



Universidad de
PAMPLONA

Una Universidad incluyente y
comprometida con el desarrollo
integral

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA
FACULTAD DE INGENIERIAS Y ARQUITECTURA
INGENIERIA AMBIENTAL

2019

POTENCIAL DE BIOSORCIÓN DE MATERIALES ENTERAMENTE BIOLÓGICOS, Y
LA APLICACIÓN DE LA BIOMASA SACCHAROMYCES CEREVISAE COMO UNA
ALTERNATIVA PARA REMOVER METALES PESADOS EN AGUAS RESIDUALES
INDUSTRIALES.

JAVIER ANDRES HERNANDEZ LEAL

Monografía de grado para optar por el título de Ingeniero Ambiental

Tutor: MSc. JAVIER AUGUSTO VERA SOLANO

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA
FACULTAD DE INGENIERIAS Y ARQUITECTURA
INGENIERIA AMBIENTAL

2019

<i>Contenido de Figuras</i>	6
<i>Contenido de Tablas</i>	6
OBJETIVOS	8
Objetivo General	8
Objetivos Específicos	8
INTRODUCCION	9
CAPITULO (I) GENERALIDADES	10
<i>EL AGUA Y LOS METALES PESADOS</i>	10
1. EL AGUA	10
1.1. Composición Química del Agua	10
1.2. Principales Funciones Del Agua	10
1.3. El Agua potable	11
2. LAS AGUAS RESIDUALES (A.R)	11
2.1. Características Biológicas de las A.R.	11
2.1.1. Bacterias	11
2.1.2. Virus	12
2.1.3. Hongos	12
2.2. Tipos de Aguas Residuales.	12
2.2.1. Aguas residuales blancas	12
2.2.2. Aguas residuales domesticas	12
2.2.3. Aguas residuales industriales (A.R.I.)	13
2.2.4. Aguas residuales agrícolas	13
3. CONTAMINACIÓN DEL AGUA POR METALES PESADOS	13
3.1. Los Metales Pesados	13
3.2. Metales Pesados Tóxicos	14
3.3. Características Principales, Contaminaciones Ambientales y daños a la Salud de los Metales Pesados.	15
3.3.1. Cadmio (Cd)	15
3.3.2. Arsénico (As)	15
3.3.3. Mercurio (Hg)	16
3.3.4. Plomo (Pb)	17
CAPITULO (II) METALES PESADOS EN EL AGUA	18
<i>PRINCIPALES FUENTES DE METALES PESADOS</i>	18

4. FUENTES PRIMARIAS DE METALES PESADOS EN AGUA.....	18
4.1. Fuentes Geológicas.....	18
4.2. Las Fuentes Antropogénicas	19
5. ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS QUE GENERAN MAYOR DESCARGA DE METALES PESADOS TÓXICOS EN SUS A.R.	21
5.1. La Agricultura.....	23
5.2. La Industria Minera	23
5.3. Industria del Cuero.....	23
5.4. Los Rellenos sanitarios	24
5.5. La Industria de la Pintura.....	24
CAPITULO (III) TRATAMIENTOS CONVENCIONALES	24
<i>TECNOLOGIAS DE TRATAMIENTO PARA REMOVER METALES PESADOS DEL AGUA.</i>	24
6. TECNOLOGÍAS CONVENCIONALES PARA REMOVER METALES PESADOS DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.	24
6.1. Precipitación Química	25
6.2. Intercambio Iónico.....	25
6.3. Coagulación y Floculación	25
6.4. Filtración de membrana	25
6.4.1. Ultrafiltración.....	26
6.4.2. Osmosis Inversa.....	26
6.4.3. Nanofiltración.....	26
6.4.4. Electrodialisis.....	26
6.5. La Bioremediación	27
6.5.1. La Bioacumulación	28
CAPITULO (IV) DESARROLLO DEL TEMA	28
7. DESARROLLO DE OBJETIVOS	28
7.1. La Biosorción	29
7.1.1. Modo de biosorción.....	31
7.1.2. Influencia de los parámetros operacionales de la biosorción.	32
7.1.3. Acción de biosorción en la naturaleza.....	34
7.1.4. Sistema de limpieza dependiente de microbios.....	35
7.1.5. Mecanismo de adsorción.....	35
7.1.6. Mecanismo físico-bioquímico.	36

7.1.7.	Mecanismos de resistencia de microorganismos a iones de metales pesados.	
		37
7.2.	Clasificar y Seleccionar Según su Eficiencia, la Biomasa Microbiológica con mayor Capacidad de Inmovilizar los iones metálicos de las Aguas Residuales Industriales.	39
7.2.1.	<i>Ampliación del proceso de biosorción a aplicaciones industriales</i>	39
7.2.2.	<i>Comportamiento de biosorbentes en aguas residuales industriales reales.</i>	39
7.2.3.	<i>Selección de biosorbentes</i>	40
7.2.4.	<i>Remoción de metales pesados en Aguas residuales industriales.</i>	41
7.2.5.	<i>Preparación de biosorbentes para aplicaciones industriales.</i>	45
a)	<i>Tratamiento ácido</i>	47
b)	<i>Tratamiento alcalino</i>	48
c)	<i>Tratamiento térmico</i>	48
7.3.	Isotermas de Adsorción	49
a)	<i>La Isoterma de langmuir</i>	50
b)	<i>La Isoterma de Freundlich</i>	50
CAPITULO V		52
APLICACIÓN DE LA LEVADURA <i>S. CEREVISIAE</i> PARA ELIMINAR METALES PESADOS DE LAS A.R.I.		52
7.4.	Realizar un Estudio sobre las Aplicaciones y Capacidad que tiene la Biomasa de la levadura <i>SACCHAROMYCES CEREVISIAE</i> para su uso como biosorbente de metales pesados en aguas residuales industriales.	52
7.4.1.	<i>Características y ventajas de <i>La Sacharomice cerevisiae</i></i>	52
7.4.2.	<i>Capacidad de biosorción de <i>S. cerevisiae</i>.</i>	53
a)	<i>Sistema de absorción de columna de lecho fijo</i>	55
b)	<i>Sistema de absorción de columna de lecho fluidizado</i>	56
c)	<i>Sistema de biosorción completamente mezclado</i>	57
BIBLIOGRAFÍA		61

Contenido de Figuras.

Figura 1. Fuente: Autor 2019	10
Figura 2 Principales funciones del agua en seres vivos Fuente Autor 2019	11
Figura 3 Tipos de A.R. Fuente: Autor 2019.....	12
Figura 4 Clasificación de los metales. Fuente:Adaptado por el Autor de 2019.....	14
Figura 5 Rutas de transporte de los metales pesados en el medio ambiente Fuente: Adaptado por el autor de (Paulina A.Kobielska, 2018).....	20
Figura 6 diagrama de flujo del proceso de biosorción. Fuente: Adaptado por el autor de (KatarzynaChojnacka, 2010).....	29
Figura 7Una nueva clasificación de los mecanismos de biosorción de metales.Fuente : Adaptado por el autor de (Hai NguyenTrana, 2017).....	30
Figura 8 Diagrama de lecho fijo en columna diseñado para biosorber Al ⁺³ Fuente: Adaptado por el autor de (Paola S. Boeris, 2018)	32
Figura 9 Diagrama de biosorcion por lotes diseñado para biosorber Al ⁺³ Fuente: Adaptado por el autor de (Paola S. Boeris, 2018)	32
Figura 10Fuente: Adaptado por el autor de (K. Vijayaraghavan Y.-S. Y., 2008) y (RM Hlihor, 2017).....	33
Figura 11 Fuente :Adaptado por el Autor de (Dixit R., 2015)	35
Figura 12 propuesta de vías de desintoxicación de microorganismos hacia metales pesados Fuente: Adaptado por el autor de (DF Soto, 2018) (M. Noroozi, 2017)	37
Figura 13 Fuente: Adaptado por el Autor de (Lissette Vizcaíno M., 2014) (Richard Enrique Marshall Sánchez, 2016).....	46
Figura 14. esquema de Mejora de la eficiencia de eliminación de metales pesados de la biomasa a través de la modificación de la superficie.. Fuente: Adaptado por el Autor de (Kun Yin, 2019)	47
Figura 15 ventajas de la levadura de <i>sacharomyces cerevisiae</i> Fuente:Autor	52
Figura 16 diagrama de columna de biosorcion de lecho fijo Fuente: adaptado por el autor de (B Volesky, 2014)	56
Figura 17 diagrama de sistema de biosorcion de lecho fluidizado Fuente: adaptado por el autor de (B Volesky, 2014)	57
Figura 18 diagrama para un sistema de biosorcion en un reactor mixto Fuente: Adaptado por el autor de (B Volesky, 2014)	58
Figura 19 instalación de una planta a gran escala para tratamiento de biosorcion (B Volesky, 2014)	59

Contenido de Tablas

Tabla 1 Metales pesados tóxicos, más comunes agregados por fuentes antropogénicas y su límite permisible según OMS. Fuente: Adaptado por el autor de (T. Pradeep, 2009) (Siegel, 2002)	22
--	----

Tabla 2 ventajas y desventajas de los métodos de tratamiento más utilizados para eliminar metales pesados de ARI. Fuente: Adaptado por el Autor de (Barakat, 2011) (P. Patel, 2018) (2019).....	27
Tabla 3 mecanismos de resistencia de la biomasa biológica, a los metales pesados Fuente: Adaptado por el autor 2019.....	38
Tabla 4 mecanismos de resistencia de microorganismos a los metales pesados Fuente: Adaptado por el autor 2019.....	39
Tabla 5 eficiencias de captación de iones metálicos por biomosas biológicas Fuente: Autor 2019.....	45
Tabla 6 Comparación de estrategias para remover metales pesados del agua. fuente: Adaptado por el Autor de (Kun Yin, 2019)	49
Tabla 7 eficiencia de biosorción utilizando los modelos de frendluich y langmuir fuente : Autor 2019.	52
Tabla 8 capacidad de biosorción de la saccharomyces cerevisiae para atrapar metales pesados en el agua Fuente: Autor 2019	54

OBJETIVOS

Objetivo General.

- Realizar un análisis del poder de biosorción que utilizan ciertas especies de organismos biológicos y calificar la eficiencia de la *Saccharomyces cerevisiae* para la remoción de metales pesados presentes en aguas residuales industriales.

Objetivos Específicos

- Realizar una descripción general del proceso de biosorción y los principales parámetros que afectan en su eficiencia
- Clasificar, y seleccionar según su eficiencia, la biomasa microbiológica con mayor capacidad de inmovilizar los iones metálicos de las aguas residuales industriales.
- Realizar un estudio sobre la capacidad que tiene la biomasa de *S. cerevisiae* para remover metales pesados de aguas residuales industriales.

INTRODUCCION.

La bioremediación del suelo y agua es una ciencia muy practicada en el último siglo, una de las actividades e investigaciones que han tenido más cabida en este tema, es el tratamiento y la recuperación de los ecosistemas acuáticos y todos los cuerpos de agua que los conforman, como acuíferos, ríos, humedales, lagunas, lagos, mares, entre otros, ya que se han visto altamente afectados por la actividad antropogénica del hombre, actividades que producen vertimientos llenos de sustancias altamente tóxicas y peligrosas.

Los vertimientos de aguas residuales tanto urbanas como de la minería, de la industria textil, metalmeccánica, curtiembres, refinación del petróleo y el uso de pesticidas y herbicidas en la agricultura son algunas de las actividades que más afectan los cuerpos de agua, debido a que sus vertimientos llevan altas cargas de sustancias que hacen el agua casi imposible de recuperar, sustancias como el Cu, Zn, Hg, Ag, As, Al, Cd entre otros metales pesados que tienden a permanecer indefinidamente en el ambiente, motivo alarmante, pues estos metales, inhiben la actividad productora en las plantas, generan necrosis en sus hojas y tallos hasta el punto de finalmente matarla, sucede lo mismo con algunas especies de animales, como peces que acumulan estos metales en su sistema hasta morir intoxicados, y no se detienen ahí, estos metales se propagan hasta el punto de infiltrarse en la cadena trófica y llegar a la ingesta humana. Metales como el Hg, Cd o As (mercurio, cadmio, arsénico) en concentraciones anormales, pueden producir alteraciones en los pulmones, alteraciones neurológicas, daño al material genético, al páncreas y el hígado e incluso llegar a causar la muerte, para acabar con esta problemática, la ciencia, la ingeniería y la tecnología han desarrollado diferentes métodos de tratamiento para eliminar estas sustancias del agua, y así poder potabilizarla, a pesar de encontrar alternativas de gran eficiencia como osmosis inversa, ultrafiltración, nanofiltración, intercambio iónico, precipitación química, carbón activo, resultan ser alternativas de alto costo e inversión económica, que no podrían implementar comunidades en vía de desarrollo por tal razón se optó por el tratamiento a partir de materiales orgánicos o material biológico, la biomasa como comúnmente se le conoce, es una alternativa que además de ser amigable con el medio ambiente, es más accesible para la población de países con bajos recursos económicos.

Hoy en día, el estudio sobre la capacidad de biosorción ha demostrado ser eficiente y ventajosa debido a que el material biosorbente; es de fácil manejo en el tratamiento, puede retener el metal en presencia de otros cationes, el material biosorbente se puede regenerar mediante la desorción del metal, y sobre todo se puede encontrar en abundancia en la naturaleza es por eso que el uso de microorganismos en la biosorción es una de las formas más prometedoras para eliminar trazas de iones de metales pesados.

En el siguiente estudio, se evalúa el potencial de biosorción que tiene la biomasa microbiológica para eliminar y remover los metales pesados (Hg, Cd, Pb, As) de las aguas residuales urbanas, Además, se describen los principales factores que influyen en dicho proceso, tales como: el tipo de biomasa y microorganismo, edad fisiológica del cultivo, concentración y estado de la biomasa, temperatura, pH y concentración de los iones metálicos. Por otra parte, se estudia la capacidad de la levadura de *SACHAROMYCES CEREVISIAE* para inmovilizar y separar los iones metálicos de las aguas residuales industriales, para ello, se realizará una síntesis y estudio bibliográfico de los estudios con las biomásas más eficientes y

capaces de eliminar estas sustancias de un medio acuoso contaminado, como lo son las aguas residuales industriales.

CAPITULO (I) GENERALIDADES.

EL AGUA Y LOS METALES PESADOS

1. EL AGUA

En nuestro planeta, el agua **se encuentra contenida en los mares y océanos (96,5%)**, en los glaciares y casquetes polares (1,74%), depósitos acuíferos y permafrost (1,72%) y del resto (0,04%) repartido entre lagos, humedad de los suelos, vapor atmosférico, embalses, ríos y en el cuerpo mismo de los seres vivos. (2019.)

Esta sustancia, es quizás el elemento más importante del planeta, esto, se debe a que es un compuesto inherente para la vida, $\frac{3}{4}$ partes de la tierra, están conformadas de agua, el 70% de la vida animal está formada por agua y en las plantas su presencia es mayor al 80%.

1.1. Composición Química del Agua

Raffino define su composición como que es un compuesto que se forma a partir de la unión, mediante enlaces covalentes, de dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno (ver figura 1) formando una molécula dipolar (2 enlaces polares); su fórmula molecular es H₂O y es muy estable, se conoce como agua, debido a su fase en estado líquido, pero se encuentra en los 3 estados (sólido, líquido, gas). (2019.)

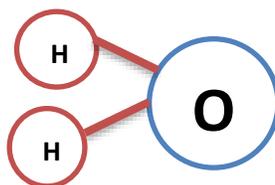


Figura 1. Molécula del agua Fuente: Autor 2019

Debido a que el oxígeno es más electronegativo (ávido de electrones) que el hidrógeno, el átomo de O acapara los electrones y los mantiene alejados de los átomos de H. Esto le da al lado de la molécula de agua que corresponde al oxígeno una carga parcial negativa, mientras que los extremos del hidrógeno tienen una carga parcial positiva.

1.2. Principales Funciones Del Agua

El agua, es un elemento presente en todo el medio ambiente, aparte de componer gran parte de los tejidos y la sangre de los seres vivos, regula funciones metabólicas, es fuente primaria y necesaria en la mayor parte de las industrias de alimentos, bebidas, materiales, medicamentos, hidroeléctricas entre otras. En la figura 2, se pueden observar las principales funciones del agua en el cuerpo de los seres vivos. Por otra parte, Raffino M. agrega que grandes masas son utilizadas en parques recreacionales y la actividad ganadera y agrícola. (2019.)

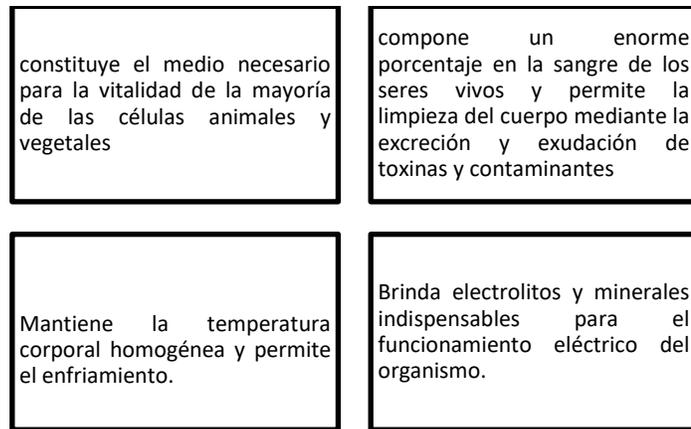


Figura 2 Principales funciones del agua en seres vivos Fuente Autor 2019

1.3. El Agua potable

Se conoce como agua potable a la fuente que exclusivamente se usa para el consumo humano, ya sea para beber o preparar alimentos, esta agua antes de llegar al usuario, se ve sometida a un tratamiento donde se remueven arenas, aceites, sólidos y es clasificada según sus niveles de PH, sales, microorganismos, para determinar si es necesario realizar post-tratamientos posteriores para remover patógenos o agentes bacterianos presentes que puedan vulnerar el bienestar o calidad de vida de los consumidores.

2. LAS AGUAS RESIDUALES (A.R)

Las A.R. son el producto de actividades y procesos en viviendas, industrias, instituciones y empresas. Después de ser utilizadas las aguas limpias, son descargadas al sistema de alcantarillado en una mezcla de sustancias como aceites, detergentes, grasas, materia orgánica, residuos agro ganaderos e industriales, sustancias toxicas, metales pesados entre otros, razón de su apariencia y olor desagradable. El vertimiento final de estas aguas, se realiza en los cuerpos de agua (ríos, mares, lagos, acuíferos) razón por la que es necesaria una depuración previa que se encargue de remover los contaminantes más degenerativos para el medio ambiente.

2.1. Características Biológicas de las A.R.

las condiciones biológicas dependen primeramente de la zona, la actividad y la temperatura del lugar donde se generan, a continuación, se mencionan los principales agentes biológicos que generalmente contienen las aguas residuales.

2.1.1. Bacterias

Pueden provenir de procesos de degradación de la materia en plantas de tratamiento o de la naturaleza, además de tener origen fecal. Entre las especies más comunes E. García resalta que

las bacterias en las A.R. más comunes son: Escherichia, Salmonella, estreptococos fecales, Proteus, Pseudomonas, Aeromonas, Serratia, Bifidobacterium, Clostridium, Zooglea, Flavohacterium, Nocardia, Achromobacter, Alcaligenes entre otros. (1985)

2.1.2. Virus

E. García propone que un virus proviene únicamente de individuos infectados, ya sean animales o humanos, los virus tienen la propiedad de adsorberse a algunas materias fecales sólidas, haciendo que se preserven y duren más en el tiempo. Poliovirus, virus Echo, Coxsackievirus A y E, virus de la hepatitis, agente de Norwalk, Rotavirus, Reovirus, Adenovirus y Parvovirus, son los principales grupos de virus que se pueden encontrar en las A.R. (1985)

2.1.3. Hongos

En su mayoría aerobios, pueden tolerar PH relativamente bajos y provienen de la naturaleza o de compuestos orgánicos en descomposición, entre los géneros más comunes E. García menciona: Geotrichium, Mucor, Aureobasidium, Subbaromyces, Fusarium, Sepedonium y Sphaerotilus. (1985)

2.2. Tipos de Aguas Residuales.

La producción de estas aguas, ha generado una alerta en todo el mundo, pues cada vez hay más contaminación de fuentes naturales, acuíferos, humedales y ríos por la actividad antropogénica del hombre. las A.R son clasificadas según su origen, pues no todas provienen de las mismas fuentes (ver figura 3).

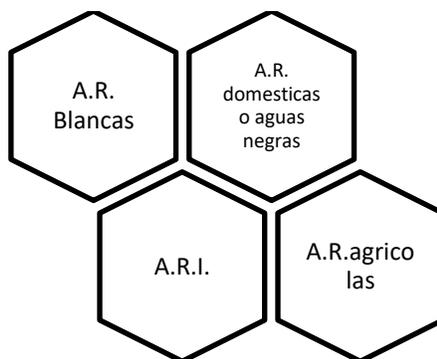


Figura 3 Tipos de A.R. Fuente: Autor 2019.

2.2.1. Aguas residuales blancas

Estas aguas son generadas por el deshielo, la lluvia, limpieza urbana y todo tipo de escurrimientos naturales.

2.2.2. Aguas residuales domesticas

También llamadas aguas negras, son el producto de la actividad en todas las viviendas, estas aguas contienen aceites, grasas, bacterias y hongos principalmente.

2.2.3. Aguas residuales industriales (A.R.I.)

Las Aguas residuales industriales según E. García, son las que mayor carga contaminante vierten a los afluentes, esto, debido a que descargan masivas cantidades de petroquímicos, azufre coloidal, hidróxidos, hidrocarburos, látex, cianuros, ácidos, colorantes, metales, sulfatos, fosfatos, detergentes, aceites, lodos y otra gran variedad de compuestos. (1985)

2.2.4. Aguas residuales agrícolas

Estas aguas constituyen tanto las de uso para riego en cultivos, como las de actividad ganadera. Los fungicidas, herbicidas y pesticidas, son las principales sustancias que se utilizan en estos procesos resalta . (1985)

3. CONTAMINACIÓN DEL AGUA POR METALES PESADOS

aunque a los cuerpos de agua ciertas concentraciones de metales son añadidas por la naturaleza, como aportes por la roca madre, o la erupción de un volcán, sus concentraciones anormales son de origen principalmente antropogénico, la actividad industrial, minera, la expansión urbana, utilizan en sus procesos varios metales que en altas concentraciones llegan a ser tóxicos, plomo, cadmio, mercurio, arsénico, aluminio, son un ejemplo de los metales más tóxicos emitidos al medio ambiente además C. Reyes en sus estudios realizados (2016) reporta la presencia de metales pesados y metaloides tales como mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), níquel (Ni) y cromo (Cr) en hortalizas tales como la lechuga, repollo, calabaza, brócoli y papa. Esta contaminación, proviene, entre otros causales, del uso para riego de aguas afectadas. De igual manera, se han encontrado metales en diferentes concentraciones en peces, carnes y leche resultado de la bio-acumulación y movilidad desde el ambiente a las fuentes hídricas.

3.1. Los Metales Pesados

Romero define un metal pesado como elementos que Poseen una conductividad eléctrica alta, son dúctiles, la mayoría son de transición con capacidad para formar compuestos que pueden o no sufrir actividad redox, tienen una relativa alta densidad y por lo general es tóxico o venenoso en concentraciones bajas. Se denominan metales pesados a aquellos elementos químicos que poseen peso atómico comprendido entre 63.55 (Cu) y 200.59 (Hg), y que presentan una densidad específica mayor a 5.5gr/cm³ (2016) excluyendo generalmente a los metales de materiales alcalinos y alcalinotérreos.

