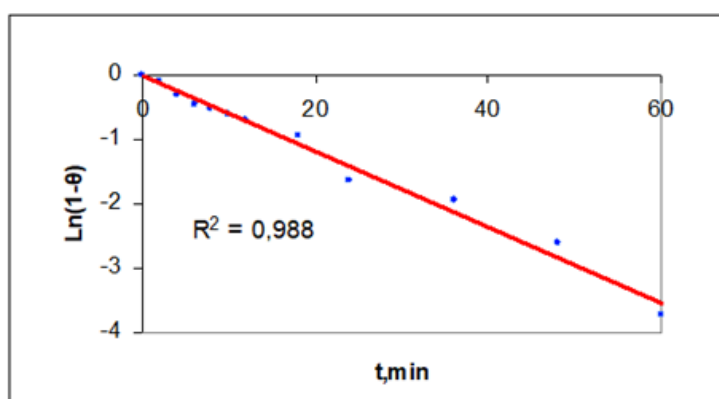


Figura 23. Ajuste de datos cinéticos al modelo reversible de primer orden



Un resumen del ajuste a un modelo cinético se muestra en la Tabla 16, en el cual se toma en cuenta los diferentes modelos.

Tabla 16. Resumen del ajuste a un modelo cinético

Modelo	Ecuación	Ecuación con parámetros	R ²
Pseudo primer orden	$\text{Log}(Y_{\text{máx}} - Y) = \text{Log}Y_{\text{máx}} - \frac{k_1}{2,303}t$	$\text{Log}(Y_{\text{máx}} - Y) = -0,025t + 2,00$ $k_1 = 0,0578\text{min}^{-1}$	0.986
Pseudo segundo orden	$\frac{t}{Y} = \frac{1}{k_2 * Y_{\text{máx}}^2} + \frac{1}{Y_{\text{máx}}}t$	$\frac{t}{Y} = 0,008t + 0,14$ $k_2 = 4,57 * 10^{-4}\text{g/mgmin}$	0.976
Elovich	$Y = \frac{1}{\beta}\text{Ln}(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta}\text{Lnt}$	$Y = 27,17 \ln t - 12,36$ $\alpha = 42,83\text{mg/gmin}$ $\beta = 0,0368\text{g/mg}$	0.988
Difusión intrapartícula	$\text{Log}\%A = \text{Log}k_{id} + a\text{Log}t$	$\text{Log}\%A = 0,58\text{Log}t + 0,92$ $k_{id} = 8,32\text{h}^{-1}$	0.874
Reversible de primer orden	$\text{Ln}(1 - \theta) = -K_e t$	$\text{Ln}(1 - \theta) = 0,059t$ $K_e = 0,059 \text{ min}^{-1}$	0.988

Los resultados indican que los modelos de Elovich y el reversible de primer orden se ajustan mejor a los datos experimentales y explican el 98.80 % de la incertidumbre. Esto da evidencia de que el proceso de adsorción es reversible, tal como lo sostienen ambos modelos y confirma la posibilidad de regeneración de BSY.

$$Y = 27,17 \ln t - 12,36$$

$$\theta = 1 - e^{-0,059t}$$

Sin embargo, otros trabajos como los de Loyola y Evangelista (2004), García et al. (2003), Horsfall y Abia (2003b) reportaron que la remoción de Cr (III) en resinas de intercambio iónico, *Saccaromyces cerevisiae* y biomasa de yuca, respectivamente, obedecen a un modelo de primer orden reversible, lo que concuerda con los resultados obtenidos.

El valor de la constante K_e permite determinar comparativamente la rapidez de la adsorción. Según Horsfall y Abia (2003b), se han reportado valores de K_e para Cu (II) y Zn (II) (Tabla 17), a partir de ello se concluye que Cr (III) es removido más rápido que Cu (II) y este que Zn (II).

Tabla 17. Valores de la constante cinética de equilibrio (K_e)

Metal	K_e (min ⁻¹)	Fuente
Zn (II)	0.012	Horsfall y Abia (2003b)
Cu (II)	0.014	Horsfall y Abia (2003b)
Cr (III)	0.059	Presente estudio

No obstante, Vinod y Anirudhan (2001) desarrollaron una teoría en la cual afirman que, si los datos son ajustados satisfactoriamente al modelo reversible de primer orden, la difusividad de los iones en la biomasa está controlada por una difusión superficial de película, de lo contrario, el mecanismo es de difusión intrapartícula. Sustentada esta teoría se puede afirmar que la difusión de Cr (III) en BSY obedece a un mecanismo de difusión superficial de partícula. Esto se comprueba porque los datos experimentales no se ajustaron adecuadamente al modelo de difusión intrapartícula (Weber y Morris, 1963; Srivastava et al., 1989).

4.14. Reflexión y recomendación para futuras investigaciones

Para finalizar esta investigación, se concluye que la biomasa residual de la yuca (BRY) resultó ser efectiva para la recuperación de cromo (III) de aguas contaminadas simuladas y usadas como modelo. Además, la presencia de grupos activos tiol en el biosorbente, caracterizado mediante el análisis de FTIR, evidenció la modificación química de BRY, donde la biomasa y el modificante fueron adecuados.

Por lo tanto, los datos experimentales de equilibrio del proceso batch fueron representados satisfactoriamente por el modelo de Langmuir en el cual se obtuvo una capacidad máxima de monocapa 116.28 mg Cr (III)/g biosorbente y 0.39 L/mg para la constante K, que indicó un alto grado de afinidad Cr (III)-biosorbente, lo cual superó la *performance* de adsorción de otros biosorbentes de referencia. Finalmente, el proceso de biosorción batch está representado por el modelo cinético reversible de primer orden y el modelo de Elovich a condiciones experimentales.

