

Universidad Católica de Santa María

Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas

Escuela profesional de Ingeniería Biotecnológica



**REVISIÓN CRÍTICA DE LA FITOREMEDIACIÓN COMO UNA
BIOTECNOLOGÍA DE DESCONTAMINACIÓN DE SUELO Y AGUA, SU
POTENCIAL APLICACIÓN EN LA REGIÓN AREQUIPA**

Tesis presentada por el Bachiller:

Molero Montoya, Aldo Martin

Para optar el Título Profesional de
Ingeniero Biotecnólogo

Asesor:

Mg. Alvarado Quiroz, Kenny Davi

Arequipa – Perú

2023

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA
INGENIERIA BIOTECNOLOGICA
TITULACIÓN CON TESIS
DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 22 de Abril del 2022

Dictamen: 004363-C-EPIB-2022

Visto el borrador del expediente 004363, presentado por:

2005201691 - MOLERO MONTOYA ALDO MARTIN

Titulado:

**REVISIÓN CRÍTICA DE LA FITOREMEDIACIÓN COMO UNA BIOTECNOLOGÍA DE
DESCONTAMINACIÓN DE SUELO Y AGUA, SU POTENCIAL APLICACIÓN EN LA REGIÓN
AREQUIPA**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

**0912 - ZAMBRANO SALAS JESUS MARIA
DICTAMINADOR**



**2346 - MOLINA RODRIGUEZ FREDY NICOLAS
DICTAMINADOR**



**2781 - BARREDA DEL CARPIO JAIME ERNESTO
DICTAMINADOR**



Dedicatoria

Madre, padre, os agradezco,
con mi mente bien abierta,
sé que a veces no os merezco,
lo conozco a ciencia cierta,
también sé que vuestra puerta,
nunca me será vedada,
y si muero, mi persona,
por vosotros recordada,
seguirá viva por siempre,
con las mentes por morada

Ése es vuestro regalo,
el que me habéis proferido,
entre los dos me han formado,
y cada uno, querido,
así vuestro amor sumado,
que es cómo lo he sentido,
siempre me ha acompañado
y hoy os soy agradecido.

Marcos Manuel Recio Pérez

Agradecimientos

“A mis padres Demetrio y Amanda por darme la vida y por enseñarme sobre la resiliencia para lograr superar los momentos adversos siendo un ejemplo para mí de cómo seguir luchando cada día por salir adelante.

Por último pero no por eso menos importante a mi hermano y mi pareja por sus palabras de aliento para poder culminar esta etapa.”



ÍNDICE

<i>Dedicatoria</i>	iii
<i>Agradecimientos</i>	iv
ÍNDICE	v
Índice de Tablas	vi
Índice de Figuras	vii
RESUMEN.....	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUCCION	1
2. METODOLOGIA	3
2.1. Base de datos.....	3
2.2. Selección de descriptores / cadena de búsqueda	3
2.3. Criterios de inclusión y exclusión	4
3. FITOREMEDIACION	4
3.1. Definición y Conceptos generales.....	4
3.2. Estrategias o Técnicas de Fitorremediación.....	14
3.3. Fitoextracción.....	15
3.4. Fitofiltración o rizofiltración.....	21
3.5. Fitoestabilización	24
3.6. Fitovolatilización.....	30
3.7. Fitodegradación.....	33
3.8. Rizodegradación.....	38
3.9. Fitodesalinización.....	47
4. PERSPECTIVAS FUTURAS	54
5. CONCLUSIONES	59
6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	60
ANEXOS.....	73

Índice de Tablas

Tabla N°. 1 Descriptores considerados en investigación	3
Tabla N°. 2 Estrategias y proceso de Fitorremediación	14



Índice de Figuras

Figura N° 1 Esquema de Fitoextracción.....	15
Figura N° 2 Esquema de Fitofiltración o rizofiltración.....	21
Figura N° 3 Esquema de Fitoestabilización	24



RESUMEN

Se propone realizar revisión crítica de la fitoremediación como una biotecnología de descontaminación de suelo y agua, su potencial aplicación en la Región Arequipa; luego de revisar las bases de datos como son: Scopus, Web of Science, Science Direct, Google Academic; se establece que no existe información específica para aplicar procesos de fitorremediación en un suelo o agua para la región Arequipa salvo el caso como único reporte de *Distichlis spicata* como especie de potencial desalinización; sin embargo se procede al análisis de trabajos de investigación de revistas con alto índice de citación, en la cual se observan gran cantidad de trabajos normalmente realizados en países de América del Norte, de Asia y de Europa; se establece entre otros detalles que no existen grupos taxonómicos predominantes para ser utilizados en la fitorremediación del suelo o agua, de hecho existe una ligera predilección por el grupo denominados monocotiledóneas, sin embargo, existe un buen número de dicotiledóneas también utilizadas para los procesos de fitoremediación. Los procesos de fitorremediación más conocidos corresponden a: fitoextracción, fitofiltración o rizofiltración, fitoestabilización, fitovolatilización, fitodegradación, Rizodegradación y fitodesalinización.

Al tratar de reconocer las características fisiológicas y los contaminantes asociados a los procesos fitorremediadores de cada especie, se establece claramente que es muy variable, la participación de la denominada rizosfera, que corresponde al conjunto de organismos vivos, está conectado a las raíces a una distancia de unos 10-100 mm y también interactúa con las secreciones producidas por la planta, que consisten en enzimas, fenoles, carbohidratos, alcoholes, etc. por otro lado dentro de la planta hay sucesión desde fenómenos relacionados con el almacenamiento de contaminantes o en casos especiales descomposición de los mismos.

Palabras Clave: Contaminante, Fitoremediación, Rizosfera, Taxa

ABSTRACT

It is proposed to carry out a critical review of phytoremediation as a soil and water decontamination biotechnology, its potential application in the Arequipa Region; after reviewing the databases such as: Scopus, Web of Science, Science Direct, Google Academic; It is established that there is no specific information to apply phytoremediation processes in soil or water for the Arequipa region except for the case as the only report of *Disticlis spicata* as a species of potential desalination; However, we proceed to the analysis of research papers from journals with a high citation rate, in which a large number of papers normally carried out in North American, Asian and European countries are observed; It is established, among other details, that there are no predominant taxonomic groups to be used in the phytoremediation of soil or water, in fact there is a slight predilection for the group called monocotyledons, however, there is a good number of dicotyledons also used for the processes of phytoremediation. The best-known phytoremediation processes correspond to: phytoextraction, phytofiltration or rhizofiltration, phytostabilization, phytovolatilization, phytodegradation, Rizodegradation, and phytodesalination.

When trying to recognize the physiological characteristics and contaminants associated with the phytoremediation processes of each species, it is clearly established that it is highly variable, the participation of the so-called rhizosphere, which corresponds to the set of living organisms, is connected to the roots at a distance about 10-100 mm and also interacts with the secretions produced by the plant, which consist of enzymes, phenols, carbohydrates, alcohols, etc. On the other hand, within the plant there is succession from phenomena related to the storage of pollutants or in special cases their decomposition.

Keywords: Contaminant, Phytoremediation, Rhizosphere, Taxa



1. INTRODUCCION

Dentro de los procesos de biorremediación propuestos en la actualidad se encuentra a la fitorremediación como uno de los procedimientos que viene siendo utilizado con bastante éxito ^{[28][43][52]}, la utilización de plantas superiores para la eliminación de contaminantes resulta siendo un procedimiento de bajo costo y ligado al desarrollo sostenible; si bien es cierto los procesos de fitorremediación fueron enunciados inicialmente para la eliminación de contaminantes en suelo ^{[5][9][17][20][34]}; sin embargo, se ha establecido y aplicado también procedimientos de fitorremediación para la eliminación de contaminantes en agua ^{[22][25][35]}.

Desde hace varias décadas, llamaba la atención como ciertas especies vegetales que servían de alimento a los humanos contenían al interior de su biomasa la presencia de metales pesados tales como cadmio, mercurio y plomo entre otros ^{[44][60]}; esto llamó la atención desde el punto de vista de la seguridad alimentaria, y de hecho constituye un grave problema en la actualidad sobre todo cuando los cultivos de estos productos alimenticios se lleva a cabo en suelos contaminados ^[75]; sin embargo, por otro lado se vio la oportunidad de utilizar esta característica que tienen los vegetales de absorber determinados metales pesados para llevar a cabo el proceso de descontaminación que inicialmente se aplicó en los suelos de cultivo que luego eran utilizados para el uso agrícola sin mayor riesgo la salud ^{[69][74]}; pero posteriormente se estableció que algunas plantas acuáticas como por ejemplo la denominada lenteja de agua (*Lemna, sp.*) que podía eliminar contaminantes de aguas en las cuales se desarrollaba ^{[35][41]}.

En un comienzo la utilización de la fitorremediación se realizó de una manera intuitiva, considerando las potencialidades que tenía determinados grupos de plantas desde el punto de vista morfológico para poder ocupar mayor espacio, mayor biomasa para contener al contaminante, mayor área foliar para poder tener capacidad de bio acumulación, entre otras ^[84]; en los últimos años, se ha centrado la investigación en desentrañar los mecanismos por los cuales algunas especies vegetales tienen la posibilidad de absorber determinado tipo de contaminante y de bio acumularlo más que otras ^[5]; estos análisis han permitido hacer mucho más eficiente el proceso de fitorremediación y además de ello reducir el riesgo de uso de especies vegetales que pudieran segregar ciertas sustancias tanto en el suelo como en el agua que podrían

generar toxicidad y poner en peligro el posterior uso de este medio que está siendo tratado ^[9].

En la actualidad, la fitorremediación no corresponde a un proceso sino más bien a un conjunto de procesos que han sido diferenciados de acuerdo a la forma en que el vegetal controla al contaminante y como lo dispone al interior de su biomasa ^[17]; dentro de estos procesos incluidos dentro de la fitorremediación podemos mencionar los siguientes:

La fitoestabilización, proceso por el cual algunas especies vegetales tienen la capacidad de hacer que los contaminantes se asocien al entorno de su raíz y no se difundan en el medio en el cual se encuentra; el vegetal no genera ninguna actividad metabólica interna sobre el contaminante sólo lo mantiene en el entorno de la raíz; se observa en plantas acuáticas que pueden soportar alta concentración de materia orgánica, sin embargo, también se ha reportado fitoestabilización para metales pesados ^{[17][25]}.

La rizo degradación, se define a la rizósfera como todo el conjunto de organismos que viven asociados a la raíz de las plantas, la rizo degradación involucra el proceso de descomposición de contaminantes por la acción de estos organismos que se encuentran asociados a la raíz; este procedimiento está teniendo bastante aplicabilidad ya que se ha encontrado que al incrementar la densidad poblacional de determinadas bacterias pueden incrementar la capacidad de rizo degradación de los contaminantes ^[60-62].

La fitoextracción, en este caso se trata de plantas que tienen la capacidad de absorber determinados metales pesados u otras sustancias que son consideradas como contaminantes tanto en agua como en suelo, a estas plantas se le suele denominar híper acumuladores debido a que mantienen concentraciones más altas de los contaminantes al interior de su biomasa que en el medio exterior; en este caso, el contaminante, queda incluido al interior de la biomasa del vegetal en la misma forma en la cual fue obtenido del medio ^{[37][62]}.

La fitodegradación, al igual que el proceso anterior, la fitodegradación, se trata de la absorción del contaminante hacia el interior de la planta, pero se diferencia en el sentido en que el contaminante es degradado o transformado a una forma menos tóxica al interior de la biomasa del vegetal ^{[70][74]}.

Además de los procedimientos antes mencionados que forman parte de la fitorremediación, resulta importante considerar los procesos fisiológicos que ocurren a

nivel de la raíz para la absorción del contaminante, el transporte del mismo hacia el tallo y las hojas y, de ser el caso, de las hojas hacia el resto del vegetal en el proceso denominado traslocación; esto permite de cierta manera decidir cuál es el uso del vegetal luego de haber sido aplicado como elemento en la fitorremediación ^[75].

Recientemente en el año 2022, se realizó una investigación para realizar la biorremediación de los suelos impactados por las curtiembres en el parque industrial de río seco por medio de la biorremediación con bacterias.

2. METODOLOGIA

2.1. Base de datos

Para la presente investigación se han considerado como motores de búsquedas las siguientes bases de datos a las cuales el autor de la misma tuvo acceso.

1. Scopus
2. Web of Science
3. Science Direct
4. Google Académico

2.2. Selección de descriptores / cadena de búsqueda

Para la realización de la búsqueda bibliográfica fue necesario considerar los denominados descriptores o también conocidos como keywords, las cuales son ubicadas en cada una de la base de datos a partir del motor de búsqueda; estos descriptores son ubicados en determinadas secuencia lo que permite que la búsqueda sea cada vez más específica, a esta secuencia se denomina cadena de búsqueda; los descriptores utilizados para la presente investigación se observan en la siguiente tabla.

Tabla N°. 1 Descriptores considerados en investigación

DESCRIPTORES EN ESPAÑOL	KEYWORDS EN INGLÉS
----------------------------	-----------------------

Fitorremediación	Phyto remediation
Contaminación	Contamination
Suelos	Soils
Agua	Water

Fuente: elaboración propia

Para la conformación de la cadena de búsqueda se utilizarón los operadores Booleanos los cuales son AND, OR y NOT; así por ejemplo se tendría una cadena de búsqueda

Phytoremediations AND contamination AND water OR soils

2.3. Criterios de inclusión y exclusión

Como criterios de inclusión para la presente investigación se consideró los artículos científicos de mayor impacto mayor citación, una temporalidad no mayor de cinco años, y artículos publicados en idioma inglés.

Como criterios de exclusión no se consideran artículos de la web, no se consideran tesis de pregrado.

3. FITOREMEDIACION

3.1. Definición y Conceptos generales

Como una definición típica se podría mencionar que la fitorremediación corresponde al uso de plantas y microbios asociados al suelo, aunque en la actualidad se aplica a otros medios, para reducir las concentraciones o los efectos tóxicos de los contaminantes en el ambiente; a lo largo del tiempo se ha ido incrementando la cantidad de contaminantes que pueden ser tratados a través de los fenómenos de fitorremediación, inicialmente se hablaba de contaminantes orgánicos sin embargo en la actualidad también son aplicados para la eliminación de metales pesados y hasta radionúclidos. Por lo tanto, la fitorremediación corresponde a un proceso biotecnológico novedoso de alta rentabilidad y amigable con el ambiente que puede ser aplicada in situ y que utiliza como fuente energética la energía solar a través del proceso fotosintético; otra de las ventajas es que

el procedimiento no generar daños sobre la estructura o composición del suelo manteniendo por lo tanto su capacidad productiva y fertilidad.

Al respecto Cristaldi y Col ^[12] en el año 2017, publicaron “Fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados y hidrocarburos aromáticos policíclicos. Una breve reseña” en donde mencionan que la contaminación aguda y difusa del suelo por contaminantes orgánicos e inorgánicos causa grandes preocupaciones y la introducción intencional o accidental de estas sustancias plantea un impacto grave en la salud pública y el medio ambiente. Los metales pesados son elementos no degradables y pueden ser disruptores endocrinos teratogénicos, mutagénicos. Los HAP son elementos de difícil manejo y pueden causar carcinogénesis y toxicidad en humanos. Se han utilizado diferentes técnicas para la remediación de suelos contaminados, pero la fitorremediación se propone como posible alternativa, conveniente y respetuosa con el medio ambiente a las técnicas fisicoquímicas tradicionales. La fitorremediación emplea diferentes especies vegetales capaces de acumular o degradar diferentes contaminantes y, la biomasa producida puede ser utilizada para otros fines como la cogeneración de energía y / o producción de biocombustibles, obteniendo beneficios para la salud, el medio ambiente y la gestión de costes. Un mejor conocimiento del potencial de la fitorremediación es esencial para aumentar el uso de esta técnica en el futuro cercano para la rehabilitación de tierras contaminadas de manera económica y sostenible.

Ziham y Col ^[84] en el año 2021 publicaron “Una revisión sobre la fitorremediación de contaminantes en el aire, el agua y el suelo” en la que mencionan que existe una necesidad mundial de utilizar plantas para restaurar el medio ambiente ecológico. No existe una revisión sistemática de los mecanismos de fitorremediación y los parámetros de la contaminación ambiental. En su artículo revisan esta situación y describen la tasa de purificación de diferentes plantas para diferentes contaminantes, así como los métodos para mejorar la tasa de purificación de las plantas. Esto es necesario para promover el uso de plantas para restaurar los ecosistemas y el medio ambiente. Se descubrió que las plantas utilizan principalmente su propio metabolismo, incluida la interacción con microorganismos para reparar su entorno ecológico. En el proceso de remediación, los factores de purificación de las plantas se ven afectados por muchas

condiciones como la intensidad de la luz, la conductancia estomática, la temperatura y las especies microbianas. Además, la eficiencia de la fitorremediación depende del metabolismo específico de la especie de las plantas, incluida la absorción de aire y la fotosíntesis, la diversidad de microorganismos del suelo y la absorción de metales pesados. Aunque el uso de nanomateriales y compost promueve la restauración de las plantas al medio ambiente, una dosis alta puede tener impactos negativos en las plantas. Para mejorar la viabilidad de la fitorremediación en la restauración ambiental, se necesitan más investigaciones para estudiar los efectos de diferentes tipos de catalizadores sobre la eficiencia de la fitorremediación.

Awa y Hadibarata, en el año 2020 ^[7] publicaron “Eliminación de metales pesados en suelos contaminados por mecanismo de fitorremediación: una revisión” y en el menciona que el rápido desarrollo del sector industrial ha aumentado recientemente el problema de la contaminación por metales pesados, ya que la necesidad de varios metales está aumentando para fines de fabricación. Estos metales son los componentes naturales que se pueden encontrar en el suelo, pero la contaminación ocurre cuando la concentración de estos metales es alta en el suelo debido a actividades antropogénicas. Varias técnicas de remediación, como el método físico, la desorción térmica, la remediación química y electrocinética, se utilizan para remediar el suelo contaminado por metales pesados recientemente. Como estas tecnologías de remediación tienen limitaciones en cuanto al costo, la eficacia y el problema de la remediación respetuosa con el medio ambiente, la fitorremediación está atrayendo la atención de varios investigadores debido a sus ventajas de un método de remediación eficiente, rentable y ecológico. Los mecanismos de la fitorremediación son la fitoextracción, la fitoestabilización, la fitovolatilización, la fitodegradación, la fitodesalinación, la rizofiltración, la rizodegradación y la fitoevaporación. Sin embargo, estos mecanismos se vieron afectados por varios factores como la especie vegetal, las propiedades del medio, la biodisponibilidad del metal y la adición de agente quelante. El tipo de planta utilizada para la fitorremediación (metalophytes) se clasifica como indicadores de metales, excluidores de metales e hiperacumuladores de metales.

Sumiahadi y Acar ^[67] en el año 2018 publicaron Una revisión de la tecnología de

fitorremediación: absorción de metales pesados por las plantas en la cual comentan que los metales pesados son una de las contaminaciones ambientales más graves en la actualidad como impacto del desarrollo industrial en varios países. Los metales pesados producen efectos tóxicos en la salud humana y provocan varias enfermedades graves. Se han utilizado varias técnicas para eliminar los contaminantes de metales pesados del medio ambiente, pero estas técnicas tienen limitaciones tales como alto costo, largo tiempo, problemas logísticos y complejidad mecánica. La fitorremediación se puede utilizar como una solución alternativa para el proceso de remediación de metales pesados debido a sus ventajas como tecnología rentable, eficiente, respetuosa con el medio ambiente y el medio ambiente basada en el uso de plantas de acumulación de metales. Según estudios previos, varias plantas tienen un alto potencial como bioacumulador de metales pesados y pueden ser utilizadas para procesos de fitorremediación de metales pesados.

Patel y Modi [46] para el año 2018 realizaron la publicación de “Una revisión de la fitorremediación” en la cual comentan que el medio ambiente consta de componentes bióticos y abióticos. Crea las condiciones favorables para la existencia y el desarrollo de los organismos vivos en la actualidad. La contaminación del suelo con metales tóxicos como Cd, Pb, Zn, Cr, Ni y Cr, como resultado de la industrialización mundial, ha aumentado notablemente en los últimos años. La fitorremediación es un enfoque viable y de costo relativamente bajo para eliminar los metales pesados del suelo y las aguas subterráneas. Los mecanismos por los cuales las plantas promueven la remoción de contaminantes son variados, incluyendo absorción y concentración, transformación de contaminantes, estabilización y degradación de la rizosfera, en los cuales las plantas promueven el crecimiento de bacterias subterráneas en la zona de la raíz que a su vez descomponen los contaminantes. Aquí se revisó la posibilidad de lograr la limpieza del suelo utilizando plantas nativas que también brindan beneficios en la superficie, incluido el hábitat de la vida silvestre. Recientemente, científicos e ingenieros han desarrollado la fitorremediación como una tecnología rentable y respetuosa con el medio ambiente en la que se utilizan biomasa / microorganismos o plantas vivas para remediar las áreas contaminadas. La fitorremediación se puede clasificar en diferentes aplicaciones como la fitoextracción, la fitodegradación, la fitoestabilización, la

fitofiltración o rizofiltración y la fitovolatilización.

Ado y Col. ^[1] en el año 2017 presentaron su publicación titulada “Una revisión sobre la contaminación por metales pesados en el agua y el suelo: efectos, fuentes y técnicas de fitorremediación” en la que mencionan que los metales pesados son elementos compuestos naturales que se encuentran en el medio ambiente y tienen diferentes concentraciones a lo largo de la corteza terrestre. La fuente de estos elementos en el agua y los suelos incluye principalmente la ocurrencia natural derivada de materiales parentales y actividades antropogénicas. La contaminación por metales pesados sigue siendo un problema grave debido a su toxicidad y capacidad de acumularse en la biota, y causa diversos problemas de salud en humanos y animales. Se discutió los efectos y las fuentes de los metales pesados, así como las técnicas de fitorremediación. Las técnicas o estrategias de fitorremediación parecen ser una forma próspera de remediar el medio ambiente contaminado con metales pesados (agua, aire del suelo y otros. Tiene alguna ventaja en comparación con otros procesos físicos y químicos o estrategias convencionales utilizados o disponibles. Hay varios factores que deben tenerse en cuenta). Consideradas con el fin de lograr un alto rendimiento de resultado de remediación, y el factor más crucial es una especie de planta adecuada que se puede utilizar para absorber el contaminante, aunque, las técnicas de fitorremediación parecen ser las más eficientes, pero tiene algunas limitaciones.