Existen diversos tipos de metales entre ellos férricos y no férricos (ver figura 4), Algunos de estos metales como el cobalto, zinc, molibdeno, o como el hierro que forma parte de la hemoglobina son indispensables en bajas concentraciones, ya que forman parte de sistemas enzimáticos, por otra parte, Metales pesados como el Hg, Cr, Cd, Pb, Zn, Co y Sn están involucrados en los procesos de una gran lista de industrias, donde las emisiones de altas concentraciones de estos pueden llegar a ser muy dañinas para el medio ambiente y la salud.

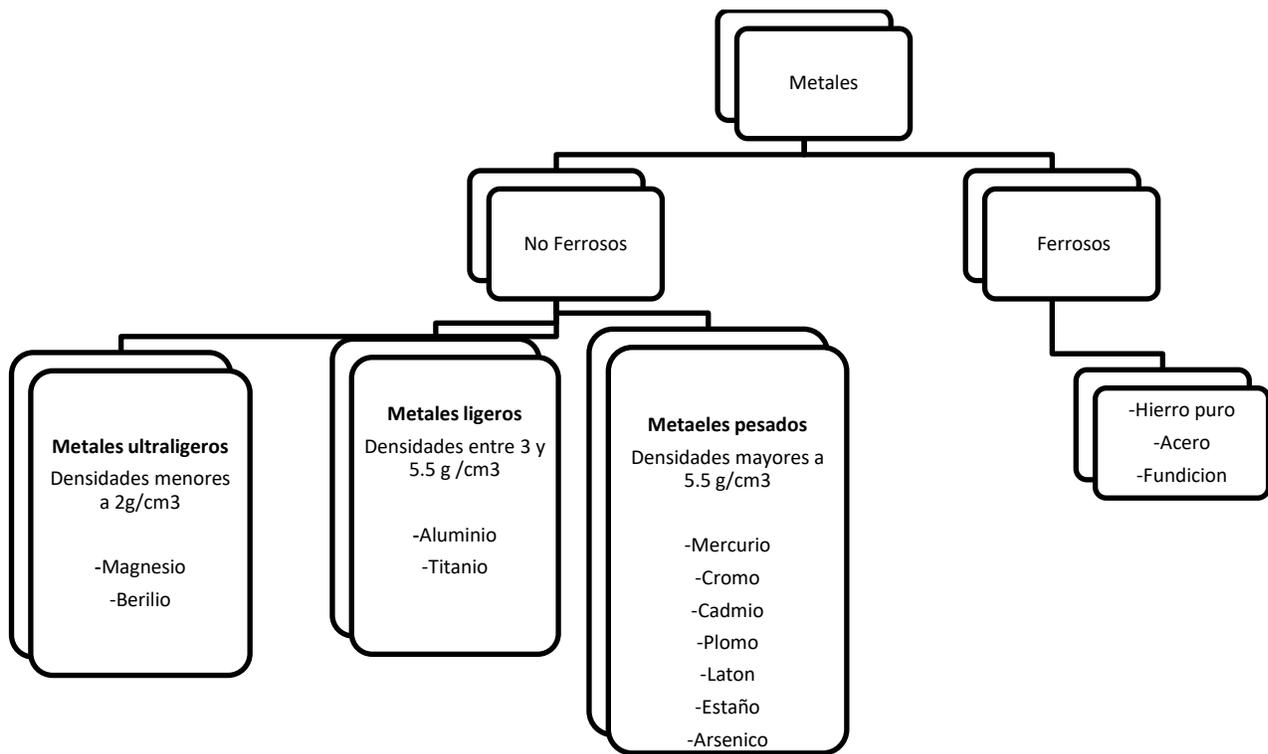


Figura 4 Clasificación de los metales. Fuente: Adaptado por el Autor de 2019

3.2. Metales Pesados Tóxicos

Entre todos los elementos metálicos que existen, algunos llegan a ser altamente tóxicos en condiciones anormales. La toxicidad de los metales pesados depende, como ha quedado expuesto previamente, de la concentración, la forma química y la persistencia. Un elemento indispensable para un ser vivo en concentraciones traza puede llegar a ser tóxico en Ecosistemas a concentraciones elevadas. Por otra parte, la mayoría de metales pesados se combina con otras formas químicas, antes de entrar en los organismos o cuando se encuentra en el interior de los mismos; por tanto, antes de determinar la toxicidad de un elemento es necesario determinar la forma química en la que se encuentra. La persistencia se define como el tiempo que tarda un contaminante en transformarse en una forma no tóxica. Los metales pesados están considerados como muy peligrosos para los seres vivos en general, pues poseen una gran toxicidad, en parte debido a su elevada tendencia a bioacumularse. La bioacumulación es un aumento de la concentración de un producto químico en un organismo biológico en un cierto plazo, de forma que llega a ser superior a la del producto químico en el ambiente. Dice J Navarro que la toxicidad está causada frecuentemente por la imposibilidad del organismo afectado para mantener los niveles necesarios de excreción. El proceso se agrava durante el paso por las distintas cadenas tróficas, debido a que los niveles de incorporación sufren un

fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes. A este proceso se le denomina biomagnificación; es decir, muchas toxinas que están diluidas en un medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células, especialmente a través de la cadena trófica. (2007)

3.3. Características Principales, Contaminaciones Ambientales y daños a la Salud de los Metales Pesados.

3.3.1. Cadmio (Cd).

Este elemento es relativamente extraño en la naturaleza, es de color blanco ligeramente azulado. Tiene un peso atómico de 112 y una densidad de 8.65 g/cm³. En su formación atómica posee ocho isótopos estables y presenta once radioisótopos inestables de tipo artificial. Naturalmente no está en estado libre y la greenockita (sulfuro de cadmio) es el único mineral que existe que contiene cadmio. J. Navarro expone que el cadmio se usa en pinturas, plásticos, pilas, baterías, abonos, soldaduras, asbestos, pigmentos, barras (reactores nucleares), farmacéutica, fotografía, vidrio, porcelana entre otros y casi todo el que se produce es obtenido como subproducto de la fundición y refinado de los minerales de zinc (J.P. Navarro-Aviñó, 2007). Países como Estados Unidos, Canadá, México, Australia, Bélgica, Luxemburgo y República de Corea son productores importantes.

Para la mayoría de los seres vivos la principal fuente de exposición al cadmio son los alimentos y el agua, pequeñas partículas de cadmio son absorbidas por el aparato respiratorio, especialmente en trabajadores de la industria del cadmio y en personas expuestas al humo del tabaco. En animales, los rangos de absorción son muy diversos, pero más bajos que en humanos. Las especies con dieta vegetal son los de mayor acumulación de cadmio, debido a que los alimentos ricos en fibra como cereales, vegetales y papas contribuyen a una mayor exposición. F. Londoño en su estudio de los efectos de los metales pesados en la salud humana habla de Las principales enfermedades que se conocen y son generadas por la exposición al cadmio, como; la bronquitis; enfisema; nefrotoxicidad; infertilidad; cáncer de próstata; alteraciones neurológicas; hipertensión; enfermedades vasculares y óseas. En el ambiente, el cadmio es peligroso porque muchas plantas y algunos animales lo absorben eficazmente y lo concentran dentro de sus tejidos. Una vez absorbido, se combina en animales con las metalotioneínas y se acumula en los riñones, el hígado y los órganos reproductores. Agrega que entre los casos de envenenamiento por cadmio mejor conocidos y documentados se encuentra el producido en Japón y denominado como enfermedad de Itai-Itai. A nivel molecular el cadmio es un conocido bloqueador del calcio en la membrana plasmática. En general, se sabe que desplaza al calcio y al cinc en determinadas proteínas además de causar estrés oxidativo. El resultado de todo ello suele ser un daño severo en el ADN y en los lípidos (2016).

3.3.2. Arsénico (As).

El Arsenico tiene una densidad de 5.72gr/cm³, y su Número atómico es 33, tienen una gran distribución en la naturaleza, su peso atómico es 74, Tiene 17 nucleídos radiactivos. La forma

metálica es conductor térmico y eléctrico fácil de romper y de baja ductibilidad. En la naturaleza está como mineral de cobalto, aunque regularmente se encuentra en la superficie de las rocas combinado con azufre o metales como Mn, Fe, Co, Ni, Ag o Sn. Dice F. Londoño que El mineral más importante del arsénico es el FeAsS (arsenopirita) y se usa en tratamiento de maderas, productos agrícolas (pesticidas, herbicidas) bronceadores de piel, anticorrosivos, vidrio, cerámica, pinturas, pigmentos, medicamentos. En alimentación animal como factor de crecimiento, gases venenosos de uso militar (2016).

Los síntomas agudos aparecen de tres a cinco días después de exposición a niveles elevados de arsénico, los síntomas incluyen incoordinación, ataxia, transcurridos unos pocos días cerdos y aves pueden aparecer paralizados, aunque seguirán comiendo y bebiendo, también hay ceguera y eritema cutáneo en animales albinos. Los terneros presentan síntomas gastrointestinales. F. Londoño también afirma que en humanos la toxicidad crónica con arsénico causa lesiones en piel (queratosis, hiperqueratosis, hiperpigmentación) y lesiones vasculares en sistema nervioso e hígado. Las complicaciones agudas aparecen por exposición a dosis elevadas y pueden ser letales, sus primeros efectos suelen ser fiebre, hepatomegalia, melanosis, arritmia cardíaca, neuropatía periférica, anemia y leucopenia. El arsénico está clasificado en el grupo I de sustancias cancerígenas por la IARC. Los tipos de cáncer afectan la piel (basilioma y carcinoma de células escamosas), pulmón (carcinoma broncogénico), hemangiosarcoma hepático, linfoma y cáncer de vejiga, riñón y nasofaringe (2016)

3.3.3. Mercurio (Hg).

posee una densidad de 13.55g/m³, Número atómico 80 y peso atómico 200. El mercurio un líquido blanco plateado forma soluciones- amalgamas con otros metales (oro, plata, platino, uranio, cobre, plomo, sodio y potasio), se encuentra comúnmente como sulfuro, también como rojo de cinabrio, en menor abundancia metalcinabrio negro y el menos común cloruro de mercurio. La tensión superficial de mercurio líquido es 484 dinas/cm, seis veces mayor que la del agua en contacto con el aire, por lo que no podría mojar la superficie con la que haga contacto. J. Navarro Habla de sus principales aplicaciones en empastes dentales, fabricación de pilas, lámparas fluorescentes, aparatos eléctricos (baterías, conmutadores), pinturas, catálisis, agricultura (fungicidas, pesticidas), productos farmacéuticos, pulpa, papel, cosméticos, cremas y jabones para la piel y drogas herbales, termómetros clínicos, así como en minería de oro, cobre, plata y carbón, por su facilidad de formar amalgamas y así extraerlos fácilmente (2007).

F. Londoño menciona en su estudio sobre los efectos de los metales pesados en la salud que en realidad todas las formas de mercurio son potencialmente tóxicas, pero el rango de toxicidad varía, siendo los vapores de mercurio la forma más peligrosa, debido a que se puede difundir a través de los pulmones hasta la sangre y luego hasta el cerebro, donde puede causar daños importantes. En el año 1956 se detectó una enfermedad, su causa no pudo ser demostrada sino hasta 1959, achacándose a la ingestión de peces contaminados por mercurio procedente de una planta de tratamiento químico. Por otra parte agrega que este mercurio resulta metilado en los sedimentos por acción bacteriana, siendo el metil-mercurio el que finalmente origina el síndrome tóxico conocido como enfermedad de Minamata. En esta bahía de Japón una fábrica de plásticos vertía aguas residuales que contenían 0.1 ppb (partes por billón) de mercurio. Las

aguas de la bahía contenían 2 ppb, concentración apta para beber. El plancton tomaba el agua con mercurio, pero no lo excretaba. Los peces pequeños que se acumulaban de plancton, tampoco lo excretaban, y tenían una concentración de mercurio de 200 ppb. En los grandes peces el nivel de mercurio estaba entre 4.000 y 20.000 ppb. Las familias que se alimentaron de estos peces desarrollaron la “enfermedad de Minamata”, y muchos resultaron lisiados, paralizados, perdieron su visión, capacidades mentales o murieron. J. Navarro añade que en Las intoxicaciones crónicas por mercurio se presenta temblores, hipertrofia de tiroides, taquicardia, gingivitis, cambios en la personalidad, eretismo, pérdida de memoria, depresión severa, delirios y alucinaciones. Los tres rasgos más usados para reconocer la enfermedad profesional en la industria son la excitabilidad, los temblores y la gingivitis. Además, se sabe que también hay daño renal por exposición crónica al mercurio, efectos reversibles, que cesan cuando la persona evita exponerse. J. Navarro también expone que La neurotoxicidad se manifiesta con temblores y pérdida de sensibilidad en dedos de ambas extremidades, ataxia, pérdida de visión y audición, espasmos y finalmente la muerte. En los animales los efectos de las sustancias mercuriales inorgánicas provocan coagulación de mucosa digestiva y gastroenteritis, si sobreviven habrá afecciones en riñón (nefrosis), el colon (colitis) y la boca (estomatitis) ya que se altera la función renal, presión sanguínea, ritmo cardíaco y digestivo (2007).

3.3.4. Plomo (Pb).

El plomo es el metal con propiedades tóxicas que más se ha propagado en el ambiente en las últimas décadas. La densidad de este elemento es de 11.53gr/cm³, su número y peso atómico de 82 y 207 respectivamente. J. Navarro lo describe como un metal de color azulado, que forma muchas sales, óxidos y compuestos organometálicos, añade que, en la industria, las sustancias más utilizadas son óxidos y tetraetilo de plomo, tiene propiedades para formar aleaciones con estaño, cobre, arsénico, bismuto, cadmio y sodio, el plomo también se encuentra en metales de uranio y de torio, ya que proviene de la división radiactiva (2007). Se usa como aditivo antidetonante en la gasolina, baterías, en monitores de computadores y pantallas de televisión, joyería, latas de conserva, tintes para el pelo, grifería, pigmentos, aceites, cosmetología, aleaciones, cerámicas, municiones, soldaduras, plomadas, armamento, radiación atómica, insecticidas, entre otros.

Según F. Londoño la absorción de plomo es un grave riesgo de salud pública; provoca retraso del desarrollo mental e intelectual de los niños, causa hipertensión y enfermedades cardiovasculares en adultos. La intoxicación se debe a la ingestión accidental de compuestos de plomo o a la ingestión por parte de los animales de forrajes o alimentos con plomo, procedentes de áreas ambientalmente contaminadas. F. Londoño asegura también, que el plomo absorbido se distribuye en riñón, hígado, encéfalo y huesos por semejanza con el calcio. El mayor depósito de plomo son los huesos pues puede ser hasta de 20 años; interfiere en la función del calcio, inhibe la síntesis de hemoglobina y causa daño neurológico. Los efectos agudos en sistema nervioso central consisten en parestesia, dolor y debilidad muscular, crisis hemolítica-anemia grave y hemoglobinuria. Los primeros síntomas de encefalopatía en niños son letargo, vómitos, irritabilidad, pérdida de apetito y mareos, que avanzan hasta desembocar en ataxia, reducción de la consciencia provocando finalmente la muerte. La tasa de mortalidad por encefalopatía debida a plomo es alta aproximadamente 25%, muchos de los pacientes que

se recuperan quedan con secuelas, entre ellas retraso mental, convulsiones y atrofia óptica. En animales se ha demostrado efecto tóxico sobre los gametos y aumento de la concentración de plomo en sangre materna, que reduce la duración de la gestación y de peso al nacimiento de las crías (2016).

3.3.5. Cromo (Cr)

El séptimo elemento más disponible en la tierra es el cromo, es un elemento químico de aspecto plateado metálico, número atómico 24, peso atómico 51.996 y densidad de 7.2 gr/cm³. El cromo existe en forma de mineral, como cromita férrica (FeCr₂O₄), crocoita (PbCrO₄) y cromo ocre (Cr₂O₃). La principal fuente de la industria de metales pesados de cromo es la industria del cuero, la industria del curtido, la industria de la galvanoplastia, la industria textil, etc. Estas industrias desarrollan un producto de desecho en el que están disponibles la forma hexavalente de Cr (VI) y la forma trivalente de Cr (III). (H. Ali, 2013) dice en sus investigaciones que el Cr (VI) es más dañino que el Cr (III) Para plantas, animales y organismos. Los cr (VI) están principalmente presentes en la industria de producción de sal de cromato. Cr (III) son útiles en el metabolismo de las grasas y desempeñan un papel primordial en el azúcar. Estas dos formas se utilizan en las industrias como la producción de acero, el cromado, la conservación de la madera, la industria del vidrio, la fabricación de pigmentos, las industrias de galvanoplastia y galvanoplastia y como agentes de curtido del cuero. El cromo metal también actúa como agentes de limpieza, agentes de titulación y aditivos en la producción de moldes y en el proceso de fabricación de cintas magnéticas, entre otros. Estudios por (P. Miretzky, 2010) exponen que este elemento causa inflamación de la piel, daño hepático y renal, congestión pulmonar, vómitos y creación de úlceras. Debido a estos efectos, el cromo debe eliminarse considerablemente de las aguas residuales antes de que se libere en el medio ambiente o necesite modificar el cromo metal en formas menos tóxicas.

CAPITULO (II) METALES PESADOS EN EL AGUA

PRINCIPALES FUENTES DE METALES PESADOS

4. FUENTES PRIMARIAS DE METALES PESADOS EN AGUA.

4.1. Fuentes Geológicas

Los metales pesados (es decir, metales con densidad de más de 5.5gr/cm³, como arsénico, cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, níquel y zinc) (Barakat., 2011), son elementos que se pueden encontrar en el medio ambiente, ya sea en depósitos de agua, la atmósfera o el suelo, en exceso, debido a diversas acciones antropogénicas. También es importante tener en cuenta las fuentes naturales de contaminación de metales pesados. Para Siegel estos incluyen todos los tipos de rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas, que, a

través de sus interacciones con el entorno circundante (es decir, la meteorización, la erosión, la formación del suelo y el ciclo de las rocas en general), transportan y redistribuyen metales pesados (2002). Los metales pesados que se encuentran más comúnmente en los minerales formadores de roca incluyen aquellos que se lixivian más fácilmente debido a la intemperie mineral como el níquel, el cobalto, el manganeso, el zinc, el cobre y el vanadio, además de los metales que tienen una estabilidad intermedia como el escandio, el itrio y otros. Bradl habla en su libro de metales pesados en el ambiente, de elementos de tierras raras, hasta uranio o hafnio, que se pueden encontrar en el circón y son resistentes a la intemperie. Luego, estos elementos se concentran cuando los fluidos hidrotermales calientes impregnan las rocas, lo que induce reacciones químicas que causan la precipitación de minerales y la creación de minerales (2005). Tales depósitos se encuentran a menudo dentro de rocas sedimentarias que, debido a su estructura porosa y alta permeabilidad, son muy adecuadas para el almacenamiento de sólidos.

Los suelos son otro medio responsable del almacenamiento de metales pesados. Los metales pesados en el suelo se encuentran en restos de roca reubicados, minerales insolubles y materia orgánica (es decir, las fases sólidas), así como en el agua y el aire atrapado dentro del suelo (es decir, las fases fluidas). Siegel por otra parte expone que estas fases sólidas y fluidas interactúan entre sí y varios iones pasan a través del sistema esto, debido a que la concentración e identidad de los metales pesados en el suelo está directamente relacionada con el tipo de roca. Además Siegel agrega que la mayoría de los metales pesados se pueden encontrar dentro de la tercera capa, o horizonte, de un suelo llamado horizonte B, pues esta capa contiene elementos que se disolvieron dentro de la capa superior (el horizonte A) y luego se sometieron a la lixiviación en la capa inferior, donde se depositaron. El horizonte B atrae metales pesados porque tiene una alta concentración de oxihidróxidos de hierro y arcilla que son capaces de absorber los elementos catiónicos (2002).

Las aguas superficiales (desde manantiales y arroyos hasta lagos y ríos) pueden transportar metales pesados a una gran distancia y su composición química varía según las características geológicas sobre las que fluyen. Siegel habla también de otros factores que contribuyen a la identidad y concentración de los metales pesados en las aguas superficiales, incluyen, influencias biológicas, químicas y físicas, tales como organismos vivos, adsorción de sedimentos o materia orgánica e inorgánica, dilución y evaporación, potencial redox, pH y finalmente temperatura (2002). Por ejemplo, Siegel en otro estudio más antiguo, demuestra como el aumento de la acidez (a medida que el agua fluye sobre la pirita, lo que hace que los minerales se oxiden) influye en la solubilidad de los metales pesados y aumenta su movilidad dentro del agua (1990). Los metales pesados transportados por el agua pueden ser adsorbidos por los oxihidróxidos o sobre la vegetación acuática como las algas, introduciéndolos en la red alimenticia. Esto conduce a la bioacumulación de metales pesados dentro de los organismos vivos, causando toxicidad y daños graves en la salud.

4.2. Las Fuentes Antropogénicas

Las actividades industriales también son importantes contribuyentes a la contaminación de metales pesados en el medio ambiente. Esto es de particular interés para las áreas del mundo que aún no han introducido la legislación moderna con respecto a este asunto. Para Siegel Las

principales fuentes industriales de contaminación incluyen la minería, la combustión del carbón y las aguas residuales, y la eliminación de residuos de productos. La minería produce grandes cantidades de roca estéril, que aún contienen metales pesados traza (As, Cu, Cd, Pb, Hg), que se depositan dentro de los relaves de la mina y se exponen a las condiciones climáticas y oxidantes que conducen al drenaje ácido. Esto a su vez moviliza los metales pesados, que luego penetran en la roca circundante, los suelos y en algunos casos las fuentes de agua potable. Otra fuente industrial de contaminación, la combustión de combustibles fósiles, contribuye principalmente a la contaminación de metales pesados atmosféricos (As, Cd, Mo, Zn y Pb de los aditivos de gasolina) (Siegel, 2002). Los desechos sólidos de los procesos industriales son otro factor importante que contribuye a la contaminación debido a la falta común de supervisión en los sitios de eliminación, lo que permite que los desechos entren en contacto con el suelo o las aguas subterráneas. Según (Siegel, 2002) Esta contaminación puede conducir a la intoxicación de animales acuáticos y terrestres, y en última instancia representa un riesgo para la salud humana. Monitorear y controlar las fuentes potenciales de contaminación es por lo tanto vital. Esto incluye fuentes tales como escorrentía de sitios agrícolas e industriales, áreas urbanas, sitios de eliminación de desechos y minería, rellenos sanitarios, sedimentos de dragado, sistemas de alcantarillado, ferrocarriles y autopistas. La contaminación del agua subterránea también puede resultar en la redistribución de metales pesados en todo el ambiente, ya sea a través de absorción por plantas o sorción/complejación (a materia orgánica en partículas). En la figura 5 se ilustra una descripción general que muestra las rutas de transporte de metales pesados dentro de los sistemas de agua subterránea.