Se recomienda ampliar el área experimental de estudio, investigar con efluentes de curtiembres y el proceso de adsorción de iones Cr (III) para evaluar el comportamiento en situaciones reales. Asimismo, realizar investigaciones enfocadas en el proceso de biosorción con otros metales pesados y determinar modelos de predicción fenomenológicos. Además, se debe estudiar la regeneración del biosorbente con diferentes ácidos y a diferentes concentraciones, con la posibilidad de recuperar el Cr. Al mismo tiempo, se debe caracterizar el biosorbente mediante técnicas de rayos X, isoterma BET. Finalmente, evaluar la viabilidad de una posible aplicación industrial de este proceso.

CAPÍTULO V

LA IMPORTANCIA POR EL DESARROLLO DE MÉTODOS DE BIOADSORCIÓN FRENTE AL ANTROPOCENO

En la actualidad, el desarrollo para nuevos métodos de tratamiento de aguas potables y residuales se enmarca en un contexto de cambio climático en el cual, con base en el propio accionar del hombre, se ha podido modificar la era geológica actual a una en la que la producción industrial, los residuos que esta genera y las consecuencias de los mismos han dado paso a la era del Antropoceno.

El Antropoceno, de acuerdo con Waters et al. (2016), se ha constituido en una era geológica diferente del Holoceno, la etapa geológica previa. En vista de ello, se empieza a contar esta era con base en el impacto que las actividades humanas tienen tanto en la geología como en los ecosistemas de la Tierra, como el cambio climático. Sin embargo, debido a los evidentes efectos que estos cambios producidos por el hombre tienen en el ecosistema, aún no existe un consenso científico respecto del uso del término. A pesar de que, de acuerdo con Carrington (2016), el Anthropocene Working Group, parte de la Subcomisión de la Estratigrafía Cuaternaria, presentó una recomendación al Congreso Geológico Internacional para definir y delimitar la época del Antropoceno como una subdivisión reconocida en la escala de tiempo geológica desde el 2016. No obstante, existe un enorme consenso internacional que concuerda en el hecho de que se está viviendo una nueva era geológica producida por los cambios climáticos debido a la acción del hombre, con lo cual se vuelve imprescindible tomar acciones para hacer frente a estos cambios.

De este modo, como parte de las políticas que diversos gobiernos alrededor del mundo, se ha acordado garantizar el desarrollo sostenible de los centros urbanos bajo su jurisdicción. En ese sentido, el Ministerio del Ambiente (2016) elaboró un documento en el cual se detallan 17 objetivos para que el país pueda cumplir con las metas a realizar para el 2030. De este modo, se tiene que:

Los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), contienen 169 metas que cada país debe cumplir hasta el año 2030 para promover la prosperidad, sin descuidar la protección del ambiente; la finalidad es poner énfasis en la lucha contra la pobreza en todas sus formas e implementar estrategias que promuevan el crecimiento económico, la educación, la salud, la protección social, la seguridad y la equidad en las oportunidades de empleo. (Ministerio del Ambiente, 2016, p. 7)

En vista de ello, los objetivos para cumplir con el desarrollo sostenible que el país se ha trazado hacia el 2030 son el fin de la pobreza, la reducción del hambre, la garantía por la salud y el bienestar, una educación de calidad, la igualdad de género, el acceso al agua limpia y al saneamiento, la producción y el consumo responsables, la acción por el clima, el cuidado de la vida submarina y de los ecosistemas terrestres, el acceso a la energía asequible y no contaminante, el trabajo decente y el crecimiento económico, el desarrollo de la industria, la innovación y la infraestructura, la reducción de las desigualdades, la implementación del crecimiento sostenible de los centros urbanos y la garantía por la paz, justicia y solidaridad de las instituciones.

Sin embargo, los retos que plantean el cumplimiento de estas metas se ven incrementados debido al futuro escenario que, como parte del avance del Antropoceno, se va desarrollando paulatinamente. De acuerdo con Lipper *et al.* (2018), un concepto que puede ayudar a afrontar las inclemencias

con respecto a la escasez en el abastecimiento de alimentos lo constituye la agricultura de clima inteligente (CSA), la cual está ganando una considerable atención, ya que este concepto busca enfatizar la necesidad por la adaptación y el desarrollo de nuevas estrategias de crecimiento agrícola para, así, garantizar la seguridad en el abastecimiento de la comida. Dichas estrategias, considerando la noción de la agricultura de clima inteligente, buscan remediar la posible escasez de alimentos que se podría producir en el futuro. En ese sentido, se tiene que:

El crecimiento de la población y el incremento de los precios en el mundo desarrollado han impulsado la demanda de comida y de otros productos agrícolas a niveles sin precedentes. La FAO ha estimado que, para poder cumplir con las demandas de comida en el 2050, la producción mundial al año de cosechas y ganado tendría que ser 60 % más alta de lo que lo fue en el 2006. (Lipper *et al.* 2018, p. 4)

Por lo tanto, es necesario el desarrollo de técnicas de agricultura que, con lo señalado anteriormente, puedan cumplir con la demanda de alimentos a partir del crecimiento poblacional, pero que también resulten en la implementación de técnicas ecoamigables de remoción de los desechos que esta enorme producción agrícola y de ganado necesitará afrontar en el futuro. En este punto surgen las técnicas de remoción de residuos revisadas en los apartados anteriores, dado que la tendencia actual consiste en el desarrollo de métodos de disposición de residuos que sean económicos, ecoamigables y que puedan aprovechar la enorme producción de alimentos como medio para disponer de los desechos.