De hecho una primera opción de aplicación de fitorremediación se ha dado sobre el control de la contaminación en suelos, los mismos que pueden ser relacionados a la productividad agrícola o simplemente a la preservación de suelos con fines de reforestación y otros; existen diversas actividades antropogénicas que pueden generar contaminantes que se acumulan en el suelo, cabe referirse aquí a diferentes tipos de industria, pero para el caso del Perú uno de los mayores problemas se presenta respecto a la contaminación de suelos como consecuencia de la actividad minera, la fitorremediación también puede servir para proponer medidas de solución a esta problemática; al respecto se refieren trabajos de investigación como los que se mencionan a continuación.

Rostami y Azhdarpoor ^[53] en el año 2019 publicaron “La aplicación de reguladores del

crecimiento de las plantas para mejorar la fitorremediación de suelos contaminados: una revisión” en la mencionan que la contaminación del suelo es uno de los problemas ambientales más importantes del mundo. La transferencia de contaminantes orgánicos y metales pesados a la cadena alimentaria es una gran amenaza para la salud humana. Purgar estos contaminantes a menudo implica mucha energía y procesos de ingeniería complejos. La tecnología de fitorremediación se puede utilizar en varios entornos, como agua, suelo y aire, para reducir o eliminar diferentes contaminantes. Los principales mecanismos involucrados en la fitorremediación incluyen extracción de plantas, rizofiltración, evaporación de plantas, estabilización de plantas, descomposición de plantas y degradación de la rizosfera. La eficiencia de la fitorremediación se puede aumentar mediante el uso de agentes quelantes y acidificantes, la aplicación de corriente eléctrica en el suelo, el uso de productos químicos y fertilizantes orgánicos, la plantación de plantas transgénicas, el uso de bacterias y la aplicación de reguladores del crecimiento de las plantas. Recientemente, se ha investigado el uso de reguladores del crecimiento de las plantas como un método adecuado para mejorar la eficacia de la fitorremediación. Los reguladores eficaces del crecimiento de las plantas para mejorar la fitorremediación incluyen auxinas, giberelinas, citoquininas y ácido salicílico. La actividad de estos materiales depende de su concentración, los factores ambientales que afectan su absorción y el estado fisiológico de la planta. El uso de estos materiales aumenta la biomasa de la planta y reduce los efectos negativos de la presencia de contaminantes en la planta.

Liu y Col ^[36] en el año 2020 publicaron “Una revisión sobre la fitorremediación de suelos contaminados con mercurio” en donde indican que el mercurio (Hg) y sus compuestos son uno de los contaminantes ambientales más peligrosos y la contaminación por Hg existe en los suelos en diferentes grados en todo el mundo. La fitorremediación de suelos contaminados con Hg ha atraído una atención creciente por las ventajas de la baja inversión, la remediación in situ, los posibles beneficios económicos, etc. La búsqueda del hiperacumulador de Hg y su aplicación en la práctica se convierte en un hotspot de investigación. En este contexto, se trata de determinar las diversas especies de plantas experimentales para la acumulación de Hg y técnicas asistidas que mejoran la fitorremediación de suelos contaminados con Hg. Las especies de plantas experimentales para la acumulación de Hg y el factor de acumulación o

translocación de Hg se enumeran en detalle. El factor de translocación (TF) es mayor que 1.0 para algunas especies de plantas, sin embargo, el factor de bioacumulación (BAF) es mayor que 1.0 solo para *Axonopus compressus*. Las especies de plantas, las propiedades del suelo, las condiciones climáticas y la biodisponibilidad y heterogeneidad del Hg en los suelos son los principales factores que afectan la fitorremediación de los suelos contaminados con Hg. También se discuten los tipos de aceleradores químicos y el efecto promotor de los aceleradores químicos para acumular y transferir Hg por diversas especies de plantas. Se pueden seleccionar yoduro de potasio, compost, sulfato de amonio, tiosulfato de amonio, sulfato de sodio, tiosulfato de sodio, ácido clorhídrico y fertilizante de azufre para promover la absorción de Hg por las plantas.

Wang y Col [73] en el año 2017 publicaron “Una revisión sobre la fitorremediación in situ de relaves mineros” donde mencionan que los relaves mineros son perjudiciales para el crecimiento natural de las plantas debido a sus características fisicoquímicas, como pH alto, alta salinidad, baja capacidad de retención de agua, altas concentraciones de metales pesados y deficiencias en materia orgánica y fertilidad del suelo. Por lo tanto, la remediación de relaves mineros se ha convertido en un tema clave en la ciencia y la ingeniería ambientales. La fitorremediación, una tecnología rentable in situ, está emergiendo como el método de remediación más prometedor para los relaves de la mina mediante la introducción de especies de plantas tolerantes. Es particularmente eficaz en el tratamiento de relaves mineros de gran superficie con contaminación superficial de contaminantes orgánicos, de nutrientes y metálicos.

Xie y van Zyl, ^[77] para el año 2020 publicaron “Identificación, recuperación, revegetación y fitorremediación, y la importancia de los procesos geoquímicos en la recuperación de relaves mineros sulfídicos: una revisión” donde mencionan que la recuperación de relaves, especialmente los relaves generadores de ácido que resultan de la oxidación de minerales de sulfuro, ha sido una tarea urgente pero difícil durante un largo período. La fitorremediación ha recibido grandes preocupaciones en el área de la remoción de metales (loides) en las últimas dos décadas. Sin embargo, en la recuperación de relaves, el término "revegetación" se ha mencionado con frecuencia.

Para ayudar a diseñar un plan de recuperación apropiado durante la etapa de cierre de la mina, aquí se distinguen los conceptos de recuperación, revegetación y fitorremediación, y luego aclarar sus relaciones. Después de una revisión y discusión, se concluye que el concepto de recuperación incluye el concepto de revegetación y la revegetación incluye fitorremediación. La fitoestabilización modificada se propone como la técnica de fitorremediación más potencial para reducir la movilidad del metal (loide) en los relaves sulfídicos. Además, dado que gran parte de la investigación se ha centrado en las actividades microbianas en el sistema de relaves – plantas. Sin embargo, también se está aplicando los modelos de fitorremediación en agua, con resultados exitosos como se reportan en las siguientes publicaciones.

Ali, y Col ^[3] en el año 2020 publicaron “Aplicación de plantas acuáticas flotantes en la fitorremediación de aguas contaminadas con metales pesados: una revisión” en la que indican que la contaminación por metales pesados se considera una de las principales fuentes de contaminación ambiental. La contaminación de las aguas subterráneas por metales pesados representa una grave amenaza para la salud humana y el ecosistema acuático. Las tecnologías de tratamiento convencionales para eliminar los contaminantes de las aguas residuales suelen ser costosas, requieren mucho tiempo, son destructivas para el medio ambiente y, en su mayoría, ineficaces. La fitorremediación es una tecnología ecológica emergente rentable con una aplicabilidad duradera. La selección de especies vegetales es el aspecto más significativo para una fitorremediación exitosa. Las plantas acuáticas tienen una gran eficiencia para la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos. El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) y la hierba de pato (*Lemna minor*), junto con algunas otras plantas acuáticas, son plantas acumuladoras de metales importantes para la remediación del agua contaminada con metales pesados. El potencial de fitorremediación de la planta acuática puede mejorarse aún más mediante la aplicación de enfoques innovadores en la fitorremediación.

Ting, y Col ^[68] en el año 2018 presentaron la publicación “Aplicación de jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) para la fitorremediación de nitrógeno amoniacal: una revisión” en la indican que la eutrofización del agua es un problema mundial grave que requiere

atención urgente. El nitrógeno amoniacal está presente en las aguas residuales tanto domésticas como industriales, que actúa como uno de los principales contribuyentes a la eutrofización. Existe la necesidad de reducir el nitrógeno amoniacal a los niveles permisibles según lo imponen las autoridades locales antes de la descarga final. La fitorremediación se ha recomendado como una solución alternativa a otros métodos fisicoquímicos y biológicos convencionales para tratar aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal debido a sus características rentables, ecológicas y sostenibles. El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) es una macrófita de libre flotación, conocida como la maleza más nociva del mundo que muestra características de rápida tasa de crecimiento, adaptabilidad a una amplia gama de condiciones ambientales y alta capacidad de absorción de nutrientes. Estas capacidades contribuyen a las amplias aplicaciones del jacinto de agua con fines de fitorremediación. Se proporciona una revisión exhaustiva de las ventajas técnicas y limitaciones de la fitorremediación en comparación con otras tecnologías de eliminación de nitrógeno, así como la información para el desarrollo de la tecnología de fitorremediación utilizando jacinto de agua para tratar aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal. También proporciona conocimientos fundamentales sobre los mecanismos de eliminación de nitrógeno amoniacal y las consideraciones necesarias en la selección de las condiciones de funcionamiento del sistema de fitorremediación basado en jacintos de agua, lo que puede facilitar el diseño de un sistema de fitorremediación a escala industrial para el tratamiento de efluentes. En general, se ha demostrado que la tecnología de fitorremediación asistida por jacintos de agua es prometedora para la eliminación de nitrógeno amoniacal, que puede ser una solución potencial en el futuro para que varias industrias reduzcan el nivel de nitrógeno amoniacal en sus descargas de efluentes.

Kanwar, y Col ^[26] en el año 2020 publicaron “Fitorremediación de metales tóxicos presentes en el suelo y el medio acuático: una revisión crítica” donde se indica que los metales pesados son uno de los contaminantes inorgánicos más peligrosos de la composición del medio ambiente tanto del agua como del suelo. Normalmente, los metales pesados son de naturaleza no biodegradable debido a su larga persistencia en el medio ambiente. Las trazas de contaminación por metales pesados pueden plantear

graves problemas de salud en los seres humanos después de un consumo prolongado. Se han desarrollado muchas técnicas instrumentales, como la espectrofotometría de absorción atómica, la espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente, la fluorescencia de rayos X, el análisis de activación de neutrones, etc., para determinar su concentración en agua y en el suelo hasta ppm, ppb o ppt. niveles. Se discuten los avances recientes en estas técnicas junto con sus respectivas ventajas y limitaciones. Además, se han presentado algunos posibles enfoques de fitorremediación correctiva (fitoestimulación, fitoextracción, fitovolatilización, rizofiltración, fitoestabilización) para la eliminación de la contaminación por metales pesados del agua y el suelo.

Polińska, y Col ^[48] en el año 2021 publicaron “Información sobre el uso de procesos de fitorremediación para la eliminación de microcontaminantes orgánicos del agua y las aguas residuales; Una revisión” en donde mencionan que “una mayor conciencia de los microcontaminantes presentes en el agua y las aguas residuales motiva la búsqueda de métodos efectivos para su neutralización. Aunque su concentración en el agua se mide en micro y nanogramos por litro, incluso a esos niveles, pueden causar graves consecuencias para la salud de diferentes organismos, incluidos efectos nocivos sobre el funcionamiento del sistema endocrino de los vertebrados. Los métodos tradicionales de tratamiento de aguas residuales, especialmente los métodos biológicos utilizados en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, no son lo suficientemente efectivos para eliminar estos compuestos, lo que da como resultado su presencia en aguas naturales. El creciente interés en la fitorremediación utilizando humedales artificiales como método de tratamiento o pulido de aguas residuales indica la necesidad de evaluar este proceso en el contexto de la eliminación de microcontaminantes. Por ello, se presenta una revisión sistemática de la efectividad en la remoción de microcontaminantes de aguas contaminadas mediante procesos basados en la planta utilizada. También analiza cuestiones relacionadas con el impacto de los microcontaminantes en los procesos fisiológicos de las plantas, así como cambios en los indicadores generales de contaminación causada por el contacto de las aguas residuales con las plantas.

3.2. Estrategias o Técnicas de Fitorremediación

De acuerdo a lo que se ha venido observando en la revisión del material de investigación se establece que existen hasta siete estrategias o técnicas de Fitorremediación, las cuales tienen que ver con la participación de diferentes partes de la planta o diferentes procesos fisiológicos de la misma así se puede mencionar los siguientes: fitoextracción, fitofiltración o rizofiltración, fitoestabilización, fitovolatilización, fitodegradación, Rizodegradación y fitodesalinización.

Tabla N°. 2 Estrategias y proceso de Fitorremediación

Mecanismo	Logro del proceso	Medio	Contaminante típico	Tipo de planta
Fitoextracción	Remediación por extracción y captura	Suelos, sedimentos y lodos	Metales: Ag, Au, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn; Radionuclidos: 90Sr, 137Cs, 239Pu, 234, 238U	Especies herbáceas pastos, árboles y especies de humedales
Fitofiltración o rizofiltración	Contención y control de erosión	Agua subterránea, agua superficial y agua de tormentas	Sustancias orgánicas e inorgánicas solubles en agua	Especies herbáceas pastos, árboles y especies de humedales
Fitoestabilización	Contención	Suelos, sedimentos y lodos	As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn	Especies herbáceas pastos, árboles y especies de humedales
Fitovolatilización	Remediación por extracción del medio y su liberación al aire	Suelos, sedimentos, lodos, aguas subterráneas	Chlorinated solvents, MTBE, some inorganics (Se, Hg, and As)	Especies herbáceas, árboles y especies de humedales
Phytodegradation	Remediación por destrucción	Suelos, sedimentos, lodos, aguas subterráneas agua superficial	Organics compounds, chlorinated solvents, phenols, pesticides, munitions	Algas, Especies herbáceas, árboles y especies de humedales
Rizodegradación	Remediación por destrucción	Suelos, sedimentos, lodos, aguas subterráneas	Organic compounds (TPH, PAHs, BTEX, pesticides, chlorinated solvents, PCBs)	Especies herbáceas pastos, árboles y especies de humedales
Fitodesalinización	Extraer Cloruro de sodio	Suelo, agua superficial y subterránea	Cloruro de sodio	Especies herbáceas pastos, árboles y especies de humedales

Fuente: elaboración propia tomada como fuente la base bibliográfica

3.3. Fitoextracción

La fitoextracción (también conocida como fitoacumulación, fitoabsorción o fitosequestración) consiste en la captura y absorción de contaminantes que pueden ser tomados del agua o del suelo a través de las raíces de la planta y luego ser transportados y acumulados a las partes aéreas de la misma, es decir, tallo y hojas; el transporte o también llamado translocación es un proceso de naturaleza bioquímica el cual resulta siendo fundamental para que se lleve a cabo una efectiva fito extracción. El grupo de plantas utilizadas se les caracteriza por ser híper acumuladores, es decir que mantienen una elevadísima concentración de sustancias en general o metales pesados en particular que sobrepasa la de su entorno.

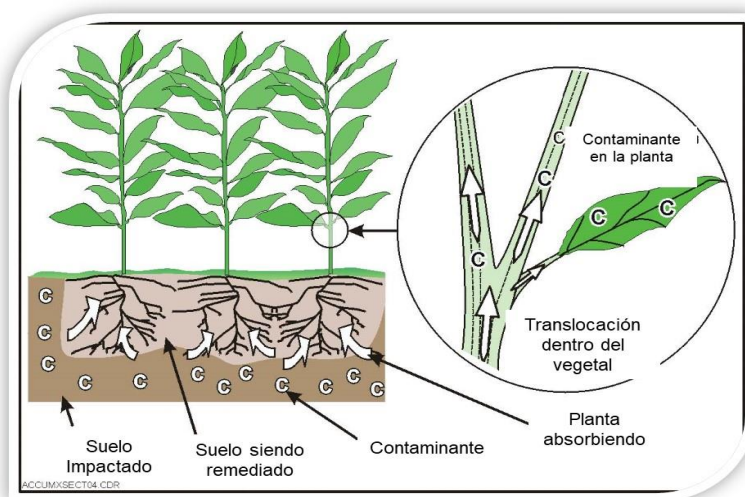


Figura N° 1 Esquema de Fitoextracción

Nota: Shraddha Chauhan 2015

Chaney, y Col ^[10] en su trabajo publicado en el año 2020, titulado “Mejoramiento de plantas silvestres hiperacumuladoras de metales para desarrollar sistemas comerciales de fitoextracción: enfoques y avances” mencionan que el uso de plantas en la remediación ambiental se ha llamado "remediación verde", "fitorremediación", "biorremediación botánica", "fitoextracción", etc. La fitorremediación emplea plantas para eliminar contaminantes de suelos contaminados que requieren descontaminación bajo la supervisión de una agencia reguladora. La estrategia comercial es utilizar la fitorremediación como una alternativa de menor costo a los costosos métodos de ingeniería actuales. La tecnología de remediación del suelo es necesaria para revertir el

riesgo para los seres humanos o el medio ambiente de los metales en el suelo, tanto el enriquecimiento geoquímico de metales como la contaminación antropogénica del suelo. La fitoextracción emplea especies de plantas capaces de acumular cantidades anormalmente altas de elementos del suelo. La estrategia comercial de la fitominería es concentrar metales de minerales de baja ley o desechos de minas y fundiciones y luego vender la ceniza como un concentrado de metal alternativo. La fitoextracción solo se aplicaría a suelos o minerales que no pueden enriquecerse económicamente con la minería tradicional y la tecnología beneficiosa. Las plantas que se encuentran solo en suelos mineralizados o contaminados se conocen desde hace siglos.

Suman y col ^[66] publicaron en el año 2018 el artículo titulado “Fitoextracción de metales pesados: ¿una herramienta prometedora para la limpieza del medio ambiente contaminado?” En el que hace referencia a la contaminación por metales pesados indicando que representa una grave amenaza tanto para el medio ambiente como para la salud humana. Debido a su carácter elemental, los metales pesados no pueden degradarse químicamente y su desintoxicación en el medio ambiente reside principalmente en la estabilización in situ o en su eliminación de la matriz, por ejemplo, el suelo. Para ello, se ha propuesto la fitorremediación, es decir, la aplicación de plantas para la restauración de un medio ambiente contaminado, como una alternativa ecológica prometedora a los métodos físicos y químicos tradicionales. Entre las técnicas de fitorremediación, la fitoextracción se refiere a la eliminación de metales pesados de la matriz a través de su absorción por una planta. Posee considerables ventajas sobre las técnicas tradicionales, especialmente por su rentabilidad, potencial tratamiento de múltiples metales pesados simultáneamente, no necesidad de excavación de suelo contaminado, buena aceptación por parte del público, posibilidad de procesamiento de seguimiento de la biomasa producida, etc. . Se enfocan en tres estrategias básicas de fitoextracción de metales pesados que difieren en el tipo de especie de planta que se emplea: hiperacumuladores naturales, especies de plantas de crecimiento rápido con alta producción de biomasa y, potencialmente, plantas genéticamente modificadas hacia un fenotipo que favorece la eficiencia. Captación de metales pesados y tolerancia a metales pesados aumentada. Hasta la fecha, se ha recopilado un conocimiento considerable sobre la aplicabilidad de las plantas para la fitoextracción de metales pesados tanto de

estudios a escala de laboratorio realizados en condiciones de modelos controlados como de ensayos de campo utilizando condiciones ambientales reales. Con base en este conocimiento, se han propuesto muchas aplicaciones específicas de plantas para la remediación de suelos contaminados con metales pesados. Dichos estudios a menudo también incluyen sugerencias para el procesamiento posterior de biomasa contaminada con metales pesados, lo que proporciona un valor económico adicional. Con base en los ejemplos presentados, se recomienda que se lleve a cabo una investigación intensiva sobre la selección de taxones de plantas apropiados para varios conjuntos de condiciones, evaluación de riesgos ambientales, el destino de la biomasa enriquecida con HM, aspectos económicos del proceso, etc.

Para Corzo y Col ^[12] en su publicación del año 2020 titulada “Fitoextracción de elementos de alto valor y contaminantes de residuos mineros y minerales: oportunidades y limitaciones” refiere a la fitoextracción como una técnica in situ que se puede aplicar a minerales y desechos mineros utilizando plantas hiperacumuladoras para bioconcentrar intencionalmente altos niveles de metales o metaloides en sus brotes para eliminarlos del sustrato, mientras se logra una ganancia monetaria. La fitoextracción se puede aplicar a un número limitado de elementos dependiendo de la existencia de plantas hiperacumuladoras con características adecuadas. Aunque la fitoextracción se ha probado en entornos experimentales, requiere pruebas a escala de campo para evaluar el potencial comercial a gran escala. La novedad y los supuestos beneficios ambientales de la fitoextracción han atraído una investigación científica sustancial. La principal limitación de la fitoextracción con hiperacumuladores es el número de plantas adecuadas con alta capacidad de acumulación de un elemento diana. Se resumen las principales consideraciones para la aplicación de la fitoextracción utilizando estudios de casos elementales seleccionados en los que se evalúan características clave del elemento, hiperacumulación y consideraciones económicas. Los metales cobalto, cadmio, talio y renio y los metaloides arsénico y selenio están presentes en muchos tipos de desechos minerales, especialmente relaves de minería de metales básicos, en concentraciones adecuadas para la fitoextracción económica. La fitoextracción debe centrarse en los elementos más tóxicos (arsénico, cadmio y talio) o elementos especialmente valiosos (selenio, cobalto y renio). La propuesta de valor está en la

limpieza de terrenos contaminados en el caso de elementos tóxicos, mientras que está en el 'bio-mineral' generado por el proceso en el caso de elementos valiosos.