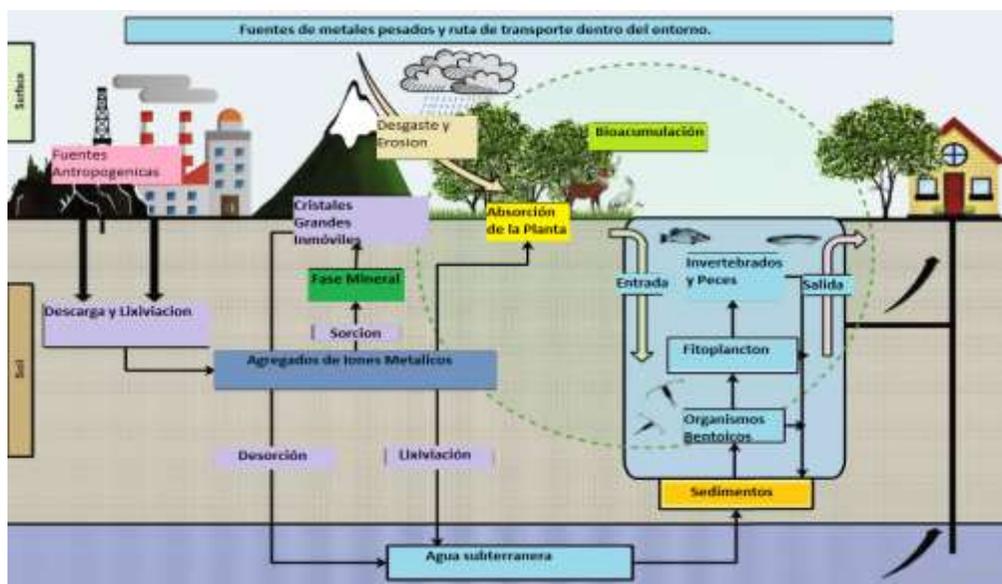


Figura 5 Rutas de transporte de los metales pesados en el medio ambiente Fuente: Adaptado por el autor de (Paulina A.Kobielska, 2018).

Muchas actividades humanas que contribuyen a la contaminación de metales pesados pueden vincularse, en términos generales, a los procesos de producción, consumo y disposición de productos, en áreas que van desde la industria hasta la agricultura y el transporte. Los elementos liberados por tales actividades pueden provenir tanto de fuentes difusas como de fuentes puntuales y se introducen en el medio ambiente como gases o partículas en forma

acuosa o sólida. Las fuentes agrícolas de contaminación incluyen sustancias utilizadas para el manejo de cultivos, como los fertilizantes. Habla Adriano en su libro de elementos traza en el suelo, que los fertilizantes fosfáticos, por ejemplo, contienen cadmio y zinc en proporciones que dependen del tipo de roca de la que derivan: mayor contenido de Cd para derivados sedimentarios y menor para derivados de roca ígnea (2001). Los pesticidas ya no contienen metales pesados, sin embargo, el uso anterior de productos ricos en metales llevó a la acumulación de arsénico, plomo y mercurio en el suelo y las aguas subterráneas. Los efluentes de aguas residuales se han utilizado comúnmente para enriquecer el suelo durante los últimos 100 años debido a su alto contenido de nutrientes. A pesar de sus ventajas, los efluentes de aguas residuales también pueden contener boro, cadmio, cobre, plomo, níquel y zinc, lo que puede causar toxicidad en las plantas según expone (Siegel, 2002).

5. ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS QUE GENERAN MAYOR DESCARGA DE METALES PESADOS TÓXICOS EN SUS A.R.

Las actividades industriales también son importantes contribuyentes a la contaminación de metales pesados en el medio ambiente. Esto es de particular interés para las áreas del mundo que aún no han introducido la legislación moderna con respecto a este asunto. Las principales fuentes industriales de contaminación incluyen la minería, la combustión del carbón, industrias de la pintura, el tratado de textiles como el cuero y la eliminación de residuos de productos. La minería produce grandes cantidades de roca estéril, que aún contienen metales pesados traza (As, Cu, Cd, Pb, Hg), que se depositan dentro de los relaves de la mina y se exponen a las condiciones climáticas y oxidantes que conducen al drenaje ácido. Esto a su vez moviliza los metales pesados, que luego penetran en la roca circundante, los suelos y en algunos casos las fuentes de agua potable. Otra fuente industrial de contaminación, la combustión de combustibles fósiles, contribuye principalmente a la contaminación de metales pesados atmosféricos (As, Cd, Mo, Zn y Pb de los aditivos de gasolina). Los desechos sólidos de los procesos industriales son otro factor importante que contribuye a la contaminación debido a la falta común de supervisión en los sitios de eliminación, lo que permite que los desechos entren en contacto con el suelo o las aguas subterráneas. En la tabla se pueden apreciar. Un resumen de los metales pesados seleccionados y algunas de sus fuentes antropogénicas se puede apreciar en la tabla 1. Más adelante, se habla en más detalle sobre las actividades que mayor impacto ambiental han generado a lo largo del tiempo a causa de la emisión de metales pesados en sus A.R.I.

Metal pesado	Fuentes antropogénicas	Ingesta diaria tolerable máxima provisional (PMTDI) (g/L)	Toxicidad y daños a la salud
Cr	Almacenamiento de datos, chapado, fabricación de ferroaleaciones, curtido de textiles y cuero, tratamiento de madera, pasivación de la corrosión de circuitos de refrigeración, pigmentos.	0.05	Cr ³⁺ no es perjudicial para los mamíferos, Cr ⁶⁺ muy tóxico, carcinógeno Genotóxico, alopecia
Cu	Tuberías de agua, equipos químicos y farmacéuticos, utensilios de cocina, techos, aleaciones, pigmentos.	2	Se relaciona directamente con Enfermedad hepática, cáncer en vías respiratorias, falta de sangre, irritación estomacal e intestinal y además estrecha tolerancia para las plantas.
Pb	Aleaciones, materiales cerámicos, plásticos, cristalería, baterías de plomo-ácido, revestimientos de cables, láminas, soldaduras, tuberías y tubos, láminas, ordenanzas, agentes anti-choque, pigmentos	0.01	Intoxicación con Pb (un problema mundial) a través de gasolina, tuberías y pinturas
Hg	Amalgamación (el proceso de extracción de metales), aparatos eléctricos y de medición, catalizadores, empastes dentales, lámparas de vapor Hg, soldaduras, tubos de rayos X, productos farmacéuticos, fungicidas, instrumentos científicos, electrodos, rectificadores, osciladores, cátodos móviles de células de cloro-álcali.	0.006	Biomagnificación en ambientes acuáticos, enfermedad de Minamata, además Afecta las articulaciones en el cuerpo humano, la enfermedad renal, afecta los movimientos musculares, la pérdida del conocimiento, el aborto, la muerte de células de la piel en los seres humanos, la inflamación de las encías, las extremidades dolorosas, el nerviosismo, afecta la visión, la pérdida de memoria.
Ni	Aleación en la industria del acero, componentes de computadora, catalizadores, moldes de cerámica y vidrio, galvanoplastia, baterías de níquel-cadmio, prótesis dentales y quirúrgicas, soldadura por arco, varillas, pigmentos.	0.07	Dermatitis de contacto, asma, infecciones respiratorias crónicas carcinogénicas, , el cáncer de pulmón, la pérdida del cabello, destruye los glóbulos rojos, causa enfermedades hepáticas.
Zn	Aleaciones de Zn, estabilizadores de PVC, precipitación de oro de solución de cianuro, en productos químicos y medicamentos, revestimiento anticorrosión, latas, barreras, industria del caucho, flujos de soldadura y soldadura, pinturas	0.3–1.0 mg/kg peso corporal.	Relativamente no es perjudicial para los mamíferos (puede afectar el metabolismo del colesterol en los seres humanos)

Tabla 1 Metales pesados tóxicos, más comunes agregados por fuentes antropogénicas y su límite permisible según OMS. Fuente: Adaptado por el autor de (T. Pradeep, 2009) (Siegel, 2002)

5.1. La Agricultura

la agricultura es un conjunto de técnicas y conocimientos con siglos de evolución en el tratamiento y cultivo de tierras, es una actividad del sector primario y de vital importancia para el desarrollo de la vida del hombre pues provee de una gran cantidad de alimento como fresas, uvas, cereales, arroz, trigo, apio, repollo, lechuga entre muchos mas. Como es sabido, en la práctica de la agricultura son utilizadas sustancias como fertilizantes químicos sintéticos, fertilizantes naturales y abonos orgánicos, sustancias preparadas con una variedad de elementos entre ellos metales pesados de carácter toxico y carcinogénico como Arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb), que al acumularse en el ambiente, genera una serie de reacciones químicas, físicas y biológicas donde se ve alterada la relación suelo-planta, pues se produce la inhibición de la actividad enzimática de los mismos debido a la destrucción del poder de autodepuración por procesos biológicos normales al haber excedido la capacidad de tolerancia del suelo, por otra parte C. Reyes resalta que se ve afectado el ciclo biogeoquímico, así como la disminución cualitativa y cuantitativa del crecimiento normal de las poblaciones de microorganismos y la fauna del suelo, se produce una disminución de las cosechas debido a que el suelo pierde su fertilidad (2016). Por lixiviación y escurrimiento las sustancias toxicas se infiltran en el suelo y llegan a corrientes de agua superficial y freática contaminando los ecosistemas acuáticos.

5.2. La Industria Minera

la minería es una actividad practicada por el hombre desde el principio de los tiempos, consiste en levantar las diferentes capas del suelo y el subsuelo, en busca de materiales , minerales y rocas para la creación de productos , actualmente se considera una actividad obsoleta, pues se tiene que destruir la capa que protege la tierra, para tomar beneficio de ella, el mercurio, plomo, cadmio, níquel, cromo, cobre , arsénico, hierro son algunos de los metales más utilizados en las principales actividades mineras como la exploración, extracción, explotación, transporte, lavado y drenado. A partir de 1852 la tecnología de la minería hidráulica fue “mejorada” usando cañones de agua para romper y diluir las menas, pero la lechada resultante era conducida a través de túneles de drenaje donde las partículas de oro se mezclaban con mercurio para formar una amalgama que luego se recogía para recuperar el oro. Hoy se sabe que el desperdicio de mercurio en este proceso fue de hasta un 30 por ciento por temporada, lo cual dio como resultado sedimentos (lodos) altamente contaminados en los ríos de los alrededores de las minas. Según Cartagena (2008) los estudios del United States Geological Survey (USGS) y la Environmental Protection Agency (EPA), las elevadas concentraciones de mercurio en las aguas y los sedimentos en las zonas mineras en la actualidad, indican que aún permanecen cientos de miles de libras de mercurio en cada uno de los sitios afectados por la industria minera del oro.

5.3. Industria del Cuero

El curtido del cuero o “curtiembres” constituyen una de las más antiguas aplicaciones de la industria textil, son sitios en los que se realizan los procesos de transformación y producción del cuero a base de la piel de animales muertos, evitando su endurecimiento y putrefacción, el

proceso del curtido involucra en muchos de sus procesos una cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas. Altas concentraciones de DBO compuestos de nitrógeno, metales pesados, grasas y compuestos de sulfuro y cromo son generadas en los procesos de ribera, teñido, engrase, curtido y acabado, provocando serios impactos negativos a los afluentes naturales. Un estudio realizado por Greenpeace a la cuenca matanza-riachuelo en Buenos Aires, Argentina, encontró una altísima presencia de cromo (693 mg/Kg) al igual que plomo (3,67 mg/Kg) y sulfuros (89,7 mg/Kg), que evidencia la acumulación de descargas en el tiempo de sustancias tóxicas por parte de la industria textil (2012).

5.4. Los Rellenos sanitarios

Los rellenos o vertederos sanitarios, son espacios destinados al depósito de los residuos sólidos después de haber pasado un proceso de selección o clasificación de los mismos, las características fisicoquímicas de los residuos dependen específicamente de parámetros como tiempo, temperatura, contenido de humedad, edad del relleno, régimen de precipitación pluvial, tipo de cobertura y densidad de la masa de vertido. Dice Morales en su estudio de remoción de metales a lixiviados de rellenos sanitarios que, Sustancias como El dióxido de carbono son un problema debido a que es más denso que el aire (1.5 veces), y tiende a moverse hacia abajo en el relleno hasta alcanzar las aguas subterráneas. Teniendo en cuenta que el CO₂ soluble en el agua crea un ambiente ácido debido a la formación del ácido carbónico (H₂CO₃) en el cual los minerales como calcio, magnesio, hierro, cadmio, plomo y zinc, presentes en los desechos (o en el suelo), tienden a disolverse y avanzar hacia el nivel freático. El calcio y el magnesio solo aportan dureza a las aguas subterráneas, pero los metales pesados tóxicos constituyen un problema más serio porque contaminan las fuentes destinadas para consumo humano (2007)

5.5. La Industria de la Pintura

Esta industria, aunque muy poco conocida, ha sido utilizada alrededor del mundo durante siglos. La pintura es un conglomerado de aglutinantes, pigmentos, aditivos, sustancias mojanter, e incluso fungicidas para prevenir el crecimiento de hongos que pueda deteriorar el material de la pintura, este ultimo agente, los pigmentos y algunos aditivos , contienen en su composición química una variedad de metales como, Pb(plomo), Fe(hierro), Zn(zinc), Hg(mercurio) y Cr(cromo) y compuestos inorgánicos utilizados en el color como el óxido de hierro (III), Fe₂O₃ (amarillo, rojo o color tierra), el óxido de cromo (III), Cr₂O₃ (verde), y el óxido de plomo (IV), Pb₃O₄ (rojo).

CAPITULO (III) TRATAMIENTOS CONVENCIONALES

TECNOLOGIAS DE TRATAMIENTO PARA REMOVER METALES PESADOS DEL AGUA.

6. TECNOLOGÍAS CONVENCIONALES PARA REMOVER METALES PESADOS DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.

6.1. Precipitación Química

La precipitación química es efectiva y, con mucho, el proceso más utilizado en la industria porque es relativamente simple y económico de operar. En los procesos de precipitación, los productos químicos reaccionan con los iones de metales pesados para formar precipitados insolubles. (Y. Ku, 2001) expone en sus estudios para reducir el cromo que los precipitados de formación se pueden separar del agua por sedimentación o filtración. Y luego el agua tratada se decanta y se descarga o reutiliza adecuadamente. Los procesos de precipitación química convencionales incluyen precipitación con hidróxido y precipitación con sulfuro. En la tabla 2 se pueden ver algunas de las ventajas y desventajas de estos tratamientos.

6.2. Intercambio Iónico

Los procesos de intercambio iónico se han utilizado ampliamente para eliminar metales pesados de las aguas residuales debido a sus numerosas ventajas, como la alta capacidad de tratamiento, la alta eficiencia de eliminación y la cinética rápida. Además (B. Alyüz, 2009) agrega que las resinas de intercambio iónico, ya sea una resina sólida sintética o natural, tienen la capacidad específica de intercambiar sus cationes con los metales en las aguas residuales. Entre los materiales utilizados en los procesos de intercambio iónico, las resinas sintéticas se prefieren comúnmente ya que son efectivas para eliminar casi los metales pesados de la solución. Además de las resinas sintéticas, las zeolitas naturales, minerales de silicato naturales, se han utilizado ampliamente para eliminar metales pesados de soluciones acuosas debido a su bajo costo y alta abundancia. En la tabla 2 se pueden ver algunos detalles sobre estos tratamientos.

6.3. Coagulación y Floculación

La coagulación y la floculación seguidas de la sedimentación y la filtración también se emplean para eliminar los metales pesados de las aguas residuales. La coagulación es la desestabilización de los coloides al neutralizar las fuerzas que los mantienen separados. Muchos coagulantes se usan ampliamente en los procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales, como el aluminio, el sulfato ferroso y el cloruro férrico, lo que da como resultado la eliminación efectiva de partículas de agua residual e impurezas mediante la neutralización de la carga de las partículas y la malla de las impurezas en los precipitados de hidróxido de metal amorfo formado. (AG El Samrani, 2008) investigó sobre la eliminación de metales pesados por coagulación de alcantarillado combinado de desbordamiento con dos coagulantes comerciales, una solución de cloruro férrico y un cloruro de polialuminio (PAC). Encontraron que se logró una excelente eliminación de metales pesados dentro de un rango estrecho de coagulante alrededor de las concentraciones óptimas de coagulante. En la tabla 2 se ven algunas de las ventajas de estos métodos.

6.4. Filtración de membrana

Las tecnologías de filtración de membrana con diferentes tipos de membranas son muy prometedoras para la eliminación de metales pesados por su alta eficiencia, fácil operación y ahorro de espacio. Los procesos de membrana utilizados para eliminar los metales de las aguas residuales son la ultrafiltración, la ósmosis inversa, la nanofiltración y la electrodiálisis.

6.4.1. Ultrafiltración

La ultrafiltración (UF) es una técnica de membrana que funciona a bajas presiones transmembrana para la eliminación de material disuelto y coloidal. Dado que los tamaños de poro de las membranas de UF son más grandes que los iones metálicos disueltos en forma de iones hidratados o como complejos de bajo peso molecular, estos iones pasarían fácilmente a través de las membranas de UF

6.4.2. Osmosis Inversa

El proceso de ósmosis inversa (OI) utiliza una membrana semipermeable, lo que permite que el fluido que se purifica pase a través de ella y rechace los contaminantes. OI es una de las técnicas capaces de eliminar una amplia gama de especies disueltas del agua. Representa más del 20% de la capacidad de desalinización del mundo, según estudios por (AM Shahalam, 2002) la OI es una opción de tratamiento de aguas residuales cada vez más popular en ingeniería química y ambiental.

6.4.3. Nanofiltración

La nanofiltración (NF) es el proceso intermedio entre UF y OI, la NF es una tecnología prometedora para el rechazo de iones de metales pesados, como el níquel, el cromo, el cobre y el arsénico en aguas residuales según investigadores (AL Ahmad, 2010), (E. Cséfalvay, 2009). por otra parte agregan que el proceso NF se beneficia de la facilidad de operación, la confiabilidad y el consumo de energía comparativamente bajo, así como la alta eficiencia de eliminación de contaminantes.

6.4.4. Electrodialisis

La electrodiálisis (ED) es otro proceso de membrana para la separación de iones a través de membranas cargadas de una solución a otra utilizando un campo eléctrico como fuerza motriz. En la mayoría de los procesos de ED, se utilizan membranas de intercambio iónico. Las membranas son en realidad de dos tipos básicos: membranas de intercambio catiónico y de intercambio aniónico. Este proceso se ha utilizado ampliamente para la producción de agua potable y de proceso a partir de agua salobre y agua de mar, el tratamiento de efluentes industriales, la recuperación de materiales útiles de efluentes y la producción de sal (M. Sadrzadeha, 2009). ED también ha demostrado ser un método prometedor en el tratamiento de aguas residuales de metales pesados.

Método	Descripción	Ventajas	Desventajas
Precipitación	Este proceso utiliza agentes químicos para convertir iones metálicos en precipitados insolubles de hidróxido, sulfuro, carbonato y fosfato. El precipitado sólido se separa posteriormente mediante un proceso de filtración.	-Método simple y alto grado de selectividad. -Los precipitantes son relativamente baratos	-Ineficaz para tratar el agua que contiene altas concentraciones de metales pesados. -Requiere gran cantidad de agentes precipitados. -Producción de gran cantidad de lodos tóxicos. -La estabilización química y la eliminación adecuada de precipitantes son necesarios. -Precipitación lenta de metales y sedimentación.
Coagulación-floculación	En este proceso, se introduce un coagulante cargado positivamente para reducir la carga negativa de la superficie de las partículas y permitir que se agreguen. Luego se agrega floculante aniónico para reaccionar con los agregados cargados positivamente, uniéndolos para formar un grupo más grande que se puede separar por proceso de filtración	-Relativamente económico como el alumbre es un coagulante barato -Operación simple	-Eliminación incompleta de metales pesados -A menudo se debe combinar con el método de precipitación para garantizar una eliminación efectiva -Producción de lodos.
Intercambio iónico	Resina de intercambio iónico sólido que tiene un grupo fuerte sulfónico (-SO ₃ H) o grupo de ácido carboxílico (-COOH) se utiliza sobre todo en este proceso. El intercambio reversible de iones entre la fase sólida y la líquida podría tener lugar donde se libera H ⁺ de los grupos funcionales para permitir la complejación del metal con el grupo funcional libre.	-Cinética rápida -Proceso conveniente -Proceso económico ya que utiliza materiales de bajo costo y la resina puede ser regenerada.	-Ensuciamiento de iones metálicos en medios de intercambio iónico -Solo apto para baja concentración de metales. -Muy sensible al pH -La presencia de ácidos libres puede resultar en una baja afinidad de unión

Tabla 2 ventajas y desventajas de los métodos de tratamiento más utilizados para eliminar metales pesados de ARI. Fuente: Adaptado por el Autor de (Barakat, 2011) (P. Patel, 2018) (2019).

6.5. La Bioremediación

Es una tecnología donde los microorganismos y los compuestos biológicos juegan un rol vital en la transformación de elementos traza, entre ellos, los metales pesados, ya que influyen en la biodisponibilidad y remediación, pueden alterar la toxicidad, solubilidad en agua y la movilidad del elemento. Los microorganismos modifican la concentración de metales pesados en el ambiente, pues estos cuentan con mecanismos enzimáticos y no enzimáticos para remover metales en solución. La capacidad de remoción de metales por bacterias, microalgas y hongos es superior a la reportada con métodos fisicoquímicos convencionales, también se conoce que la adquisición y remoción de los metales pesados puede ser selectiva teniendo en cuenta la capacidad metabólica de cada especie biorremediadora y el tipo de metal. según la ingeniera en genética M. Beltrán entre las transformaciones enzimáticas de los metales realizadas por microorganismos se incluyen la oxidación, la reducción, la metilación, la demetilación; las

cuales pueden dar como resultado compuestos poco solubles en agua o bien compuestos volátiles. A continuación se describen lo mas importantes mecanismos bioquímicos desarrollados por los microorganismos para transformar o acumular diversos iones metálicos. (2016)

6.5.1. La Bioacumulación

Los metales reaccionan con la superficie celular a través de mecanismos que incluyen interacciones electrostáticas, fuerzas de Van de Waals, unión covalente, interacciones redox, precipitación extracelular o la combinación de esos procesos; los grupos cargados negativamente (carboxil, hidroxil y fosforil) de la pared celular bacteriana adsorben los iones metálicos y estos son atrapados. Cuando los metales se unen a la superficie de la célula pueden bioacumularse. M Beltran habla de La bioacumulación como un proceso que involucra un sistema de transporte de membrana que internaliza el metal pesado presente en el entorno celular con gasto de energía, este consumo energético se realiza a través de la H⁺-ATPasa; una vez incorporado el metal pesado al citoplasma este es secuestrado por proteínas ricas en grupos sulfhidrilos llamadas metalotioneinas (MT), fitoquelatinas (FQ) y algunos nuevos péptidos de unión a metales, si se trata de hongos este es compartimentalizado dentro de las vacuolas. Las metalotioneinas (MT's) fueron descubiertas hace 45 años y juegan un rol central en el metabolismo de metales pesados y en el manejo de varias formas de estrés microbiano. Las MT's son proteínas de bajo peso molecular (6-7 KDa) ricas en cisteína, que se dividen en tres clases de acuerdo al contenido de cisteína y a su estructura; la primera clase son las que tienen dominios Cis-Cis, las segundas las que tienen dominios Cis-X-Cis y las terceras las que tienen dominios Cis-X-X-Cis en donde X corresponde a cualquier aminoácido. Bolan N. nos habla que Estas proteínas han sido aisladas de especies bacterianas como *Escherichia coli* y *Pseudomonas putida* y los géneros *Cyanobacterium* sp. y *Syneococcus* sp, además agrega que Las metalotioneinas juegan un rol fundamental en la interacción microorganismo-metal, cuando el metal se une a ellas se facilita su absorción y transformación, en la actualidad se han encontrado y manipulado genéticamente nuevos péptidos que se unen a metales, estos contienen residuos de histidina o cisteína y muestran afinidad, especificidad y selectividad por ciertos iones de metales (2014).

CAPITULO (IV) DESARROLLO DEL TEMA

POTENCIAL DE BIOSORCION DEL MATERIAL BIOLÓGICO

7. DESARROLLO DE OBJETIVOS

7.1. La Biosorción

En esta investigación se encontró que esta tecnología poco convencional busca principalmente la remoción de metales pesados en aguas residuales generalmente del sector industrial según Sánchez R (2016), utilizando como sorbente, diferentes materiales de origen biológico (vivo, muerto o de superficie modificada) (Kun Yin, 2019), tales como: algas, hongos, bacterias, cáscaras de frutas, productos agrícolas y algunos tipos de biopolímeros. Estos productos resultan ser relativamente económicos para su uso, pues gran parte se encuentran en abundancia en la naturaleza.