Por todo ello, la investigación en torno a nuevos materiales orgánicos que puedan remover los metales pesados de los depósitos de agua, el tiempo que busca reducir los efectos del cambio climático, también se puede complementar con la necesidad por producir alimentos más abundantes, pero en forma sostenible con el medioambiente.

A pesar de ello, si bien se pueden elaborar planes, métodos, estrategias y objetivos para cumplir con las demandas de cara al cambio climático, puede resultar contraproducente no reflexionar en torno a la relación que los seres humanos han establecido con respecto a la producción de alimentos o la generación de residuos tóxicos. Asimismo, la realidad comprueba constantemente que la necesidad por desarrollarlos surge de un tipo de mentalidad en la cual se percibe a la naturaleza como un producto de libre disposición y con la cual se entra en una relación de dominio que, en muchos casos, lamentablemente se puede sostener con base en creencias religiosas fundamentalistas.

En conclusión, es necesario el desarrollo de un nuevo tipo de relación con la naturaleza que busque cultivar una cultura de paz con ella. Este punto es desarrollado por Brauch (2019), quien señala que para hacer frente a los cambios del Antropoceno se requiere unir a la geoecología política y la ecología para la paz, de forma que se desarrolle una nueva noción de paz sostenible que pueda entenderse como paz con la naturaleza. Esta nueva relación con el medioambiente busca complementarse con los objetivos del desarrollo sostenible a fin de que, desde la actualidad, se puede contemplar una nueva relación con la naturaleza.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abia, A.; Horsfall, M.; Didi, O. Studies on the use of agricultural by-product for the removal of trace metals from aqueous solutions. *J. Appl. Sci Environm Mgt* 2004, 6, 89-95. DOI: 10.4314/jasem.v6i2.17184
- Abia, A.; Horsfall, M.; Didi, O. The use of chemically modified and unmodified cassava waste for the removal of Cd, Cu and Zn ions from aqueous solution. *Bioresource Technol* 2003, 90 (3), 345-348. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00145-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00145-7)
- Adamson, A. *Physical Chemistry of Surfaces*, 6.a ed.; John Wiley and Sons: New Jersey, 1990. <https://bit.ly/3GO5NCN> (Accessed April 23, 2020).
- Ahalya, N.; Ramachandra, T.; Kanamadi R. Biosorption of Heavy Metals. *Res. Jour. Chem. Environm.*, 2003, 7 (4), 71-79. http://wgbi.ces.iisc.ernet.in/energy/water/paper/biosorption_heavymetals/Biosorption.pdf (Accessed April 23, 2020).
- Ahmedna, M.; Johns, M.; Clarke, S.; Marshall, W.; Rao, R. Potential of agricultural by-product-based activated carbons for use in raw sugar decolourisation. *J. Sci. Food Agric.* 1997, 75, 117-124. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0010\(199709\)75:1<117::AID-JSFA850>3.0.CO;2-M](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0010(199709)75:1<117::AID-JSFA850>3.0.CO;2-M)
- Albis, A. R.; Ortiz, J. D.; Martínez de la Rosa, J. E. Remoción de cromo hexavalente de soluciones acuosas usando cáscara de yuca (*Manihot esculenta*): Experimentos en columna. INGE CUC 2017, 13 (1), 42-52. DOI: <http://dx.doi.org/10.17981/ingecuc.13.1.2017.04> (Accessed April 05, 2018).
- Al-Asheh, S.; Duvnjak, Z. Binary Metal Sorption by Pine Bark: Study of Equilibria and Mechanisms. *Sep. Scie. and Tech.* 1998, 33 (9), 1303-1329. DOI: <https://doi.org/10.1080/01496399808544985>
- Aleman, J. Tratamiento físico-químico compacto de aguas residuales industriales. *Tecno ambiente: Revs. Prof. Tecn. Equip. Ing. Amb.* 2004, 14 (144), 9-11.
- Armas, R. *Tecnología Ambiental*. CONCYTEC. <http://biblioteca.cultura.pe:8020/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=662> Trujillo, 2001; Cap. 2, pp 88- 120.
- Atkins, P. *Fisicoquímica*. 3.a ed. Addison-Wesley Iberoamericana. Wilmington, Delaware, E.U.A, 1991.
- Babel, S.; Kurniawan, T. Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Jour. of Hazar. Mater.* 2003, (97), 219-243. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00263-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00263-7)
- Bailey, S.; Olin, T.; Bricka, R.; Adrian, D. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Research.* 1999, 33 (11), 2469-2479. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00475-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00475-8)
- Barakat, M. A. New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arab J Chem.* 2011, 4 (4), 361-377. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019>
- Basso, M.; Cerrella, E.; Cukierman, A. Tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados mediante carbones activados obtenidos de un precursor renovable. *Avan. en Energ. Ren. y Med. Amb.* 2001, 5. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/79883>
- Basso, M.; Cukierman, A. Empleo de un biosorbente para el tratamiento de agua. *Avan. en Energ. Ren. y Med. Amb.* 2004a, 7 (2), 1-6. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/81139>
- Basso, M.; Cukierman A. Biosorción de especies metálicas a partir de aguas contaminadas empleando recursos lignocelulósicos. *Avan. en Energ. Ren. y Med. Amb.* 2004b, 8 (1), 7-12. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/81545>