Saleem, y Col ^[56] presenta su trabajo publicado en el 2020 que titula “Evaluación del crecimiento, el estrés oxidativo y el potencial de fitoextracción de cobre del lino (*Linum usitatissimum* L.) cultivado en suelo enriquecido diferencialmente con cobre” en el que menciona que el lino (*Linum usitatissimum* L.) es uno de los cultivos industriales predominantes más antiguos cultivados para semillas, aceite y fibra. El estudio se ejecutó para evaluar los rasgos morfofisiológicos, las respuestas bioquímicas, los parámetros de intercambio de gases y el potencial de fitoextracción de la linaza cultivada en suelos con adiciones de cobre (Cu) diferencialmente (0, 200, 400 y 600 mg Cu kg⁻¹ suelo) bajo experimento de maceta de invernadero. Los resultados revelaron que las plantas de lino pudieron crecer hasta un nivel de 400 mg kg⁻¹ de Cu sin mostrar una ocupación de crecimiento significativa, mientras que una inferencia adicional de Cu (600 mg kg⁻¹) en el suelo inhibió de manera prominente el crecimiento de la linaza y la acumulación de biomasa. En comparación con el control, los contenidos de prolina y malondialdehído (MDA) aumentaron en un 160,0% y, en consecuencia, en un 754,1%, a 600 mg Cu kg⁻¹ al nivel del suelo. El estrés oxidativo inducido por Cu fue minimizado por las actividades mejoradas de superóxido dismutasa (SOD) en un 189.2% y guayacol peroxidasa (POD) en un 300.8% en las hojas de lino a 600 mg Cu kg⁻¹ en el nivel del suelo, en comparación con el control no tratado. . La concentración de Cu de la planta se determinó a los 35, 70, 105 y 140 días después de la siembra (DAS) y los resultados mostraron que se acumuló una concentración de Cu 16,9 veces mayor en las raíces de lino, mientras que poco (14,9 veces) se transportó a los brotes en la etapa temprana de crecimiento. , es decir, 35 DAS. Mientras que a 140 DAS, el Cu se transportó en gran medida (21,7 veces) a los brotes, mientras que solo se acumuló 12,3 veces Cu en las raíces a 600 mg Cu kg⁻¹ al nivel del suelo, en comparación con el control. Mientras tanto, la absorción de Cu por el lino se incrementó hasta 253 mg kg⁻¹ del suelo y, por lo tanto, se extrajo 43%, 39% y 41% de Cu a 200, 400 y 600 mg Cu kg⁻¹ al nivel del suelo, en comparación con la concentración inicial de Cu. Por lo tanto, se estableció que el lino tiene un gran potencial para acumular una alta concentración de Cu en sus brotes y puede utilizarse como material de fitorremediación cuando se cultiva

en suelos contaminados con Cu.

En otro trabajo de Saleem, y Col ^[55] también publicado en el año 2020 y titulado “Influencia del fósforo en la fitoextracción de cobre mediante la modulación de orgánulos celulares en dos variedades de yute (*Corchorus capsularis* L.) cultivadas en un suelo minero de cobre de la provincia de Hubei, China” en el se menciona que el suelo en las áreas mineras generalmente está altamente contaminado con metales pesados y carece de nutrientes esenciales para las plantas. El fósforo reduce el estrés oxidativo, mejora el crecimiento, la composición y la estructura celular de las plantas, además de facilitar el potencial de fitorremediación de las especies de plantas de cultivos fibrosos. En este estudio, investigamos dos variedades de yute (*Corchorus capsularis*) HongTieGuXuan y GuBaChangJia cultivadas en suelo contaminado con cobre (Cu) (2221 mg kg^{-1}), bajo diferentes aplicaciones de fósforo (0, 30, 60 y 120 kg ha^{-1}) tanto a nivel anatómico como fisiológico. A la misma concentración de Cu, el índice de tolerancia de HongTieGuXuan fue más alto que el de GuBaChangJia, lo que indica que HongTieGuXuan puede ser más tolerante al estrés de Cu. Aunque la concentración normal de P (60 kg ha^{-1}) en el suelo mejoró el crecimiento de las plantas, la biomasa, el contenido de clorofila, el rendimiento y la calidad de la fibra y los atributos de intercambio gaseoso. Sin embargo, la alta concentración de P (120 kg ha^{-1}) resultó tóxica para ambas variedades de yute y afectaron los atributos morfológicos y fisiológicos de las plantas bajo el mismo nivel de Cu. Además, la toxicidad del Cu aumentó el estrés oxidativo en las hojas de ambas variedades de yute y fue superada por la actividad de las enzimas antioxidantes. Además, la alta concentración de Cu alteró la ultraestructura de los cloroplastos, plastoglobuli, mitocondria y muchos otros orgánulos celulares en ambas variedades de yute. Así, la fitoextracción de Cu por ambas variedades de yute aumentó con el aumento de la aplicación de P en el suelo contaminado con Cu. Esto sugiere que la aplicación de P mejoró el potencial de fitorremediación de las plantas de yute y puede cultivarse como cultivo fibroso en sitios contaminados con Cu.

Yu y Col ^[80] para el año 2020 publicaron un artículo titulado “Fitoextracción de suelo contaminado con cadmio por *Celosia argentea* Linn .: un estudio de campo a largo

plazo” en el que indican que la fitoextracción con *Celosia argentea* Linn. potencialmente puede descontaminar suelos contaminados con Cd. Sin embargo, la mayoría de los estudios anteriores se han realizado a escala de laboratorio y durante un período de remediación relativamente corto. Para evaluar la eficiencia de la fitoextracción de *C. argentea* combinada con diferentes enmiendas del suelo (cloruro de amonio, *Bacillus megaterium* y ácido cítrico), se llevó a cabo un experimento de campo de 18 meses en un suelo agrícola contaminado con 3.68 mg kg^{-1} Cd por relaves de mina. en el sur de China. Las concentraciones de Cd en el suelo se redujeron en $6.34 \pm 0.73\%$ después de las tres cosechas (sin enmiendas), lo que fue 2.27 veces mayor que el control sin siembra ($p < 0.05$). La aplicación de cloruro de amonio, *B. megaterium* y ácido cítrico aumentó la tasa general de reducción de Cd en el suelo en un 40,5%, 46,1% y 105%, respectivamente. La aplicación de ácido cítrico disminuyó el Cd total en el suelo hasta en un 16,9% en el suelo de la rizosfera y en un 13,0% en el suelo a granel. El mayor rendimiento anual de biomasa de brotes y cantidad de extracción de Cd alcanzó 8.79 t ha^{-1} y 273 g ha^{-1} . La fracción de Cd soluble en ácido en la rizosfera fue significativamente menor en comparación con la del suelo a granel ($p < 0.05$), lo que indica que el Cd móvil en la rizosfera fue absorbido por las raíces en gran medida. La fitoextracción de *C. argentea* también mejoró las funciones metabólicas del suelo al aumentar las actividades de las enzimas del suelo (ureasa, invertasa, fosfatasa y catalasa). Estos hallazgos demuestran que la fitoextracción de Cd utilizando *C. argentea* con la aplicación de enmiendas al suelo puede mejorar en gran medida la calidad de los suelos contaminados con Cd.

3.4. Fitofiltración o rizofiltración

La fitofiltración o rizofiltración es el proceso de eliminación de contaminantes de agua superficial o aguas residuales con la utilización de plantas; en este caso suele participar la raíz en el cual será la rizofiltración, o puede participar plántulas (blastofiltración), o por el contrario la aparición de brotes extirpados (caulofiltración) corresponde a una modificación de la fitoextracción aplicado específicamente para agua.

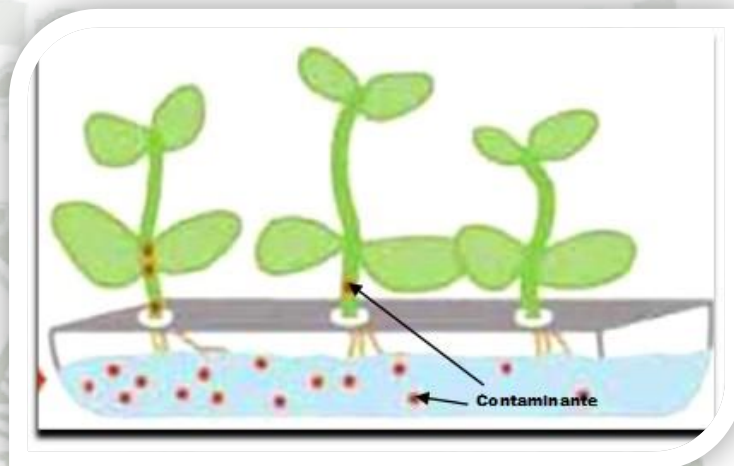


Figura N° 2 Esquema de Fitofiltración o rizofiltración

Nota: Díez Lázaro, F.J. 2008.

Se puede mencionar al trabajo de Meitei y Prasad ^[38], publicado en el año 2021 titulado Potencial de *Typha latifolia* L. para la fitofiltración de aguas contaminadas con hierro en condiciones de microcosmos contruidos a escala de laboratorio. En este trabajo se presentó un informe preliminar sobre la fitofiltración de aguas contaminadas con hierro y el agravamiento de la absorción de hierro por la suplementación con cobre utilizando *Typha latifolia* L. en microcosmos contruidos. Durante el experimento, las concentraciones de Fe se redujeron hasta $1.67 \pm 0.076 \text{ mg L}^{-1}$ (94.43% de eficiencia de remoción) y $0.087 \pm 0.013 \text{ mg L}^{-1}$ (97.10% de eficiencia de remoción) para el día 14 desde las concentraciones iniciales de 30 mg L^{-1} en las configuraciones del microcosmos. La acumulación de hierro en los tejidos de la planta fue de $2425,65 \pm 41,01 \text{ mg kg}^{-1}$ (Fe con Cu) en comparación con $1446,00 \pm 36,01 \text{ mg kg}^{-1}$ (sin Cu), lo que revela que la adición de Cu en la configuración del microcosmos magnifica la acumulación y eliminación de Fe. Por lo tanto, los resultados significan que los humedales artificiales (CW) pueden servir como la alternativa ecológica y de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales.

Yang, y Col ^[79] en el año 2018 publicaron “Selección de 19 clones de *Salix* con potenciales de fitofiltración efectivos de manganeso, zinc y cobre en humedales a escala piloto”, en el que mencionan que los sauces (*Salix spp.*) Han sido considerados como una de las plantas interesantes para la fitofiltración de agua contaminada con trazas de metales. Se evaluaron las diferencias clonales en tolerancia y capacidad de fitofiltración de metales mixtos (Mn, Zn y Cu) en humedales a escala piloto de invernadero con un sistema de cultivo de soporte flotante. Los resultados mostraron amplias variaciones clonales de la acumulación de biomasa en respuesta a la mezcla de metales que van desde la inhibición del crecimiento hasta la estimulación. Los clones diferían en tolerancia a multimetales por índice de tolerancia (TI) basado en la biomasa de brotes y raíces. También encontramos amplias variaciones en la absorción y acumulación de tres metales, que estaba relacionada con especies / clones y especies de metales. Los sauces mostraron alta capacidad de translocación de Mn y Zn de raíces a hojas aptas para fitoextracción. Por el contrario, todos los clones tenían poca capacidad de translocación de Cu, y el Cu se retenía principalmente en las raíces adecuadas para la rizofiltración. Entre todos los clones de *Salix*, los clones SM30 y J903 tenían un gran potencial de fitofiltración para tres metales con su alta tolerancia.

Olguín, y Col ^[45] en el año 2017 publicaron el artículo titulado “Evaluación de lagunas de fitofiltración durante todo el año utilizando *Pistia stratiotes* dentro de una biorrefinería a escala de planta piloto en el que mencionan que las lagunas de fitofiltración son tecnologías de fitorremediación adecuadas para regiones tropicales y subtropicales que requieren tecnologías rentables y ecológicas. Se ha implementado una biorrefinería de cuarta generación a nivel de planta piloto en Xalapa, México, y la laguna de fitofiltración, siendo el primer módulo de provisión de agua tratada y la biomasa vegetal para la producción de biocombustibles juega un papel clave. El objetivo de este trabajo fue evaluar el desempeño de dicha laguna de fitofiltración con un volumen de trabajo de 13.000 L para la remoción de nutrientes de un río urbano contaminado con aguas residuales domésticas y la productividad de biomasa de la macrófita *Pistia stratiotes*, durante cinco períodos experimentales diferentes, que comprende 42 días cada uno. Las tasas máximas de crecimiento absoluto (AGR, gdw

día⁻¹) registradas para *P. stratiotes* durante el período de agosto a octubre de 2015 y marzo a abril de 16 y abril a mayo de 16 estuvieron en el rango de $13,51 \pm 2,66$ a $16,54 \pm 2,02$ gdw día⁻¹. La productividad promedio de la biomasa fue $5.808 \text{ gdw m}^{-2} \text{ day}^{-1}$. Las productividades fueron similares durante los períodos de agosto a octubre de 2015, marzo a abril de 16 y abril a mayo de 2016 y significativamente más altas ($p < 0,05$) que los registrados en octubre-noviembre de 2015 y enero-febrero de 2016. Los porcentajes de eliminación de DQO y nutrientes variaron según la temporada. La DQO estuvo en el rango de $47,82 \pm 39,3\%$ a $88,00 \pm 15,0\%$. El N de amonio estaba en el rango de $76,78 \pm 21\%$ a $98,79 \pm 0,9\%$. Los nitratos se eliminaron en el rango de $16,92 \pm 64\%$ hasta $97,14 \pm 4,5\%$. Finalmente, los fosfatos se eliminaron de manera muy eficaz, desde el $73,72 \pm 18,5\%$ al $92,89 \pm 4,3\%$. Un tiempo de retención hidráulica de 7 días fue suficiente para el tratamiento eficaz del agua del río contaminado. Se concluyó que la laguna de fitofiltración con *P. stratiotes* es muy factible dentro de la biorrefinería para proporcionar biomasa durante todo el año y para tratar el agua contaminada de manera muy efectiva.

Galal, y Col^[16] en el año 2018 publicaron “Potencial de bioacumulación y rizofiltración de *Pistia stratiotes* L. para mitigar la contaminación del agua en los humedales egipcios” en el cual se investigó el potencial de bioacumulación y rizofiltración de *P. stratiotes* para metales pesados para mitigar la contaminación del agua en los humedales egipcios. Se recolectaron muestras de plantas y agua mensualmente a través de nueve cuadrantes distribuidos equitativamente a lo largo de tres sitios en el drenaje Al-Sero en la provincia de Giza. La media anual de la biomasa de los brotes fue 10 veces mayor que la de la raíz. Las concentraciones de metales pesados de los brotes cayeron en el orden: Fe < Mn < Cr < Pb < Cu < Zn < Ni < Co < Cd, mientras que las de las raíces fueron: Fe < Mn < Cr < Pb < Zn < Ni < Co < Cu < Cd. El factor de bioconcentración (BCF) de la mayoría de los metales pesados investigados, excepto Cr y Pb, fue superior a 1000, mientras que el factor de translocación (TF) de la mayoría de los metales investigados, excepto Pb y Cu, no superó uno. El potencial de rizofiltración (RP) de los metales pesados fue superior a 1000 para Fe y 100 para Cr, Pb y Cu. Se registraron correlaciones positivas significativas entre Fe y Cu en agua con los de raíces y hojas de plantas, respectivamente, que, además del alto BCF y RP, indican el uso potencial de *P.*

stratiotes para mitigar estos metales tóxicos.

3.5. Fitoestabilización

La fitoestabilización o fitoinmovilización la utilización de ciertas especies vegetales para detener o atrapar los contaminantes en suelos o agua en los que se están difundiendo. La fitoestabilización es más bien utilizada para controlar la movilidad y la biodisponibilidad de determinados contaminantes, el objetivo está dado para evitar que ingrese aguas subterráneas o que pueda sumarse a la cadena alimentaria generando problemas a la salud de los usuarios; existen diferentes especies de vegetales que pueden tener la capacidad de inmovilizar metales pesados del suelo y esto lo realizan a través de la acción de absorción a través de sus raíces, por el fenómeno de precipitación, reducción de la valencia metálica en la rizosfera o la formación de complejos con algunos componentes orgánicos segregados por la raíz; en muchos casos los metales modifican niveles de toxicidad al cambiar de Valencia, y esto se hace en base a diferentes estrategias por ejemplo algunas plantas segregan enzimas especiales que convierten a estos metales en elementos menos tóxicos; un ejemplo típico corresponde a la reducción del cromo hexavalente a cromo tri Valente, esta última forma resulta ser menos peligrosa y además menos móvil que el hexavalente. Lo que se hace a través de la fitoestabilización es mantener estos metales pegados a la biomasa vegetal evitando que lixivien aguas subterráneas. Sin embargo, se debe mencionar que esta estrategia fitorremediación no es permanente ya que si se da el fenómeno de que se continúe acumulando mayor concentración de metales pesados u otro contaminante este podría ser liberado debido a que la capacidad de fitoestabilización es limitada, y esta capacidad es establecida para cada especie vegetal

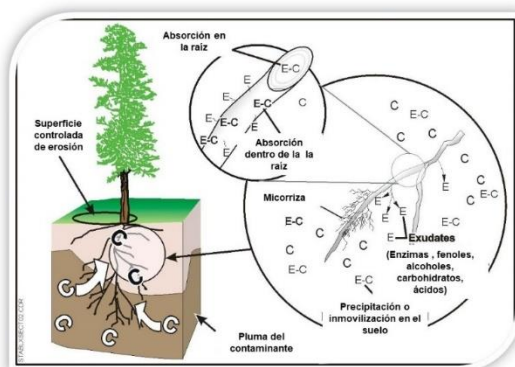


Figura N° 3 Esquema de Fitoestabilización

Nota: Shraddha Chauhan 2015.

En su publicación, Shackira, y Puthur ^[59] del año 2019 la cual titula “Fitoestabilización de metales pesados: comprensión de principios y prácticas” se menciona que la contaminación con metales tóxicos causa una grave amenaza para el ecosistema, y la fitoestabilización de metales pesados utilizando plantas verdes está recibiendo hoy en día más consideración, ya que ofrece una técnica rentable, ecológica y, además, estéticamente agradable. Las plantas que son nativas del suelo contaminado con un sistema radicular denso (para retener grandes cantidades de iones metálicos dentro de la raíz) y que pueden autopropagarse se consideran candidatos potenciales para la fitoestabilización. La fitoestabilización de iones metálicos tóxicos en la rizosfera se puede mejorar en gran medida tratando el suelo con diversas enmiendas orgánicas e inorgánicas que modificarán las propiedades del suelo para ampliar la disponibilidad de metales para las plantas. El mecanismo básico que subyace a la fitoestabilización es la complejación de iones metálicos con los exudados de la raíz / mucílago o con las paredes celulares y también se unen con moléculas de unión a metales como las fitoquelatinas y metalotioneínas y finalmente las secuestran en la vacuola de la raíz. La estabilización física de los iones metálicos en el suelo a través de la fitoestabilización tiene la ventaja adicional de proteger el agua subterránea de la contaminación por metales pesados, ya que esta técnica evita que el contaminante se filtre a las capas más profundas del suelo. Por lo tanto, la fitoestabilización ofrece una alternativa viable a las costosas prácticas de remediación y ayuda a restaurar un ecosistema funcional que de otra manera estaría contaminado de una manera más sustancial.

Como un ejemplo de aplicación directa se tiene el trabajo de Zine, y Col ^[58] publicado en el año 2021 y titulado “Plantas silvestres para la fitoestabilización de desechos de minas de fosfato en ambientes semiáridos: un experimento de campo”; en él se menciona que la gestión de los residuos mineros se ha convertido en un tema urgente, especialmente en entornos semiáridos. En este contexto, y con el objetivo de inhibir la oxidación de los relaves sulfurados de la mina abandonada de Kettara en Marruecos, se implementó una cubierta de almacenamiento y liberación (SR) hecha de residuos mineros de fosfato (PW). Para garantizar su rendimiento a largo plazo, la

fitoestabilización por especies de plantas silvestres locales es actualmente la solución más eficaz y sostenible. Este estudio tuvo como objetivo evaluar el rendimiento del crecimiento y la eficiencia de fitoestabilización de cinco especies de plantas silvestres locales para crecer en la cubierta SR hecha de PW. Se realizó un experimento de campo durante dos temporadas de cultivo (2018 y 2019), sin enmiendas y con el mínimo de cuidados humanos. El PW y las partes aéreas y subterráneas de las especies de plantas estudiadas fueron recolectadas y analizadas para As, Cd, Cu, Ni y Zn. También se calcularon el factor de bioconcentración (BCF) y el factor de translocación (TF). A pesar de las condiciones hostiles del entorno minero, las cinco especies de plantas mostraron comportamientos de crecimiento prometedores como se indica a continuación: *Atriplex semibaccata* > *Vicia sativa* > *Launaea arborescens* > *Peganum harmala* > *Asparagus horridus*. Las cinco plantas mostraron alta capacidad de acumulación de oligoelementos, con las concentraciones más altas en tejido subterráneo. El análisis de componentes principales distinguió a *A. semibaccata* por tener una alta concentración de Cu y As, mientras que *Asparagus horridus* tuvo concentraciones más altas de Cd y Zn. En contraste, *P. harmala*, *V. sativa* y *L. arborescens* demostraron afinidad con respecto al Ni. Según el BCF (<1) y TF (<1), estas especies vegetales podrían utilizarse como fitoestabilizadores eficaces de los oligoelementos estudiados.

Otro caso es presentado por Visconti y Col ^[71] que en el año 2020 publicaron “Uso de *Brassica juncea* y *Dactylis glomerata* para la fitoestabilización de suelos mineros modificados con compost o biochar”, en este artículo se menciona que la fitoestabilización de suelos mineros contaminados por elementos potencialmente tóxicos (PTE) requiere plantas tolerantes a la toxicidad de PTE y a las malas características físico-químicas del suelo de estas áreas. Se llevó a cabo un experimento en macetas para evaluar el potencial de fitoestabilización de *Brassica juncea* y *Dactylis glomerata* en suelos de mina modificados con compost y biocarbón. Además, también se determinó el Riesgo Ambiental de los suelos y los efectos del proceso de fitoestabilización sobre el tamaño de la población microbológica y la actividad en los suelos. Según el Índice de Riesgo Ecológico (ERI) los suelos estudiados presentaban “muy alto riesgo” y As, Cd y Pb fueron los elementos diana para la fitoestabilización.

Ambas enmiendas mejoraron las condiciones del suelo (por ejemplo, aumentando las concentraciones de N total y C orgánico total) y contribuyeron a la inmovilización de PTE (Cd, Pb y Zn) en el suelo. El compost mostró un efecto más marcado en la biomasa microbiana del suelo y la liberación de nutrientes en el suelo, lo que llevó a una mayor biomasa de *B. juncea* y *D. glomerata* en suelos tratados con compost. El tratamiento con biocarbón mostró un efecto positivo solo en el crecimiento de *D. glomerata*, a pesar de que provocó una fuerte inmovilización de PTE en ambos suelos. La adición de ambas enmiendas resultó en una reducción general de la concentración de PTE en las plantas en comparación con el tratamiento de control. Además, ambas especies vegetales mostraron mayor acumulación de PTE en las raíces que en los brotes (factor de transferencia <1) independientemente del tratamiento recibido. Por lo tanto, pueden considerarse buenos candidatos para la fitoestabilización de suelos de minas contaminados con PTE en combinación con enmiendas orgánicas como biochar y compost.