La biosorción resulta ser una tecnología en la cual, el material biológico es utilizado como medio de retención, eliminación o acumulación de especies o sustancias químicas presentes en medios acuosos a través de mecanismos físico-químicos, como la adsorción o el intercambio iónico. J. Do Santos investigadora de la universidad federal de Rio de Janeiro, refuta que la eliminación eficiente de metales potencialmente tóxicos está relacionada con las propiedades y la composición de los biosorbentes, así como algunos parámetros como el pH, el tipo de ion metálico, la concentración de iones, la concentración de biosorbente el volumen de la solución, la temperatura y el tiempo de contacto (2019). En la figura 6 se puede ver el flujo de los metales en el proceso de biosorción.

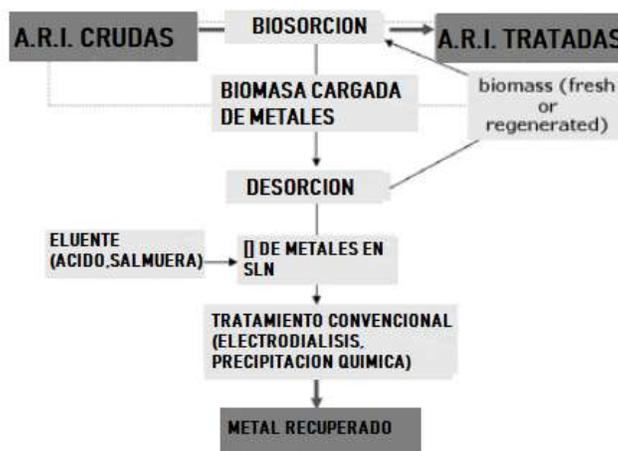


Figura 6 diagrama de flujo del proceso de biosorción. Fuente: Adaptado por el autor de (KatarzynaChojnacka, 2010)

En la literatura, numerosas biomazas se citan como prometedoras para la biosorción de varias especies de metales, tales como microorganismos que tienen la capacidad de capturar iones metálicos debido a la diversidad de grupos funcionales presentes en sus paredes celulares. J. Oliveira recalca en su estudio de biosorción de cobre que en general, la extracción de metales mediante biomazas residuales se atribuye a sus proteínas, carbohidratos y componentes fenólicos que contienen grupos carboxilo, hidroxilo, sulfatos, fosfatos y amino, los cuales presentan gran afinidad por los iones metálicos, facilitando su captación, además estudios más enfocados al tema, aclaran que el proceso de biosorción está relacionado con múltiples

mecanismos, tales como interacciones electrostáticas , complejación, intercambio iónico y microprecipitación (2019) (ver figura 7).

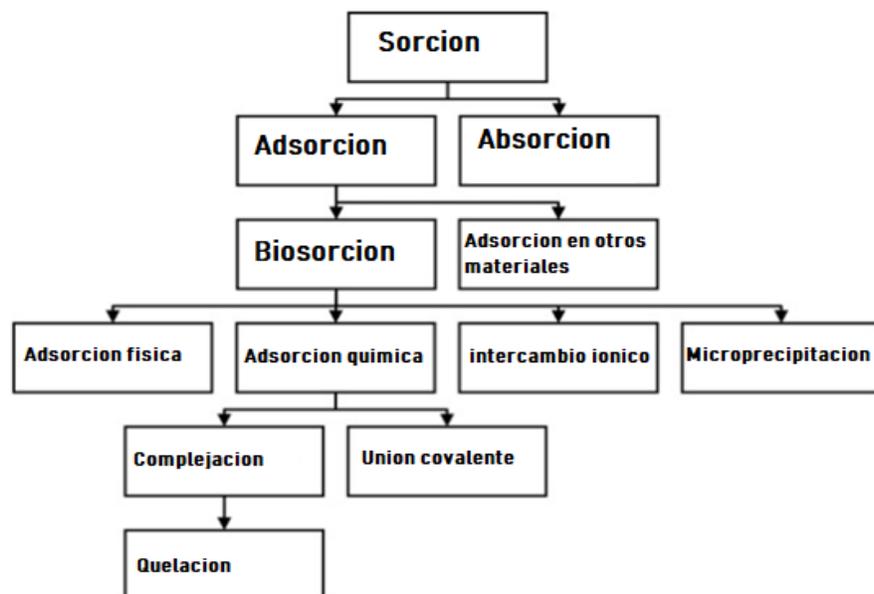


Figura 7 Una nueva clasificación de los mecanismos de biosorción de metales. Fuente : Adaptado por el autor de (Hai NguyenTrana, 2017)

La base sobre investigaciones entre la interacción de los metales pesados y los biosorbentes se remonta hace varias décadas atrás; Por la acción de lo que sucede normalmente en el medio ambiente. C. Tejada se encontró que los compuestos químicos que se encuentran presentes en ambientes acuosos interactúan con los materiales biológicos de dos formas; uniéndose a la pared celular en un proceso nombrado como Biosorción o acumulándose en el interior de la célula en un proceso llamado bioacumulación (2015).

C. Tejada describe que el el proceso de bioadsorción involucra una fase sólida (biomasa) y una fase líquida (agua) que contiene disueltos la sustancia de interés que será adsorbida (en este caso, los iones de los metales pesados). Para que el proceso de bioadsorción se pueda realizar con éxito, debe existir una gran afinidad entre los grupos funcionales de la biomasa y el contaminante, ya que este último debe ser atraído hacia el sólido y enlazado por diferentes mecanismos (2015). La biosorción es un tratamiento biológico eficaz de aguas residuales que utiliza biosorbentes de bajo costo para la eliminación de metales pesados tóxicos. N. Ahmady agrega que la biosorción se podría considerar como una técnica alternativa prometedora para la eliminación de iones de metales pesados , ya que ofrece muchas ventajas sobre los métodos de tratamiento tradicionales, incluida la rentabilidad, la alta capacidad de unión de metales, lea alta eficiencia en efluentes diluidos, el medio ambiente y la regeneración de biosorbente con la posibilidad de recuperación de metales (2018). La remoción de metales pesados por microorganismos vivos / muertos posee ventajas sobresalientes que incluyen un uso sencillo, bajo costo, alta capacidad de adsorción y gran disponibilidad. Entre estos microorganismos, las bacterias, los hongos y las algas son los más utilizados

7.1.1. *Modo de biosorción.*

Una opción para reducir el gasto de capital inicial para el desarrollo y la configuración del proceso, es que la biosorción se integre como una alternativa actual. La biosorción se puede realizar a través de varios modos, y los más importantes incluyen modos de operación por lotes y continuos. El uso de la biosorción en un modo por lotes requiere una configuración similar a la de la técnica de precipitación, que incluye un recipiente de contacto, algún modo de agitación como agitadores mecánicos con impulsores unidos, tuberías y otros equipos periféricos como sondas de pH y controladores de nivel, de manera similar, el uso de la biosorción en un modo continuo se puede incorporar con cualquiera de las columnas fijas en las industrias. La selección del modo de operación adecuado es fundamental para la aplicación exitosa de la biosorción. Una comparación directa entre dos modos de operación es difícil, ya que depende en gran medida del tipo de biomasa, el mecanismo de eliminación, la rigidez de la biomasa, la cinética, las propiedades de hinchamiento, entre otras. Los microorganismos se han utilizado ampliamente en los modos de lotes; mientras que la inmovilización se requiere para usarlos en el esquema de tratamiento continuo. Algunos otros biosorbentes que vienen en forma de polvo (desechos de fermentación y lodos), algas marinas (debido a sus propiedades de hinchamiento) y algunas biomasas vegetales frágiles pueden usarse preferiblemente en un modo de operación por lotes en su forma nativa. El principal inconveniente de las operaciones por lotes es la separación de la biomasa del efluente después del tratamiento. Por lo general, la prensa de filtro se emplea para la separación, y los desechos sólidos pueden desorberse para su uso en ciclos adicionales. Otros biosorbentes, como la cáscara del cangrejo, algunas algas rígidas o materiales vegetales y biomasas inmovilizadas son los más adecuados para un modo de operación continuo. En general, se ha identificado que muchos biosorbentes funcionan de manera eficiente tanto en modo de operación por lotes como en columna. Un ejemplo es (Paola S. Boeris, 2018) donde se realizó el diseño a escala de laboratorio de una columna de lecho fijo (figura 8), La columna se realizó utilizando un tubo de vidrio con un diámetro interno de 2 cm y una longitud de 37 cm. Se empacaron 60g de biomasa atrapada no viva y perlas sin biomasa atrapada para obtener una profundidad de lecho de 25 cm. Se utilizó biomasa no viva de *Pseudomonas putida* inmovilizada en agar-agar como adsorbente para eliminar el aluminio de las soluciones acuosas. A diferentes caudales (0,5 y 1,0 ml / min), la capacidad de adsorción de la columna no cambió, pero el porcentaje de eliminación fue mayor al menor caudal (64,92% y 44,34%, respectivamente). La columna de lecho fijo presentó una capacidad de biosorción más alta que la obtenida en los experimentos por lotes (figura 9) y mostró estabilidad durante 12 ciclos sucesivos (adsorción/desorción) con una pérdida insignificante en la eficiencia de adsorción. Concluyendo en que este biosorbente empaquetado podría ser una buena alternativa para la eliminación de Al^{3+} de las soluciones acuosas e incluso una buena alternativa para tratar las aguas residuales industriales que producen dicho metal, como los efluentes de la industria de plásticos (K. Vijayaraghavan U. J., 2013).

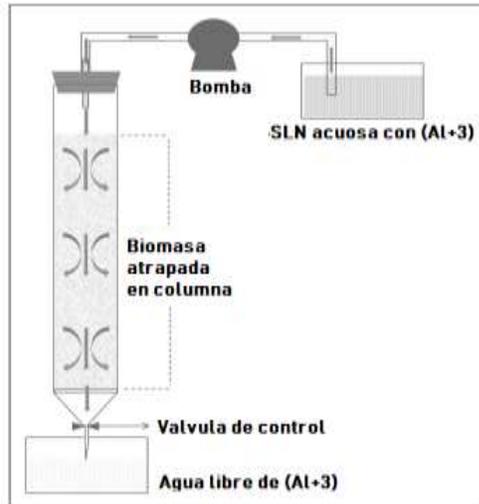


Figura 8 Diagrama de lecho fijo en columna diseñado para biosorber Al^{+3} Fuente: Adaptado por el autor de (Paola S. Boeris, 2018)

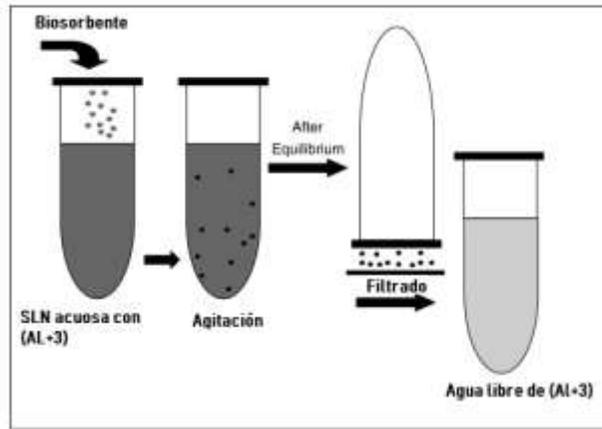


Figura 9 Diagrama de biosorción por lotes diseñado para biosorber Al^{+3} Fuente: Adaptado por el autor de (Paola S. Boeris, 2018)

7.1.2. Influencia de los parámetros operacionales de la biosorción.

Los parámetros más importantes en el proceso de biosorción según estudios son:

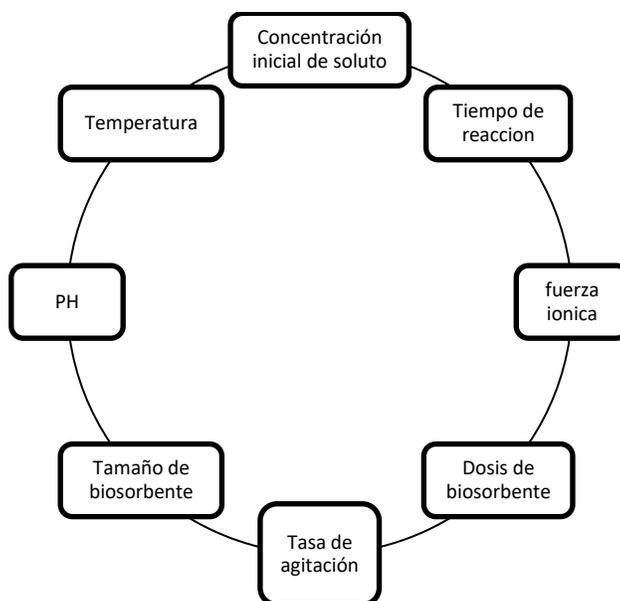


Figura 10 Fuente: Adaptado por el autor de (K. Vijayaraghavan Y.-S. Y., 2008) y (RM Hlihor, 2017)

El rendimiento de un biosorbente no solo depende de la composición química del biosorbente y la naturaleza de los solutos, sino que también está muy influenciado por parámetros operacionales como el pH, la temperatura, la concentración de iones, el tamaño del sorbente, el tiempo de reacción, la dosificación del sorbente y la dosis inicial. concentración de soluto. Teniendo en cuenta que varias revisiones (K. Parvathi R. N., 2007) (Mohammad Rasoul Hadiani K. K., 2018) (S. Chakravarty, 2010) entre los diferentes parámetros operacionales, el pH es el más importante que influye significativamente en las características del biosorbente y la química de la solución. El sitio de unión y el grupo funcional de un biosorbente, desempeñan un papel vital en la biosorción, pues dependen en gran medida del pH de la solución. Estudios señalan que la mayoría de los biosorbentes, independientemente de la naturaleza, estaban influenciados por el pH de la solución. Por ejemplo, los productos de extracción de alginato de algas marinas brasileñas *Sargassum filipendula* se estudiaron para la biosorción de cromo. Los experimentos por Caroline Bertagnolli se realizaron en batch a pH 2 y 3 y 20° C para determinar la capacidad de absorción de estos biosorbentes para el cromo (VI) y (III) (2014). Davis T.A dice que esto es debido a los grupos carboxilo cargados negativamente (=2.5–5.5) responsables de la unión de cationes metálicos mediante el mecanismo de intercambio iónico (2003). Para los aniones metálicos, a menudo se requiere un pH ácido fuerte para protonar los grupos funcionales para aumentar la capacidad de unión. El pH de la solución también afecta a la química de la solución de los metales. A una solución más alta de pH, la solubilidad y la cantidad de complejos metálicos disminuye lo suficiente para que ocurra la precipitación y esto puede complicar el proceso de sorción mientras que con un pH de solución más bajo, la mayoría de los metales catiónicos existen en un estado estable y son fáciles de biosorbar. En general, para mejorar la capacidad de biosorción del biosorbente en particular, es preferible realizar experimentos a un pH óptimo.

Luego, la presencia de iones influye fuertemente en la capacidad de remoción del biosorbente hacia un soluto particular. Dado que la biosorción es un proceso pasivo en el que varios grupos químicos o componentes químicos de la misma biomasa juegan un papel vital en la biosorción

de metales, se puede esperar una interacción complicada en presencia de muchos iones. Hubo informes que indicaron que la presencia de iones y aniones de metales ligeros afectó la eficiencia de eliminación de los biosorbentes (K. Vijayaraghavan A. M., 2009) (Lissette Vizcaíno M., 2014). La presencia de aniones puede llevar a la formación de complejos que tienen una menor afinidad con el sorbente que los iones de metal libres. En sistemas de dos metales (Cu + Zn o Cu + Cd o Cd + Zn), (KH Chong, 1995) descubrió que el rendimiento de *Ascophyllum nodosum* hacia un ion metálico particular se ve afectado en presencia de otros iones. Las razones importantes para la competencia entre las especies incluyen la naturaleza y el número de componentes de unión de la biomasa, así como la naturaleza y la concentración de iones metálicos. Cada grupo funcional tiene una preferencia particular por algunos iones metálicos, y esta afinidad por los iones metálicos generalmente depende de los radios iónicos, la electronegatividad y la masa atómica de los iones metálicos (K. Vijayaraghavan M. S., 2010). Por otra parte (C.R.T. Tarley, 2004) demostró que debido a la alta electronegatividad y los radios iónicos, la biosorción de Pb (II) en la cáscara de arroz fue superior en comparación con el Cd (II). Además, se debe tener en cuenta que la concentración inicial de iones metálicos generalmente juega un papel importante en la capacidad de absorción de la biomasa en sistemas de múltiples componentes. Teniendo en cuenta que la mayoría de los biosorbentes poseen solo sitios de unión activa limitados, siempre se puede esperar una capacidad de biosorción reducida hacia un ion particular en sistemas de múltiples componentes en comparación con un solo componente.

7.1.3. Acción de biosorción en la naturaleza.

Los microbios son omnipresentes en la naturaleza, que es superior en los sitios contaminados con metales pesados, por lo que desempeñan un papel crucial en la conversión de metales pesados tóxicos en formas no tóxicas esto debido a que los microbios ayudan a mineralizar algunos contaminantes orgánicos en productos finales, es decir, CO₂ y H₂O o a intermediarios metabólicos que se utilizan como sustratos principales para el crecimiento celular dentro del proceso de biorremediación. (Alvarez A., 2017) habla en sus estudios de como el sistema de defensa de microorganismos es mantenido por 2 vías. (1) Las que producen enzimas degradantes para los contaminantes objetivo, (2) Las que se oponen a los metales pesados relevantes, también habla de que existen varios métodos a través de los cuales los microorganismos son importantes para restaurar el medio ambiente, tales como: unión, inmovilización, Oxidación, transformación y volatilización de metales pesados. El proceso de remoción de metales puede ser más eficiente en áreas específicas por el enfoque microbiano del diseñador, al percibir el mecanismo que regula la actividad y el crecimiento de los microbios en los sitios contaminados, su potencial metabólico y su reacción a las modificaciones ambientales.

La biosorción, biotransformación y biomineralización e interacciones metal-microbio son algunos de los mecanismos de eliminación de metales pesados. Estudios publicados por Dixit R. mencionan también que Los productos químicos son necesarios para el desarrollo y crecimiento de microorganismos que ayudan a reducir los metales pesados del suelo además en estos estudios se resalta que Los microorganismos no solo son útiles para disolver metales, sino también para reducir y oxidar los metales de transición, esto por la capacidad de que las membranas celulares pueden romperse debido a la contaminación causada por

algunos disolventes orgánicos , pero a veces los mecanismos de defensa son desarrollados por las células, tales como la formación de hidrófobo que actúan como un material protector externo de la membrana celular (2015).En la figura 11 se muestra una estimación de la distribución de los materiales y biomásas con capacidad de biosorbente en el medio ambiente

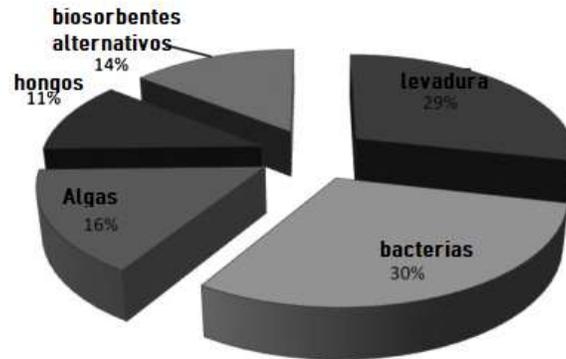


Figura 11 Fuente :Adaptado por el Autor de (Dixit R., 2015)

7.1.4. Sistema de limpieza dependiente de microbios.

(Ahemad, 2014) habla de que Las modificaciones en el estado de oxidación codificado biológicamente pueden ayudar a remediar nichos de sedimentos, suelos y agua en el medio ambiente con metales pesados. La biorremediación es el mecanismo de eliminación o inmovilización mediado por microbios de contaminantes tales como: agroquímicos , hidrocarburos y otros tóxicos orgánicos, pero los microorganismos son incapaces de convertir compuestos tóxicos inorgánicos como los metales pesados en formas más simples e inofensivas y, por lo tanto, deben utilizarse de acuerdo con su especificidad hacia los contaminantes. Por lo tanto, el mecanismo de biorremediación para metales pesados se basa en los microbios que se metabolizan activamente. Hay varios microbios que se sabe que utilizan cantidades variables de metales pesados para su crecimiento y desarrollo como micronutrientes esenciales, es decir, Fe^{3+} Es esencialmente utilizado por todas las bacterias, mientras que el Fe^{2+} Es significativo para las bacterias anaeróbicas. Al utilizar microorganismos, la rehabilitación y la desintoxicación de ambientes contaminados se ha convertido en la tecnología más efectiva, fácil y segura.

7.1.5. Mecanismo de adsorción.

Para (Guine V., 2006) y (Onwubuya K., 2009) Las sustancias poliméricas extracelulares son más importantes entre todos los demás compuestos reactivos que están asociados con las paredes celulares bacterianas, ya que muestran efectos significativos sobre la adsorción de metales y las propiedades ácido-base. Según demuestra (Fang L.C., 2010) Las sustancias poliméricas extracelulares (EPS) muestran una gran capacidad de unión a metales pesados complejos a través de diferentes métodos, es decir, micro precipitación de metales e intercambio de protones. Los protones se caracterizaron y cuantificaron y los metales se adsorbieron en células bacterianas y en células libres de EPS para que puedan detectar la

importancia relativa de las moléculas de EPS en la degradación de metales según los estudios de (Fang L., 2011) La comprensión incompleta de las características genéticas de los organismos que se utilizaron en la ruta metabólica y su cinética en la adsorción de metales es la razón básica para obstaculizar la investigación y la práctica de la biorremediación en el escenario actual.

7.1.6. Mecanismo físico-bioquímico.

La mayor afinidad de un biosorbente hacia los iones metálicos (sorbato) para mantener el equilibrio entre los dos componentes se conoce como biosorción, según expone (Das N., 2008). (Talos K., 2009) habla de como La degradación de Cd (II) y Zn (II) se realiza mediante el método de intercambio iónico a través de *Saccharomyces cerevisiae* (biosorbente), por otra parte Los metales pesados que se liberan a través de las aguas residuales textiles se degradan por un absorbente prometedor , es decir, *Cunninghamella elegans* en los estudios realizados por (Tigini V., 2010). Se requiere energía para el ciclo metabólico celular en el proceso de degradación de metales pesados.

La inmovilización es una técnica que se utiliza para reducir la movilización de metales pesados de sitios contaminados, modificando el estado químico o físico de los metales tóxicos . según (Karna R.R., 2017) Si se mezcla cualquier agente químico en un sitio contaminado con metales pesados o se realiza una precipitación de hidróxidos en el sitio contaminado, entonces se realiza el proceso de tratamiento de solidificación donde el estado de oxidación o el complejo orgánico de los metales pesados se puede transformar en una forma soluble en agua, menos tóxica y precipitada, ya que nunca se puede destruir por completo .

La transformación del estado de metal tóxico y su deshabilitación, lo que se conoce como desintoxicación y bombeo de flujo activo del metal tóxico de las células, son dos métodos básicos que generalmente se prefieren para desarrollar resistencia en bacterias expone (Ma Y., 2016).

En el método de degradación aeróbica, el aceptor de electrones es el oxígeno, mientras que los contaminantes orgánicos se oxidan con la reducción de los aceptadores de electrones utilizando microbios en el modo de degradación anaeróbica. Al oxidar el compuesto orgánico con Mn (IV) o Fe (III) como aceptor de electrones, los microbios obtienen energía para su crecimiento . La mayor disponibilidad de Fe (III) para la reducción microbiana es significativa para estimular la degradación anaeróbica de la contaminación orgánica . Cuando los metales se utilizan como aceptadores de electrones terminales, se denomina reducción de metal disimilatoria . La dechloración reductiva es responsable de la biodegradación de cloros o solventes clorados (que actúan como aceptadores de electrones en la respiración) de los contaminantes.