- Basso, M.; Cerrella, E.; Cukierman, A. Empleo de algas marinas para la biosorción de metales pesados de aguas contaminadas. *Avan. en Energ. Ren. y Med. Amb.* **2002**, 6, 69-74. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/80414>
- Bellamy, L. *The Infrared Spectra of complex molecules*. 2.a ed. John Wiley & Sons., New York, 1958.
- Boehm, H. Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. *Carbon* **1994**, 32 (5), 759-769. DOI: [https://doi.org/10.1016/0008-6223\(94\)90031-0](https://doi.org/10.1016/0008-6223(94)90031-0)
- Bold, H.; Wynne, M. *Introduction to the algae*. 2.a ed. Prentice-Hall. New Jersey, 1985.
- Brauch, H. G.; Oswald, U.; Collins, A.; Serrano, S. *Climate Change, Disasters, Sustainability Transition and Peace in the Anthropocene*. Springer Nature Switzerland, 2018.
- Budinova, T.; Gergova, K.; Petrov, N.; Minkova, V. Removal of metal ions from aqueous solution by activated carbons obtained from different raw materials. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* **1994**, 60 (2), 177-182. DOI: <https://doi.org/10.1002/jctb.280600210>
- Bui, X.; Chiemchaisri, C.; Fujioka, T.; Varjani, S. *Water and Wastewater Treatment Technologies*. Springer, Singapore, 2019.
- Buitrago, G. Can. *J. Plant Sci.* **1990a**, 58 (3), 915-916.
- Buitrago, A. *La yuca en la alimentación animal*. Centro internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Colombia, 1990b.
- Bustamante, V.; Carrillo, A.; Prieto, J.; Corral-Rivas, J.; Hernández, J. Química de la biomasa vegetal y su efecto en el rendimiento durante la torrefacción: revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* **2016**, 7 (38), 5-24. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63450027007>
- Cabral, M.; Kennedy, J. *Protein immobilization-Fundamentals and Applications*. R. Taylor Ed. Marcell Dekker Inc., New York, 1991.
- Cañizares-Villanueva, R. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología* **2000**, 42, 131-143. <https://www.medigraphic.com/pdfs/lamicro/mi-2000/mi003f.pdf>
- Carrington, D. The Anthropocene epoch: Scientists declare dawn of human-influenced age. *The Guardian*. <https://www.theguardian.com/environment/2016/aug/29/declare-anthropocene-epoch-experts-urge-geological-congress-human-impact-earth> (accessed 2020-08-28).
- Castillo S. *Reutilización de raspo procedente de la industria vinícola para la extracción de metales en efluentes líquidos*. Proyecto final de carrera, Universidad Politécnica de Cataluña, España, Repositorio Institucional UPCommons, 2004. <http://hdl.handle.net/2099.1/2591> (accessed 2020-11-15).
- Chaga, G. Twenty-five years of immobilized metal ion affinity chromatography: past, present and future. *J. Biochem. Biophys. Methods* **2001**, 49 (1-3), 313-334. DOI: 10.1016/S0165-022X(01)00206-8
- Chávez-Sifontes, M. La Biomasa-Fuente Alternativa de Combustibles y Compuestos Químicos. *Investigación Química* **2019**, 115 (5), 399-407. <https://analesdequimica.es/index.php/AnalesQuimica/article/view/1171>
- Chen, P.; Wang, L. Characterization of metal adsorption kinetic properties in batch and fixed-bed reactors. *Chemosphere* **2003**, 54 (3), 397-404. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00714-8

- Cheremisinoff, N. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies*. Butterworth Heinemann, New York, 2002.
- Chien, S.; Clayton, W. Application of Elovich Equation to the Kinetics of Phosphate Release and Sorption in Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **1980**, *44*, 265-268. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400020013x>
- Chu, K.; Hashim, M. Desorption of Copper from Polyvinyl Alcohol-Immobilized Seaweed Biomass. *Acta Biotechnol.* **2001**, *21*, 295-306. [https://doi.org/10.1002/1521-3846\(200111\)21:4<295::AID-ABIO295>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1521-3846(200111)21:4<295::AID-ABIO295>3.0.CO;2-F)
- Cicatelli, A.; Ruiz, K. B.; Guarino, F.; Castiglione, S.; Biondi, S. En *Congreso Mundial de la Quinua*, 2018 (pp. 1-8). Asimilación de metales, contenido de iones y perfiles de expresión génica en quinua expuesta a cromo en presencia o ausencia de sal. <https://bit.ly/3x4xoLt> (accessed 2018-12-21).
- Córdova, L. Entre aguateros y camiones: *la historia del agua en Lima*. El Comercio. <https://elcomercio.pe/lima/aguateros-camiones-historia-agua-lima-305653-noticia/?ref=ecr> (accessed 2014-10-02).
- Davis, T.; Volesky, B.; Mucci, A. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Research* **2003**, *37* (18), 431-433. DOI: 10.1016/S0043-1354(03)00293-8
- Demirbas, M.; Kobya, W.; Senturk, E.; Ozkan, T. Adsorption kinetics for the removal of chromium (VI) from aqueous solutions on the activated carbons prepared from agricultural wastes. *African Journal Online* **2004**, *30* (4), 533-539. DOI: 10.4314/wsa.v30i4.5106
- Deng, H.; Chen, Z.; Zhao, F. Energy from Plants and Microorganisms: Progress in Plant-Microbial Fuel Cells. *Chemsuschem* **2012**, *5* (6), 1006-1011. DOI: 10.1002/cssc.201100257
- De los Santos, C. R.; Fernández, J. B.; Hernández, G. P.; Rivera, M. Á.; Flores, L. L. Adsorción de cobre (II) y cadmio (II) en suspensiones acuosas de CaCO₃ biogénico nanoestructurado. *Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio* **2019**, *58* (1), 2-13.
- Doran, P. *Principio de Ingeniería de los Bioprocesos*. Editorial ACRIBIA S. A., España, 1998.
- Fiol, N. *Adsorció de Cu (II) i Pb (II) de dissolucions aquoses de residus de pinyol d'oliva*. Treball de recerca. Programa de doctorat de Medi Ambient, Universitat de Girona, 2001.
- Flores, M.; Maldonado, M.; Martínez, J. Espinelas Sintetizadas en Laboratorio Aplicadas en la Adsorción de Cromo. *Inf. Tecnol.* **2004**, *15* (3), 85-90. https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0718-07642004000300014&lng=es&nrm=iso
- Fouladi-Fard, R.; Akbar, A.; Nabi, R. Batch kinetics and isotherms for biosorption of cadmium onto biosolids. *Desalination and Water Treatment* **2011**, *28* (1-3), 69-74. DOI: 10.5004/dwt.2011.2203
- García, M.; Ramirez, F.; Manzano, M. Bioadsorción de metales pesados de aguas ácidas de minas. *Ingeniería Química* **2003**, *35* (4502), 184-204. https://www.researchgate.net/publication/282722249_Bioadsorcion_de_metales_pesados_de_aguas_acidas_de_minas_y_II
- García-Chevesich, P.; García, V.; Martínez, G.; Zea, J.; Ticona, J.; Alejo, F.; Vanneste, J.; Acker, S.; Vanzin, G.; Malone, A.; Smith, N.; Bellona, C.; Sharp, J. Inexpensive Organic Materials and Their Applications towards Heavy Metal Attenuation in Waters from Southern Peru. *Water* **2020**, *12* (10), 1-34. <https://doi.org/10.3390/w12102948>
- García-Mancha, N. *Tratamiento biológico de aguas residuales industriales mediante reactores anaeróbicos de alta eficacia*. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, Repositorio Institucional UAM, 2016.