Zgorelec y Col ^[82] para el año 2020 realizaron la publicación de su trabajo de investigación titulado “Fitoestabilización de cadmio y mercurio del suelo utilizando *Miscanthus giganteus*”. En el que se indica la determinación de los efectos del cadmio y el mercurio sobre el crecimiento, la productividad de la biomasa y el potencial de fitorremediación de *Miscanthus giganteus* (MxG) cultivados en suelos contaminados fue lo que se intentó determinar. El uso de plantas bioenergéticas como estrategia innovadora en fitotecnología brinda beneficios adicionales, incluida la mitigación y adaptación al cambio climático, y la remediación del suelo sin afectar la fertilidad del suelo. Se estableció un experimento como un diseño de bloques completos al azar con los tratamientos variados en concentraciones de Cd (0, 10 y 100 mg kg⁻¹ de suelo) y Hg (0, 2 y 20 mg kg⁻¹ de suelo) añadidos al suelo. Se estudiaron tres años vegetativos. Los valores de rendimiento variaron de 6,3 a 15,5 tDM ha⁻¹, la concentración de cadmio en las plantas varió de 45 a 6758 µg kg⁻¹ y el Hg varió de 8,7 a 108,9 µg kg⁻¹. Los valores entre tratamientos y años fueron significativamente diferentes. El MxG puede acumular y eliminar cantidades muy modestas (hasta 293,8 µg de Cd y 4,7 µg de Hg) por maceta por año en la biomasa aérea. Con base en estos datos se puede concluir que MxG, como cultivo energético valioso, es un candidato potencial para la

fitoestabilización y producción de biomasa en suelos contaminados con Cd y Hg moderadamente.

Cui y Col ^[13] en el año 2020 publicaron “Biodisponibilidad y movilidad del cobre y cadmio en suelos contaminados después de la fitoestabilización utilizando diferentes plantas ayudadas por piedra caliza” en el que se comenta que se ha defendido la fitoestabilización con la ayuda de enmiendas del suelo en áreas contaminadas por metales traza. Se estableció, los efectos de la maleza autóctona (*Setaria pumila*), la planta energética (*Pennisetum sinense*), el hiperacumulador de cadmio (Cd) (*Sedum plumbizincicola*) y la planta tolerante al cobre (Cu) (*Elsholtzia splendens*) sobre la biodisponibilidad y movilidad de El Cu y el Cd en suelos contaminados se evaluaron después de la fitoestabilización con la ayuda de piedra caliza (0,1% en peso) durante cuatro años. Las cuatro plantas combinadas con piedra caliza aumentaron significativamente el pH del suelo y disminuyeron las fracciones de Cu y Cd extraídas por NH₄OAc y gradientes de difusión en películas delgadas (DGT) que los suelos no tratados, respectivamente. Los tratamientos con *P. sinense* redujeron el Cu y el Cd extraíbles con DGT en un 52,1% y un 40,5% que los tratamientos con *S. pumila*, respectivamente. Los tratamientos con *S. plumbizincicola* y *E. splendens* aumentaron la fracción soluble en ácido de Cu y disminuyeron la fracción residual de Cu en comparación con los tratamientos con *S. pumila*. Los tratamientos con *P. sinense* tuvieron la fitotoxicidad más baja (actividades inhibitorias, superóxido dismutasa, peroxidasa y catalasa) entre todos los tratamientos. Además, la extracción cinética con EDTA mostró que los tratamientos de *S. plumbizincicola* y *E. splendens* aumentaron la movilidad de Cu y Cd al aumentar las fracciones lábiles y menos lábiles de Cu y Cd en comparación con los tratamientos de *P. sinense*. Los resultados actuales sugieren que *P. sinense* se recomienda como planta de remediación para la fitorremediación con la ayuda de enmiendas.

Radziemska, y Col ^[49] para el año 2019 publicaron “El efecto combinado de la fitoestabilización y diferentes enmiendas sobre la remediación de suelos de áreas posmilitares” en el que comentan que las bases del ejército y los campos de batalla son áreas de alta contaminación debido a los productos químicos que se liberan allí. Los

suelos de estas áreas sufren estos usos de la tierra y los servicios de los ecosistemas se ven afectados. Aunque, en el siglo XX, la producción de bombas y las ubicaciones de los campos de batalla y las bases del ejército estaban generalizadas, hay poca investigación sobre el impacto de la guerra en la naturaleza. Además, es necesario rehabilitar los suelos alterados. Se investigó el contenido y los riesgos ecológicos de Cu, Ni, Cd, Pb, Zn y Cr en la capa superior del suelo de una zona posmilitar (noreste de Polonia). Además, se realizó un experimento de vegetación con la técnica de fitoestabilización asistida en suelos del área de estudio. La novedad de este estudio es la valoración de la utilidad de las enmiendas del suelo (calcedonita, caliza, carbón activado) en la fitoestabilización de metales pesados (HM) en suelos contaminados de áreas post-militares. También se examinaron muestras de suelo para determinar los indicadores de cuantificación de la contaminación, incluido el índice de geoacumulación (Igeo), el factor de contaminación (CF) y el grado de contaminación, y se sometieron a la prueba Ostracodtoxkit. Los contenidos medios de los HM probados fueron superiores a los estipulados en los estándares de calidad ambiental del suelo. Los valores más altos de Igeo (7,38) y CF (346) fueron los de Cr y Zn, respectivamente. El mayor aumento en el pH del suelo se observó después de la aplicación de piedra caliza al suelo. La mayor reducción en los contenidos de Cu, Ni y Cd se debió a la adición de piedra caliza. El contenido de HM en *Festuca rubra* fue mayor en sus raíces que en sus partes aéreas.

Lan y col [29] en el año 2020 publicaron “Fitoestabilización de Cd y Pb en suelos agrícolas altamente contaminados utilizando ramio y enmiendas” en el que mencionan que la remediación in situ de suelos contaminados con metales pesados en tierras agrícolas mediante la fitoestabilización combinada con enmiendas del suelo es una tecnología eficaz y de bajo costo para la remediación de la contaminación del suelo. En este estudio, se utilizó biocarbón de cáscara de coco (CB, 0.1% y 0.5%), fertilizante orgánico (OF, 3.0%) y material Fe-Si-Ca (IS, 3.0%) para mejorar el efecto de fitoestabilización del ramio (*Boehmeria nivea* L.) en Cd y Pb en suelos altamente contaminados recolectados en las minas de Dabaoshan (DB) y Yangshuo (YS). Los resultados mostraron que la aplicación simultánea de enmiendas CB, OF e IS (0.1% CB + 3.0% OF + 3.0% IS y 0.5% CB + 3.0% OF + 3.0% IS, DB-T5 y DB-T6) podría

aumentar significativamente el suelo pH, reducir las concentraciones de Cd y Pb extraíbles con CaCl_2 y aumentar el contenido de Ca, P, S y Si en el suelo DB. Con estos dos tratamientos, se mejoró significativamente el crecimiento de ramio, se potenció su fotosíntesis y se redujeron sus niveles de Cd y Pb, en comparación con el control (DB-CK). Después de aplicar DB-T5 y DB-T6, las concentraciones de Cd y Pb en las raíces se redujeron en un 97,7–100% y 64,6–77,9%, mientras que en los brotes se redujeron hasta en un 100% y 92,9–100%, respectivamente. En YS-T4 (0.5% CB + 3.0% OF), las concentraciones de Cd y Pb en raíces disminuyeron 39.5% y 46.0%, y en brotes disminuyeron 44.7% y 88.3%. Se postula que la fitoestabilización usando ramio y enmiendas podría reducir la biodisponibilidad de Cd y Pb en el suelo principalmente a través de la inmovilización de la rizosfera y la absorción de las plantas. En resumen, este estudio sugiere que el uso de ramio vegetal tolerante y la aplicación simultánea de biocarbón de cáscara de coco, fertilizante orgánico y materiales Fe-Si-Ca es una estrategia de estabilización eficaz que puede reducir las disponibilidades de Cd y Pb en el suelo. En última instancia, esta estrategia puede reducir el riesgo de exposición de los cultivos a la contaminación por metales pesados en las tierras agrícolas.

3.6. Fitovolatilización

La fitovolatilización, corresponde al proceso en el cual los contaminantes son absorbidos desde el suelo o el agua al interior del vegetal, en este último se realiza una conversión del contaminante en una forma, espera la mente menos activa o tóxica pero más volátil, y en esta forma es liberada hacia la atmósfera. La fitovolatilización se aplica fundamentalmente a contaminantes de naturaleza orgánica, sin embargo, también puede aplicarse algunos metales pesados como el mercurio y el selenio.

Se debe mencionar que esta la fitovolatilización, es el proceso más controvertido dentro de la fitorremediación ya que muchas veces no se elimina totalmente la toxicidad del contaminante y lo único que se hace es pasarlo o transferirlo desde el suelo o agua hasta la atmósfera medio en el cual está a mayor disposición de otros organismos vivos como animales y seres humanos, este último detalle hace que este proceso tenga que ser cuidadosamente evaluado para poder ser aplicado

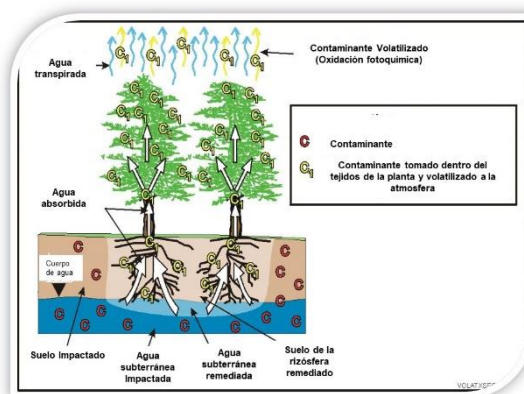


Figura No. 4 Esquema de Fitovolatilización

Nota: tomado de la web y modificado por el autor

Para Arya, y Col ^[6] (2017) en su publicación “Recuperación de suelos mediante fitoextracción y fitovolatilización” se menciona que la contaminación ambiental se vuelve más severa debido a acciones antropológicas que incluyen la generación de desechos domésticos y el uso excesivo de fertilizantes y pesticidas para obtener un mejor rendimiento. Aunque el fenómeno de la hiperacumulación de iones metálicos en los brotes de ciertas plantas se conoce desde hace mucho tiempo, las preocupaciones ambientales contemporáneas han impulsado estudios de base amplia sobre plantas hiperacumuladoras que pueden fitorremediar suelos contaminados. La fitorremediación se considera una tecnología ecológica que se implementa para aliviar los contaminantes de los componentes ambientales; pero que debe revisarse los procesos de fitovolatilización por el hecho de involucrar ambientes aéreos.

Por otro lado, Zhang, y Col ^[83] en su publicación del año 2020 titulada. “Captación, fitovolatilización e interconversión de 2, 4-dibromofenol y 2, 4-dibromoanisol en plantas de arroz” se menciona a los análogos estructurales, 2,4-dibromofenol (2,4-DBP) y 2,4-dibromoanisol (2,4-DBA), tienen fuentes tanto naturales como artificiales y se detectan con frecuencia en matrices ambientales. Sus destinos ambientales, especialmente la volatilización, incluida la volatilización directa de la solución de cultivo y la fitovolatilización a través de las plantas de arroz, se evaluaron mediante

experimentos de exposición hidropónica. Los resultados mostraron que el 2,4-DBA mostró una tendencia a la volatilización más fuerte y una mayor bioacumulación en los tejidos de arroz por encima del suelo. El 2,4-DBA volatilizado total representó el 4,74% de su masa inicial y fue 3,43 veces mayor que el 2,4-DBP. La fitovolatilización de 2,4-DBA y 2,4-DBP contribuyó al 6,78% y 41,7% de su volatilización total, aumentando la emisión de estos dos contaminantes de la solución hidropónica a la atmósfera. En este estudio, los procesos de interconversión entre 2,4-DBP y 2,4-DBA se caracterizaron por primera vez en plantas de arroz. La relación de desmetilación del 2,4-DBA fue del 12,0%, 32,0 veces mayor que la metilación del 2,4-DBP. La formación de los metabolitos correspondientes a través de los procesos de metilación y desmetilación también contribuyó a la volatilización de 2,4-DBP y 2,4-DBA de la solución hidropónica a la fase de aire. Los procesos de metilación y desmetilación aumentaron la fitovolatilización en un 12,1% y un 36,9% para el 2,4-DBP y el 2,4-DBA. Los resultados indican que los procesos de fitovolatilización e interconversión en las plantas de arroz sirven como vías importantes para los ciclos globales de bromofenoles y bromoanisoles.

Para Guarino, y Col ^[19] (2020) en publicación “Fitovolatilización de arsénico y modificaciones epigenéticas en *Arundo donax* L. asistido por un consorcio PGPR” se menciona que la contaminación por arsénico (As) es una amenaza creciente en todo el mundo y está alcanzando valores nocivos en varias áreas del mundo. En esta perspectiva, se ensaya la tecnología de biofitorremediación utilizando *Arundo donax* L., asistido por el consorcio de Bacterias Promotoras del Crecimiento de Plantas (PGPB) (BC) constituido por dos cepas de *Stenotrophomonas maltophilia* sp. y uno de *Agrobacterium* sp .; además, ensayamos la respuesta epigenética a la contaminación por As. Las tres cepas bacterianas evaluadas inicialmente para su tolerancia al As, revelaron una resistencia diferente a ambas formas de As [As (III) y As (V)] sin embargo, a concentraciones mayores que las previstas en el experimento de fitorremediación (2.0, 10.0, 20.0 mgL⁻¹ de NaAsO₂). Al final del ensayo, se midieron la biomasa vegetal y la concentración de As. Las plantas no mostraron signos visibles de toxicidad, sino que la biomasa de hojas y tallos aumentó ligeramente en presencia de As y / o PGPB; además, aunque el Factor de Bioacumulación fue el doble en presencia de BC, los valores

absolutos de acumulación de As en las plantas de Arundo fueron muy bajos, tanto en presencia como en ausencia de BC y solo detectables en presencia de la dosis más alta de As (20 mgL^{-1} como). En este caso, independientemente de la presencia de PGPB, $\approx 25\%$ de As permaneció en la arena y 0.15% se acumuló en la planta, mientras que el 75% restante se volatilizó por transpiración. Finalmente, se analizaron los polimorfismos amplificados sensibles a la metilación (MSAP) de las hojas para investigar su respuesta epigenética a As y / o BC. Los resultados sugieren que las modificaciones epigenéticas están involucradas en la respuesta al estrés y la desintoxicación de As.

Zayed, y Col ^[81] en el año 2020, publicaron “Remediación de suelos y aguas contaminados con selenio mediante fitovolatilización” en el que analizan el uso de plantas y sus microorganismos asociados para eliminar el selenio (Se) de suelos y agua contaminados. Las plantas en descomposición también proporcionan a los microorganismos del suelo los grupos metilo necesarios para la metilación del Se y sirven como fuente de carbono para estimular el crecimiento microbiano. Se cree que las plantas absorben selenato por el mismo portador en las membranas de las células de la raíz que el sulfato. Se demostró que numerosos microorganismos son capaces de producir compuestos volátiles de Se a partir de suelos y sedimentos, incluidos hongos, bacterias, levaduras y microalgas. La volatilización del selenio por las plantas está fuertemente influenciada por la población microbiana en la zona de las raíces. Las plantas de los humedales eliminan los contaminantes mediante la absorción e inmovilización en los tejidos vegetales. En el caso del Se, una vía adicional, y potencialmente muy importante, de eliminación es a través de la volatilización biológica. Los sedimentos y las plantas fueron los principales productores de Se volátil del sistema. La medición del flujo micrometeorológico es otra técnica atractiva para la estimación de la tasa de volatilización del Se en el campo.

3.7. Fitodegradación

La fitodegradación, es un proceso por el cual los contaminantes, que en este caso corresponden fundamentalmente a contaminantes orgánicos, son absorbidos por determinadas especies vegetales las cuales en su interior y con la ayuda de enzimas

como son la deshalogenasa y la oxigenasa, llevan a cabo la degradación de estas moléculas contaminantes orgánicas convirtiéndose en residuos inactivos, pero que en todo caso se van a mantener al interior de la biomasa del vegetal; se debe mencionar adicionalmente que la fitodegradación no depende de la rizosfera, su acción está ligada directamente al metabolismo propio de la especie vegetal; las especies vegetales que pueden llevar a cabo la fitodegradación, suelen ser denominados “hígado verde”, por la función de la acción que llevan a cabo sobre las sustancias como podrían ser por ejemplo agroquímicos, insecticidas sintéticos, entre otros.

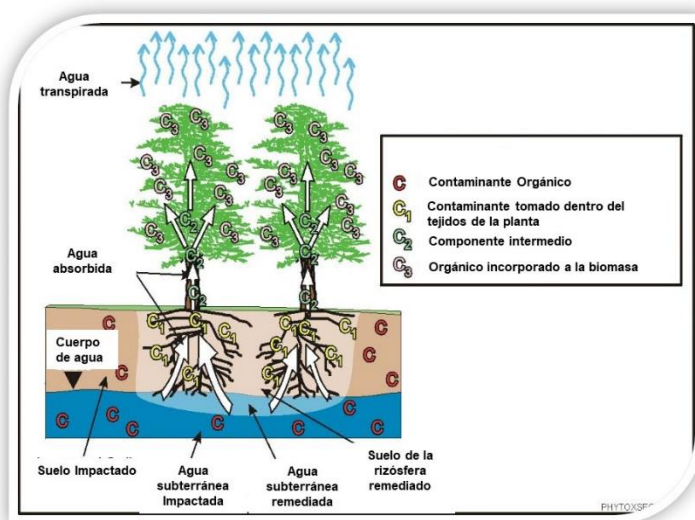


Figura No. 5 Esquema de Fitodegradación

Nota: tomado de la web y modificado por el autor

Para He y Col ^[21] en su publicación del año 2017 titulada “Metabolismo del ibuprofeno por *Phragmites australis*: captación y fitodegradación” se refiere a que se explora la absorción y transformación de ibuprofeno (IBP) en las especies de plantas de humedales *Phragmites australis* y los mecanismos subyacentes. Se cultivo *P. australis* en perlita en condiciones de invernadero y se trató plantas con 60 µg / L de IBP. Se recolectaron raíces y rizomas (RR), tallos y hojas (SL) y muestras líquidas durante 21 días de exposición. Los resultados muestran que *P. australis* puede absorber, trasladar y degradar IBP. El IBP se eliminó completamente del medio líquido después de 21 días con una vida media de 2,1 días. IBP se acumuló en RR y se trasladó parcialmente a SL. Mientras tanto, se detectaron cuatro intermedios en los tejidos vegetales: hidroxibuprofeno, hidroxibuprofeno, hidroxibuprofeno, hidroxibuprofeno.

1,2-dihidroxi-IBP, carboxi-IBP y glucopiranosiloxi-hidroxi-IBP. La citocromo P450 monooxigenasa participó en la producción de los dos intermedios hidroxi. Se presume que la transformación de IBP fue catalizada primero por P450, y luego por glicosiltransferasa, seguida de un mayor almacenamiento o metabolismo en vacuolas o paredes celulares. No se observó fitotoxicidad significativa basada en el crecimiento relativo de las plantas y las actividades de las enzimas de estrés. En conclusión, se demostró por primera vez que *P. australis* degrada el IBP del agua y, por lo tanto, es una especie adecuada para su aplicación en humedales artificiales para limpiar efluentes de aguas residuales que contienen IBP y posiblemente también otros microcontaminantes.

Pawlik, y Col ^[47] en el año 2020 publicaron “Comparación de dos métodos de inoculación de bacterias endofíticas para mejorar la eficacia de la fitodegradación de un suelo contaminado con hidrocarburos de petróleo envejecido” en el que mencionan que la fitodegradación mejorada con endófitos es una tecnología prometedora para limpiar suelos contaminados. Para mejorar la tasa de éxito de este enfoque de remediación basado en la naturaleza, es importante avanzar en el método de inoculación, ya que se ha demostrado que afecta fuertemente el resultado final. Sin embargo, los estudios que evalúan las estrategias de inoculación y su efecto sobre la degradación de los hidrocarburos son limitados. Se plantea investigar dos formas diferentes de inoculación de endófitos en *Lolium perenne* que crece en un suelo contaminado con hidrocarburos de petróleo envejecido: (1) inoculación directa del suelo (SI) y (2) preinoculación de las cariósides seguida de inoculación del suelo (PI). . Diferentes cepas bacterianas endofíticas, *Rhodococcus erythropolis* 5WK y *Rhizobium* sp. 10 semanas, se aplicaron tanto individualmente como en combinación. Dependiendo del método de inoculación, el potencial de degradación de los hidrocarburos de petróleo (PHC) fue significativamente diferente. La mayor eliminación de PHC se logró después de la preinoculación de cariósides de raigrás con un consorcio de ambas cepas bacterianas. Además, ambas cepas se establecieron en el suelo contaminado envejecido y también podrían colonizar las raíces y brotes de *L. perenne*. Es importante destacar que los endófitos usados mostraron la colonización selectiva de los compartimentos ambientales. Los hallazgos muestran que el método de inoculación determina la

eficiencia del proceso de fitodegradación, especialmente la tasa de degradación de PHC.

Nebeská y Col ^[42] en el año 2021 publicaron “Papel de *Miscanthus giganteus* en la fitodegradación y cambios en la comunidad bacteriana del suelo contaminado por la industria petrolera” en el que se menciona que el cultivo energético de segunda generación *Miscanthus giganteus* (Mxg) se cultivó en macetas con mezclas de suelo limpio y contaminado por la industria petrolera afectado por la contaminación por petróleo, Pb, Zn y alta salinidad. La tasa de supervivencia alcanzó el 100%, sin embargo, los parámetros de biomasa se vieron afectados negativamente incluso en la proporción más baja de suelo contaminado. En la contaminación más baja, donde la planta creció todavía con bastante éxito, la degradación de C10-C40 mejoró significativamente en comparación con el control sin plantar con una degradación de $58 \pm 14\%$. La contribución de la planta a la degradación de los alifáticos se correlacionó significativamente con la biomasa, por lo que fue insignificante en una mayor contaminación. Se documentó un patrón similar en el desarrollo de la comunidad bacteriana del suelo. El cambio en la estructura de la comunidad después del cultivo de Mxg se observó principalmente en el suelo con la menor proporción de contaminantes, aunque en todos los casos se observó un aumento de la diversidad bacteriana en la rizosfera de miscanthus. La abundancia relativa de *Actinobacteria* se redujo en nombre de varios phyla menos abundantes (*Verrucomicrobia*, *Bacterioides*, *Acidobacteria*). La mayoría de los géneros identificados como degradadores potenciales del petróleo (*Pseudomonas*, *Shinella*, *Altererythrobacter*, *Azospirillum*, *Mesorhizobium*, *Dyella*) fueron más abundantes en suelos contaminados con miscanthus, lo que sugiere que Mxg podría ser un cultivo prometedor para la fitoterapia de suelos contaminados con petróleo, pero la fitotoxicidad de la sal debe ser más abundante.