La síntesis de proteínas y péptidos de unión, la formación de complejos, la compartimentación y la exclusión son varios sistemas de defensa que son útiles para reducir el estrés generado por los metales tóxicos agrega (Gomez-Jimenez T.R., 2011). La expresión de fitoquelatinas y proteínas de unión a metales y péptidos (metalotioneína) es necesaria para estudiar la acumulación de metales pesados por parte de los microbios . Las hormonas y el proceso de señalización redox están mediados por factores de transcripción de metalotioneína en el contexto de la exposición a metales tóxicos (Au, Cd, Ag, Co, Cu, Bi, Hg, Zn y Ni) .

7.1.7. Mecanismos de resistencia de microorganismos a iones de metales pesados.

Los iones metálicos, como el cobalto y el cobre, desempeñan importantes funciones en los microorganismos por su participación en diversos procesos metabólicos como componentes de diversas enzimas según expone (K. Yin B. L., 2015). Pero la absorción excesiva de estos iones metálicos traerá serios riesgos para los microorganismos, como dañar las membranas celulares, inhibir la actividad de las enzimas, dañar el ADN y alterar las funciones celulares. La mayoría de los iones de metales pesados como el plomo, la plata y los iones de mercurio son potencialmente tóxicos para los microorganismos sin valor nutritivo. Sin embargo, muchos microorganismos muestran resistencia específica a algunos iones de metales pesados. La resistencia microbiana es particularmente relevante para la ecología microbiana. Las cepas microbianas sensibles podrían reducirse o desaparecer bajo el estrés de metales pesados y serán reemplazadas por cepas que puedan adaptarse y tolerar mejor la toxicidad de los iones de metales pesados. Después de muchos años de evolución, los microorganismos tienen mecanismos de resistencia fisiológicos y químicos para superar la toxicidad de los iones de metales pesados. Dado que los microorganismos son el factor clave en la biorremediación de metales pesados. El estudio de los mecanismos de resistencia de los microorganismos a los iones de metales pesados contribuye en gran medida al desarrollo de estrategias de biorremediación eficientes. Como se muestra en la Figura 12 y las Tablas 3 y 4 las principales características de las principales vías de desintoxicación de los iones de metales pesados, que incluyen el secuestro extracelular, secuestro intracelular, transporte activo de metales pesados y desintoxicación enzimática, que puede evitar la exposición a metales pesados o reducir su biodisponibilidad.

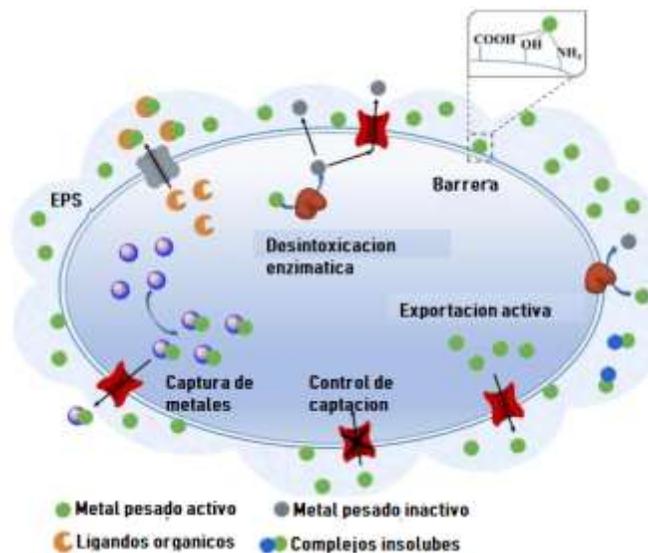


Figura 12 propuesta de vías de desintoxicación de microorganismos hacia metales pesados Fuente: Adaptado por el autor de (DF Soto, 2018) (M. Noroozi, 2017)

<i>Captacion o secuestro extracelular</i>	<i>Captacion o secuestro intracelular</i>	<i>Exportacion Activa</i>	<i>Desintoxicacion enzimatica</i>
Los iones de metales pesados pueden ser acumulados por sustancias poliméricas extracelulares (EPS), sideróforos, glutatión y biosurfactantes.	Una vez que los iones de metales pesados atraviesan la pared celular y entran en los microorganismos, las trampas intracelulares dentro del citoplasma pueden secuestrar estos iones de metales pesados y evitar que alcancen un nivel tóxico	codifican transportadores de membrana que controlan la captación y exclusión de iones de metales pesados.	La biotransformación o modificación química de los iones de metales pesados de una forma altamente tóxica a una forma menos dañina por parte de la enzima contribuye mucho a la resistencia de los microorganismos a los iones de metales pesados (S.-H. Liu, 2017)
Las EPS, son constituidas por ácidos nucleicos, lípidos, proteínas y carbohidratos complejos, además tienen abundantes grupos funcionales para la captación de metales como carboxílico, hidroxilo, amino, sulfhidrilo y fosfato (L. Wei, 2017)	Muchos microorganismos pueden transformar los iones de metales pesados con la ayuda de sulfuros, polifosfatos citosólicos y proteínas ricas en cisteína (F. Li, 2018)	Existen numerosas proteínas exportadoras de metales en la membrana celular para lograr el flujo de iones de metales pesados, como la ATPasa de eflujo de tipo P, los anfitriadores de los protones, los transportadores ABC y el facilitador de la difusión de los cationes. Por ejemplo el flujo de salida de arsenito está regulado por una proteína exportadora en la membrana celular con la ayuda de la ATPasa (DF Soto, 2018)	El cambio de estado redox de los iones de metales pesados mediante reacciones de reducción u oxidación puede disminuir su toxicidad de manera eficiente (P. Giovanella, 2016)
Los EPS son bioabsorbentes eficientes para varios metales pesados, incluyendo plomo, cobre, zinc, cromo y la plata, que puede influir en la distribución de metales pesados en microorganismos (Z.-B. Yue, 2015)	los iones de metales pesados activos pueden transformarse para formar precipitados metálicos insolubles	la ATPasa de eflujo de tipo P puede ayudar a las bacterias grampositivas a exportar Cu (II), Cd (II) y Zn (II) (G. Maynaud, 2014)	Esta vía de defensa puede ser regulada por enzimas de desintoxicación, que también está controlada por genes de resistencia especial de microorganismos, por ejemplo Bacterias como <i>Bacillus</i> sp. muestran resistencia a los iones de mercurio a través de la ión mercurio reductasa (M. Noroozi, 2017)
Los sideróforos tienen la capacidad de acumular hierro férrico y formar complejos de Fe, que ayudan a los microorganismos a sobrevivir en condiciones de deficiencia de hierro. Además del hierro férrico, los sideróforos también pueden unir otros tipos de metales pesados, incluidos el cobre, el zinc y el níquel, que protegen a los microorganismos de la toxicidad de los metales pesados (P. Patel, 2018)	los iones de metales pesados pueden ser acumulados por proteínas ricas en cisteína como las metalotioneínas. Además Algunas bacterias y cianobacterias pueden utilizar polifosfatos citosólicos para depositar iones de metales pesados (F. Remonsellez, 2006)		
Hay un gran número de grupos funcionales catiónicos y aniónicos en la pared celular, como los grupos hidroxilo, amina, carboxilo y fosfato, que podrían evitar la entrada de iones de metales pesados en el entorno intracelular mediante secuestro de metales extracelulares (MM Naik, 2013)	Los residuos de cisteína en la metalotioneína pueden actuar como sumideros para el exceso de iones de metales pesados tóxicos. Por ejemplo, <i>Synechococcus</i> sp. puede secretar metalotioneína para unirse a Cd (II) y Zn (II) y reducir su toxicidad para las células (C.A. Blindauer, 2008)		

Tabla 3 mecanismos de resistencia de la biomasa biológica, a los metales pesados Fuente: Adaptado por el autor 2019

Mecanismos de resistencia	Resistencia molecular	Iones de metales pesados	Microorganismos	Referencia
Secuestro extracelular	Sustancias poliméricas extracelulares	Cu (II), Cd (II) y Zn (II)	<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	(Z.-B. Yue, 2015)
		Cd (II), Pd (II) y Zn (II)	<i>Alteromonas macleodii</i>	(M. Loaëc, 1997)
		Cu (II), Pd (II) y Zn (II)	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	(G.M. Teitzel, 2003)
	Sideróforos	Pd (II)	<i>Ensifer adhaerens</i>	(M. Oves, 2017)
		Cr (VI), Pd (II) y Zn (II)	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	(AA Bhojiya, 2016)
Sulfuro de hidrógeno	Cd (II), Ni (II) y Cr (VI)	<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	(J. ock Joo, 2015)	
Secuestro intracelular	Polifosfatos	Cu (II)	<i>Sulfolobus solfataricus</i>	(F. Remonsellez, 2006)
		Cd (II)	<i>Anacystis nidulans</i>	(Keyhani, 1996)
	Metalotioneína	Cd (II), Zn (II)	<i>Synechococcus sp</i>	(C. Blindauer, 2008)
Exportación activa	ATPasa de eflujo tipo P	Cu (II)	<i>Sulfolobus solfataricus</i>	(DF Soto, 2018)
		Zn (II)	<i>Sinorhizobium meliloti</i>	(M. Lu, 2016)
	Transportadores ABC	Hg (II), Cd (II) y Zn (II)	<i>Escherichia coli</i>	(A. Lerebours, 2016)
		Au (III)	<i>Cupriavidus metalidurans</i>	(C.M. Zammit, 2016)
Desintoxicación enzimática	Reductasa mercurica	Hg (II)	<i>Pseudomonas sp.</i>	(P. Giovannella, 2016)
		Hg (II)	<i>Bacillus firmus</i>	(M. Noroozi, 2017)

Tabla 4 mecanismos de resistencia de microorganismos a los metales pesados Fuente: Adaptado por el autor 2019

7.2. Clasificar y Seleccionar Según su Eficiencia, la Biomasa Microbiológica con mayor Capacidad de Inmovilizar los iones metálicos de las Aguas Residuales Industriales.

7.2.1. Ampliación del proceso de biosorción a aplicaciones industriales

Con el conocimiento fundamental adquirido durante décadas de investigación sobre el proceso de biosorción, ahora se deben hacer más esfuerzos para aplicar la biosorción en situaciones del mundo real. Para esto, también es importante una comprensión completa del comportamiento de los biosorbentes en la matriz de agua real, los tipos de esquemas de tratamiento y los costos de proceso involucrados.

7.2.2. Comportamiento de biosorbentes en aguas residuales industriales reales.

Como se mencionó anteriormente, el potencial de biosorción depende en gran medida de varios parámetros. Sin embargo, teniendo en cuenta el enorme volumen y la complejidad de las aguas residuales reales, será difícil controlar el proceso para adaptarlo a biosorbentes específicos. Por ejemplo, muchos biosorbentes requieren un pH óptimo para lograr su máxima absorción. Sin embargo, en realidad, considerando el enorme volumen de aguas residuales involucradas, no es práctico alterar el pH de la solución. Otros factores importantes incluyen

la complejidad de las soluciones acuosas. Los resultados resumidos en la Tabla 4 indicaron que los biosorbentes se pueden aplicar a las aguas residuales reales. (K. Vijayaraghavan K. P., 2006) realizó un estudio, que comparó el potencial biosorción del níquel por parte de la biomasa de *S. wightii* en soluciones acuosas y de galvanoplastia, y los resultados revelaron que la naturaleza compleja de las soluciones de galvanoplastia afectó el potencial de biosorción de níquel de la biomasa de *Sargassum* debido a la competencia de otros iones. Por lo tanto, la biosorción puede ser adecuada cuando la eliminación de iones metálicos no es específica, es decir, la mejora general de la calidad del agua en lugar de la eliminación de un ion particular.

Es bien sabido que los parámetros como el pH, la conductividad, los SST, el olor y las concentraciones de contaminantes son importantes a la hora de evaluar la calidad general de las aguas que producen los procesos de biosorción. Por ejemplo, (K. Vijayaraghavan K. P., 2006) junto a (M. Benavente, 2011) plantean que las soluciones tratadas con algas marinas y caparazones de cangrejo generalmente producen efluentes de olor a pescado. Por lo tanto, se requiere una etapa de tratamiento adicional para neutralizar los efluentes producidos por los tratamientos de biosorción. Algunos biosorbentes, como las algas marinas, tienden a hincharse y bloquear el flujo de líquido, especialmente en las columnas de flujo continuo. Además, es bien sabido que la mayoría de los biosorbentes no tienen o tienen menos afinidad con los aniones como el nitrato y el fosfato. Por otra parte estos aniones son más comunes en los efluentes y, si no se eliminan, pueden provocar eutrofización y otros efectos indeseables en el medio ambiente.

Los problemas asociados con la excesiva lixiviación e hinchazón se pueden abordar mediante técnicas de ingeniería adecuadas; Sin embargo, los costos de procesamiento y la viabilidad son preocupantes. (K. Vijayaraghavan K. P., 2005) usó cáscaras de cangrejo pretratadas con HCl 0,1 M para evitar la lixiviación extensa de iones de calcio y magnesio; sin embargo, el efluente emanado de la columna de cáscara de cangrejo todavía comprendía 202 y 105 mg / L de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} , respectivamente. Este problema de la lixiviación no se puede evitar por completo, ya que el mecanismo detrás de la biosorción de la concha de cangrejo produce lixiviación de calcio y magnesio. Debido a esta lixiviación, los autores también informaron un aumento repentino en el pH del efluente. Para controlar la hinchazón en la biomasa de algas (K.H. Chu, 2007) empleó alcohol polivinílico para inmovilizar la biomasa de *Sargassum*; y los resultados revelaron que las algas inmovilizadas se realizaron con éxito en columnas empaquetadas. Nuevamente, se deben considerar los costos asociados con la preparación de biomasa y la eliminación final de residuos de polímeros inmovilizados. Una forma sencilla de abordar el problema de la hinchazón de las algas marinas en una columna empaquetada es mezclar las algas con materiales inertes y estables, como la arena. Esto mejorará la porosidad dentro de la columna y, por lo tanto, mejorará el patrón de flujo de soluto. Otras limitaciones de la biosorción sobre la calidad del efluente requieren una investigación exhaustiva

7.2.3. Selección de biosorbentes

El paso más importante en la preparación de biosorbentes es la selección de un biosorbente adecuado. La rentabilidad es el principal requisito del proceso de biosorción, y este requisito debe ser un criterio importante a considerar para la selección de biosorbentes. Al elegir la biomasa para la biosorción de metales, su origen es un factor importante a tener en cuenta. Se encontró que varias biomasas bacterianas, fúngicas y de levadura poseen una excelente

capacidad de biosorción (K. Vijayaraghavan Y.-S. Y., 2008) debido a su composición de pared celular. Sin embargo, los informes de investigación reveló que la mayoría de estas biomasa fueron cultivadas y utilizadas para examinar su potencial de biosorción. Además de aumentar el costo, el cultivo aumenta la incertidumbre de mantener un suministro continuo de biomasa para el proceso. Otra alternativa es utilizar los desechos microbianos generados por las industrias de alimentos / fermentación y farmacéuticas.. Estos desechos a menudo crean problemas de eliminación para muchas industrias. La posible reutilización de estos desechos para otro proceso (biosorción) podría ser ambientalmente benigna y también generar ingresos para las industrias. Algunos estudios exploraron la posibilidad de emplear desechos microbianos de varias industrias con buen éxito en la biosorción de metales. Este tipo de biomasa incluye *Saccharomyces cerevisiae* (M.E.R. Carmona, 2012) *Corynebacterium glutamicum* (M.-H. Song, 2013) y *Streptomyces rimosus* (Nasser Sahmoune, 2018) Otro importante biosorbente de metales pesados son las algas marinas, también conocidas como algas marinas. Las algas marinas son recursos biológicos y están disponibles en muchas partes del mundo. Son abundantes y de crecimiento muy rápido. En algunas partes del mundo, los océanos amenazan a la industria turística al estropear ambientes prístinos y ensuciar las playas. Por lo tanto, la utilización de algas marinas como biosorbentes puede ser beneficiosa para las economías locales. Además de ser rígidos, las algas marinas son un excelente biosorbente para diferentes iones metálicos (E. Romera, 2006). En particular, las algas pardas son biosorbentes establecidos debido a su contenido de alginato. Además de esto, su estructura macroscópica ofrece una base conveniente para la producción de partículas biosorbentes adecuadas para aplicaciones de procesos de sorción Sin embargo, cabe señalar que las algas marinas no se consideran desechos; de hecho, las algas marinas son la única fuente para la producción de agar, alginato y carragenina. Por lo tanto, se debe tener sumo cuidado al seleccionar algas para el proceso de biosorción. Varios investigadores utilizaron desechos industriales y agrícolas de bajo costo para la biosorción de metales pesados (A. Abdolali, 2014). Entre estos desechos, cáscara de cangrejo (J.R. Evans, 2002), fango activado (A.H. Sulaymon, 2014) y cáscara de arroz (T.G. Chuah, 2005) una atención particular. Además de ser baratos y disponibles para la producción sostenible de biosorbentes, estos desechos generados por diversas actividades industriales y agrícolas tienen una excelente capacidad de biosorción y una rigidez razonable. Por lo tanto, mientras se analiza el cuidado de los biosorbentes se debe dar igualmente por su capacidad de absorción, costo, disponibilidad y resistencia mecánica

7.2.4. Remoción de metales pesados en Aguas residuales industriales.

Los microbios son útiles para la unión con metales de una solución acuosa, conocidos como biosorbentes en el proceso de biosorción y es obligatorio analizar la naturaleza física del biosorbente, la cinética de sorción, la regeneración, la capacidad máxima de sorción y la recuperación de metales unidos para detectar la Estabilidad de los microbios como biosorbente. Hay ciertos criterios que deben seguirse para la selección de biosorbentes: (a) Se debe utilizar biosorbente menos costoso y reutilizable, (b) Debe haber una separación bastante eficiente de la solución, (c) La cinética de los metales debe ser rápida. Para la biosorción de metales a partir de soluciones, se utilizan principalmente tres categorías amplias de biosorbentes: (1) polisacáridos exo, (2) biomasa muerta y preparaciones, (3) cultivos vivos En

la tabla 5 se puede ver el desempeño y la eficiencia de algunos biosorbentes para captar e inmovilizar iones de metálicos toxicos. En comparación, las células muertas absorben los metales más que las células vivas. Los hongos filamentosos tienen una alta capacidad de captación de metales como *Aspergillus*, *Rhizopus*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Penicillium*, *Chlorella*, y *Bacillus* sp FM1.

Tipo de efluente	Características de los efluentes.	Iones de metal concentrados (mg /l)	Otros iones / impurezas presentes (mg /L)	Biosorbente	Condiciones de operación	Eficiencia del proceso (como captación (Q, mg / g) o eficiencia de remoción (Re,%))	Referencia
Efluente de la batería	pH = 0.5	Pb = 110	-	Hojas de bael	Batch (pH = 2.2)	RE = 25	(S. Chakravarty, 2010)
Fabricación de baterías efluentes industriales	-	Pb = 102 ± 3.6	Mn = 0.32 ± 0.02 Ni = 0.28 ± 0.01 Fe = 0.28 ± 0.01 Zn = 0.89 ± 0.05 Cr = 0.07 ± 0.01	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Batch	Q = 55.7	(K. Parvathi N., 2007)
efluente electrochapado	-	Cr = 204	Cu = 0.29 Ni = 0.05 Fe = 0.26	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Batch	Q = 6.6	(K. Parvathi R. N., 2008)

			Zn = 0.10				
Efluente de galvanoplastia	pH = 6.7	Ni = 5.25	Na = 115.39 Mg = 73.27 Ca = 46.52	<i>Chlorella sorokiniana</i> inmovilizada con esponja de Loofa	Columna (F = 5)	Q = 43.1	(N. Akhtar, 2004)
Efluente de proceso de galvanización	pH = 7.5 CDTY = 2.1	Ni = 109	Pb = 4.5 Cu = 1.3 Fe = 1.6 Cl = 289 SO ₄ = 558 Na = 101 K = 84	Caparazón del cangrejo	Columna (pH = 7.5)	Q = 15.1	(K. Vijayaraghavan K. P., 2005)
Efluente de proceso de galvanización	pH = 7.9 CDTY = 1.7	Ni = 52	Pb <0.1 Cu <0.1 Fe = 0.9 Cl = 230 SO ₄ = 300 Na = 76 K = 58	<i>Sargassum wightii</i>	Columna (pH = 7.9)	Q = 24.9	(K. Vijayaraghavan K. P., 2006)
Aguas residuales de galvanoplastia	pH = 2.2 TDS = 27653	Cr (VI) = 47	Cu = 0.9 Zn = 239 Fe = 8.6 Ni = 32 CN = 16.0 SO ₄ = 450 PO ₄ = 0.1	<i>Aspergillus niger</i>	Batch	RE = 71.2 ± 2.9	(R. Kumar, 2008)

Efluentes de galvanoplastia de oro.	pH = 7.5	Au = 46	Ca = 376.7 K = 1621 Na = 1775 Cl = 3550	<i>Cladosporium cladosporioides</i> inmovilizados	Batch	Q = 36 RE = 55	(A.V. Pethkar, 1998)
Efluente minero de oro	pH = 9.0 T = 32 TSS = 1162	Cu = 5.4 Zn = 0.23 Hg = 0.035 Pb = 0.34	CN = 73 Fe = 2.1 Al = 1.8	Quitosano	Batch (pH = 6)	RE (Cu) = 97.8 RE (Zn) = 71.3 RE (Hg) = 98.0 RE (Pb) = 94.1	(M. Benavente, 2011)
Efluente de la industria del plástico	pH = 1.1 CDTY = 6.98 TDS = 3.77	Cr = 0.36 ± 0.11 Mn = 2.08 ± 0.07 Fe = 0.43 ± 0.17 Co = 0.26 ± 0.04 Ni = 1.47 ± 0.12 Cu = 4.81 ± 0.32 Zn = 2.31 ± 0.14 Al = 3.79 ± 0.21 Cd = 3.91 ± 0.21 Pb = 0.88 ± 0.11	Na = 118 ± 1.5 K = 17.2 ± 0.3 Ca = 7.84 ± 0.23 Mg = 4.55 ± 0.09	<i>Sargassum</i> híbrido - arena	Columna (pH = 4, F = 10)	RE (Cr) = 33.7 RE (Mn) = 38.9 RE (Fe) = 53.2 RE (Co) = 76.9 RE (Ni) = 88.1 RE (Cu) = 97.9 RE (Zn) = 89.2 RE (Al) = 43.9 RE (Cd) = 97.9 RE (Pb) = 96.8	(K. Vijayaraghavan U. J., 2013)

Efluente industrial	pH = 7.5 ± 0.3 CDTY = 1420 ± 3 TDS = 5956 ± 22 TSS = 2765 ± 8	Cd = 9.6 ± 0.5	Pb = 3.2 ± 0.5 Cu = 2.8 ± 0.5 Ni = 2.8 ± 0.5 Zn = 4.3 ± 0.5	<i>Pleurotus platypus</i>	Columna (pH = 6.0, F = 5)	Q = 10.6 RE = 52.1	(R. Vimala, 2011)
Efluente metalúrgico		Zn = 88 Cd = 1.4 Mn = 11.7 Cu = 0.35	Ca = 444 Mg = 100 Na = 37	<i>Sargassum sp.</i>	Columna (F = 25)	RE (Zn) = 50 RE (Mn) = 30 RE (Cd) = 62	(A.C.A. da Costa, 1996)
Almacenamiento de aguas residuales de la industria de baterías	pH = 1.5–1.6 T = 42	Pb = 3.1	Cu = 0.027 Ni = 0.005 Cr = 0.373	<i>Rhizopus arrhizus</i>	Batch (pH = 4.5, T = 30, A = 120)	Q = 2.64	(T. Bahadir, 2007)
Efluente de curtiembre	pH = 7.9	Cr (VI) = 100 Cu = 3	-	<i>Bacillus sp. FM1</i>	Batch (pH = 7.9, T = 37, A = 150)	RE (Cr) = 76.5 RE (Cu) = 77.7	(F. Masood, 2011)

Tabla 5 eficiencias de captación de iones metálicos por biomásas biológicas (Q = absorción (mg / g); RE = eficiencia de eliminación (%); T = temperatura (°C); A = velocidad de agitación (rpm); F = velocidad de flujo (ml / min); CDTY = conductividad (mS / cm); TDS = sólido disuelto total (mg / L); TSS = sólido suspendido total (mg / L). Fuente: Autor 2019

7.2.5. Preparación de biosorbentes para aplicaciones industriales.

Los biosorbentes están disponibles en diferentes clases que van desde microorganismos frágiles hasta partículas altamente estables. A pesar de que el propósito principal de usar biosorbentes es inmovilizar iones metálicos, deben ser lo suficientemente rígidos para soportar las condiciones de operación extremas empleadas durante el proceso. Otros factores, como los materiales y los costos de tratamiento, la disponibilidad y el suministro continuo desempeñan un papel importante en la selección de biosorbentes. Por lo tanto, las características requeridas de un biosorbente adecuado para su aplicación exitosa a escala industrial pueden generalizarse como (figura 13).