- Gardea, J.; Torresdey, K.; Tiemann, J.; Gonzalez, J.; Henningand, M.; Townsend, S. Removal of copper ions from solution by silica-immobilized Medicago Sativa (alfalfa). *Proceedings of the 10th Annual Conference on Hazardous Waste Research* **2004**, 209-217. <https://bit.ly/3NTtaNK> (accessed 2018-07-30).
- Geankoplis, C. *Procesos de Transporte y Operaciones Unitarias*. Editorial CECSA, México, 1998.
- Gheraout, D.; Elboughdiri, N. Water Disinfection: Ferrate (VI) as the Greenest Chemical – A Review. *Applied Engineering* **2019**, 3 (2), 171-180. <http://www.sciencepublishinggroup.com/journal/paperinfo?journalid=534&doi=10.11648/j.ae.20190302.24>
- Gheraout, D. Water treatment chlorination: An updated mechanistic insight review. *Chemistry Research Journal* **2017**, 2 (4), 125-138. <http://chemrj.org/download/vol-2-iss-4-2017/chemrj-2017-02-04-125-138.pdf>
- Giesen, A.; Thompson, A. *Aerobic granular biomass for cost-effective, energy efficient and sustainable wastewater treatment* [conference]. 7th European Waste Water Management Conference, Manchester, United Kingdom, 2013.
- Greene, B.; Mc-Pherson, R.; Darnell, D. Algal sorbents for selective metal ion recovery. En J. Patterson and R. Pasino Eds., *Metals Speciation, Separation, and Recovery*, Lewis Publisher, New York, 1987, pp. 315-332.
- Guerrero, D.; Pinta-Melo, J.; Fernández-Izquierdo, P.; Ibargüen-Mondragón, E.; Hidalgo-Bonilla, S.; Burbano-Rosero, E. Eficiencia en la reducción de Cromo por una bacteria silvestre en un tratamiento tipo Batch utilizando como sustrato agua residual del municipio de Pasto, Colombia. *Universidad y Salud*, **2017**, 19 (1), 102-115. <https://dx.doi.org/10.22267/rus.171901.74>
- Gupta, V.; Ali, I. Removal of lead and chromium from wastewater using bagasse fly ash—a sugar industry waste. *Journal of Colloid and Interface Science* **2003**, 271 (2), 321-328. DOI: 10.1016/j.jcis.2003.11.007
- Hanafiah, S.; Salleh, N.; Ghafar, N.; Shukri, N.; Kamarudin, N.; Hapani, M.; Jusoh, R. Efficiency of Coconut Husk as Agricultural Adsorbent in Removal of Chromium and Nickel Ions from Aqueous Solution. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* **2020**, 596, 1-9. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/596/1/012048>
- Harris, D. *Quantitative Chemical Analysis*. 3.a ed. Freeman and Company, 1991.
- Heschel, W.; Klose, E. On the suitability of agricultural by-products for the manufacture of granular activated carbon. *Fuel* **1995**, 74, 1786-1791. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-2361\(95\)80009-7](http://dx.doi.org/10.1016/0016-2361(95)80009-7)
- Hidalgo, S.; Martínez, M. *Reutilización de residuos de rapa para la eliminación de metales tóxicos en efluentes líquidos*. Proyecto final de carrera, Universidad Politécnica, Repositorio Institucional UP Commons, 2004. <https://bit.ly/3meczW> (accessed 2018-07-15).
- Hinnes, A.; Maddox, R. *Mass Transfer Fundamentals and applications*. 3.a ed. Prentice Hall. New Jersey, 1985.
- Ho, Y.; McKay, G.; Wase, D.; Foster, C. Study of the Sorption of Divalent Metal Ions on to Peat. *Adsorp. Sci. Technol.* **2000**, 18, 639-650. DOI: <https://doi.org/10.1260/0263617001493693>
- Horsfall, J.; Abia, A. Sorption of cadmium(II) and zinc(II) ions from aqueous solutions by cassava waste biomass (*Manihot sculenta* Cranz). *Water Research*. **2003a**, 37 (20), 4913-4923. DOI: 10.1016/j.watres.2003.08.020
- Horsfall, M.; Abia A. Removal of Cu (II) and Zn (II) ions from wastewater by cassava (*Manihot esculenta* Cranz) waste biomass. *African Journal of Biotechnology* **2003b**, 2 (10), 360-364. <https://doi.org/10.5897/AJB2003.000-1074>
- Huamaní, G. *La industria de la curtiembre y su incidencia en el medio de la ciudad de Lima – 2012*. Tesis de