Gong, Chen y Pu ^[18] en el año 2019 publicaron. “La eliminación mejorada y la fitodegradación del dodecilsulfato de sodio (SDS) en las aguas residuales utilizando jacinto de agua controlable” en el que mencionan que el surfactante es un contaminante emergente y popular tanto en áreas rurales como urbanas y rara vez se informa sobre la eficacia de su tratamiento mediante fitorremediación. Se utilizó jacinto de agua para limpiar dodecil sulfato de sodio (SDS) tensioactivo aniónico en agua y su crecimiento y

actividades fisiológicas se regularon con extracto de *Chromolaena odorata* L. El SDS se eliminó eficazmente del agua y luego se transfirió tanto a la raíz como a la parte aérea del jacinto de agua. Parte del SDS se convirtió en productos intermedios de degradación de bajo peso molecular mediante reacciones de extracción de hidrógeno en jacinto de agua. La eficiencia de remoción y la degradación de SDS fueron evidentemente fortalecidas acompañadas de una mayor actividad de la raíz y actividad de ascorbato peroxidasa (APX) en presencia de extracto de *Chromolaena odorata* L. Mientras tanto, el crecimiento del jacinto de agua se controló eficazmente, presentando una tasa de crecimiento baja (≤ 0.036 g.día⁻¹). Además, la raíz se consideró como el principal órgano en degradar el SDS, lo que se correlacionó con el notable aumento de la actividad de APX y un ligero aumento en la actividad de la raíz tanto en el SDS como en el estrés del extracto. En conclusión, el jacinto de agua manejado con extracto de *Chromolaena odorata* L. debe proponerse como un tratamiento biotécnico ecológico para el tensioactivo.

Chlebek y Hupert-Kocurek ^[11] en el año 2019 publicaron “Bacterias endofíticas en la fitodegradación de contaminantes orgánicos persistentes” en donde mencionan que los contaminantes orgánicos se liberan al medio ambiente como resultado de diversas actividades humanas. Los métodos físicos y químicos tradicionales para la limpieza del suelo y el agua contaminados suelen ser costosos e invasivos. Una buena alternativa a los métodos anteriores es la fitodegradación asistida por bacterias. Recientemente, se ha prestado especial atención a las bacterias endofíticas equipadas con vías metabólicas apropiadas, aumentando la eficiencia de la degradación de compuestos orgánicos y promoviendo el crecimiento de las plantas. Se sabe que las bacterias endófitas degradan varias clases de compuestos orgánicos tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), compuestos orgánicos volátiles y monocíclicos, explosivos y pesticidas. También pueden ayudar a la biorremediación de gases de efecto invernadero como el metano y el dióxido de carbono. Además, las bacterias endofíticas pueden promover el crecimiento y desarrollo de las plantas a través de una amplia gama de mecanismos directos e indirectos, que también afectan la efectividad de los procesos de fitorremediación.

Li, y Col ^[32] en el año 2021 publicaron “Análisis del mecanismo de fitotoxicidad y fitodegradación de los PCB basado en el modelo 2D-QASR y el método de análisis de sensibilidad” en el que mencionan que la fitotoxicidad de los bifenilos policlorados (PCB) afecta permanentemente la capacidad de las plantas para remediar el suelo contaminado. La biodegradabilidad de los PCB en las plantas representa directamente la eficacia de las plantas para remediar el suelo contaminado. Se trata de determinar los mecanismos que afectan la fitotoxicidad y fitodegradación de los PCB. Además, se propone medidas de mejora correspondientes, lo que proporciona una base teórica para la investigación sobre la mejora de la fitorremediación de suelos contaminados con PCB. Los parámetros estructurales que afectan significativamente la fitotoxicidad y fitodegradación de los PCB se han examinado mediante modelos 2D-QASR combinados con el método de análisis de sensibilidad. Finalmente, los principales parámetros se regulan siguiendo un enfoque de dinámica molecular para analizar la mitigación de la fitotoxicidad de los PCB y medidas de mejora de la biodegradabilidad en plantas. El resultado muestra que el modelo 2D-QSAR construido en este documento cumple con los requisitos de estabilidad. Los parámetros estructurales que afectan significativamente la fitotoxicidad de los PCB incluyen EHOMO, ELUMO y EG, respectivamente. Los tres parámetros estructurales que afectan significativamente la biodegradabilidad de los PCB en las plantas son logP, TE e IR- (C-CL) svf, respectivamente. Según los resultados de la verificación de la dinámica molecular, la adición de sustancias redox puede mitigar la fitotoxicidad de los PCB. La adición de sustancias que promueven la afinidad entre los PCB y las enzimas de degradación puede mejorar la biodegradabilidad de los PCB en las plantas.

3.8. Rizodegradación

La rizodegradación es un proceso por el cual se realiza la descomposición de contaminantes principalmente orgánicos por acción de la denominada rizosfera, esta última se define como el conjunto de organismos que conviven alrededor de la raíz de la planta y que además interaccionan con diferentes sustancias que son segregadas por ellos mismos y por el vegetal; se ha establecido que esta rizosfera se extiende alrededor de 1 mm de las porciones de la raíz; se piensa que el gran efecto que tiene la rizosfera se debe a la formación del consorcio entre las sustancias generadas por la raíz pero sobre

todo la acción bacteriana, que debido a su enorme biodiversidad puede atacar al contaminante orgánico y convertirlo en sustancias más simples y sobre todo con reducida toxicidad; por otro lado se ha determinado que la acción bacteriana se incrementa debido a la presencia de los exudados del vegetal entre 10 a 100 veces, esto se debe a que los exudados contienen fundamentalmente fuentes de carbono y nitrógeno que permiten el desarrollo y una actividad bacteriana mayor.

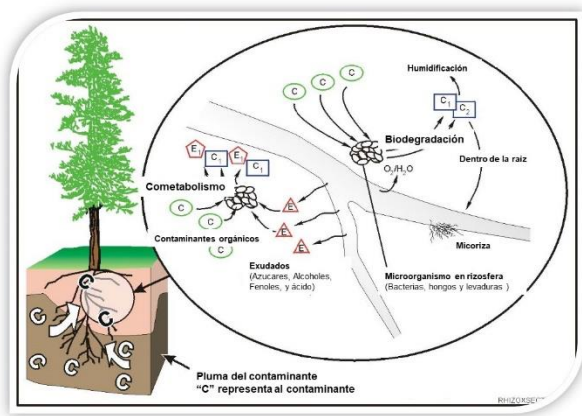


Figura No. 6 Esquema de Rizodegradación

Nota: tomado de la web y modificado por el autor

Para Ely y Smets ^[15] en el año 2017 en su publicación titulada “Las bacterias de las raíces de las plantas de trigo y cucurbitáceas metabolizan los HAP y los exudados de raíces aromáticas: implicaciones para la rizodegradación” indican que la interacción química entre las plantas y las bacterias en la zona de las raíces puede provocar la descontaminación del suelo. Se han aislado bacterias que degradan los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) de las rizosferas de especies vegetales con características biológicas variadas; sin embargo, no se sabe qué fitoquímicos promueven la degradación de contaminantes. Se cultivaron una monocotiledónea y dos dicotiledóneas en suelo contaminado con PAH de un sitio de planta de gas manufacturado (MGP). Un ensayo de fitotoxicidad confirmó una mayor descontaminación del suelo en las rizosferas en comparación con los controles de suelo a granel. Las bacterias se aislaron de las raíces de las plantas (rizobacterias) y se seleccionaron para su crecimiento en antraceno y criseno en placas modificadas con PAH. La rizosfera aísla PAH de 3 y 4 anillos metabolizados e intermedios catabólicos de PAH en incubaciones líquidas. Los compuestos aromáticos del exudado de las raíces, a saber, flavonoides y fenoles

simples, también fueron sustratos para rizobacterias aisladas. En particular, los compuestos fenólicos (morina, ácido cafeico y ácido protocatecuico) parecen estar relacionados con la degradación bacteriana de los HAP de 3 y 4 anillos en la rizosfera.

Wang y Col ^[72] publicaron en el año 2017. “Generación de bioenergía y rizodegradación como se ve afectado por la distribución de la comunidad microbiana en un sistema de pila de combustible microbiano de humedal construido acoplado asociado con tres macrófitas” en el que hacen referencia a los rizodepósitos excretados por diversas macrófitas podrían dar lugar a una posible discrepancia en la distribución de la comunidad microbiana en un humedal artificial acoplado con una pila de combustible microbiana (CW-MFC), que se ha considerado como los principales factores de las variaciones de generación de bioelectricidad durante el tratamiento de aguas residuales. En este estudio, CW-MFC se ha asociado con tres macrófitas (*J. effuses*, *T. orientalis* y *S. validus*) para el tratamiento de aguas residuales domésticas, también se realizó CW-MFC sin plantar como sistema de control. Las macrófitas *T. orientalis* y *S. validus* pueden fortalecer significativamente la producción de bioenergía en CW-MFC. Las mayores densidades de corriente ($94,27 \text{ mA m}^{-2}$) y potencia ($21,53 \text{ mW m}^{-2}$) se obtuvieron en CW-MFC plantado con *T. orientalis*. Las eficiencias de eliminación de DQO, $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_3\text{-N}$ en CW-MFC plantadas con *S. validus* fueron respectivamente 5,8%, 7,2% y 23,9% más altas que las del sistema no plantado. En particular, el agotamiento de oxígeno en el reactor CW-MFC de *S. validus* durante el ciclo de oscuridad fue mayor que en otros reactores. Los resultados del análisis de secuenciación de alto rendimiento mostraron que se observó una mayor biodiversidad en la rizosfera que la del material anódico, y la abundancia relativa de *Desulfobulbus sp.* y *Geobacter sp.* aparentemente ha sido promovido en las muestras de rizosfera. Sin embargo, se observó una mayor abundancia relativa de bacterias electroquímicamente activas (Proteobacteria) en la superficie del material del electrodo del ánodo. Además, los microbios (*Cytophagales*, *Clostridium sp.* Y *Dechloromonas sp.*, Etc.) que se encuentran en la rizosfera muestran una capacidad para descomponer contaminantes refractarios. Estos contaminantes y raíces de muerte en la parte superior del humedal podrían oxidarse a ácidos grasos, que pueden usarse como aceptores de electrones para promover la generación de bioelectricidad durante el tratamiento de aguas residuales.

Xiang, y Col ^[76] en el año 2018 publicaron “La enmienda de estiércol redujo la absorción de las plantas y mejoró la rizodegradación del éter difenílico 2, 2', 4, 4'-tetrabromado en el suelo” en este artículo comentan que para probar si la enmienda de estiércol en el suelo reduce la absorción de contaminantes orgánicos persistentes por parte de las plantas, se utilizó zanahoria (*Daucus carota* L.) como planta modelo y se seleccionó el éter difenílico 2,2', 4,4'-tetrabrominado (BDE-47) como un modelo de contaminante orgánico persistente para realizar un experimento en macetas con suelo contaminado modificado con estiércol de cerdo compostado. Los resultados mostraron que la concentración y los factores de bioconcentración (FBC) de BDE-47 en la parte comestible de la zanahoria disminuyeron significativamente de $229,7 \pm 28,2$ a $43,4 \pm 20,4$ ng g⁻¹ y de $1,86 \pm 0,5$ a $0,15 \pm 0,03$, respectivamente, al aumentar Dosis de estiércol de cerdo compostado de 0 a 4%. La materia orgánica (MO) derivada del estiércol de cerdo compostado jugó un papel dominante en la reducción de la biodisponibilidad de contaminantes orgánicos persistentes en el suelo. La enmienda de abono de cerdo y el cultivo de zanahoria alteraron conjuntamente la composición de la comunidad bacteriana en el suelo, especialmente en la rizosfera. La rizodegradación de BDE-47 se mejoró del 8,6 al 28,5% con el aumento de la dosis de estiércol de cerdo compostado de 0 a 4%, lo que corresponde a una mayor diversidad de microbios del suelo y a la abundancia de bacterias polibromadas que degradan el éter difenílico (*Sphingomonas*, etc.) en la rizosfera. Este estudio es el primero, hasta donde sabemos, que proporciona una estrategia agronómica eficaz de enmienda del estiércol para reducir la absorción de las plantas y, al mismo tiempo, mejorar la rizodegradación de los contaminantes orgánicos persistentes en el suelo y, por lo tanto, reducir potencialmente los riesgos para la salud humana a través de la ingesta dietética.

Allamin, y Col ^[4] en el año 2020 publicaron “La rizodegradación de suelos contaminados con lodos aceitosos de petróleo utilizando *Cajanus cajan* aumenta la diversidad de la comunidad microbiana del suelo” en el que comentan que la mayoría de los componentes de los lodos oleosos de petróleo (POS) son tóxicos, mutagénicos y causantes de cáncer. A menudo, la biorremediación que utiliza microorganismos se ve obstaculizada por la toxicidad del POS. En esta circunstancia, la fitorremediación es la

principal opción, ya que puede superar la toxicidad del POS. *Cajanus cajan*, una planta leguminosa, se evaluó como un agente fitorremediador para suelos enriquecidos con lodos aceitosos del petróleo. Se utilizaron métodos independientes y dependientes del cultivo para determinar la composición de los microorganismos de la rizosfera. Las tasas de degradación se estimaron gravimétricamente. La población de bacterias heterótrofas totales (THRB) fue significativamente mayor en el suelo no contaminado en comparación con el suelo de la rizosfera contaminada con *C. cajan*, pero la población de bacterias que utilizan hidrocarburos (HUB) fue mayor en el suelo de la rizosfera contaminada. Los resultados muestran que para concentraciones de lodo aceitoso de 1 a 3%, se observó un aumento en el recuento microbiano para todos los tratamientos desde el día 0 a 90 d, con la rizosfera contaminada CR mostrando el mayor aumento significativo ($p < 0,05$) en el recuento microbiano en comparación con otros tratos. El estudio metagenómico se centró en el POS del 3% (p / p) y basado en los índices de abundancia de la comunidad bacteriana calculados mostró un aumento en los valores de los índices Ace, Cho, Shannon (Shannon-Weaver) y Simpson (medido como InvSimpson). en CR3 en comparación con CN3. Los valores de Simpson y Shannon para CR3 fueron más altos que CN3, lo que indica un aumento en la diversidad tras la introducción de *C. cajan* en el suelo contaminado. El gráfico PCoA reveló diferencias a nivel de comunidad entre el control no rizosférico contaminado y la microbiota rizosférica contaminada. El PCoA diferenciaba los dos tratamientos en función de la presencia o ausencia de planta. La composición y el análisis taxonómico de las secuencias amplificadas por microbiota se clasificaron en ocho filos para la no rizosfera contaminada y diez filos para la rizosfera contaminada. La composición bacteriana general de los dos tratamientos varió, ya que la distribución muestra una variación similar entre los dos tratamientos en la distribución del filo. El porcentaje de remoción de hidrocarburo de petróleo total (TPH) después de 90 días de tratamientos con 1, 2, 3, 4 y 5% (p / p) de POS fue 92, 90, 89, 68.3 y 47.3%, respectivamente, lo que indica remoción inhibición a concentraciones de POS más altas. A medida que continúa la búsqueda de plantas verdes de remediación más ecológicas y sostenibles, *C. cajan* muestra un gran potencial en la recuperación de suelos contaminados por puntos de venta. Nuestros hallazgos proporcionarán soluciones a suelos contaminados por puntos de venta y posterior revegetación.

Li, y Col ^[33] en el año 2020 publicaron “Información sobre los mecanismos subyacentes a la rizodegradación eficiente de los HAP en suelos modificados con biocarbón: de las comunidades microbianas a la metabolómica del suelo” en el que mencionan que los efectos combinados de la enmienda de biocarbón y la rizosfera en el microbioma metabólico del suelo durante la remediación del suelo contaminado con hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) siguen siendo desconocidos. En este estudio, se intenta caracterizar una red de degradación de PAH mediante el acoplamiento de la degradación directa de PAH con el ciclo del carbono del suelo. Desde la estructura y funciones de la comunidad microbiana hasta las vías metabólicas, se revela las estrategias de modulación mediante las cuales el biocarbón y la rizosfera se beneficiaron de la degradación de PAH en el suelo. En primer lugar, algunos degradadores de PAH se enriquecieron con biocarbón y la rizosfera, y su combinación promovió la cooperación entre estos degradadores de PAH. Simultáneamente, bajo los efectos combinados del biocarbón y la rizosfera, los genes funcionales que participan en la degradación de PAH aguas arriba se regularon considerablemente. En segundo lugar, hubo fuertes coocurrencias entre los miembros de la comunidad microbiana del suelo y los metabolitos, en particular, algunos degradadores de PAH y los metabolitos, como los productos de degradación de los PAH o los recursos comunes de carbono, se destacaron en las redes. Muestra que el metabolismo general del carbono aguas abajo de la degradación de los PAH también se incrementó en gran medida por los efectos combinados del biocarbón y las raíces de las plantas, mostrando una buena supervivencia del microbioma del suelo y contribuyendo a la biodegradación de los PAH. En conjunto, es probable que tanto el metabolismo del carbono del suelo como la biodegradación directa de los contaminantes sean modulados por los efectos combinados del biocarbón y las raíces de las plantas, beneficiando conjuntamente la degradación de los HAP por el microbioma del suelo. Se vincula la degradación de los PAH con el metabolismo del carbono nativo mediante el acoplamiento de la tecnología de secuenciación y metabolómica del suelo, proporcionando nuevos conocimientos sobre una comprensión sistemática de la degradación de los PAH por el microbioma del suelo autóctono y sus redes.

Sivaram y Col ^[65] publicaron en el año 2020 “Rizodegradación de PAH alterada diferencialmente por plantas C3 y C4” en la que se empleó la pirosecuenciación de ARN ribosómico 16S (ARNr) para caracterizar las comunidades bacterianas que colonizan la rizosfera de plantas con vías fotosintéticas C3 y C4 cultivadas en suelo contaminado con hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) después de 60 y 120 días. Los resultados de este estudio mostraron una clara diferencia en la diversidad bacteriana entre las muestras de rizosfera y no rizosfera y entre las rizosferas de las plantas C3 y C4 después de 120 días. En las rizosferas C3 y C4, se observó un cambio incremental en los géneros bacterianos que degradan los HAP en las muestras del día 120 en comparación con las del día 60. Entre los géneros bacterianos que degradan los HAP, *Pseudomonas* mostró una buena resistencia a los HAP en la rizosfera del día 120 de las plantas C3 y C4. Por el contrario, el género *Sphingomonas* mostró sensibilidad a los HAP en los suelos de rizosfera de 120 días de plantas C3 únicamente. Además, se observó un aumento significativo en los géneros que degradan los PAH a los 120 días en la rizosfera C4 en comparación con la rizosfera C3, lo que se reflejó en una concentración reducida de PAH medida en el suelo remediado con plantas C4 en lugar de plantas C3. Estos resultados sugieren que la rizorremediación de los HAP se regía principalmente por los fotosistemas de las plantas, lo que condujo a diferencias en las secreciones de las raíces que provocaron la variación en la diversidad bacteriana observada en las rizosferas.

Kotoky y Pandey [27] en el año 2021 publicaron “Los atributos genómicos de *Bacillus subtilis* SR1 hidrocarbonoclástico resistente al Cd para la rizodegradación de benzo (a) pireno en condiciones de co-contaminación” se indica que *Bacillus subtilis* SR1 es una bacteria que degrada los hidrocarburos poliaromáticos, resistente a los metales, aislada de sitios contaminados con petróleo. Se informa las características del genoma del aislado que contiene un cromosoma circular (4093 698 pb) anotado en 4155 genes y 4095 proteínas. El análisis del genoma confirmó la presencia de múltiples genes catabólicos: dioxigenasa hidroxilante de anillo aromático (COG2146), hidroxilasa de anillo aromático (COG2368), catecol 2, 3 dioxigenasa (COG2514), 4-hidroxibenzoato descarboxilasa (COG0043), carboxmuconolactona descarboxilasa (COG0599) para el catabolismo de los hidrocarburos aromáticos junto con los genes para la producción de

biosurfactantes y los genes funcionales (czcD y cadA) para la resistencia al cadmio, zinc y cobalto. El análisis de cromatografía de gases y espectroscopía de masas reveló hasta un 35% de degradación in vitro de benzo (a) pireno después de 21 días de crecimiento junto con la producción de diferentes metabolitos intermedios. El análisis de ensayo en maceta en condiciones de invernadero validó la rizodegradación de BaP, que fue significativamente mayor en presencia de asociación planta-microbio (85%) que la degradación en suelo a granel (68%).

Dominguez, Inoue y Chien ^[14] para el año 2020 publicaron “El enfoque hidropónico para evaluar la rizodegradación por el pasto sudan (*Sorghum drummondii*) revela una variabilidad dependiente del pH y de la edad de la planta en la degradación bacteriana de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)” se comenta que la rizodegradación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) es producto de interacciones complejas entre plantas y bacterias. Se estableció un cultivo hidropónico de pasto sudan con el fin de investigar los efectos de la planta en la degradación de los PAH y viceversa a través de cambios en la comunidad bacteriana de la rizosfera. Los resultados mostraron una variabilidad inducida por las plantas en la degradación de los HAP dependiente de un cambio característico en la comunidad bacteriana, con el pH y la edad de la planta como factores determinantes. Además, las comunidades bacterianas con una gran diversidad parecían mitigar los efectos fitotóxicos de la degradación de los PAH, como se observa en la salud general de la planta. La electroforesis en gel de gradiente desnaturizante de reacción en cadena de la polimerasa (PCR-DGGE) y la secuenciación de próxima generación revelaron que, independientemente de la edad de la planta y las condiciones de cultivo, el aumento o la disminución de *Sphingobium sp.* podría dictar el potencial de degradación de los HAP del consorcio bacteriano. En general, este estudio utilizó cultivo hidropónico de pasto sudan para mostrar que las plantas, incluso de la misma especie, pueden suprimir, apoyar o mejorar la degradación de bacterias por HAP según factores específicos.