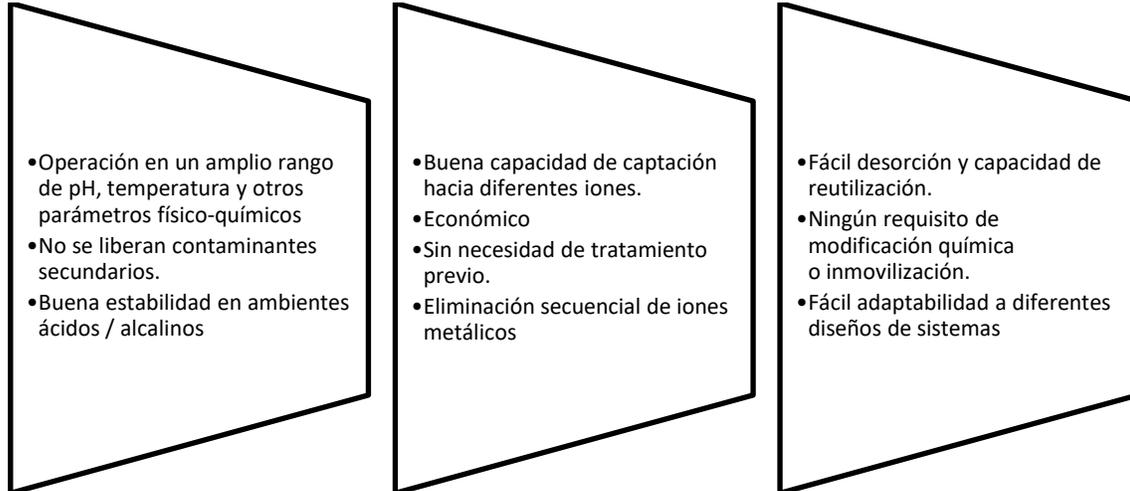


Figura 13 Fuente: Adaptado por el Autor de (Lisette Vizcaíno M., 2014) (Richard Enrique Marshall Sánchez, 2016).

Aunque estas características son deseables, hay diferentes clases de biosorbentes disponibles y no todas poseen todas las características deseadas para aplicaciones reales. En esos casos, los biosorbentes se pueden adaptar técnicamente para satisfacer las necesidades, como por ejemplo crear una biomasa modificada con mejores características en su superficie (figura 14).

Para los tratamientos de la biomasa, la mayor parte ésta necesita algún tipo de tratamiento químico para funcionar bien en la biosorción. El tratamiento puede variar según el tipo de biomasa, pero generalmente se encuentra bajo modificación química e inmovilización.

Proponen (Barakat, 2011) (F. Masood, 2011) (M.E.R. Carmona, 2012) en diferentes investigaciones, que la modificación química de la biomasa generalmente tiene como objetivo mejorar la capacidad de biosorción y la afinidad seleccionada hacia un ion metálico de interés. Estas biomاسas pueden modificarse químicamente para mejorar la capacidad de absorción. La modificación química también puede dirigirse a mejorar la afinidad de un biosorbente particular hacia un ion metálico de interés. Efluentes a menudo comprenden varios iones metálicos, y siempre es deseable que un biosorbente pueda unir específicamente iones objetivo deseados fuera de la mezcla. Mediante la modificación adecuada de los grupos de unión o la composición química de los biosorbentes, se puede mejorar la afinidad hacia grupos específicos de iones metálicos.

En general, los procedimientos de modificación química incluyen el tratamiento previo, la mejora del sitio de unión, la modificación del sitio de unión y la polimerización. El tratamiento previo de la biomasa básicamente tiene como objetivo limpiar la biomasa para mejorar la capacidad de biosorción. En particular, el pretratamiento ácido es uno de los métodos más frecuentes para limpiar la biomasa, es decir, lixiviar iones metálicos ligeros, sustancias que causan mal olor y otras impurezas. Otros pretratamientos químicos comunes realizados por (Y. Zhang, 2010), (R. Rehman, 2013), incluyen tratamientos alcalinos, de etanol y acetona. En muchos casos, los pretratamientos químicos tuvieron éxito y dieron como resultado una mejor capacidad de biosorción. Varios investigadores también trabajaron para mejorar / modificar un grupo funcional particular de la biomasa y, por lo tanto, aumentar su

potencial de biosorción. En particular se reconocen algunos grupos funcionales tales como carboxilo, amina, fosfonato, sulfonato e hidroxilo presentes en la biomasa se enfocaron específicamente. Estos procesos de tratamiento dieron como resultado un éxito significativo para diferentes tipos de biomasa según concluyó dice (R. Nadeem, 2008). Hay varios procedimientos disponibles para la mejora de estos grupos funcionales en la biomasa. En general, los grupos funcionales inútiles / menos importantes pueden convertirse en grupos de unión activa a través de varios métodos de tratamiento químico. Una forma más eficiente de mejorar la capacidad de biosorción es la introducción de grupos funcionales en la superficie de la biomasa injertando largas cadenas de polímero en la superficie de la biomasa a través de un injerto directo o polimerización de un monómero. Polietilenimina (PEI), que se compone de un gran número de grupos amina primarios y secundarios en una molécula, mejora la capacidad de biosorción cuando se reticula en el sorbente, según estudios por (M.-H. Song, 2013) (S.W. Won, 2014).

El potencial de reutilización de la biomasa gastada es un criterio importante para la selección de cualquier biosorbente. La posibilidad de regeneración de biomasa disminuye el costo global del proceso y la dependencia del proceso en el suministro continuo de la biomasa. El éxito de un proceso de desorción depende del modo de los mecanismos de eliminación y la estabilidad mecánica de la biomasa. Teniendo en cuenta que la mayoría de los biosorbentes exhiben un mecanismo de intercambio iónico para los iones de metales pesados catiónicos, una condición ácida de leve a fuerte es suficiente para la desorción. El uso de ácidos para la desorción también es beneficioso, ya que las soluciones ácidas son uno de los desechos comunes en casi todas las industrias, y si se emplean biosorbentes en aguas residuales industriales, estas soluciones ácidas se pueden utilizar para regenerar biosorbentes. Sin embargo, se debe tener cuidado de que la integridad de la biomasa no se vea afectada por el ambiente ácido

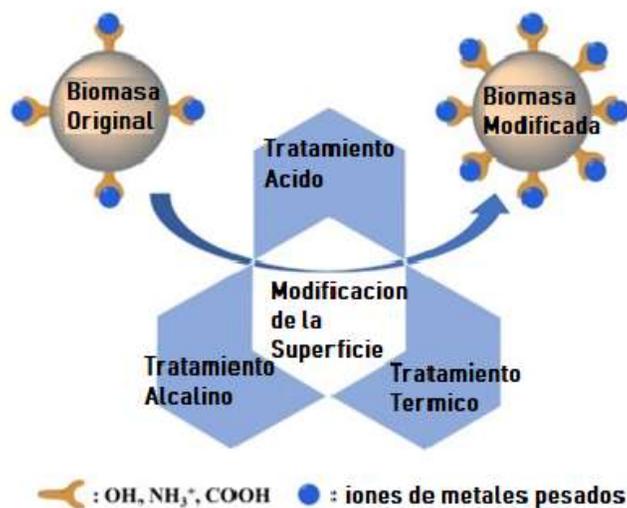


Figura 14. esquema de Mejora de la eficiencia de eliminación de metales pesados de la biomasa a través de la modificación de la superficie.. Fuente: Adaptado por el Autor de (Kun Yin, 2019)

a) *Tratamiento ácido*

La biomasa tratada con ácido puede abrir sitios de adsorción adicionales para metales pesados. Después del tratamiento con ácido, la biomasa se protona y se mejora la densidad de

carga positiva, lo que proporciona una fuerte atracción electrostática entre la biomasa y los iones de metales pesados con carga negativa. Además, la biomasa se puede recubrir químicamente con ácido en su superficie después del tratamiento, lo que introduce una gran cantidad de sitios de unión para metales catiónicos. Por ejemplo, (J. Mao, 2013) encontró que después de la modificación con ácido poliacrílico, la capacidad de absorción de Cd (II) por la biomasa de *Corynebacterium glutamicum* aumentó 3.2 veces en comparación con la biomasa no tratada. Por otra parte (B. Kavita, 2012) demostró que la biomasa tratada con ácido de *Trichoderma gamsii* mostró una capacidad de biosorción máxima de Cr(VI) de 44.8 mg / g, que siguió el modelo de Freundlich y Langmuir.

b) Tratamiento alcalino

La biomasa después del tratamiento alcalino puede aumentar la carga negativa en la superficie de la biomasa, lo que aumentará la atracción electrostática para los iones de metales pesados con carga positiva. Después del tratamiento, la capacidad de biosorción de uranio de los micelios fúngicos es mucho mayor que en los grupos no tratados según (M.M. Khalil, 2016). Generalmente, el hidróxido de sodio, el hidróxido de calcio, el bicarbonato de sodio y el hidróxido de amonio se utilizan principalmente para el tratamiento con álcali. Estudios por (G. Yan, 2000) concluyeron que en comparación con la biomasa de *Mucor rouxii* de la naturaleza, el pretratamiento con químicos alcalinos como NaOH, NaHCO₃ y Na₂CO₃ puede mejorar su capacidad de adsorción.

c) Tratamiento térmico

El tratamiento térmico puede hacer que los grupos de unión a metales adicionales expuestos aumenten la concentración de los grupos funcionales de superficie. Después del tratamiento térmico en una atmósfera inerte, la hidrofobicidad del carbono en la biomasa se puede aumentar eliminando las funcionalidades de la superficie hidrófila. Además, el tratamiento térmico también puede aumentar la porosidad y el área de superficie de la biomasa, lo que aumentará la capacidad de adsorción de la biomasa. Estudios por (R. Hlihor, 2013) encontraron que Las *Saccharomyces cerevisiae* tratadas térmicamente pueden utilizarse para eliminar los iones Cr (VI) de las aguas residuales. De manera similar, estudios mostraron que el autoclave de la biomasa bacteriana también puede mejorar la capacidad de adsorción de los iones de metales pesados (M.L. Paul, 2012).

En estudios previos (P. Mane, 2011) dice que los tratamientos físicos de las biomazas de *Spirogyra*, incluidos el calentamiento, el autoclavado y los tratamientos químicos (ácido acético e hidróxido de sodio) pueden aumentar la biosorción de selenio en comparación con la biomasa viva. Los pretratamientos físicos, como el calentamiento, la liofilización, el tratamiento en autoclave y los tratamientos químicos con ácidos y álcalis pueden aumentar la capacidad de biosorción de Cd (II) de la biomasa de *Pleurotus florida*. Además (N. Das, 2007) encontró que entre los tratamientos físicos, se puede lograr una mejora significativa de la capacidad de biosorción de Cd (II) de la biomasa de *Pleurotus florida* mediante liofilización y la biomasa tratada con NaOH muestra la máxima biosorción de cadmio entre los tratamientos químicos.

En conclusión, en comparación con la biomasa modificada en la superficie, la bioenzima activa en microorganismos vivos contribuye mucho a la desintoxicación de los iones de metales pesados mediante su transformación en formas tóxicas bajas, pero los sitios de unión y el área

de superficie suelen ser limitados. La biomasa modificada en la superficie puede mejorar la capacidad de adsorción de la biomasa al aumentar los sitios de unión, el área de superficie y aumentar la atracción electrostática entre la biomasa y los iones de metales pesados, pero la bioenzima está inactiva después del tratamiento, lo que inhibirá la capacidad de transformar los iones de metales pesados altamente tóxicos en tóxicos bajos. formas La comparación de las estrategias de remediación de metales pesados se puede detallar en la Tabla 6

Estrategias de remediación	Mecanismos de remediación	Ventajas	Desventajas
Microorganismos vivos / muertos.	1, unión por grupos funcionales 2, cambio de estado redox	1, fácil de usar, 2, bajo costo, 3, respetuoso con el medio ambiente 4, puede transformar la valencia de iones de metales pesados en formas tóxicas bajas	Capacidad de adsorción de metales pesados bajos / medios (1, sitios de unión insuficientes 2, área de superficie limitada 3, atracción electrostática débil entre la biomasa y el ion de metales pesados)
Biomasa de superficie modificada	Encuadernación por grupos funcionales.	Alta capacidad de adsorción de metales pesados (1, Gran cantidad de sitios de unión, 2, Mayor atracción electrostática entre la biomasa y el ion de metales pesados 3, Área de superficie más grande)	1, Necesidad de modificación 2, Capacidad limitada para transformar los iones de metales pesados en formas tóxicas bajas

Tabla 6 Comparación de estrategias para remover metales pesados del agua. fuente: Adaptado por el Autor de (Kun Yin, 2019)

7.3. Isotermas de Adsorción

En estado de equilibrio, existe una cierta relación entre la concentración de soluto en la solución y la cantidad de soluto adsorbido. Dice (J. Febrianto, 2009) que la relación entre la adsorción y el equilibrio se define como isotermas de adsorción, que generalmente es una relación de la cantidad adsorbida por el adsorbente y la cantidad que permanece en la solución en equilibrio en condiciones de temperatura fija. (Desta, 2013) agrega que los modelos isotérmicos describen mejor los mecanismos de adsorción. además Las isotermas de adsorción relacionan la absorción de metal por unidad de masa de adsorbente (q_e) a la concentración de adsorbato en equilibrio (C_e) en la fase de fluido a granel. El patrón de distribución de los iones metálicos entre las fases (sólido y líquido) se explica generalmente por las isotermas de adsorción, es decir, las isotermas de Freundlich y Langmuir.

a) La Isoterma de langmuir

De acuerdo con el modelo de isoterma de adsorción de Langmuir, la adsorción de iones metálicos sobre una superficie adsorbente es monocapa, es decir, el número de sitios de adsorción de estrategias uniformes está fijo y no se produce transmigración de iones metálicos en la superficie plana . La ecuación para el modelo de isoterma de Langmuir se menciona en la ecuación 1:

$$(Ecuación 1) \quad \frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m K_L} \left(\frac{1}{C_e} \right)$$

- dónde, q_e (mg/g) = denota la concentración de metales adsorbidos por unidad de masa del adsorbente,
- C_e (mg/g) = denota la concentración de equilibrio
- q_m (mg/g) y K_L (L/mg) = son constantes de Langmuir correspondientes a la capacidad máxima de adsorción y constante de energía de la capacidad de adsorción, respectivamente.

La trama lineal para la isoterma de Langmuir se presentó por $\left(\frac{1}{C_e}\right)$ versus $\frac{1}{q_e}$. los q_m y K_L se estimaron a partir de la pendiente y la intersección, respectivamente.

b) La Isoterma de Freundlich

El modelo de isoterma de Freundlich es uno de los modelos más utilizados para explicar el equilibrio de adsorción según (J. Febrianto, 2009) . De acuerdo con este modelo, diferentes sitios que tienen diferentes energías de adsorción están involucrados durante el proceso . Este modelo describe la relación entre la cantidad de metales adsorbidos por unidad de masa de adsorbente (q_e) y la concentración de metales similares en equilibrio (C_e). La ecuación 2 muestra la isoterma de Freundlich en forma logarítmica

$$(ecuación 2) \quad \log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

- Dónde K_f y n = constantes de Freundlich e indican capacidad de adsorción e intensidad de adsorción, respectivamente, n representa el alcance de la no linealidad entre la concentración de la solución y la adsorción.
- $n=1$ representa la adsorción para ser lineal,
- $n>1$ Representa la adsorción como un proceso químico y
- $n<0$ indica que el proceso de adsorción es un proceso físico..

El modelo de isoterma de Freundlich se presenta trazando un gráfico de $\log C_e$ versus $\log q_e$. Las constantes K_f y n Se calculan a partir de la pendiente y la intersección.

En la tabla 7 se puede ver la aplicación de las isoterma de langmuir y frendluich a varios tipos de biomasa para describir la cinetica de biosorcion de algunos metales pesados en agua.

Microorganismo	Metales objetivo	PH óptimo	Modelo isoterma	Capacidad (mg / g)	Referencia	
Las bacterias	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Hg (II)	7.0	Langmuir	180	(K. Yin, 2016)
	<i>Pseudomonas</i> sp.	Pb (II)	7.2	Langmuir	49.5	(D. Li, 2017)
	<i>Arthrobacter viscosus</i>	Cr (VI)	2.0	Langmuir	1161	(RM Hlihor, 2017)
	<i>Brevibacterium</i> sp.	Zn (II)	2.0	Langmuir	41.9	(J. Taniguchi, 2000)
	<i>Rhodobacter capsulatus</i>	Zn (II)	7.0	Langmuir, Redlich-Peterson	164	(J.-P. Magnin, 2014)
	<i>Ochrobactrum</i> sp.	Cd (II)	6.0	Langmuir	83.3	(E. Khadivinia, 2014)
Los hongos	<i>Aspergillus niger</i>	Pb (II)	5.4	Langmuir	172	(S. Iram, 2015)
	<i>Penicillium simplicissimum</i>	Pb (II)	5.0	Langmuir	76.9	(S. Iram S. A., 2015)
	<i>Termitomyces clypeatus</i>	Cr (VI)	2.0	Langmuir, Freundlich	403	(K. Tsekova, 2007)
	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Cu (II)	5.5	Langmuir	dieciséis	(S. Amirnia, 2015)
	<i>Trichoderma</i>	Cd (II)	6.0	Langmuir, Freundlich	21.7	(E. Bazrafshan, 2016)
Algas	<i>Fucus vesiculosus</i>	Pb (II)	4.0	Langmuir, Freundlich	229	(H. Demey, 2018)
	<i>Sargassum</i>	Cu (II)	5.0	Langmuir	49	(C. Barquilha, 2017)

<i>Cystoseira crinitophylla</i>	Cu (II)	4.5	Langmuir, Freundlich	160	(A. Christoforidis, 2015)
---------------------------------	---------	-----	----------------------	-----	---------------------------

Tabla 7 eficiencia de biosorción utilizando los modelos de frendluich y langmuir fuente : Autor 2019.

CAPITULO V

APLICACIÓN DE LA LEVADURA S. CEREVISIAE PARA ELIMINAR METALES PESADOS DE LAS A.R.I.

7.4. Realizar un Estudio sobre las Aplicaciones y Capacidad que tiene la Biomasa de la levadura SACCHAROMYCES CEREVISIAE para su uso como biosorbente de metales pesados en aguas residuales industriales.

7.4.1. Características y ventajas de La Sacharomice cerevisiae

Saccharomyces cerevisiae, es una levadura que constituye el grupo de microorganismos más íntimamente asociado al progreso y bienestar de la humanidad; su nombre deriva del vocablo Saccharo (azúcar), myces (hongo) y cerevisiae (cerveza) . Es una levadura heterótrofa, que obtiene la energía a partir de la glucosa y tiene una elevada capacidad fermentativa . Puede aislarse con facilidad en plantas y tierra, así como del tracto gastrointestinal y genital humano. Es un producto del proceso de producción de alcohol, que a su vez constituye una valiosa fuente de proteínas y vitaminas para la alimentación animal. Las Ventajas de *S. Cerevisiae* como biosorbentes en la biosorción de metales se pueden ver en la (figura 15).

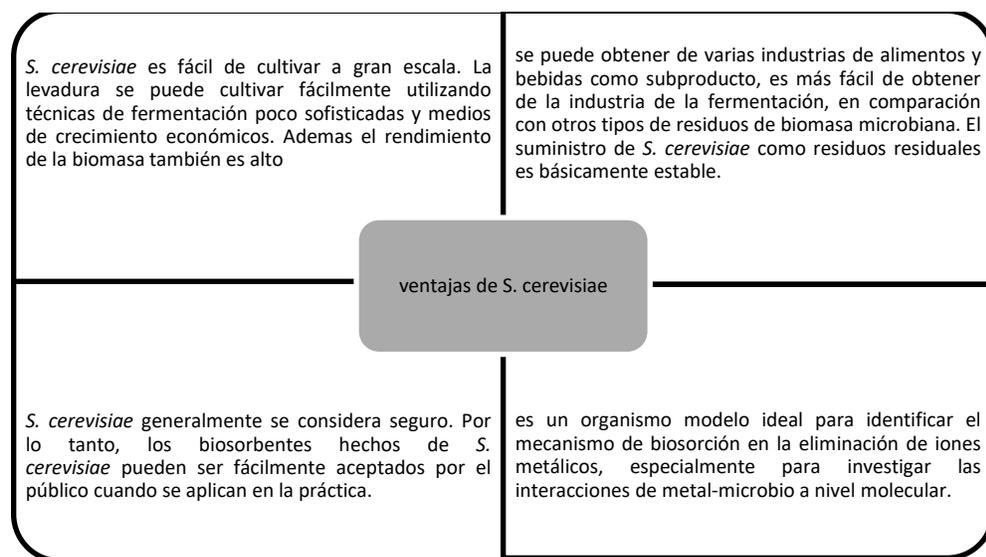


Figura 15 ventajas de la levadura de sacharomyces cerevisiae Fuente: Autor

Se han utilizado muchas formas y orígenes diferentes de *S. cerevisiae* en la investigación de la biosorción, como células vivas o muertas, células inmovilizadas o libres, materia prima o células pretratadas por procesos físicoquímicos, cultivos de laboratorio o residuos industriales (Wang, 2002) Por otra parte *S. cerevisiae* fue considerado uno de los biosorbentes de metales más prometedores en las últimas décadas para los metales tóxicos (Pb, Cu, Cd, Hg, Ni, As) (A. Özer, 2003) (Mohammad Rasoul Hadiani K. K., 2018) (Y.M. Zhu, 2004)

S. cerevisiae es un hongo unicelular que se reproduce al brotar de una célula preexistente, y que presenta los componentes principales de una célula eucariota típica. Uno de los componentes que presentan una importancia significativa en el proceso de biosorción es la pared celular. Está compuesto por un material fibroso que se deposita en capas concéntricas, lo que lo convierte en una estructura relativamente rígida pero dinámica. Proporciona protección celular, soporte osmótico y determina la forma de la célula, además de participar en varios procesos importantes, como la reproducción, la señalización celular y la adhesión. Agrega (V. Baker, 2012) que la estructura de la pared celular depende del tipo de hongo; en levaduras como *S. cerevisiae*, esta se organiza en dos capas compuestas de tres macromoléculas principales: glucano, un polímero de β -1,3 y β -1,6 glucosa; proteínas mananas, polímeros de manosa con enlaces α -1,2, α -1,3 y α -1,6, que están unidos covalentemente a péptidos que forman glicopéptidos; y quitina, un polímero de β -1,4- N - acetilglucosamina

(EV Soares, 2002) ha sugerido por otra parte que la capacidad floculenta de *S. cerevisiae* se use en la biosorción de metales debido a una mayor capacidad de captación que la de la cepa no floculante y otros rasgos únicos. Se cree que el mecanismo de floculación está relacionado con una proteína específica en la superficie de la pared celular, es decir, la lectina. Las proteínas en la superficie de las células de levadura podrían ser extraídas por EDTA. Con respecto a esa característica, la lectina parece ser considerada como un tipo de EPS. La floculación de la levadura puede variar significativamente, incluso desaparecer bajo ciertas condiciones.