maestría, Universidad Nacional del Callao, Repositorio Institucional UNAC, 2014. <http://repositorio.unac.edu.pe/handle/UNAC/1613>

Huheey, J. *Inorganic Chemistry*. 3.a ed. Haper International SI Edition Publisher, New Jersey, 1983.

Instituto de Investigación Tecnológica, Industrias y de Normas Técnicas. *Normas técnicas del carbón activado. Norma 267-824*. Lima, 1985.

Karimi, M.; Moumivand, F.; Zamani, A.; Karimi, K. Non-cross-linked membrane and beads of chitosan for efficient heavy metal removal. *Minerva Biotecnológica* **2016**, *28* (2), 75-80. <https://www.minervamedica.it/en/journals/minerva-biotecnologica/article.php?cod=R04Y2016N02A0075>

Keskinkan O.; Goksu, M.; Yuceer, A.; Basibüyük, M. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process biochemistry* **2003**, (39), 179-183. DOI: 10.1016/S0032-9592(03)00045-1

Kotrba, P.; Mackova, M.; Macek, T. *Microbial Biosorption of Metals*. Springer, New York, 2011.

Lagergren, S. Sorption Kinetics, Isotherm and Thermodynamic Modeling of Defluoridation of Ground Water Using Natural Adsorbents. *Handlingar* **1988**, *24* (4), 1-39. [https://www.scirp.org/\(S\(351jmbntvnsjt1aadkposzje\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=803709](https://www.scirp.org/(S(351jmbntvnsjt1aadkposzje))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=803709)

Lakhan, R.; Pratap, R. *Advances in Biological treatment of industrial waste water and their recycling for a sustainable future*. Springer, New York, 2019.

Lalvani, S.; Hübner, A.; Wiltowski, T. Chromium Adsorption by Lignin. *Energy Sources* **2000**, *22*, 45-56. DOI: 10.1080/00908310050014207

Lee, M.; Lee, S.; Shin, H.; Kajiuchi, T.; Jang, J. Characteristics of lead removal by crab shell particles. *Process biochemistry* **1999**, *33* (7), 749-753. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00043-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00043-0)

Lesmana, S.; Febriana, N.; Soetaredjo, F.; Sunarso, J. Studies on potential applications of biomass for the separation of heavy metals from water and wastewater. *Biochemical Engineering Journal* **2009**, *44* (1), 19-41. DOI: 10.1016/j.bej.2008.12.009

Leusch, A.; Holan, Z.; Volesky, B. Biosorption of heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) by chemically-reinforced biomass of marine algae. *J. Chem. Tech. Biotech* **1995**, *62*, 279-288. DOI: 10.1002/JCTB.280620311

Li, C.; Dong, F.; Feng, L.; Zhao, J.; Zhang, T.; Cizmas, L.; Sharma, V. Bacterial community structure and microorganism inactivation following water treatment with ferrate(VI) or chlorine. *Environmental Chemistry Letters* **2017**, *15*, 525-530. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10311-017-0623-5>

Lipper, L.; McCarthy, N.; Zilberman, D.; Asfaw, S.; Branca, G. *Climate Smart Agriculture. Building Resilience to Climate Change*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, New York, 2018.

Low, K. S.; Lee, C. K.; Leo, A. C. Removal of metals from electroplating wastes using banana pith. *Bioresource Technology* **1995**, *51* (2-3), 227-231. DOI: [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(94\)00123-I](https://doi.org/10.1016/0960-8524(94)00123-I)

Loyola, W.; Evangelista, G. *Adsorción con resinas de intercambio iónico a partir de las aguas residuales de la curtiembre Villalobos en el sector Rio seco, el Porvenir-Trujillo*. Informes finales de investigación, Universidad Nacional de Trujillo, Repositorio Institucional UNT, 2004.