Hussain, y Col ^[23] en el año 2021 publicaron “Los acondicionadores de suelo mejoran la rizodegradación de los hidrocarburos de petróleo envejecidos y mejoran el crecimiento de *Lolium multiflorum*” en este artículo mencionan que la biorremediación y la

fitorremediación han demostrado potencial para la descontaminación de suelos impactados por hidrocarburos de petróleo. Se sabe que los hidrocarburos totales del petróleo (TPH) inducen fitotoxicidad, reducen la retención de agua en el suelo, asocian la naturaleza hidrófoba y la distribución heterogénea in situ de los contaminantes, limitan la liberación de nutrientes del suelo y reducen la aireación y compactación del suelo. El envejecimiento de los TPH en suelos contaminados dificulta aún más el proceso de degradación. Las enmiendas del suelo pueden promover el crecimiento de las plantas y mejorar la eliminación de TPH del suelo envejecido contaminado. La remediación del suelo envejecido contaminado con TPH se realizó con raigrás italiano, con compost (COM, 5%), biochar (BC, 5%) y la técnica de microorganismos inmovilizados (IMT). Los resultados revelaron que la remoción de hidrocarburos significativamente más alta (40%) se observó en enmiendas mixtas (MAA) que contenían BC + COM + IMT, seguido de COM (36%), en comparación con el control vegetativo y otros tratamientos. La mayor remoción de TPH en el suelo envejecido se corresponde con los efectos rizosféricos estimulados, como lo demuestra la mayor biomasa de raíces (85-159% de aumento) y el recuento bacteriano en comparación con el control de NA. Las acciones fitoestimulantes del biocarbón y el IMT mejoraron la germinación de las semillas del raigrás italiano. La co-enmienda del compost con otros tratamientos mostró una mejora en el estado fisiológico de la planta. Estos resultados sugirieron que el crecimiento de las plantas y la eliminación de TPH de suelos envejecidos y contaminados utilizando BC, COM e IMT pueden mejorar la eficiencia de la biorremediación.

Rajkumari, y Col ^[50] en su publicación del año 2021 titulada “Rizodegradación del pireno por un aislado no patógeno de *Klebsiella pneumoniae* aplicado con *Tagetes erecta* L. y cambios en la comunidad rizobacteriana” en la que se indica que las variantes no clínicas de *Klebsiella pneumoniae*, aisladas de diferentes entornos, son ahora bien reconocidas por su papel en la promoción del crecimiento de las plantas y la biodegradación de contaminantes. Se describe un aislado ambiental no clínico de *K. pneumoniae* AWD5 para la rizorremediación de pireno, aplicado a través de la rizosfera de una planta ornamental, *Tagetes erecta* L (caléndula). La naturaleza no patógena de AWD5 se estableció utilizando un experimento de modelo de ratón in vivo, en el que

AWD5 no pudo causar infección pulmonar en los ratones probados. Se observó que la degradación del pireno, en presencia de succinato como cosustrato, fue del 87,5% por AWD5, después de 21 días de incubación en condiciones in vitro de medio mínimo (Bushnell-Hass). En consecuencia, la inoculación bacteriana a través de la rizosfera de las plantas de *T. erecta* L. resultó en una degradación del pireno del 68,61%, que fue significativamente mayor que el suelo de control. La inoculación de AWD5 también mejoró el crecimiento de las plantas y mostró un aumento en la longitud de la raíz (14,64%), el peso de la raíz seca (80,56%), la longitud de los brotes (3,26%) y el peso de los brotes secos (45,35%) después de 60 días de incubación. *T. erecta* L., una planta ornamental, también resultó adecuada para la biorremediación de pireno. El efecto de la aplicación de AWD5 y el proceso de rizorremediación sobre la diversidad bacteriana de la rizosfera y la estructura de la comunidad se ha estudiado mediante el análisis metagenómico de la región 16S (V3-V4) del rRNA. 37 filos bacterianos constituyeron el microbioma central, que estuvo dominado por Proteobacteria seguido de Actinobacteria, Actinobacteria y Planctomycetes para todos los tratamientos. La inoculación de AWD5 mejoró la abundancia relativa de Firmicutes y Acidobacteria en comparación con otros tratamientos. Se encontró que los géneros *Kaistobacter* y *Verrucomicrobia* eran una población indígena abundante en suelos con pireno. La riqueza y diversidad bacteriana se analizaron mediante el índice de Shannon-Wiener (H). Se observó un índice de diversidad más bajo en suelos con pireno. El análisis de correspondencia canónica (CCA) mostró un posible vínculo con los atributos de crecimiento de las plantas y el contenido de nitrógeno disponible que influye en la diversidad y abundancia de la comunidad bacteriana.

3.9. Fitodesalinización

Dentro de todos los procesos de la fitorremediación, la fitodesalinización corresponde a la más reciente y emergente, es decir que se le está prestando mucha atención y la investigación está demostrando su efectividad; para esto se suele utilizar un grupo de vegetales denominados halófitos, que son especies que soportan altas concentraciones de sales, pero que además de soportar el medio tienen la capacidad de absorber ciertas cantidades que son mucho más altas que las concentraciones presentes en el suelo, esto hace que paulatinamente estas plantas reduzcan la concentración sobre todo de cloruro

de sodio en la matriz edáfica. Existen estimaciones en las cuales algunas especies como la *Suaeda maritima* y *Sesuvium portulacastrum*, pudieron eliminar entre 450 y 500 kg de cloruro de sodio de 1 ha de suelo salino en un periodo de cuatro meses; luego de repetir los procesos de aplicación de estas especies vegetales en el suelo se pudo cultivar otras especies productivas sin mayor problema. Para la región Arequipa y el sur del Perú existe una especie de gramínea denominada *Disticlis spicata*, que podría ser una especie con este potencial al observarse su desarrollo en zonas con alto contenido de cloruro de sodio

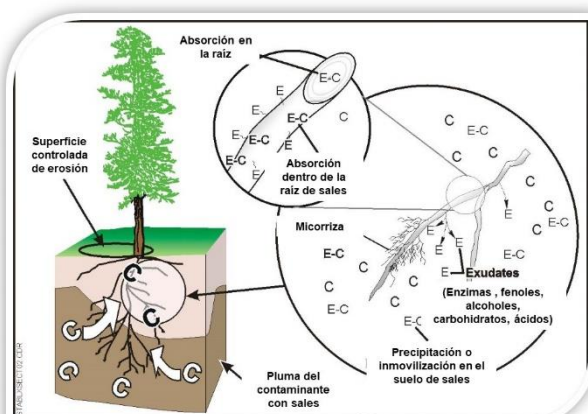


Figura No. 7 Esquema de Fitodesalinización

Nota: tomado de la web y modificado por el autor

En su artículo publicado en el año 2020 Saddhe, y Col ^[54] titulado “Halófitos como recurso potencial para la fitodesalinización” se comenta que, a nivel mundial, los recursos de la tierra cultivable se están degradando debido a factores impulsados por el cambio climático, incluida la salinización del suelo y el agotamiento de los recursos hídricos. Se ha vuelto importante desarrollar estrategias para llevar las zonas costeras y los recursos terrestres degradados a áreas productivas de cultivo. La salinidad es uno de los estreses abióticos que afecta la productividad de las plantas y, por lo tanto, se están haciendo intentos para mejorar los cultivos tolerantes. Entre las diferentes opciones de reutilización, el despliegue de halófitas altamente productivas para la desalinización es un método viable y económico. Los halófitos tienen una capacidad innata para adaptarse al ecosistema salino a través de diferentes mecanismos de exclusión o acumulación de sal. Los cultivos comerciales halofíticos se pueden domesticar a través de programas de mejoramiento convencionales y así mejorar su productividad y tolerancia a la sal.

Varias halófitas y cultivos tolerantes a la sal se han explotado con éxito para el proceso de desalinización, y pocas de las halófitas comerciales se han cultivado en tierras degradadas, lo que sugiere que estas plantas son buenas candidatas para la bioprospección.

Por su lado, Xu, Renault y Yuan ^[78] en el año 2019 publicaron “Fitodesalinización de lixiviados de vertederos utilizando *Puccinellia nuttalliana* y *Typha latifolia*” en donde se menciona que el relleno sanitario se ha utilizado ampliamente para la eliminación de desechos sólidos; sin embargo, la generación de lixiviados puede representar una gran amenaza para el medio ambiente circundante en forma de salinidad del suelo. Se seleccionaron dos plantas nativas de América del Norte *Puccinellia nuttalliana* (alkaligrass) y *Typha latifolia* (totora) para investigar la bioacumulación de sodio (Na⁺) y cloruro (Cl⁻) en condiciones de invernadero controladas. Los tratamientos incluyen el riego de las plantas con fertilizante (F), lixiviado de vertedero (LL) y agua del grifo (control, C). Las plantas cultivadas después de una temporada (12 semanas) se cosecharon separando los tejidos aéreos y las raíces, y se recogió el suelo de cada tratamiento para su análisis. Los resultados muestran que el álcali regado con LL tuvo un 2,13% más de rendimiento de biomasa que el control, pero un 17,63% menos que con F. Sin embargo, la espadaña produjo un 19,70% más de biomasa con el riego de LL que con C y un 3,04% menos en comparación con F. *Alkaligrass* y la espadaña acumularon 6,85 y 7,00 g Na⁺ / Kg de biomasa con el riego de LL, respectivamente. *Alkaligrass* y totora regadas con LL acumularon 120,14% y 94,47% más de Cl⁻ que C. Cuando se riegaron *alkaligrass* y totora con LL, la conductividad eléctrica del suelo se redujo en 71,70% y 45,36%, respectivamente. Se demostró que el uso de halófitas nativas de América del Norte podría ser un enfoque rentable y prometedor para la fitorremediación de lixiviados de vertederos.

Lastiri-Hernández y Col ^[31] en su publicación del 2019 titulada “Fitodesalinización de un suelo moderadamente salino combinado con dos enmiendas inorgánicas” mencionan que la escasez de agua y el aumento de la salinidad son los principales factores ambientales limitantes que inciden directamente en el establecimiento y desarrollo de los cultivos. Se evaluó la capacidad de fitodesalinización de *Sesuvium verrucosum* solo

y en combinación con yeso agrícola ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y Polisul-C, con el fin de remediar un suelo moderadamente salino a nivel de invernadero y en condiciones de no lixiviación. Los tratamientos estudiados fueron los siguientes: T1 (suelo), T2 (suelo + *S. verrucosum*), T3 (suelo + *S. Verrucosum* + Polisul-C), T4 (suelo + *S. verrucosum* + $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Se utilizaron tubos de cloruro de polivinilo (PVC) llenos de 8 kg de suelo arcilloso con una conductividad eléctrica del extracto de pasta de saturación (ECe) de $6.21 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$. Se analizaron muestras de suelo para determinar la ECe y el contenido de cationes solubles e intercambiables (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}). Luego, las plantas halófitas se dividieron en raíces y partes aéreas y se determinó el contenido de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} . En resumen, *S. verrucosum* mostró potencial para desalar su rizosfera. Además, la capacidad de desalación de *S. verrucosum* aumenta significativamente cuando se usa en combinación con cualquiera de las enmiendas probadas. Este aumento ocurrió principalmente en las capas superiores del suelo arcilloso (0-30 cm). $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ demostró ser la enmienda más efectiva, ya que se observó una mayor ganancia de biomasa y una gran acumulación de sodio (Na^+) en la parte aérea de *S. verrucosum* como consecuencia de la mejora de las propiedades físico-químicas del suelo provocadas por este químico.

Lastiri-Hernández y Col ^[30] en el año 2021 publicaron “Adopción de la fitodesalinización como práctica agrícola sostenible para mejorar la productividad de suelos salinos” en el que mencionan que, debido al fuerte impacto de la salinización del suelo en la productividad de los cultivos, la implementación de prácticas agrícolas sostenibles (PAS) como la fitodesalinización tiene como objetivo revertir sus efectos. Si bien esta práctica se utiliza en la mayoría de los países del Medio Oriente, México acaba de comenzar a vislumbrar sus beneficios y potencial. Este estudio evaluó los factores que promueven la adopción de la fitodesalinización entre los productores agrícolas del municipio de Villamar, México. Se diseñaron y aplicaron doscientos cuarenta y cinco encuestas semiestructuradas a los agricultores que participaron en diversos eventos para difundir la práctica de la fitodesalinización. Se recopiló información sobre las características socioeconómicas / demográficas y los niveles de afectación de sus parcelas por efectos de la salinidad. Mediante una regresión logística con restricción de Lasso, se evaluaron los factores que influyen en las decisiones de los agricultores de

adoptar la fitodesalinización en sus modelos productivos específicos. Los resultados muestran que más del 87% de los agricultores encuestados son hombres, que su edad promedio es de 52 años, que más del 82% tiene como máximo una educación primaria o secundaria, que el tamaño promedio de las parcelas en el área de estudio es de aproximadamente 4 ha, que más del 76% de los agricultores son nativos de la zona y que aproximadamente el 84% utiliza su producción exclusivamente para la venta. Según el modelo empleado [predicción del 90% y AUC (área bajo la curva) de 0,97], los agricultores encuestados están influenciados principalmente por factores institucionales (consejos para implementar la desalinización), organizativos (habilidades y competencias para difundir especies halófitas de acuerdo con la parcela). Longitud y acceso a plantas halófitas) y factores económicos (tiempo para implementar la fitodesalinización). Se recomienda la promoción de este enfoque y el compromiso de las distintas instituciones de la región para que los agricultores puedan ampliar su conocimiento de los PAE a través de un enfoque estratégico integral que les permita abordar sus desafíos específicos.

Miranda y Col ^[39] en el año 2021 publicaron. “Fitodesalinización y acondicionadores químicos y orgánicos para recuperar las propiedades químicas del suelo salino-sódico” donde mencionan que los suelos de las regiones semiáridas se han degradado por la salinización. El uso de acondicionadores químicos encarece mucho este manejo. Como alternativa, se pueden utilizar acondicionadores orgánicos con plantas adaptadas a las sales y fitorremediación, como *Atriplex nummularia* Lindl. Se evaluó el uso de fitorremediación y acondicionadores químicos y orgánicos en la recuperación de atributos químicos de un suelo salino-sódico en el noreste de Brasil. Se realizó un estudio probando *A. nummularia* con la aplicación de acondicionadores químicos (yeso y polímero aniónico) y orgánicos (estiércol bovino y ovino), y un tratamiento control. El experimento se llevó a cabo durante 18 meses con muestreo de suelo a los 6, 12 y 18 meses. Los tratamientos no modificaron el pH pero fueron efectivos para reducir la conductividad eléctrica. Todos los tratamientos redujeron la relación de adsorción de sodio y el porcentaje de sodio intercambiable. El uso de *A. nummularia* y acondicionadores orgánicos fue tan eficiente como el uso de acondicionadores químicos para mejorar los atributos químicos del suelo, lo que sugiere el uso de estas técnicas en

el manejo de la degradación del suelo por salinización. Nuestro estudio también sugiere que los patrones estacionales locales y las características físicas de los suelos influyen en la efectividad de *Atriplex* y acondicionadores en la extracción y dinámica de sales. La fitorremediación puede ser complementaria al uso de acondicionadores orgánicos producidos en la finca, haciendo que la gestión sea más sostenible.

Islam, Hosen y Uddin ^[24] en el año 2019 publicaron “Fitodesalinización de agua salina mediante *Ipomoea aquatica*, *Alternanthera philoxeroides* y *Ludwigia adscendens*” donde se comenta que se ha realizado un experimento hidropónico para la desalinización de agua salina mediante el cultivo de *Ipomoea aquatica*, *Alternanthera philoxeroides* y *Ludwigia adscendens* a un nivel de salinidad de 0 a 7 dS m⁻¹. Se recolectaron muestras de agua a intervalos de 15 días y las plantas se recolectaron después de 45 días. Se separaron en raíz, tallo y hoja. El valor de EC disminuyó en el agua con el aumento del tiempo para todas las halófitas. La raíz y la hoja contienen mayores cantidades de sodio en comparación con las del tallo. La mayor acumulación de sodio se encontró en la raíz de *A. philoxeroides* (145,63 g kg⁻¹); sin embargo, *Ipomoea aquatica* tiene una alta capacidad de fitodesalinización (130 kg Na + ha⁻¹) debido a la alta productividad que *A. philoxeroides* (105 kg Na + ha⁻¹) y *L. adscendens* (80 kg Na + ha⁻¹). Los factores de bioconcentración (56,10–80,29) y los valores de los factores de translocación (> 1) indicaron que estas halófitas eran buenos acumuladores de sodio. Los valores de la ración de adsorción de sodio se encuentran entre 16.8-18 a 3 dS m⁻¹ y 20-25.5 a 5 y 7 dS m⁻¹ mostraron que estas halófitas mejoraron la calidad del agua para riego. La variación anatómica de las imágenes celulares microscópicas ilustró que las células mesofílicas esponjosas junto con las células subestomáticas en los vasos de la hoja y la xilema junto con el secuestro vacuolar podrían ser responsables de la acumulación de Na en el tallo de estas halófitas.

Muchate, y Col ^[40] en el año 2018 publicaron. “Evaluación de *Spinacia oleracea* (L.) para fitodesalinización y producción aumentada de metabolito bioactivo, 20-hidroxiecdisona” se menciona que se estudiaron las características adaptativas de *Spinacia oleracea* a diferentes niveles de salinidad, su uso en desalación y producción de 20-hidroxiecdisona. Las plantas mostraron una supervivencia de hasta EC 12 dS / m

con un crecimiento reducido en comparación con el control. La tasa neta de fotosíntesis, la transpiración, la conductancia estomática y la eficiencia en el uso del agua de las plantas tratadas con sal disminuyen con el aumento del estrés por salinidad. Se observaron mayores actividades enzimáticas antioxidantes y acumulación de solutos compatibles en plantas tratadas con sal como función del ajuste osmótico. Se observó un secuestro significativo de Na^+ y una relación Na / K con el aumento del estrés salino en comparación con el control. Dado que la planta acumula un metabolito secundario bioactivo 20-Hydroxyecdysone (20E), observamos un contenido significativo de 20E en plantas cultivadas a $\text{EC } 4\text{--}12 \text{ dS / m}$ en comparación con el control. Además, un experimento de campo preliminar mostró una reducción significativa en la conductividad eléctrica del suelo en 1.8 ds / m después de 90 días de crecimiento de la planta con secuestro de Na^+ en la biomasa de la planta. Posteriormente a este período de crecimiento, el suelo fitodesalinizado apoyó el crecimiento significativo de un glúcorito (arroz). Nuestros resultados sugieren que *S. oleracea* puede adaptarse a condiciones salinas con defensa antioxidante y ajuste osmótico. La planta se puede utilizar como un candidato potencial para la desalinización y también para mejorar la producción de 20-hidroxiecdisona.

Sarath, y Col ^[58] en el año 2021 publicaron. “Halófitos como herramienta eficaz para la fitodesalinización y la recuperación de tierras” en el que se comenta que la salinidad ha sido una gran amenaza para los campos agrícolas tanto en áreas áridas como semiáridas. Durante las últimas décadas se ha intentado impartir tolerancia a la salinidad en las plantas de cultivo, pero la mayor parte de la investigación no fue fructífera. En este escenario, se sugiere que las halófitas con un potencial inherente para sobrevivir en condiciones salinas extremas sean un recurso para la desalinización efectiva de las tierras agrícolas afectadas por la sal. El proceso en el que las plantas se utilizan como agentes de desalinización se denomina fitodesalinización. Los halófitos adquieren varias estrategias morfológicas y fisiológicas de adaptación a la salinidad, como la exclusión de sal, la excreción de sal y la compartimentación efectiva, para mitigar el exceso de iones de sal. Además, investigaciones recientes también han revelado las estrategias moleculares detrás de la regulación de procesos metabólicos básicos como la fotosíntesis, la transpiración, la regulación de los movimientos estomáticos y la

absorción de iones de sal bajo estrés por salinidad. Se caracterizaron varios genes tolerantes a la sal a partir de halófitos y se han incorporado con éxito en muchas plantas de cultivo. La fitodesalinización con halófitas será un enfoque sostenible en el campo de la agricultura en tierras salinas y también será útil para la recuperación de tierras afectadas por sal.

Siahouei, y Col ^[64] en el año 2020 publicaron “Potencial de *Cyperus alternifolius*, *Amaranthus retroflexus*, *Closia cristata* y *Bambusa vulgaris* para fitodesalinización y contaminantes emergentes fitorremediados; Información sobre la tecnología de camas flotantes” en el que se consideró el potencial de diferentes plantas acuáticas y terrestres (*Cyperus alternifolius*, *Amaranthus retroflexus*, *Closia cristata* y *Bambusa vulgaris*) para la fitorremediación de contaminantes y la fitodesalinización a través del sistema de lecho flotante. Cuando las plantas de *Cyperus alternifolius* fueron expuestas a atrazina 20 mg L⁻¹ (, OPC-LD) 20 mg L⁻¹ (, OPC-LD) 50 mg L⁻¹ (, flúor) 3.5 mg L⁻¹ (, y 1-4 Dioxano) 25 mg L⁻¹ , en un sistema de lecho flotante de tratamiento con mesocosmos, las eficiencias de fitorremediación fueron 91.28 ± 6.35%, 82.33 ± 2.51%, 75.67 ± 3.05%, 62.28 ± 5.77% y 42.29 ± 2.27% respectivamente. Cuando las plantas de *Amaranthus retroflexus* fueron expuestas a metformina) 20 y 50 mg L⁻¹ (y OCP-LD) 20 y 50 mg L⁻¹ (, 63 ± 5.24%, 58.4 ± 2.11%, 38 ± 1.73% y 29 ± 01% de los contaminantes fueron removidos. En el caso de *Closia cristata*, la mayor eficiencia correspondió a la metformina con una concentración de 50 mg L⁻¹. Los resultados mostraron que en agua que contiene NaCl en un rango de 1000 a 2000 mg L⁻¹, *Bambusa vulgaris* con una eficiencia de aproximadamente 32,62 ± 4,65% es un buen candidato para la fitodesalinización. En consecuencia, *C. alternifolius*, una planta de crecimiento rápido con una buena estabilidad ecológica en agua contaminada, puede absorber contaminantes y se mantiene saludable después del período de tratamiento.

4. PERSPECTIVAS FUTURAS

La revisión y el análisis de los artículos observados en los acápite es anteriores nos muestran claramente que la aplicación de esta tecnología de biorremediación que se conoce con el nombre de fitorremediación se encuentra más desarrollado en países de América del Norte, Asia y Europa; esto trae consigo que la mayor parte de las especies

vegetales que han sido reportados en los mencionados estudios, sean especies provenientes de esas zonas; sin embargo, existe una muy alta probabilidad de encontrar especies equivalentes en nuestro país y nuestra región, esto basado en el criterio de que somos un país mega diverso respecto a nuestras especies tanto de flora y de fauna.