Las células libres parecen inadecuadas en la aplicación práctica, en gran parte debido a un problema de separación sólido / líquido. Sin embargo, (Jéssica M. do Nascimento, 2019) señaló que la investigación sobre el rendimiento de las células libres para la captación de metal puede proporcionar información fundamental sobre el equilibrio del proceso de biosorción, que es útil para la aplicación práctica.

7.4.2. Capacidad de biosorción de *S. cerevisiae*.

Varias referencias han demostrado que *S. cerevisiae* puede eliminar metales tóxicos. En la tabla 8 se clasifican según su eficiencia algunos resultados de estudios prácticos de biosorción de metales en aguas por la levadura de *S. cerevisiae*.

Microbios	Capacidad de adsorción en (mg/g) o % de remocion	Metales pesados	Referencias
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	88.9% de 100mg/l	Mercurio+2	(Mohammad Rasoul Hadiani K.-D. N., 2018)

<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	70,3% de 100mg/l	Cadmio (II)	(Mohammad Rasoul Hadiani K. K., 2018)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	76,2% de 100mg/l	Plomo (II)	(Mohammad Rasoul Hadiani K. K., 2018)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	76% de 100mg/l	Cobre (II)	(Jéssica M. do Nascimento , 2019)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	55.76	Mercurio	(Y.M. Zhu, 2004)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	24	Plomo	(A. Özer, 2003)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	4.45	Cobre	(Wang, 2002)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	30.27	Zinc	(M. Al-Saraj, 1999)

Tabla 8 capacidad de biosorción de la *saccharomyces cerevisiae* para atrapar metales pesados en el agua
Fuente: Autor 2019

7.4.3. Unidades para la Biosorción de Metales Pesados por *S. cerevisiae*.

Estudios por (B Volesky, 2014) demuestran que al igual que con cualquier otro proceso de sorción, los sólidos biosorbentes, los gránulos en polvo o los gránulos regulares o irregulares deben ponerse en contacto con el sorbato que puede ser el líquido que contiene metales. Absorbido y retirado de la solución, el metal se "inmoviliza" en los sólidos. De esta forma, puede separarse más fácilmente de la fase líquida aplicando procesos de separación sólido/líquido (S/L). En general, cuanto más pequeñas son las partículas, más difícil es su separación. Sin embargo, cuanto más pequeñas son las partículas, más efectiva y rápida puede ser su absorción de metal. Con partículas más grandes, los iones metálicos tienen que penetrar gradualmente a través de la partícula que se satura más lentamente. La separación de los gránulos más grandes de las suspensiones es invariablemente más fácil. El material biosorbente granulado también permite empaquetarlo en columnas de flujo continuo, lo que representa, con mucho, la utilización más eficaz y conveniente del volumen del contactor. De hecho, los sólidos ya están separados, contenidos en la disposición de la columna de goteo que permite su posterior regeneración y lavado, que generalmente se realiza en el mismo equipo. El tamaño de los gránulos debe ser un compromiso entre la transferencia de masa de especies de sorbato (penetración) en el gránulo y la presión requerida para conducir el líquido a través de la columna llena de gránulos. En general, el lecho de partículas pequeño y compactado produce una mayor caída de presión en dicho lecho. Para una mejor transferencia de masa y la utilización del gránulo en todo su volumen, las partículas deben ser lo más pequeñas posible. Sin embargo, las partículas pequeñas tienden a causar una caída de presión excesiva en el lecho lleno con ellas. El tamaño óptimo de los gránulos, según lo establecido, por ejemplo, para las resinas utilizadas en el proceso de intercambio iónico, suele oscilar entre 0,5 y 2 mm. Los procedimientos de formulación y granulación de biosorbentes deben producir

partículas con características físicas adecuadas para la aplicación del proceso. Hay tres tipos básicos de sistemas de contacto de biosorción.

- a) La columna de lecho empacado (y modificaciones)
- b) El sistema de lecho fluidizado
- c) El sistema completamente mixto, a menudo combinado con una operación de concentración de sólidos.

Este último podría operarse en un modo multietapa concurrente con o sin adición de sorbente nuevo (o eliminación de sorbente usado) entre las etapas. Obviamente, hay un desafío sobresaliente en la optimización de estos sistemas de sorción y también en la consideración de una etapa de eliminación/separación de sorbente que pueda ser necesaria. Todo esto hace que los sistemas mixtos se conviertan en una aplicación especializada.

a) Sistema de absorción de columna de lecho fijo

(B Volesky, 2014) dice que los gránulos de biosorbentes están compactos, lo que permite que la corriente que contiene metal pase libremente a través de la columna (generalmente hacia abajo). Los metales disueltos se eliminan gradualmente de la fase líquida, que siempre se encuentra con un absorbente más fresco a medida que gotea en el lecho. El efluente que sale de la columna luego contiene rutinariamente metales residuales extremadamente bajos en el rango de 10 a 50 mg/l, a menudo indetectables. Cuando el biosorbente en la columna finalmente se carga por completo (se satura a aproximadamente la concentración de 'equilibrio' del metal de entrada) y la concentración del metal del efluente en la salida comienza a aumentar gradualmente a medida que el metal comienza a 'romper' la columna, el flujo hacia ella es cualquiera apagar o desviarse a una segunda columna de reposo de espera y nueva. La primera columna ha alcanzado su 'punto de avance'. La columna saturada luego se procesa adecuadamente (se regenera y se lava o se rellena) para prepararla para otra corrida. La Figura 16 ilustra un sistema típico de biosorción de operación de flujo continuo de doble columna. Aunque el flujo general del proceso es continuo y prácticamente ininterrumpido en esta disposición alternativa, la operación de biosorción en sí misma, en sentido estricto, no es continua. Los sistemas de columna de absorción pueden estar disponibles en una variedad de tamaños para adaptarse a un amplio espectro de requisitos de flujo y rendimiento del proceso. Las columnas de biosorción cilíndricas no suelen superar 1,5 m de diámetro y 5 m de altura. La ampliación prácticamente ilimitada del proceso se realiza mediante el uso de baterías de varias columnas que funcionan en paralelo y / o en serie para optimizar el rendimiento del proceso.

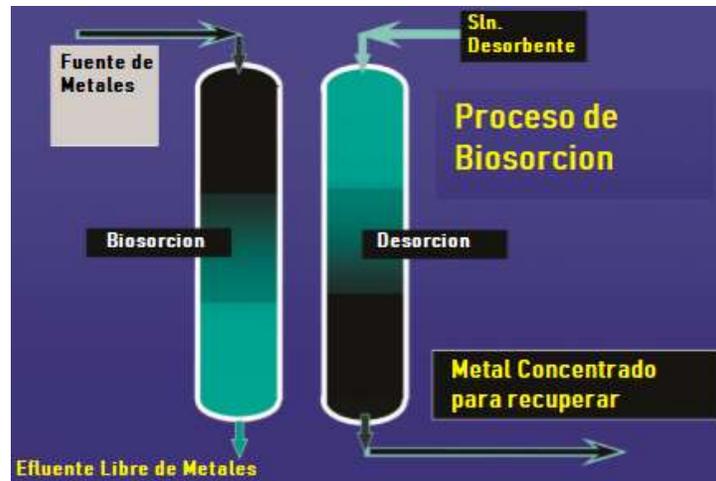


Figura 16 diagrama de columna de biosorción de lecho fijo Fuente: adaptado por el autor de (B Volesky, 2014)

b) Sistema de absorción de columna de lecho fluidizado

Las partículas de biosorbente se fluidizan en el lecho de la columna mediante un líquido que fluye hacia arriba (Figura 17). La principal ventaja de esta disposición es que la corriente de alimentación no necesita estar completamente libre de partículas como se requiere para las columnas de lecho empacado que recogerían las impurezas suspendidas como un filtro. La torta depositada entonces a menudo causa una caída de presión indebida. A medida que el lecho fluidizado se expande y sus partículas en movimiento, el sistema permite que pasen a través de él impurezas de sólidos en suspensión. La principal desventaja del sistema de lecho fluidizado es que no puede utilizar la carga de biosorbente a su potencial máximo porque su contenido se está mezclando. De esta manera, la fuerza de conducción de la absorción del gradiente de concentración del metal entre las fases sólida y líquida es siempre menor y es más difícil lograr un efluente bien pulido. La clasificación natural de las partículas biosorbentes, por lo que las más saturadas y, por lo tanto, las más pesadas tienden hacia la entrada inferior del lecho, puede aliviar el problema de alguna manera. Las porciones de biosorbente saturado usado podrían eliminarse intermitentemente del fondo de la columna mientras se agrega biosorbente nuevo en la parte superior. El efluente tratado claro fluye hacia la parte superior donde está en contacto con el biosorbente relativamente fresco. El lecho fluidizado está más expandido, lo que supone un volumen de hasta 30 a 40% más. El contactor de lecho fluido generalmente consiste en una columna cilíndrica de 3 m de altura llena a poco más de la mitad con biosorbente, que luego se expande con la fluidización. Incluso los flujos muy altos (200000l/d) pueden ser manejados convenientemente por tales sistemas que también pueden combinarse modularmente en paralelo.

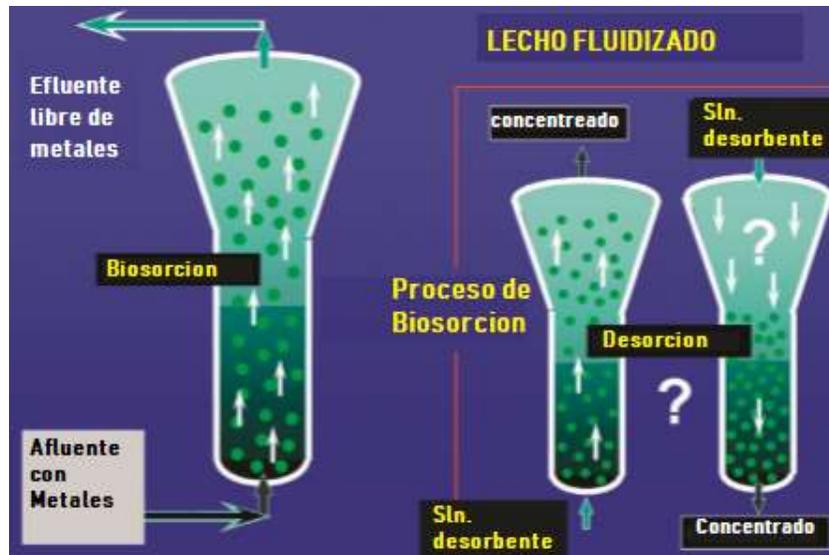


Figura 17 diagrama de sistema de biosorción de lecho fluidizado
Fuente: adaptado por el autor de (B Volesky, 2014)

c) Sistema de biosorción completamente mezclado

En este tipo de sistema de contacto, el gradiente de concentración, es un parámetro importante para una absorción efectiva, (Figura 18(a)). En un sistema de una etapa, la concentración del sorbato en todo el contactor mixto es la misma que en su efluente. Este tipo de sistema de biosorción puede ser útil en los siguientes casos

- la concentración del efluente no es preocupante (recuperación del metal)
- el biosorbente está en forma de polvo.
- hay una etapa de separación sólido/líquido (por ejemplo, Filtración del biosorbente)
- varios sistemas con pasos de concentración de sólidos intermitentes pueden ser operados efectivamente en una disposición de proceso en serie a contracorriente.

El elemento clave en un sistema de sorción completamente mixto es el reactor de tanque continuo (mezclado) (CSTR) que también se puede describir matemáticamente y, por lo tanto, su funcionamiento y rendimiento se optimizan teóricamente. La mezcla en los contactores de sorción es mecánica o neumática. La suspensión de sorción tiene que estar relativamente diluida para permitir la mezcla. Correspondientemente, los volúmenes de vasos contactores son grandes. Los contactores de lecho mixto a menudo se utilizan en serie para manejar los grandes volúmenes de entrada y asegurar los estándares de efluentes. El número de etapas y el tiempo de residencia de la solución en cada contactor se determinan para el rendimiento óptimo deseado del sistema. Entonces se pueden utilizar diferentes esquemas de flujo de CSTRs. El contacto a contracorriente entre el líquido cargado de sorbato y el sorbente sólido es más eficiente. El sorbente "hambriento" fresco se alimenta donde se encuentra el líquido más magro en la salida. Luego, el sorbente gradualmente más saturado avanza a través de las etapas del proceso en contacto con un líquido más rico y más rico. El sorbente deja el proceso en el punto de la entrada de líquido más rica en sorbato. De esta manera el sorbente sale saturado a la mayor concentración de sorbato. El requisito básico para la viabilidad del esquema de sorción a contracorriente es que las partículas sorbentes se puedan separar fácilmente de la fase líquida (por ejemplo, carbón activado granular en la extracción de oro de 'pulpa en la pulpa' de las

suspensiones de mineral). Para lograr la contra-moneda de la operación, tiene que haber una separación efectiva de sólido-líquido entre las etapas que separa la corriente de absorbente de sólidos que fluye en una dirección del líquido que fluye en la dirección opuesta (Figura 18(b) y 18(c)). Aunque este tipo de operación requiere una granulación adecuada del sorbente sólido, permite trabajar con lechada (pulpa) en lugar de líquido claro. El rendimiento de un esquema de sorción operativa de contracorriente en serie en realidad se aproxima al de la columna de lecho fijo a medida que el número de sus etapas se acerca al infinito. Aunque el CSTR completamente mezclado se encuentra en un extremo de la escala, el reactor de flujo de tapones teórico (columna de flujo de tapones de lecho fijo) representa el otro extremo, teóricamente sin mezcla alguna. Los reactores de lecho fluidizado se mezclan parcialmente y en la escala teórica se ubicarían en algún lugar entre el CSTR y la columna de lecho fijo de flujo de tapón. Estas son todas las consideraciones de los libros de texto que se enseñan habitualmente como fundamentos de la ingeniería de reacción.

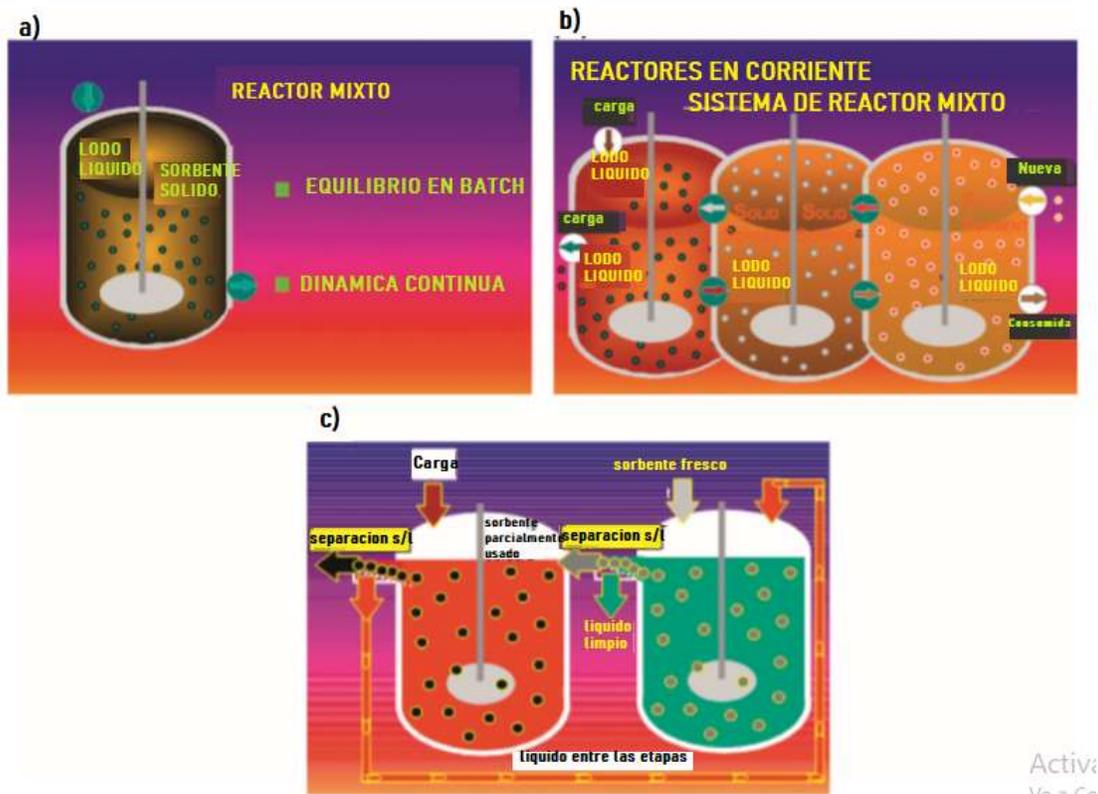


Figura 18 diagrama para un sistema de biosorción en un reactor mixto Fuente: Adaptado por el autor de (B Volesky, 2014)

7.4.4. Consideraciones Para el Diseño de una Planta con Procesos de Biosorción.

Las opciones de diseño a considerar son las siguientes (B Volesky, 2014):

- Columna (s) que opera de manera intermitente + un tanque de compensación (opción preferida para el ciclo H, es decir, para efluentes con bajo contenido de metales);
- Columnas que funcionan en pares, una de biosorción mientras que la otra se está regenerando (la opción preferida para el ciclo Ca / H, medio, es decir, para efluentes con contenido de metal medio).

Los ciclos iónicos aplicados a la biomasa

Los comentarios sobre las opciones de diseño son los siguientes (B Volesky, 2014):

- El costo de una columna de intercambio iónico adicional generalmente es más alto que el costo de un tanque de compensación (por debajo de cierta capacidad).
- La desorción con ácido es rápida y, por lo tanto, la regeneración de una columna que funciona en el ciclo H se completa con bastante rapidez. En consecuencia, una de las columnas que operan en pares en el ciclo H estaría inactiva la mayor parte del tiempo. Sin embargo, una columna que opera en el ciclo H tiene un tiempo de servicio corto cuando se aplica a efluentes que contienen más de 40 mg/g de metales.
- El lavado con Ca, toma casi tanto tiempo como la saturación, lo que hace que un par de columnas sea más eficiente.
- El ciclo Ca / H permite que el proceso de biosorción se aplique a los efluentes que contienen metales en el rango de 60 a 200 mg/l. (La Figura 19 representa un ejemplo de una operación a gran escala de la planta de biosorción).



Figura 19 instalación de una planta a gran escala para tratamiento de biosorción (B Volesky, 2014)

CONSIDERACIONES FINALES

CONCLUSIONES.

Realizada la investigación, se pueden destacar varios aspectos favorables sobre la aplicación de estas tecnologías, pues la biosorción ofrece una alternativa rentable para eliminar iones tóxicos de metales pesados de soluciones contaminadas, por otra parte una gran cantidad de nuevos materiales biosorbentes se basan en materiales de biomasa renovables o de desecho que requieren un grado mínimo de procesamiento antes de su aplicación, además la posibilidad de regenerar materiales de biosorción refuerza la economía del proceso y su accesibilidad a poblaciones de bajos recursos económicos.

Los avances sobre el potencial de biosorción, han demostrado ser una alternativa bastante eficiente para el tratamiento de metales en aguas residuales industriales, pues la eficiencia de remoción ha alcanzado hasta un 95% de eficiencia, debido a que el modo de operación del proceso de biosorción se basa en principios bien conocidos de sorción, su diseño y el equipo utilizado son familiares para la ingeniería.

Los avances en biotecnología e ingeniería, demuestran que la biomasa de la levadura *sacharomyces cerevisiae*, es un biosorbente de gran capacidad para la remoción de metales como (Hg, Cd, Cr, Pb, Zn) del agua, esto debido principalmente a la composición y grupos funcionales de su pared celular, como a los fenómenos de sorción asociados. Aunque sus estudios abarcan diferentes formas para su diseño, las más prometedoras se han desarrollado en columnas de lecho fijo y mixto.

BIBLIOGRAFÍA

- A. Abdolali, W. G. (2014). Typical lignocellulosic wastes and by-products for biosorption process in water and wastewater treatment: a critical review. *Elsevier-Bioresource Technology*, 57-66.
- A. Christoforidis, S. O. (2015). Study of Cu (II) removal by *Cystoseira crinitophylla* biomass in batch and continuous flow biosorption. *Elsevier-Chemical Engineering Journal*, 334-340.
- A. Lerebours, V. T. (2016). Danio rerio ABC transporter genes *abcb3* and *abcb7* play a protecting role against metal contamination. *Journal of Applied Toxicology*, 1551-1557.
- A. Özer, D. Ö. (2003). Comparative study of the biosorption of Pb (II), Ni(II) and Cr(VI) ions onto *S. cerevisiae*: determination of biosorption heats. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 219-229.
- A.C.A. da Costa, L. d. (1996). Batch and continuous heavy metals biosorption by a brown seaweed from a zinc-producing plant. *Minerals Engineering*, 811-824.
- A.H. Sulaymon, S. Y.-F. (2014). Competitive biosorption of lead mercury chromium and arsenic ions onto activated sludge in fixed bed adsorber. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 325-337.
- A.V. Pethkar, K. P. (1998). Recovery of gold from solutions using *Cladosporium cladosporioides* biomass beads. *Elsevier-Journal of Biotechnology*, 121-136.
- AA Bhojiya, H. J. (2016). Estudio de posibles actividades que promueven el crecimiento de las plantas y tolerancia a metales pesados de *Pseudomonas aeruginosa* HMR16 aislado de Zavar Udaipur, India. *current trends in biotechnology and pharmacy*, 161-168.
- Adriano, D. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments*. New York: Springer SBM, New York.
- AG El Samrani, B. L. (2008). AG El Samrani , BS Lartiges , F. Villiérás. *Coagulación química del desbordamiento de alcantarillado combinado: eliminación de metales pesados y optimización del tratamiento*, 951-960.
- Ahemad, M. (2014). Remediation of metalliferous soils through the heavy metal resistant plant growth promoting bacteria: paradigms and prospects. *Arabian Journal of Chemistry*.
- AL Ahmad, B. O. (2010). Un estudio sobre recuperación de ácido y recuperación de cobre utilizando una membrana de nanofiltración de baja presión. *Elsevier-Chemical Engineering Journal*, 257-263.
- Alvarez A., S. J. (2017). Actinobacteria: investigación actual y perspectivas para la biorremediación de pesticidas y metales pesados. *Elsevier-Chemosphere*, 41-62.
- AM Shahalam, A. A.-H.-Z. (2002). Pretratamiento de agua de alimentación en sistemas de RO en el Medio Oriente. *Elsevier-Desalination*, 235-245.
- B Volesky, G. N. (2014). Biosorption Process Fundamentals and a Pilot Design. *Elsevier Inc. All rights reserved.*, 1-16.