Lujan, J.; Darnall, D.; Stark, P.; Rayson, G.; Gardea-Torresdey, J. Metal Ion Binding by Algae and Higher Plant Tissues: A Phenomenological Study of Solution pH Dependence. *Solvent Extraction and Ion Exchange* **1994**, *12* (4), 803-816. DOI: <https://doi.org/10.1080/07366299408918239>

- Maldonado, A.; Romero, A. *Obtención de un biosorbente a partir de residuos de yuca (Manihot esculenta Crantz) y su aplicación en la adsorción de iones Cr (III) en aguas simuladas*. Tesis de segunda especialidad, Universidad Nacional San Agustín de Arequipa, Repositorio Institucional UNSA, 2005.
- Malik, D.; Jain, C.; Yadav, A. Removal of heavy metals from emerging cellulosic low-cost adsorbents: a review. *Applied Water Science*. **2016**, 7, 2113-2136. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-016-0401-8>
- Martínez, P. *Química y física de los altos polímeros y materias plásticas*. Editorial Alambra S.A., México, 1972.
- Masood, F.; Malik, A. Hexavalent Chromium Reduction by Bacillus sp. Strain FM1 Isolated from Heavy-Metal Contaminated Soil. *Bull Environ Contam Toxicol*. **2011**, 86, 114-119. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00128-010-0181-z>
- Matheickal, J.; Yu, Q. Biosorption of lead(II) and copper(II) from aqueous solutions by pre-treated biomass of Australian marine algae [1999]. *Bioresource Technology* **1999**, 69, 223-232. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201302945167>
- Mayta, R.; Mayta, J. Remoción de cromo y demanda química de oxígeno de aguas residuales de curtiembre por electrocoagulación. *Revista de la Sociedad Química del Perú* **2017**, 83 (3), 331-340. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2017000300008&lng=es&tlng=en
- Ministerio del Ambiente. *Objetivos de Desarrollo Sostenible e Indicadores*. Dirección General de Investigación e Información Ambiental, Lima, 2016.
- Miranda, F.; Medina, E. *Investigando en Ingeniería*. Editorial UNSA, Arequipa, 1998.
- Montgomery, D. *Diseño y análisis de experimentos*. 2.a ed. Editorial Limusa S.A., Arizona, 2003.
- Moore, J. *Propiedades de los alimentos*. Editorial Acribia S.A., Perú, 1995.
- Mora, A. *Bacillus sp.* G3 un microorganismo promisorio en la biorremediación de aguas industriales contaminadas con cromo hexavalente. *Nova scientia* **2016**, 8 (17), 361-378. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-07052016000200361&lng=es&tlng=es
- Namasivayam, C.; Senthilkumar, S. Removal of Arsenic(V) from Aqueous Solution Using Industrial Solid Waste: Adsorption Rates and Equilibrium Studies. *Industrial and Engineering Chemistry* **1998**, 37 (12), 4816-4822. DOI: <https://doi.org/10.1021/ie970774x>
- Navarro-Aviñó, J.; Aguilar, I.; López-Moya, J. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* **2007**, 16 (2), 10-25. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/125>
- Navas, P.; Carrasquero, A. Cargas eléctricas superficiales y propiedades adsorbentes del salvado de arroz (*Oryza sativa* L.). *Rev. Fac. Agrom. (Maracay)* **2000**, 26, 149-161. https://www.researchgate.net/publication/235626282_Cargas_electricas_superficiales_y_propiedades_adsorbentes_del_salvado_dearroz_Oryza_sativa_L
- Oblitas, L. *Servicios de agua potable y saneamiento en el Perú: beneficios potenciales y determinantes del éxito*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Lima, 2010.
- Organización Mundial de la Salud. *Chromium in Drinking-water. Draft Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. New York, 2019.

- Özer, D.; Özer, A.; Dursun, G. Investigation of zinc(II) adsorption on *Cladophora crispata* in a two-staged reactor. *Chem. Technol. Biotechnol* **2000**, 75, 410-416. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(200005\)75:5<410::AID-JCTB226>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(200005)75:5<410::AID-JCTB226>3.0.CO;2-X)
- Pagnanelli, F.; Esposito, A.; Toro, L.; Vegliò, F. Metal speciation and pH effect on Pb, Cu, Zn and Cd biosorption onto *Sphaerotilus natans*: Langmuir-type empirical model. *Water Research* **2003**, 37, 627-633. DOI: 10.1016/s0043-1354(02)00358-5
- Palma, A. *Caracterización de residuos lignocelulósicos como precursores de carbón activado*. Departamento de Química Inorgánica de la Universidad de Alicante, Alicante, 2000.
- Panagopoulos, A.; Haralambous, K.; Loizidou. Desalination brine disposal methods and treatment technologies - A review. *Science of the Total Environment* **2019**, 693, 133545. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719334655>
- Patiño, P. Biomasa residual vegetal: tecnologías de transformación y estado actual. *Innovaciencia* **2014**, 2 (1), 45-52. DOI: <https://doi.org/10.15649/2346075X.255>
- Pretsch, E. *Tablas para la Elucidación Estructural de Compuestos Orgánicos por Métodos Espectroscópicos*. Editorial Alambra, España, 1980.
- Qasim, S., Zhu, G. *Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples. Volume 1: Principles and Basic Treatment*. CRC Press, Taylor & Francis Group, New York, 2018.
- Ramos, E. *Exportación de yuca supera los US\$615 mil*. Agencia Agraria de Noticias (AGRARIA). <https://bit.ly/3HxWgjO> (accesed 2019-01-04)
- Roberti, L. *Coagulación, floculación y separación*. Perspectiva 2020. <https://bit.ly/3smzTWq> (accessed 2021-04-28).
- Rodríguez, M.; Arias, D.; Valverde, J.; Camacho, D. Ecuaciones alométricas para la estimación de la biomasa arbórea a partir de residuos de plantaciones de *Gmelina arborea* y *Tectona grandis* en Guanacaste, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* **2018**, 15 (Suppl. 1), 61-68. DOI: <https://dx.doi.org/10.18845/rfmk.v15i1.3723>
- Sharma, D.; Forster, C. Removal of hexavalent chromium using sphagnum moss peat. *Wat Res* **1993**, 27, 1201-1208. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90012-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90012-7)
- Silver, S.; Phung, L. A bacterial view of the periodic table: genes and proteins for toxic inorganic ions. *J Ind Microbiol Biotechnol* **2005**, 32 (11-12), 587-605. DOI: 10.1007/s10295-005-0019-6
- Smith, T. *Depurtotal* **2019**. <https://depurtotal.es/tratamiento-anoxico-de-aguas-residuales/>
- Sponseller, J.; Griffiths, J.; Tzipori, S. The Evolution of Respiratory Cryptosporidiosis: Evidence for Transmission by Inhalation. *Clinical Microbiology Review* **2014**, 27 (3), 575-586. DOI: 10.1128/CMR.00115-13
- Sposito, G. The measurements of permanent charge. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* **1986**, 47, 1058-1059.
- Srivastava, S.; Tyagi, R.; Pant, N. Adsorption of heavy metal ions on carbonaceous material developed from the waste slurry generated in local fertilizer plants. *Water Res* **1989**, 23, 1161-1165. https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/1516467
- Sud, D.; Mahajan, G.; Kaur, M. Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions – A review. *Bioresour Technol* **2018**, 99 (14), 6017-6027. DOI: 10.1016/j.