No se ha encontrado artículos netamente relacionados con el proceso de fitorremediación para nuestro país o nuestra región, por lo que la primera propuesta establecida es el inicio de una línea de investigación, que al igual que la investigación que alcanzo el premio a la innovación 2022, en el parque industrial rio seco por la identificación de bacterias por su capacidad que tienen de reducir el cromo VI a cromo III, pero esta vez únicamente basado en la fitorremediación; esta línea debería ser liderada por los profesionales egresados de ingeniería biotecnológica, ya que al ser un proceso de bío remediación, necesita el perfil, las competencias y dominio tanto de la parte biológica y botánica de las especies consideradas como remediadores, como el concepto ingenieril de la contaminación y del retiro de las contaminantes de los medios en los cuales se encuentra presente.

Se debe iniciar por la identificación de especies con potencial de fitorremediación para los diferentes ambientes en los cuales exista una contaminación comprobada; por ejemplo, un lugar importante sería el espacio en el cual se encuentran emplazados los relaves mineros; es cierto que sobre el propio relaves no se va a encontrar ninguna especie vegetal, sin embargo, a medida que nos alejamos de él empiezan a aparecer las primeras especies, que al entender de los procesos fisiológicos son las que van a tener capacidad de soportar los elementos contaminantes y muy probablemente ejerzan efectos de remoción de ellos, justamente los trabajos de investigación tendrían que estar relacionados con la posibilidad de determinar si hay remoción del contaminante presente en la relavera.

Para este caso específico se podría proponer el siguiente protocolo resumido para el desarrollo de la investigación correspondiente:

Ubicación y geo referenciación de suelos impactados

Utilizando herramientas digitales, como por ejemplo el Google Earth, se debe ubicar la relavera determinar algunas características que permitan conocer hacia qué lado se da el flujo de líquido acumulado en la misma, en otras palabras, se debe definir la pendiente; por otro lado, la ayuda de las herramientas digitales permitirá también establecer el área del emplazamiento de la mencionada relavera para tener una idea de toda la zona afectada por la acumulación de contaminantes de ella.

Levantamiento de información de campo

luego del análisis de la ubicación de la geo referenciación de la relavera, sería necesario realizar visitas de campo, con el fin de poder visualizar las diferentes coberturas vegetales que se encuentran como por ejemplo en el entorno de una relavera, considerando siempre la parte baja de la pendiente de la misma a la cual se le denomina frente; se espera que en la zona de emplazamiento de la relavera no exista vegetación, sin embargo es muy probable que a medida que nos alejemos del frente vayan apareciendo algunas especies vegetales las cuales deben ser identificadas; sobre estas especies vegetales se debe desarrollar un análisis relacionado a su dominancia, es decir, a las especies que tenga mayor cantidad de individuos en la zona ya que se podría presumir que son las especies que tienen mayor potencial para sobrevivir a los contaminantes y por ende probablemente absorberlos, metabolizarlos, etc. para ello es importante considerar el desarrollo de transectos perpendiculares al frente de la relavera, estos transectos no deben ser mayores de 100 m, con un ancho aproximado de 25 m; dentro de este transecto se contabilizan los individuos de cada una de las especies identificadas; el primer transecto considerado suele ser denominado como transecto “A”, inmediatamente después de él se instala 1 segundo transecto con las mismas características, en el cual se desarrollan las mismas actividades a éste se le denomina transecto “B”, y así se continúa dependiendo de la formación vegetal que cual se haya desarrollado al frente de la relavera, pueden considerarse hasta cuatro o cinco transectos, sobre estos transectos se realiza el análisis estadístico de las especies que tiene mayor abundancia de individuos, estas podrían ser dos o tres; sobre estas especies

se procede a hacer trabajo en laboratorio.

Caracterización fisicoquímica de los suelos impactados.

La composición química de los suelos es variable de acuerdo a la actividad que se desarrolle, no es lo mismo una relavera de una mina de cobre, que de una mina de oro; por lo tanto es importante conocer los componentes de la misma; en la actualidad es bastante sencillo poder realizar análisis de los componentes sobre todo relacionados con metales pesados o la presencia de cianuro su otros componentes tóxicos; el método económicamente viable corresponde a los análisis en el ICP-masa, el cual permite detectar toda una corrida de metales pesados, estos metales tienen que ser comparados con los valores establecidos como normales, para poder saber cuál de ellos se encuentran en concentraciones elevadas y que pueda generar problemas al ambiente; de esta manera se fijan los metales pesados u otros componentes químicos que vienen a ser los contaminantes objetivo a ser removidos a través de la fitorremediación; estos metales suele ser variables, por ejemplo en el caso de las mineras de oro la presencia del cianuro o del mercurio resulta siendo importante; por su parte la minería del cobre suele generar una mayor variedad de metales pesados dentro de los cuales puede predominar el arsénico, o el cadmio.

Trabajo de laboratorio

El trabajo de laboratorio se basa en realizar el cultivo de las especies vegetales identificadas como potenciales fitorremediadores y exponerlas a concentraciones variables de los metales pesados que probablemente estén generando los problemas; luego de algún tiempo de desarrollo del vegetal se deben tomar muestras para detectar estos metales pesados a nivel del sustrato, la raíz, el tallo y las hojas de la planta; esto permitirá determinar en qué parte del vegetal se lleva a cabo la concentración del metal problema y cuáles son los porcentajes de remoción de la misma sobre el contaminante. Otro ambiente el cual podría ser utilizado potencialmente para identificar especies fitorremediadores, correspondería a los lugares donde existen los botaderos de residuos sólidos, la estrategia sería similar al anterior, lo que hay que tener en cuenta en este caso

es que la descomposición de los residuos sólidos genera un líquido que se conoce con el nombre del lixiviado y que en muchos casos transporta metales pesados y otros contaminantes que suelen ser muy peligrosos para el medio ambiente y que en muchos casos tienden a contaminar aguas subterráneas; por lo que las especies presentes deben ser evaluadas en su capacidad de fitoestabilización o de fitoextracción si fuere el caso.

Existen zonas donde ya se ha detectado la presencia de algún tipo de metal, como por ejemplo el caso del selenio, en ella se pueden utilizar diferentes especies para poder remover el metal y poder poner en uso estas zonas para agricultura o pastoreo según la necesidad de las comunidades que se encuentran involucradas con estos terrenos.



5. CONCLUSIONES

Luego del análisis bibliográfico correspondientes se ha determinado que no existen grupos taxonómicos predominantes para ser utilizados en la fitorremediación del suelo, de hecho, existe una ligera predilección por el grupo denominados monocotiledóneas, sin embargo, existe un buen número de dicotiledóneas también utilizadas para los procesos de fitorremediación; para el caso de Arequipa se reporta a *Disticlis spicata* como especie de potencial desalinización como único reporte

Al igual que en el caso de suelo en agua también existe una enorme variedad de taxones dentro del grupo de los vegetales que son utilizados para los procesos de fitorremediación, existen especies desde el grupo de las algas hasta el grupo de las denominadas Magnoliofitas; llevando a cabo los procesos de fitorremediación descritos en el documento que corresponden a: fitoextracción, fitofiltración o rizofiltración, fitoestabilización, fitovolatilización, fitodegradación, Rizodegradacion y fitodesalinización.

Al querer identificar las características fisiológicas de cada una de las especies relacionadas con los procesos de fitorremediación y su contaminante involucrado, se establece que esto es sumamente variable, hay participación desde la denominada rizosfera, que corresponde al conjunto de organismos que viven asociados a la raíz a una distancia aproximada de 10 a 100 mm, y en la cual existe una interrelación también con exudados que genera la planta los mismos que están compuestos por enzimas, fenoles, carbohidratos, alcoholes, etc. por otro lado al interior de la planta se da una serie de fenómenos relacionados con el almacenamiento de los contaminantes, o para el caso específico de la fitodegradación y fitovolatilización acciones enzimáticas que lo que hacen es desintegrar al contaminante que normalmente es de naturaleza orgánica.

Luego de desarrollar la revisión, se establece que las aproximaciones teóricas respecto a las características fisiológicas se encuentran relacionadas básicamente con la fitoextracción, fitoextracción, fitofiltración o rizofiltración, fitoestabilización, fitovolatilización, fitodegradación, Rizodegradacion y fitodesalinización.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. Abdurrahman Abubakar Shawai Sa S, Rimi adatu, Abdurrahman Abubakar Shawai S, Ibrahim Muktar H, Garba Bataiya A, Imam Abdullahi I, et al. Ado Garba Bataiya, Idris Imam Abdullahi, Ibrahim Muhammad Shamsuddin, Abba Shehu Yahaya, Maimua Suleiman. A Review on Heavy Metals Contamination in Water and Soil: Effects, Sources and Phytoremediation Techniques. *Int J Miner Process Extr Metall* [Internet]. 2017 [cited 2021 Nov 22];2(2):21–7. Available from: <http://www.sciencepublishinggroup.com/j/ijmpem>
2. Ahila KG, Ravindran B, Muthunarayanan V, Nguyen DD, Nguyen XC, Chang SW, et al. Phytoremediation potential of freshwater macrophytes for treating dye-containing wastewater. *Sustain*. 2021;13(1):1–13.
3. Ali S, Abbas Z, Rizwan M, Zaheer IE, Yavas I, Ünay A, et al. Application of Floating Aquatic Plants in Phytoremediation of Heavy Metals Polluted Water: A Review. *Sustain* 2020, Vol 12, Page 1927 [Internet]. 2020 Mar 3 [cited 2021 Nov 22];12(5):1927. Available from: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/5/1927/htm>
4. Allamin IA, Halmi MIE, Yasid NA, Ahmad SA, Abdullah SRS, Shukor Y. Rhizodegradation of Petroleum Oily Sludge-contaminated Soil Using *Cajanus cajan* Increases the Diversity of Soil Microbial Community. *Sci Reports* 2020 101 [Internet]. 2020 Mar 5 [cited 2021 Nov 24];10(1):1–11. Available from: <https://www.nature.com/articles/s41598-020-60668-1>
5. Antoniadis V, Shaheen SM, Stärk HJ, Wennrich R, Levizou E, Merbach I, et al. Phytoremediation potential of twelve wild plant species for toxic elements in a contaminated soil. *Environ Int*. 2021;146(October 2020).
6. Arya SS, Devi S, Angrish R, Singal I, Rani K. Soil Reclamation Through Phytoextraction and Phytovolatilization. *Volatiles Food Secur Role Volatiles Agro-Ecosystems* [Internet]. 2017 Dec 6 [cited 2021 Nov 24];25–43. Available from: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-981-10-5553-9_3

7. Awa SH, Hadibarata T. Removal of Heavy Metals in Contaminated Soil by Phytoremediation Mechanism: a Review. *Water, Air, Soil Pollut* 2020 2312 [Internet]. 2020 Jan 21 [cited 2021 Nov 22];231(2):1–15. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-020-4426-0>
8. Bandehali S, Miri T, Onyeaka H, Kumar P. Current state of indoor air phytoremediation using potted plants and green walls. *Atmosphere (Basel)*. 2021;12(4).
9. Cameselle C, Gouveia S, Cabo A. Sustainable Phytoremediation of Soils Enhanced with Electric Field. *Int J Geosynth Gr Eng* [Internet]. 2021;7(2):1–8. Available from: <https://doi.org/10.1007/s40891-021-00278-7>
10. Chaney RL, Li Y-M, Brown SL, Homer FA, Malik M, Angle JS, et al. Improving Metal Hyperaccumulator Wild Plants to Develop Commercial Phytoextraction Systems: Approaches and Progress. *Phytoremediation Contam Soil Water* [Internet]. 2020 Nov 25 [cited 2021 Nov 22];129–58. Available from: <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9780367803148-7/improving-metal-hyperaccumulator-wild-plants-develop-commercial-phytoextraction-systems-approaches-progress-rufus-chaney-yin-ming-li-sally-brown-faye-homer-minnie-malik-scott-angle-alan-baker-roger-reeves-mel-chin>
11. Chlebek D, Hupert-Kocurek K. ENDOPHYTIC BACTERIA IN THE PHYTODEGRADATION OF PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS/ BAKTERIE ENDOFITYCZNE W FITODEGRADACJI TOKSYCZNYCH ZANIECZYSZCZEN ORGANICZNYCH. *Adv Microbiol* [Internet]. 2019 Mar 1 [cited 2021 Nov 24];58(1):70–90. Available from: <https://go.gale.com/ps/i.do?p=AONE&sw=w&issn=00794252&v=2.1&it=r&id=GALE%7CA657388591&sid=googleScholar&linkaccess=fulltext>
12. Corzo Remigio A, Chaney RL, Baker AJM, Edraki M, Erskine PD, Echevarria G, et al. Phytoextraction of high value elements and contaminants from mining and mineral wastes: opportunities and limitations. *Plant Soil* 2020 4491 [Internet]. 2020 Mar 21 [cited 2021 Nov 22];449(1):11–37. Available from:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-020-04487-3>

13. Cui H, Li H, Zhang S, Yi Q, Zhou J, Fang G, et al. Bioavailability and mobility of copper and cadmium in polluted soil after phytostabilization using different plants aided by limestone. *Chemosphere*. 2020 Mar 1;242:125252.
14. Dominguez JJA, Inoue C, Chien MF. Hydroponic approach to assess rhizodegradation by sudangrass (*Sorghum x drummondii*) reveals pH- and plant age-dependent variability in bacterial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *J Hazard Mater*. 2020 Apr 5;387:121695.
15. Ely CS, Smets BF. Bacteria from wheat and cucurbit plant roots metabolize PAHs and aromatic root exudates: Implications for rhizodegradation. <http://dx.doi.org/101080/1522651420171303805> [Internet]. 2017 Oct 3 [cited 2021 Nov 24];19(10):877–83. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2017.1303805>
16. Galal TM, Eid EM, Dakhil MA, Hassan LM. Bioaccumulation and rhizofiltration potential of *Pistia stratiotes* L. for mitigating water pollution in the Egyptian wetlands. <https://doi.org/101080/1522651420171365343> [Internet]. 2018 Apr 16 [cited 2021 Nov 22];20(5):440–7. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2017.1365343>
17. Gong X, Huang D, Liu Y, Zou D, Hu X, Zhou L, et al. Nanoscale zerovalent iron, carbon nanotubes and biochar facilitated the phytoremediation of cadmium contaminated sediments by changing cadmium fractions, sediments properties and bacterial community structure. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2021;208.
18. Gong Y, Chen J, Pu R. The enhanced removal and phytodegradation of sodium dodecyl sulfate (SDS) in wastewater using controllable water hyacinth. <https://doi.org/101080/1522651420191606779> [Internet]. 2019 Sep 19 [cited 2021 Nov 24];21(11):1080–9. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2019.1606779>
19. Guarino F, Miranda A, Castiglione S, Cicatelli A. Arsenic phytovolatilization

- and epigenetic modifications in *Arundo donax* L. assisted by a PGPR consortium. *Chemosphere*. 2020 Jul 1;251:126310.
20. Gutierrez-Gines MJ, Alizadeh H, Alderton E, Ambrose V, Meister A, Robinson BH, et al. Phytoremediation of microbial contamination in soil by New Zealand native plants. *Appl Soil Ecol* [Internet]. 2021;167:104040. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104040>
 21. He Y, Langenhoff AAM, Sutton NB, Rijnaarts HHM, Blokland MH, Chen F, et al. Metabolism of Ibuprofen by *Phragmites australis*: Uptake and Phytodegradation. *Environ Sci Technol* [Internet]. 2017 Apr 18 [cited 2021 Nov 24];51(8):4576–84. Available from: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.7b00458>
 22. Hejna M, Onelli E, Moscatelli A, Bellotto M, Cristiani C, Stroppa N, et al. Heavy-metal phytoremediation from livestock wastewater and exploitation of exhausted biomass. *Int J Environ Res Public Health*. 2021;18(5):1–16.
 23. Hussain F, Khan AHA, Hussain I, Farooqi A, Muhammad YS, Iqbal M, et al. Soil conditioners improve rhizodegradation of aged petroleum hydrocarbons and enhance the growth of *Lolium multiflorum*. *Environ Sci Pollut Res* 2021 [Internet]. 2021 Sep 8 [cited 2021 Nov 24];1–13. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-16149-7>
 24. Islam MS, Hosen MML, Uddin MN. Phytodesalination of saline water using *Ipomoea aquatica*, *Alternanthera philoxeroides* and *Ludwigia adscendens*. *Int J Environ Sci Technol* 2018 162 [Internet]. 2018 May 21 [cited 2021 Nov 24];16(2):965–72. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-018-1705-z>
 25. Ivorra L, Cardoso PG, Chan SK, Cruzeiro C, Tagulao KA. Can mangroves work as an effective phytoremediation tool for pesticide contamination? An interlinked analysis between surface water, sediments and biota. *J Clean Prod* [Internet]. 2021;295:126334. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126334>

26. Kanwar VS, Sharma A, Srivastav AL, Rani L. Phytoremediation of toxic metals present in soil and water environment: a critical review. *Environ Sci Pollut Res* 2020 2736 [Internet]. 2020 Sep 27 [cited 2021 Nov 22];27(36):44835–60. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-020-10713-3>

27. Kotoky R, Pandey P. The genomic attributes of Cd-resistant, hydrocarbonoclastic *Bacillus subtilis* SR1 for rhizodegradation of benzo(a)pyrene under co-contaminated conditions. *Genomics*. 2021 Jan 1;113(1):613–23.

28. Kurade MB, Ha YH, Xiong JQ, Govindwar SP, Jang M, Jeon BH. Phytoremediation as a green biotechnology tool for emerging environmental pollution: A step forward towards sustainable rehabilitation of the environment. *Chem Eng J* [Internet]. 2021;415(February):129040. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129040>

29. Lan MM, Liu C, Liu SJ, Qiu RL, Tang YT. Phytostabilization of Cd and Pb in Highly Polluted Farmland Soils Using Ramie and Amendments. *Int J Environ Res Public Heal* 2020, Vol 17, Page 1661 [Internet]. 2020 Mar 4 [cited 2021 Nov 24];17(5):1661. Available from: <https://www.mdpi.com/1660-4601/17/5/1661/htm>

30. Lastiri-Hernández MA, Álvarez-Bernal D, Moncayo-Estrada R, Cruz-Cárdenas G, Silva García JT. Adoption of phytodesalination as a sustainable agricultural practice for improving the productivity of saline soils. *Environ Dev Sustain* 2020 236 [Internet]. 2020 Sep 29 [cited 2021 Nov 24];23(6):8798–814. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10668-020-00995-5>

31. Lastiri-Hernández MA, Alvarez-Bernal D, Bermúdez-Torres K, Cárdenas GC, Ceja-Torres LF. Phytodesalination of a moderately saline soil combined with two inorganic amendments. *Bragantia* [Internet]. 2019 Dec 13 [cited 2021 Nov 24];78(4):579–86. Available from: <http://www.scielo.br/j/brag/a/rNFkCMrDZVDfhSGjSBNYnQj/?lang=en&format=html>

32. Li M, He W, Han Z, Zhou M, Chen X, Li Y. Mechanism analysis of the phytotoxicity and phytodegradation of PCBs based on the 2D-QASR model and sensitivity analysis method. *J Environ Chem Eng*. 2021 Oct 1;9(5):106241.
33. Li X, Song Y, Bian Y, Gu C, Yang X, Wang F, et al. Insights into the mechanisms underlying efficient Rhizodegradation of PAHs in biochar-amended soil: From microbial communities to soil metabolomics. *Environ Int*. 2020 Nov 1;144:105995.
34. Li Y, Wang Y, Khan MA, Luo W, Xiang Z, Xu W, et al. Effect of plant extracts and citric acid on phytoremediation of metal-contaminated soil. *Ecotoxicol Environ Saf* [Internet]. 2021;211:111902. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111902>
35. Liu Y, Xu H, Yu C, Zhou G. Multifaceted roles of duckweed in aquatic phytoremediation and bioproducts synthesis. *GCB Bioenergy*. 2021;13(1):70–82.
36. Liu Z, Chen B, Wang L, Urbanovich O, Nagorskaya L, Li X, et al. A review on phytoremediation of mercury contaminated soils. *J Hazard Mater*. 2020 Dec 5;400:123138.
37. Luo JS, Zhang Z. Mechanisms of cadmium phytoremediation and detoxification in plants. *Crop J* [Internet]. 2021;9(3):521–9. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cj.2021.02.001>
38. Meitei MD, Prasad MNV. Potential of *Typha latifolia* L. for phytofiltration of iron-contaminated waters in laboratory-scale constructed microcosm conditions. *Appl Water Sci* [Internet]. 2021 Feb 13 [cited 2021 Nov 22];11(2):1–10. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-020-01339-4>
39. Miranda MFA, Freire MBG dos S, Almeida BG de, Freire FJ, Pessoa LGM, Freire AG. Phytodesalination and chemical and organic conditioners to recover the chemical properties of saline-sodic soil. *Soil Sci Soc Am J* [Internet]. 2021 Jan 1 [cited 2021 Nov 24];85(1):132–45. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/saj2.20173>

40. Muchate NS, Rajurkar NS, Suprasanna P, Nikam TD. Evaluation of *Spinacia oleracea* (L.) for phytodesalination and augmented production of bioactive metabolite, 20-hydroxyecdysone. <https://doi.org/10.1080/1522651420181452184> [Internet]. 2018 Aug 24 [cited 2021 Nov 24];20(10):981–94. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2018.1452184>
41. Mustafa HM, Hayder G. Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Eng J* [Internet]. 2021;12(1):355–65. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.05.009>
42. Nebeská D, Trögl J, Ševců A, Špánek R, Marková K, Davis L, et al. *Miscanthus x giganteus* role in phytodegradation and changes in bacterial community of soil contaminated by petroleum industry. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2021 Nov 1;224:112630.
43. Ng YS, Chan DJC. The enhancement of treatment capacity and the performance of phytoremediation system by fed batch and periodic harvesting. *RSC Adv*. 2021;11(11):6049–59.
44. Nguyen TQ, Sesin V, Kisiala A, Emery RJN. Phytohormonal Roles in Plant Responses to Heavy Metal Stress: Implications for Using Macrophytes in Phytoremediation of Aquatic Ecosystems. *Environ Toxicol Chem*. 2021;40(1):7–22.
45. Olguín EJ, García-López DA, González-Portela RE, Sánchez-Galván G. Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery. *Sci Total Environ*. 2017 Aug 15;592:326–33.
46. Patel E, Modi N. A review of phytoremediation Genetic structure analysis of Gum yielding plant View project Evaluation of tourism carrying capacity for enforciability of regulatory framework in gujarat View project. *J Pharmacogn Phytochem* [Internet]. 2018 [cited 2021 Nov 22];7(4):1485–9. Available from: <https://www.researchgate.net/publication/337049455>
47. Pawlik M, Płociniczak T, Thijs S, Pintelon I, Vangronsveld J, Piotrowska-Seget

- Z. Comparison of Two Inoculation Methods of Endophytic Bacteria to Enhance Phytodegradation Efficacy of an Aged Petroleum Hydrocarbons Polluted Soil. *Agron* 2020, Vol 10, Page 1196 [Internet]. 2020 Aug 14 [cited 2021 Nov 24];10(8):1196. Available from: <https://www.mdpi.com/2073-4395/10/8/1196/htm>
48. Polińska W, Kotowska U, Kiejza D, Karpińska J. Insights into the Use of Phytoremediation Processes for the Removal of Organic Micropollutants from Water and Wastewater; A Review. *Water* 2021, Vol 13, Page 2065 [Internet]. 2021 Jul 29 [cited 2021 Nov 22];13(15):2065. Available from: <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/15/2065/htm>
 49. Radziemska M, Bęś A, Gusiati ZM, Cerdà A, Mazur Z, Jeznach J, et al. The combined effect of phytostabilization and different amendments on remediation of soils from post-military areas. *Sci Total Environ*. 2019 Oct 20;688:37–45.
 50. Rajkumari J, Choudhury Y, Bhattacharjee K, Pandey P. Rhizodegradation of Pyrene by a Non-pathogenic *Klebsiella pneumoniae* Isolate Applied With *Tagetes erecta* L. and Changes in the Rhizobacterial Community. *Front Microbiol*. 2021 Feb 23;12:145.
 51. Razmi B, Ghasemi-Fasaei R, Ronaghi A, Mostowfizadeh-Ghalamfarsa R. Investigation of factors affecting phytoremediation of multi-elements polluted calcareous soil using Taguchi optimization. *Ecotoxicol Environ Saf* [Internet]. 2021;207(September 2020):111315. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111315>
 52. Rheay HT, Omondi EC, Brewer CE. Potential of hemp (*Cannabis sativa* L.) for paired phytoremediation and bioenergy production. *GCB Bioenergy*. 2021;13(4):525–36.
 53. Rostami S, Azhdarpoor A. The application of plant growth regulators to improve phytoremediation of contaminated soils: A review. *Chemosphere*. 2019 Apr 1;220:818–27.