- B. Alyüz, S. V. (2009). Estudios de cinética y equilibrio para la eliminación de níquel y zinc de soluciones acuosas mediante resinas de intercambio iónico. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 482-488.
- B. Kavita, H. K. (2012). Potencial de biosorción de la biomasa de *Trichoderma gamsii* para la eliminación de Cr (VI) de electrochapado de efluentes industriales. *International Journal of Chemical Engineering*, Article ID 305462, 7 pages.
- Barakat, M. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 361-377.
- Beltrán-Pineda, M. E. (2016). BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS CADMIO (Cd), CROMO (Cr) Y MERCURIO (Hg) MECANISMOS BIOQUÍMICOS E INGENIERÍA GENÉTICA. *FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS*, 172-196.
- Bolan N1, K. A. (2014). Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils--to mobilize or to immobilize. *Elsevier-Diario de materiales peligrosos*, 141-166.
- Bradl, H. (2005). *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation*. Londres-Inglaterra: Elsevier Academic Press.
- C. Barquilha, E. C. (2017). Biosorption of nickel (II) and copper (II) ions in batch and fixed-bed columns by free and immobilized marine algae *Sargassum* sp. *Elsevier-Journal of Cleaner Production*, 58-64.
- C. Blindauer, M. H. (2008). Isostructural replacement of zinc by cadmium in bacterial metallothionein. *10th International Symposium on Metal Ions in Biology and Medicine*, 167-173.
- C. Reyes, I. V. (2016). CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS: IMPLICACIONES EN. *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, Vol. 16 N° 2, Julio-Diciembre 2016,, pp. 66-77.
- C. Tejada-Tovar, A. V.-O.-J. (2015). "Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecno-Logicas* , 109-123.
- C.A. Blindauer, M. H. (2008). Isostructural replacement of zinc by cadmium in bacterial metallothionein. *Chemistry*.
- C.M. Zammit, F. W. (2016). Proteomic responses to gold (III)-toxicity in the bacterium *Cupriavidus metallidurans* CH34. *Metallomics*, 1204-1216.
- C.R.T. Tarley, M. A. (2004). Biosorption of heavy metals using rice milling by-products. Characterization and application for removal of metals from aqueous effluents. *Scopus-Chemosphere*, 987-995.
- Caroline Bertagnolli, A. J.-C. (2014). Biosorption of chromium by alginate extraction products from *Sargassum filipendula*: Investigation of adsorption mechanisms using X-ray photoelectron spectroscopy analysis. *Elsevier-Bioresource Technology*, 264-269.
- Cartagena, R. C. (1 de octubre de 2008). *Metales Pesados en Zonas Mineras de la Cuenca del Río Grande de San Miguel*. Obtenido de ADESSantamarta.sv: <http://www.adessantamarta.sv/docs/investigaciones/articulo%20metales%20pesados.pdf>
- D. Li, X. X. (2017). Caracterización de la biosorción de Pb 2+ por la cepa psicrotrofica *Pseudomonas* sp. I3 aislado del suelo permafrost del humedal Mohe en el noreste de China. *Elsevier-Journal of Environmental Management*, 8-15.
- D.F. Soto, A. R.-V. (2018). Global effect of the lack of inorganic polyphosphate in the extremophilic archaeon *Sulfolobus solfataricus*: a proteomic approach. *Journal proteomics*.
- Das N., V. R. (2008). Biosorption of heavy metals—an overview. *Indian Journal of Biotechnology* vol 7, 159-169.
- Descripción de los equilibrios de biosorción de dos metales mediante modelos de tipo Langmuir. (1995). *BIOTECHNOLOGY BIOENGINEERING*, 451-460.
- Desta, M. (2013). Batch sorption experiments: Langmuir and Freundlich isotherm studies for the adsorption of textile metal ions onto teff straw (*Eragrostis tef*) Agricultural waste. *Hindawi-Journal of Thermodynamics*.

- DF Soto, A. R.-V. (2018). Efecto global de la falta de polifosfato inorgánico en el archaeon extremófilo *Sulfolobus solfataricus*: un enfoque proteómico. *Journal of Proteomics*, 143-152.
- Dixit R., M. D. (2015). Biorremediación de metales pesados del suelo y medio ambiente acuático: una visión general de los principios y criterios de los procesos fundamentales. *Sostenibilidad*, 2189 - 2212.
- E Garcia, M. y. (1985). Aguas Residuales, Composicion. *Aspectos sanitarios del agua*.
- E. Bazrafshan, A. Z. (2016). Biosorción de cadmio a partir de soluciones acuosas por el hongo *Trichoderma*: estudio cinético, termodinámico y de equilibrio. *Desalinización Tratamiento de agua.*, 14.598 - 14608.
- E. Cséfalvay, V. P. (2009). Recuperación de cobre de aguas de proceso por nanofiltración y ósmosis inversa. *Elsevier-Desalination*, 132-142.
- E. Khadivinia, H. S. (2014). biosorción de cadmio por una bacteria degradadora del glifosato, un biosorbente nuevo aislado de productos agrícolas contaminados con pesticidas suelos. *Elsevier-Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 4304 - 4310.
- E. Romera, F. G. (2006). Biosorption with algae: a statistical review. *Biotechnology*, 223-235.
- EV Soares, G. C. (2002). Use of *Saccharomyces cerevisiae* for Cu²⁺ removal from solution: the advantages of using a flocculent strain. *Elsevier-Biotechnology*, 663-666.
- F. Li, W. W. (2018). Cambios de pH auto mediados en el medio de cultivo que afectan la biosorción y biomineralización de Cd²⁺ por *Bacillus cereus* Cd01. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 178-186.
- F. Masood, A. M. (2011). Biosorption of metal ions from aqueous solution and tannery effluent by *Bacillus* sp. FM1. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 1667-1674.
- F. Remonsellez, A. O. (2006). Tolerancia al cobre del archaeon termoacidófilico *Sulfolobus metallicus*: posible papel del metabolismo del polifosfato. *Microbiology*, 59-66.
- Fang L., W. X. (2011). Role of extracellular polymeric substances in Cu(II) adsorption on *Bacillus subtilis* and *Pseudomonas putida*. *Elsevier-Bioresource Technology*, 1137-1141.
- Fang L.C., H. Q. (2010). Microcalorimetric and potentiometric titration studies on the adsorption of copper by extracellular polymeric substances (EPS) minerals and their composites. *Elsevier-Bioresource Technology*, 5774-5779.
- Fernando Londoño, T. L. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Bioteconología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 145-153.
- G. Maynaud, B. B.-C.-M. (2014). CadA of *Mesorhizobium metallidurans* isolated from a zinc-rich mining soil is a PIB-2-type ATPase involved in cadmium and zinc resistance. *Institut Pasteur-Research in Microbiology*, 175-189.
- G. Yan, T. V. (2000). Effect of pretreatment on the bioadsorption of heavy metals on *Mucor rouxii*. *Water SA*, 119-124.
- G.M. Teitzel, M. P. (2003). Heavy metal resistance of biofilm and planktonic *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, 2313-2320.
- Gomez-Jimenez T.R., M. E. (2011). Feasibility of mixed enzymatic complexes to enhanced soil bioremediation processes. *Environment science*, 54-59.
- Greenpeace. (2012). nuevas evidencias de contaminación por curtientes en la cuenca Matanza-Riachuelo. En U. Greenpeace Research Laboratories. Universidad de Exeter, *Cueros Tóxicos*. Buenos Aires.
- Guine V., S. L. (2006). Absorción de zinc a tres bacterias gramnegativas: titulación combinada, modelos y estudio EXAFS. *Elsevier-Bioresource Technology*, 1806-1813.
- H. Ali, E. K. (2013). Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Elsevier-Chemosphere*, 869-881.
- H. Demey, T. V. (2018). A novel algal-based sorbent for heavy metal removal. *Chemical Engineering Journal*, 582-595.

- Harmin Sulistiyani Titah, Fitri Purwanti Bieby, Voijant Tangahu, Budi Kurniawan, S., Fauzul Imron, M., Jeque Abdullah, S. R., & 'Izzati Ismail, N. (2019). Cinética de la eliminación de aluminio por *Brochothrix thermosphacta* y *Vibrio alginolyticus* localmente aislados. *Elsevier-revista de gestion ambiental*, 194-200.
- J. Febrianto, A. K. (2009). Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: A summary of recent studies. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 616-645.
- J. Mao, S. W.-S. (2013). Desarrollo de biomasa bacteriana modificada con poli (ácido acrílico) como un biosorbente de alto rendimiento para la eliminación de Cd (II) de una solución acuosa. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 6446-6452.
- J. ock Joo, J.-H. C.-K.-K. (2015). Biorremediación efectiva de cadmio (II), níquel (II) y cromo (VI) en un entorno marino mediante el uso de *Desulfovibrio desulfuricans*. *Biotechnology Bioprocess engineering*, 937-941.
- J. Taniguchi, H. H. (2000). Biosorción de zinc por una bacteria resistente al zinc, *Brevibacterium* sp. cepa HZM-1. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 581-588.
- J.-P. Magnin, N. G. (2014). Biosorción de zinc por la bacteria púrpura sin azufre *Rhodobacter capsulatus*. *Canadian Journal of Microbiology*, 829-837.
- J.P. Navarro-Aviñó, I. A.-M. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas, Revista científica y técnica de medio ambiente*, 10-25.
- J.R. Evans, W. D. (2002). Kinetics of cadmium uptake by chitosan-based crab shells. *Pergamon-Water Research*, 3219-3226.
- Jéssica M. do Nascimento, J. D. (2019). Biosorption Cu (II) by the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. *Elsevier-reportes de biotecnología*.
- K. Parvathi, R. N. (2007). Lead biosorption onto waste beer yeast by-product, a means to decontaminate effluent generated from battery manufacturing industry. *Elsevier-electronic journal biotechnology*, 92-105.
- K. Parvathi, R. N. (2008). Functional groups on waste beer yeast involved in chromium biosorption from electroplating effluent. *Elsevier-World J. Microbiology Technology*, 2865-2870.
- K. Tsekova, M. I. (2007). Biosorción de mezclas binarias de cobre y cobalto por *Penicillium brevicompactum*. *Zeitschrift fur Naturforschung - Section C Journal of Biosciences*, 261-264.
- K. Vijayaraghavan, A. M. (2009). Un examen de la captación de lantano de una solución acuosa por partículas de cáscara de cangrejo. *Elsevier-Chemical Engineering Journal*, 116-121.
- K. Vijayaraghavan, K. P. (2005). Crab shell-based biosorption technology for the treatment of nickel-bearing electroplating industrial effluents. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 251-254.
- K. Vijayaraghavan, K. P. (2006). Treatment of nickel containing electroplating effluents with *Sargassum wightii* biomass. *Elsevier-Proces Biochemistry*, 853-859.
- K. Vijayaraghavan, M. S. (2010). Interaction of rare earth elements with a brown marine alga in multi-component solutions. *Elsevier-Journal of Environmental Management*, 54-59.
- K. Vijayaraghavan, U. J. (2013). Hybrid *Sargassum*-sand sorbent: a novel adsorbent in packed column to treat metal-bearing wastewaters from inductively coupled plasma-optical emission spectrometry. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 1685-1693.
- K. Vijayaraghavan, Y.-S. Y. (2008). Biosorbentes bacterianos y biosorción. *Elsevier-Avances en biotecnología*, 266-291.
- K. Yin, B. L. (2015). Ultrasensitive colorimetric detection of Cu²⁺ ion based on catalytic oxidation of L-cysteine. *Elsevier-Biosensors and Bioelectronics*, 81-87.
- K. Yin, M. L. (2016). Biorremediación y biodetección simultáneas del ión mercurio a través de la visualización de la superficie de la carboxilesterasa E2 de *Pseudomonas aeruginosa* PA1. *Elsevier-Water Research*, 383-390.

- K.H. Chu, M. H. (2007). Copper biosorption on immobilized seaweed biomass: column breakthrough characteristics. *Journal of Environmental Sciences*, 928-932.
- Karna R.R., L. T. (2017). State of the science review: Potential for beneficial use of waste by-products for in situ remediation of metal-contaminated soil and sediment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 65-129.
- KatarzynaChojnacka. (2010). Biosorption and bioaccumulation – the prospects for practical applications. *Environment international*, 299-307.
- Keyhani, S. (1996). Intracellular polyphosphate content and cadmium tolerance in *Anecystis nidulans* R2. *Microbios*, 105-114.
- KH Chong, B. V. (1995). Descripción de los equilibrios de biosorción de dos metales mediante modelos de tipo Langmuir. *SCOPUS BIOTECHNOLOGY*, 451-460.
- Kun Yin, Q. W. (2019). Microorganism remediation strategies towards heavy metals. *Elsevier-Chemical Engineering Journal*, 1553-1563.
- L. Deng, Y. S. (2007). Sorption and desorption of lead (II) from wastewater by green algae *Cladophora fascicularis*. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 220-225.
- L. Wei, Y. L. (2017). Adsorption of Cu²⁺ and Zn²⁺ by extracellular polymeric substances (EPS) in different sludges: effect of EPS fractional polarity on binding mechanism. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 473-483.
- Lisette Vizcaino M., N. F. (2014). BIOSORPTION OF Cd, Pb AND Zn BY PRETREATED BIOMASS RED ALGAE, ORANGE PEEL AND TUNA. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 43-60.
- M. Al-Saraj, M. A.-L.-N. (1999). Bioaccumulation of some hazardous metals by sol-gel entrapped microorganisms. *Elsevier-Journal of Non-Crystalline Solids*, 137-140.
- M. Benavente, L. M. (2011). Sorption of heavy metals from gold mining wastewater using chitosan. *Elsevier-Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 976-988.
- M. Loaëc, R. O. (1997). Uptake of lead, cadmium and zinc by a novel bacterial exopolysaccharide. *water research*, 1171-1179.
- M. Lu, Z. L. (2016). Zinc resistance mechanisms of P1B-type ATPases in *Sinorhizobium meliloti* CCNWSX0020. *Science Reports*, 29355.
- M. Noroozi, M. A. (2017). Aislamiento y caracterización de la reductasa mercúrica por una bacteria halófila recién aislada, *Bacillus firmus* MN8. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 427-436.
- M. Oves, M. K. (2017). Ensifer adhaerens para la bioacumulación de metales pesados, biosorción y solubilización de fosfato en condiciones de estrés metálico. *journal of the taiwan institute of chemical engineers*, 540-552.
- M. Sadrzadeha, T. M. (2009). modelado red de la eliminación de Pb²⁺ de las aguas residuales mediante electrodiálisis. *chemistry engineerin process*, 1371.-1381.
- M.E.R. Carmona, M. d.-L. (2012). Packed bed redistribution system for Cr(III) and Cr(VI) by *Saccharomyces cerevisiae*. *Taiwa institute chemistry*, 428-432.
- M.-H. Song, S. W.-S. (2013). Decarboxylated polyethylenimine-modified bacterial biosorbent for Ru biosorption from Ru-bearing acetic acid wastewater. *Elsevier-Chemical Engineering Journal*, 303-307.
- M.L. Paul, J. S. (2012). Comparative kinetics, equilibrium, thermodynamic and mechanistic studies on biosorption of hexavalent chromium by live and heat killed biomass of *Acinetobacter junii* VITSUKMW2, an indigenous chromite mine isolate. *Elsevier-Chemical Engineering Journal*, 104-113.
- M.M. Khalil, R. A.-S. (2016). Biosorption of trivalent chromium using Ca-alginate immobilized and alkali-treated biomass. *Journal of Chemical Science and Technology*, 1-6.

- Ma Y., O. R. (2016). Biochemical and molecular mechanisms of plant-microbe-metal interactions: relevance for phytoremediation. *frontiers in plant science*.
- MM Naik, S. D. (2013). Bacterias resistentes al plomo: mecanismos de resistencia al plomo, sus aplicaciones en biorremediación y biomonitorio de plomo. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1-7.
- Mohammad Rasoul Hadiani , K. K. (2018). Biosorption of low concentration levels of Lead (II) and Cadmium (II) from aqueous solution by *Saccharomyces cerevisiae*: Response surface methodology. *Elsevier-Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 25-34.
- Mohammad Rasoul Hadiani , K.-D. N. (2018). Assessment of Mercury biosorption by *Saccharomyces cerevisiae*: Response surface methodology for optimization of low Hg (II) concentrations. *Elsevier-Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4980-4987.
- MORALES, C. J. (2007). *ESTUDIO PARA LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN LOS LIXIVIADOS*. Manizales: Universidad Nacional de Colombia.
- N. Das, D. C. (2007). Effect of pretreatment on Cd²⁺ biosorption by mycelial biomass of *Pleurotus florida*. *African Journal of Biotechnology*, 15-22.
- N.Akhtara, J. M. (2004). Removal and recovery of nickel(II) from aqueous solution by loofa sponge –immobilized biomass of *Chlorella sorokiniana*: characterization studies. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 85-94.
- NasserSahmoune, M. (2018). Performance of *Streptomyces rimosus* biomass in biosorption of heavy metals from aqueous solutions. *Elsevier-Microchemical Journal*, 87-95.
- Noura El-Ahmady El-Naggar, R. A.-H. (2018). Biosorption optimization, characterization, immobilization and application of *Gelidium amansii* biomass for complete Pb²⁺ removal from aqueous solutions. *Scientific Reports* volume 8.
- Onwubuya K., C. A. (2009). Developing decision support tools for the selection of gentle remediation approaches. *Elsevier-Science of the Total Environment*, 6132-6142.
- P. Giovanella, L. C. (2016). Mercury (II) removal by resistant bacterial isolates and mercuric (II) reductase activity in a new strain of *Pseudomonas* sp. B50A. *Elsevier-New Biotechnology*, 216-223.
- P. Mane, A. B. (2011). Bioadsorption of selenium by pretreated algal biomass. *Adv. Appl. Sci. Res.*, 202-207.
- P. Miretzky, A. C. (2010). Cr(VI) and Cr(III) removal from aqueous solution by raw and modified lignocellulosic materials: a review. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 1-19.
- P. Patel, S. S. (2018). Modified chrome azurol S method for detection and estimation of siderophores having affinity for metal ions other than iron. *Environ Sustainability*, 1-7.
- Paola S. Boeris, A. S. (2018). Biosorción de aluminio utilizando biomasa no viable de *Pseudomonas putida* inmovilizada en agar-agar: Rendimiento en lote y en columna de lecho fijo. *Elsevier-Tecnología ambiental e inovacion* , 105-115.
- Paulina A.Kobielska, A. J. (2018). Metal–organic frameworks for heavy metal removal from water–Estructuras metal-orgánicas para la eliminación de metales pesados del agua. *Elsevier-Coordination Chemistry Reviews volume 358*, 92-107.
- R. Hlihor, M. D. (2013). Bioremediation of Cr (VI) polluted wastewaters by sorption on heat inactivated *Saccharomyces cerevisiae* biomass. *International Journal Environment Research*, 681-694.
- R. Kumar, N. B. (2008). Biosorption of chromium(VI) from aqueous solution and electroplating wastewater using fungal biomass. *Elsevier-Chemical Engineering Journal*, 202-208.
- R. Nadeem, M. H. (2008). Physical and chemical modification of distillery sludge for Pb(II) biosorption. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 335-342.
- R. Rehman, J. A. (2013). Sorptive removal of lead (II) from water using chemically modified mulch of *Madhuca longifolia* and *Polyalthia longifolia* as novel biosorbents. *Desalination-Water Treatment*, 2624-2634.

- R. Vimala, D. C. (2011). Packed bed column studies on Cd(II) removal from industrial wastewater by. *Elsevier-Desalination*, 291-296.
- R. Siegel, F. (1990). Exploration for Mississippi-Valley type stratabound Zn ores with stream suspensates and stream sediments, Virginia, U.S.A. *Journal of geochemical exploration-volume 38*, 265-283.
- Raffino, M. E. (15 de enero de 2019.). *AGUA*. Obtenido de <https://concepto.de/agua/>
- Richard Enrique Marshall Sánchez, J. F. (Diciembre de 2016). Evaluación del poder biosorbente de las cáscaras de cítricos (Limón y Toronja) para eliminación de metales pesados; Plomo (Pb) y Mercurio (Hg) en aguas residuales sintéticas . Guayaquil, Ecuador.
- RM Hlihor, H. F. (2017). Potencial de biosorción de biomasa viva y viva de *Arthrobacter viscosus* en la eliminación de Cr (VI): estudios de lotes y columnas. *Process Safety and Environmental Protection*, 44-56.
- S. Amirnia, M. R. (2015). Eliminación de metales pesados de soluciones acuosas utilizando *Saccharomyces cerevisiae* en un nuevo sistema de biorreactor-biosorción continuo. *Elsevier-Chemical Engineering Journal*, 863-872.
- S. Chakravarty, A. M. (2010). Removal of Pb(II) ions from aqueous solution by adsorption using bael leaves (*Aegle marmelos*). *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 502-509.
- S. Iram, S. A. (2015). Biosorción de cobre y plomo por aislados de hongos resistentes a metales pesados. *Elsevier-Journal of Hazardous Materials*, 1-5.
- S.-H. Liu, G.-M. Z.-Y.-H.-F. (2017). Mecanismos de biorremediación de la contaminación combinada de HAP y metales pesados por bacterias y hongos. *Bioresource Technology*, 25-33.
- S.W. Won, I. K.-S. (2014). The role of biomass in polyethylenimine-coated chitosan/bacterial biomass composite biosorbent fiber for removal of Ru from acetic acid waste solution. *Elsevier-Bioresource Technology*, 93-97.
- Siegel, F. (2002). Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals. *Springer, Berlin, Heidelberg*, 15-44.
- T. Bahadir, G. B. (2007). The investigation of the lead removal by biosorption: an application at storage battery industry wastewaters. *Elsevier-Enzyme and Microbial Technology*, 98-102.
- T. Pradeep, A. (2009). Noble metal nanoparticles for water purification. *Elsevier-Thin Solid Films*, 6441-6478.
- T.A. Davis, B. V. (2003). A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Pergamon-Water Research*, 4311-4330.
- T.G. Chuah, A. J. (2005). Rice husk as a potentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye removal: an overview. *Desalination*, 305-316.
- Talos K., P. C. (2009). Cadmium biosorption on native *saccharomyces cerevisiae* cells in aqueous suspension. *Acta University. Sapientiae Agric. Environment.*, 20-30.
- Tigini V., P. V. (2010). Fungal biosorption, an innovative treatment for the decolourisation and detoxification of textile effluents. *Water (Switzerland)*, 550-565.
- V. Baker, D. G. (2012). Aspectos biotecnológicos de un polisacárido de *Saccharomyces cerevisiae* (mannan) en medicina veterinaria . *Revista Eletrônica da Faculdade Evangélica do Paraná*, 51-62.
- Wang, J. (2002). Biosorption of copper (II) by chemically modified biomass of *Saccharomyces cerevisiae*. *Scopus-Process Biochemical*, 847-850.
- Y. Ku, I. J. (2001). Reducción fotocatalítica de Cr (VI) en soluciones acuosas por irradiación UV con la presencia de dióxido de titanio. *Pergamon-Water Research*, 131-142.
- Y. Zhang, W. L. (2010). Study of the mechanisms of Cu²⁺ biosorption by ethanol/caustic-pretreated baker's yeast biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 1085-1093.

- Y.-C. Lee, S.-P. C. (2011). The biosorption of heavy metals from aqueous solution by Spirogyra and Cladophora filamentous macroalgae. *Elsevier-Bioresource Technology*, 5297-5304.
- Y.M. Zhu, D. Z. (2004). Biosorption of Hg²⁺ by Saccharomyces cerevisiae. *Scopus-IEEE Electron Device Letters*, 89-91.
- Z.-B. Yue, Q. L.-C.-H. (2015). Análisis de componentes y capacidad de adsorción de metales pesados de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) de bacterias reductoras de sulfato. *Elsevier-Bioresource Technology*, 399-402.