- Sung, K.; Lee, G.; Munster, C. Effects of Eichhornia crassipes and Ceratophyllum demersum on Soil and Water Environments and Nutrient Removal in Wetland Microcosms. *Int J Phytoremediation* **2015**, *17* (10), 936-944. DOI: 10.1080/15226514.2014.1003791
- Tewari, N.; Vasudevan, P.; Guha, B. K. Study on biosorption of Cr (VI) by Mucor hiemalis. *Biochemical Engineering Journal* **2005**, *23* (2), 185. DOI: 10.1016/j.bej.2005.01.011
- Toles, C.; Marshall, W.; Johns, M. Surface functional groups on acid-activated nutshell carbons. *Carbon* **1999**, *37*, 1207-1214. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(98\)00315-7](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(98)00315-7)
- Tuset, S. *Sistemas con reactores aeróbicos para tratar aguas residuales*. Condorchem envitech, 2019.
- U.S. Energy Information Administration. *Biomass explained*, 2020.
- Ullrich, S.; Tanton, T.; Abdrashitova, S. Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **2021**, *31* (3), 241-293. DOI: <https://doi.org/10.1080/20016491089226>
- Ur-Rehman, S.; Mushtaq, Z.; Zahoor, T.; Jamil, A.; Murtaza, M. Xylitol: A Review on Bioproduction, Application, Health Benefits, and Related Safety Issues. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* **2015**, *55* (11), 1514-1528. DOI: 10.1080/10408398.2012.702288
- Velázquez, L.; Dussan, J. Biosorption and bioaccumulation of heavy metals on dead and living biomass of *Bacillus sphaericus*. *J. Hazard. Mater* **2009**, *167* (1-3), 713-716. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.01.044
- Villaescusa, I.; Martínez, M.; Miralles, N. Heavy metal uptake from aqueous solution by cork and yohimbe bark wastes. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **2000**, *75*, 812-816. DOI: 10.1002/1097-4660(200009)75:9<812::AID-JCTB284>3.0.CO;2-B
- Villaescusa, I.; Fiol, N.; Martínez, M.; Miralles, N.; Poch, J.; Serarols, J. Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. *Water Research* **2004**, *38* (4), 992-1002. DOI: 10.1016/j.watres.2003.10.040
- Vinod, V.; Anirudhan, T. Sorption of tannic acid on zirconium pillared clay. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* **2001**, *77*, 92-101. DOI: <https://doi.org/10.1002/jctb.530>
- Volesky, B.; Holan, Z. Biosorption of Heavy Metals. *Biotechnol. Progress.* **1995**, *11*, 235-250. DOI: <https://doi.org/10.1021/bp00033a001>
- Volesky, B. *Biosorption of Heavy Metals*. CRC Press, New York, 1990.
- Volesky, B. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy* **2001**, *59* (2-3), 203-216. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.464.3669&rep=rep1&type=pdf>
- Waters, C. N.; Zalasiewicz, J.; Summerhayes, C.; Barnosky, A.; Poirier, C.; Galuszka, A.; Cearreta, A.; Edgeworth, M.; Ellis, E.; Ellis, M.; Jeandel, C.; Leinfelder, R.; McNeill, J.; Richter, D.; Steffen, W.; Syvitski, J.; Vidas, D.; Waples, M.; Williams, M.; Zhisheng, A.; Grinevald, J.; Odada, E. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science*. **2016**, *351*, 137-148. DOI: 10.1126/science.aad2622
- Weber, W.; Morris, J. Kinetics of Adsorption of Carbon from Solution. *J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.* **1963**, *89*, 31-60. DOI: 10.1126/science.aad2622

- Williams, C.; Aderhold, D.; Edyvean, R. Comparison between biosorbents for the removal of metal ions from aqueous solutions. *Water Res.* **1998**, *32*, 216-224. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00179-6)
- Xirdan, G.; Bonnet, C. *Ind.Eng. Chem. Fundam* **2000**, *12* (1), 95-99.
- Yetis, U.; Dolek, A.; Dilek, F.; Ozcengiz, G. The removal of Pb(II) by *Phanerochaete chrysosporium*. *Water Research* **2000**, *34* (16), 4090-4100. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00155-X
- Zhou, X.; Li, Z.; Zhao, R.; Gao, R.; Yun, Y.; Saino, M. Experimental comparisons of three submerged plants for reclaimed water purification through nutrient removal. *Desalinization Water Treatment* **2016**, *57* (26), 12037-12046. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1048736>