54. Saddhe AA, Manuka R, Nikalje GC, Penna S. Halophytes as a Potential Resource for Phytodesalination. Handb Halophytes [Internet]. 2020 [cited 2021 Nov 24];1–21. Available from: https://link.springer.com/referenceworkentry/10.1007/978-3-030-17854-3_92-1
55. Saleem MH, Ali S, Rehman M, Rana MS, Rizwan M, Kamran M, et al. Influence of phosphorus on copper phytoextraction via modulating cellular organelles in two jute (*Corchorus capsularis* L.) varieties grown in a copper mining soil of Hubei Province, China. Chemosphere. 2020 Jun 1;248:126032.
56. Saleem MH, Kamran M, Zhou Y, Parveen A, Rehman M, Ahmar S, et al. Appraising growth, oxidative stress and copper phytoextraction potential of flax (*Linum usitatissimum* L.) grown in soil differentially spiked with copper. J Environ Manage. 2020 Mar 1;257:109994.
57. Samudro H, Mangkoedihardjo S. Indoor phytoremediation using decorative plants: An overview of application principles. J Phytol. 2021;13:28–32.
58. Sarath NG, Sruthi P, Shackira AM, Puthur JT. Halophytes as effective tool for phytodesalination and land reclamation. Front Plant-Soil Interact. 2021 Jan 1;459–94.
59. Shackira AM, Puthur JT. Phytostabilization of Heavy Metals: Understanding of Principles and Practices. Plant-Metal Interact [Internet]. 2019 [cited 2021 Nov 24];263–82. Available from: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-20732-8_13
60. Shah V, Daverey A. Effects of sophorolipids augmentation on the plant growth and phytoremediation of heavy metal contaminated soil. J Clean Prod [Internet]. 2021;280:124406. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124406>
61. Sharma P. Efficiency of bacteria and bacterial assisted phytoremediation of heavy metals: An update. Bioresour Technol [Internet]. 2021;328(February):124835. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124835>

62. Sharma P, Pandey AK, Udayan A, Kumar S. Role of microbial community and metal-binding proteins in phytoremediation of heavy metals from industrial wastewater. *Bioresour Technol* [Internet]. 2021;326(January):124750. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124750>
63. Sharma P, Tripathi S, Chandra R. Highly efficient phytoremediation potential of metal and metalloids from the pulp paper industry waste employing *Eclipta alba* (L) and *Alternanthera philoxeroides* (L): Biosorption and pollution reduction. *Bioresour Technol* [Internet]. 2021;319(September 2020):124147. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124147>
64. Siahouei RA, Zaeimdar M, Moogouei R, Jozi SA. Potential of *Cyperus alternifolius*, *Amaranthus retroflexus*, *Closia cristata* and *Bambusa vulgaris* to phytoremediate emerging contaminants and phytodesalination; Insight to floating beds technology. *Casp J Environ Sci* [Internet]. 2020 Oct 1 [cited 2021 Nov 24];18(4):309–17. Available from: https://cjes.guilan.ac.ir/article_4277.html
65. Sivaram AK, Subashchandrabose SR, Logeshwaran P, Lockington R, Naidu R, Megharaj M. Rhizodegradation of PAHs differentially altered by C3 and C4 plants. *Sci Reports* 2020 101 [Internet]. 2020 Sep 30 [cited 2021 Nov 24];10(1):1–11. Available from: <https://www.nature.com/articles/s41598-020-72844-4>
66. Suman J, Uhlik O, Viktorova J, Macek T. Phytoextraction of heavy metals: A promising tool for clean-up of polluted environment? *Front Plant Sci*. 2018;871:1476.
67. Sumiahadi A, Acar R. A review of phytoremediation technology: heavy metals uptake by plants. *IOP Conf Ser Earth Environ Sci* [Internet]. 2018 Mar 1 [cited 2021 Nov 22];142(1):012023. Available from: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/142/1/012023>
68. Ting WHT, Tan IAW, Salleh SF, Wahab NA. Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. *J*

Water Process Eng. 2018 Apr 1;22:239–49.

69. Tiodar ED, Văcar CL, Podar D. Phytoremediation and microorganisms-assisted phytoremediation of mercury-contaminated soils: Challenges and perspectives. *Int J Environ Res Public Health*. 2021;18(5):1–38.
70. Tripathi S, Sharma P, Purchase D, Chandra R. Distillery wastewater detoxification and management through phytoremediation employing *Ricinus communis* L. *Bioresour Technol* [Internet]. 2021;333(March):125192. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125192>
71. Visconti D, Álvarez-Robles MJ, Fiorentino N, Fagnano M, Clemente R. Use of *Brassica juncea* and *Dactylis glomerata* for the phytostabilization of mine soils amended with compost or biochar. *Chemosphere*. 2020 Dec 1;260:127661.
72. Wang J, Song X, Wang Y, Bai J, Li M, Dong G, et al. Bioenergy generation and rhizodegradation as affected by microbial community distribution in a coupled constructed wetland-microbial fuel cell system associated with three macrophytes. *Sci Total Environ*. 2017 Dec 31;607–608:53–62.
73. Wang L, Ji B, Hu Y, Liu R, Sun W. A review on in situ phytoremediation of mine tailings. *Chemosphere*. 2017 Oct 1;184:594–600.
74. Wu B, Peng H, Sheng M, Luo H, Wang X, Zhang R, et al. Evaluation of phytoremediation potential of native dominant plants and spatial distribution of heavy metals in abandoned mining area in Southwest China. *Ecotoxicol Environ Saf* [Internet]. 2021;220(24):112368. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112368>
75. Wu Z zhong, Yang J yan, Zhang Y xian, Wang C quan, Guo S shan, Yu Y qi. Growth responses, accumulation, translocation and distribution of vanadium in tobacco and its potential in phytoremediation. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2021;207(September 2020).
76. Xiang L, Song Y, Bian Y, Liu G, Herzberger A, Gu C, et al. Manure amendment

- reduced plant uptake and enhanced rhizodegradation of 2,2',4, 4'-tetrabrominated diphenyl ether in soil. *Biol Fertil Soils* 2018 547 [Internet]. 2018 Jul 29 [cited 2021 Nov 24];54(7):807–17. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00374-018-1304-7>
77. Xie L, van Zyl D. Distinguishing reclamation, revegetation and phytoremediation, and the importance of geochemical processes in the reclamation of sulfidic mine tailings: A review. *Chemosphere*. 2020 Aug 1;252:126446.
 78. Xu Q, Renault S, Yuan Q. Phytodesalination of landfill leachate using *Puccinellia nuttalliana* and *Typha latifolia*. <https://doi.org/10.1080/1522651420191568383> [Internet]. 2019 Jul 29 [cited 2021 Nov 24];21(9):831–9. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2019.1568383>
 79. Yang W, Zhao F, Ding Z, Shohag MJ, Wang Y, Zhang X, et al. Screening of 19 *Salix* clones in effective phytofiltration potentials of manganese, zinc and copper in pilot-scale wetlands. <https://doi.org/10.1080/152265142014898020> [Internet]. 2019 Nov 10 [cited 2021 Nov 22];20(13):1275–83. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2014.898020>
 80. Yu G, Jiang P, Fu X, Liu J, Sunahara GI, Chen Z, et al. Phytoextraction of cadmium-contaminated soil by *Celosia argentea* Linn.: A long-term field study. *Environ Pollut*. 2020 Nov 1;266:115408.
 81. Zayed A, Pilon-Smits E, deSouza M, Lin Z-Q, Terry N. Remediation of Selenium-Polluted Soils and Waters by Phytovolatilization. *Phytoremediation Contam Soil Water* [Internet]. 2020 Nov 25 [cited 2021 Nov 24];61–83. Available from: <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9780367803148-4/remediation-selenium-polluted-soils-waters-phytovolatilization-adel-zayed-elizabeth-pilon-smits-mark-desouza-zhi-qing-lin-norman-terry>

82. Zgorelec Z, Bilandzija N, Knez K, Galic M, Zuzul S. Cadmium and Mercury phytostabilization from soil using *Miscanthus × giganteus*. *Sci Reports* 2020 101 [Internet]. 2020 Apr 21 [cited 2021 Nov 24];10(1):1–10. Available from: <https://www.nature.com/articles/s41598-020-63488-5>

83. Zhang Q, Kong W, Wei L, Wang Y, Luo Y, Wang P, et al. Uptake, phytovolatilization, and interconversion of 2,4-dibromophenol and 2,4-dibromoanisole in rice plants. *Environ Int*. 2020 Sep 1;142:105888.

84. Zihan Wei, Quyet Van Le, Wanxi Peng, Yafeng Yang, Han Yang, Haiping Gu, Su Shiung Lam, Christian Sonne. A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil,. *J Hazard Mater* [Internet]. 2021;403(0304–3894). Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420316447>

85. Zine H, Elgadi S, Hakkou R, Papazoglou EG, Midhat L, Ouhammou A. Wild Plants for the Phytostabilization of Phosphate Mine Waste in Semi-Arid Environments: A Field Experiment. *Miner* 2021, Vol 11, Page 42 [Internet]. 2020 Dec 31 [cited 2021 Nov 24];11(1):42. Available from: <https://www.mdpi.com/2075-163X/11/1/42/html>

ANEXOS

PROYECTO DE TESIS

1. TITULO

Revisión crítica de la fitorremediación como una biotecnología de descontaminación de suelo y agua, su potencial aplicación en le Región Arequipa

2. AUTOR

Molero Montoya, Aldo Martin

Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas, Universidad Católica de Santa María, Arequipa – Perú.

3. INTRODUCCION

Dentro de los procesos de biorremediación propuestos en la actualidad se encuentra a la fitorremediación como uno de los procedimientos que viene siendo utilizado con bastante éxito ^{[9][14][17]}, la utilización de plantas superiores para la eliminación de contaminantes resulta siendo un procedimiento de bajo costo y ligado al desarrollo sostenible; si bien es cierto los procesos de fitorremediación fueron enunciados inicialmente para la eliminación de contaminantes en suelo^{[2-6][10]}; sin embargo, se ha establecido y aplicado también procedimientos de fitorremediación para la eliminación de contaminantes en agua ^{[7][8][11]}.

Desde hace varias décadas, llamaba la atención como ciertas especies vegetales que servían de alimento a los humanos contenían al interior de su biomasa la presencia de metales pesados tales como cadmio, mercurio y plomo entre otros ^{[15][19]}; esto llamó la atención desde el punto de vista de la seguridad alimentaria, y de hecho constituye un grave problema en la actualidad sobre todo cuando los cultivos de estos productos alimenticios se lleva a cabo en suelos contaminados [26]; sin embargo, por otro lado se vio la oportunidad de utilizar esta característica que tienen los vegetales de absorber determinados metales pesados para llevar a cabo el proceso de descontaminación que inicialmente se aplicó en los suelos de cultivo que luego eran utilizados para el uso agrícola sin mayor riesgo la salud ^{[23][25]}; pero posteriormente se estableció que algunas

plantas acuáticas como por ejemplo la denominada lenteja de agua (*Lemna, sp.*) que podía eliminar contaminantes de aguas en las cuales se desarrollaba [11][13].

En un comienzo la utilización de la fitorremediación se realizó de una manera intuitiva, considerando las potencialidades que tenía determinados grupos de plantas desde el punto de vista morfológico para poder ocupar mayor espacio, mayor biomasa para contener al contaminante, mayor área foliar para poder tener capacidad de bio acumulación, entre otras ^[27]; en los últimos años, se ha centrado la investigación en desentrañar los mecanismos por los cuales algunas especies vegetales tienen la posibilidad de absorber determinado tipo de contaminante y de bio acumularlo más que otras ^[2]; estos análisis han permitido hacer mucho más eficiente el proceso de fitorremediación y además de ello reducir el riesgo de uso de especies vegetales que pudieran segregar ciertas sustancias tanto en el suelo como en el agua que podrían generar toxicidad y poner en peligro el posterior uso de este medio que está siendo tratado ^[4].

En la actualidad, la fitorremediación no corresponde a un proceso sino más bien a un conjunto de procesos que han sido diferenciados de acuerdo a la forma en que el vegetal controla al contaminante y como lo dispone al interior de su biomasa ^[5]; dentro de estos procesos incluidos dentro de la fitorremediación podemos mencionar los siguientes:

La fitoestabilización, proceso por el cual algunas especies vegetales tienen la capacidad de hacer que los contaminantes se asocien al entorno de su raíz y no se difundan en el medio en el cual se encuentra; el vegetal no genera ninguna actividad metabólica interna sobre el contaminante sólo lo mantiene en el entorno de la raíz; se observa en plantas acuáticas que pueden soportar alta concentración de materia orgánica, sin embargo, también se ha reportado fitoestabilización para metales pesados ^{[5][8]}.

La rizo degradación, se define a la rizósfera como todo el conjunto de organismos que viven asociados a la raíz de las plantas, la rizo degradación involucra el proceso de descomposición de contaminantes por la acción de estos organismos que se encuentran asociados a la raíz; este procedimiento está teniendo bastante aplicabilidad ya que se ha encontrado que al incrementar la densidad poblacional de determinadas bacterias pueden incrementar la capacidad de rizo degradación de los contaminantes ^[19-21].

La fitoextracción, en este caso se trata de plantas que tiene la capacidad de absorber

determinados metales pesados u otras sustancias que son consideradas como contaminantes tanto en agua como en suelo, a estas plantas se le suele denominar híper acumuladores debido a que mantienen concentraciones más altas de los contaminantes al interior de su biomasa que en el medio exterior; en este caso, el contaminante, queda incluido al interior de la biomasa del vegetales en la misma forma en la cual fue obtenido del medio ^{[12][22]}.

La fitodegradación, al igual que el proceso anterior, la fitodegradación, se trata de la absorción del contaminante hacia el interior de la planta, pero se diferencia en el sentido en que el contaminante es degradado o transformado a una forma menos tóxica al interior de la biomasa del vegetal. ^{[24][25]}.

Además de los procedimientos antes mencionados que forman parte de la fitorremediación, resulta importante considerar los procesos fisiológicos que ocurren a nivel de la raíz para la absorción del contaminante, el transporte del mismo hacia el tallo y las hojas y, de ser el caso, de las hojas hacia el resto del vegetal en el proceso denominado traslocación; esto permite de cierta manera decidir cuál es el uso del vegetal luego de haber sido aplicado como elemento en la fitorremediación ^[26].

4. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

La fitorremediación puede representar para el Perú, y en especial para la región Arequipa, una alternativa para el control de problemas de contaminación en suelos y en agua, ya que se trata de metodología de bajo costo y que puede manejar una alta sostenibilidad debido a la facilidad del manejo, esto último considerando que en el Perú la inversión económica que se hace para el control de contaminación es muy baja; sin embargo, para el uso de la fitorremediación se deben tener claros determinados conceptos y características fisiológicas de las especies vegetales que podrían aplicarse para la fitorremediación.

La presente revisión crítica busca determinar cuáles son estas características fisiológicas que se requieren en las especies vegetales para que puedan ser utilizadas de una manera efectiva como fitorremediadores; estas características serán establecidas de manera general o considerando grupos taxonómicos grandes de vegetales, tales como clases, órdenes o hasta familias; una vez establecidas se deben buscar especies vegetales en nuestra zona que cumplan con las mencionadas características (lo cual correspondería

trabajo de investigación propuesto), y luego de identificadas proceder a determinar el potencial de fitorremediación que presenta (trabajo de investigación propuesto); a priori se puede establecer que existen especies equivalentes, se debe recordar que el Perú es un país mega diverso y que dentro de la gran variedad de especies, muchas pueden presentar las características determinadas para lograr el proceso de fitorremediación tanto en suelo como en agua.

5. JUSTIFICACIÓN

La base de la justificación se establece en los objetivos de desarrollo sostenible, así ODS No. 6, que corresponde a “agua limpia y saneamiento”; con su meta; mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial

ODS No. 11 “Ciudades y comunidades sostenibles” con su meta; reducir el impacto ambiental negativo per cápita de las ciudades, incluso prestando especial atención a la calidad del aire y la gestión de los desechos municipales y de otro tipo

ODS No. 12 “Producción y consumo responsables” con su meta; lograr la gestión ecológicamente racional de los productos químicos y de todos los desechos a lo largo de su ciclo de vida, de conformidad con los marcos internacionales convenidos, y reducir significativamente su liberación a la atmósfera, el agua y el suelo a fin de minimizar sus efectos adversos en la salud humana y el medio ambiente.

Se puede indicar una justificación ambiental, ya que a través de una bio tecnología se pretende retirar los contaminantes de los recursos naturales renovables que corresponden a agua y suelo.

La justificación económica se daría a través del hecho de que la metodología de la fitorremediación, corresponde a una metodología de bajo costo y que permite la eliminación de contaminantes situación que tiene una baja inversión en nuestro país.

La justificación social estaría relacionada al hecho de que recursos naturales renovables que se encuentran en estado de contaminación puedan ser reutilizados por grupos sociales diversos para satisfacer sus necesidades por ejemplo para el consumo de agua o

el uso de terrenos de cultivo que en otras circunstancias no podrían ser usados por los niveles de contaminación presentes.

6. OBJETIVOS DE LA REVISIÓN

6.1. Objetivo general

Identificar las aproximaciones teóricas respecto a las características fisiológicas que permiten a las especies vegetales a ser utilizadas como fitorremediadores

6.2. Objetivos específicos

1. Identificar bibliográficamente los grupos taxonómicos de especies que son utilizadas para la fitorremediación del suelo
2. Identificar bibliográficamente los grupos taxonómicos de especies que son utilizadas para la fitorremediación del agua
3. Determinar las características fisiológicas de cada especie relacionada al contaminante sobre el cual se puede aplicar la fitorremediación

7. CARACTERÍSTICAS DE LA BÚSQUEDA BIBLIOGRÁFICA

7.1. Base de datos

Para la presente investigación se considera como motores de búsquedas las siguientes bases de datos a las cuales el autor de la misma tiene acceso.

5. Scopus
6. Web of Science
7. Science Direct
8. Google Academic

7.2. Selección de descriptores / cadena de búsqueda

Para la realización de la búsqueda bibliográfica es necesario considerar los denominados descriptores o también conocidos como palabras claves, las cuales son ubicadas en cada una de la base de datos a partir del motor de búsqueda; estos descriptores son ubicados en determinadas secuencia lo que permite que la búsqueda sea cada vez más específica, a esta secuencia se denomina cadena de búsqueda; los

descriptores utilizados para la presente investigación se observan en la siguiente tabla.

Tabla No. 1 Descriptores considerados en investigación

DESCRIPTORES EN ESPAÑOL	DESCRIPTORES EN INGLÉS
Fitorremediación	Phyto remediation
Contaminación	Contamination
Suelos	Soils
Agua	Water

Phytoremediations AND contamination AND water OR soils

Para la conformación de la cadena de búsqueda se utilizarán los operadores Booleanos los cuales son AND, OR y NOT; así por ejemplo se tendría una cadena de búsqueda

7.3. Criterios de inclusión y exclusión

Como criterios de inclusión para la presente investigación se considera los artículos científicos de mayor impacto mayor citación, una temporalidad no mayor de cinco años, de preferencia artículos publicados en idioma inglés.

Como criterios de exclusión no se consideran artículos de la web, no se consideran tesis de pregrado.

8. CRONOGRAMA DE ACTIVIDADES

Actividades	Semana 1	Semana 2	Semana 3	Semana 4	Semana 5	Semana 6	Semana 7	Semana 8	Semana 9	Semana 10	Semana 11	Semana 12
Revisión bibliográfica												
Selección del tema												
Elección de la base de datos determinación de descriptores												
Selección y procesamiento de información												

Análisis y discusión de resultados													
Redacción del informe final													
Sustentación													

9. REFERENCIAS

1. Ahila KG, Ravindran B, Muthunarayanan V, Nguyen DD, Nguyen XC, Chang SW, et al. Phytoremediation potential of freshwater macrophytes for treating dye-containing wastewater. *Sustain*. 2021;13(1):1–13.
2. Antoniadis V, Shaheen SM, Stärk HJ, Wennrich R, Levizou E, Merbach I, et al. Phytoremediation potential of twelve wild plant species for toxic elements in a contaminated soil. *Environ Int*. 2021;146(October 2020).
3. Bandehali S, Miri T, Onyeaka H, Kumar P. Current state of indoor air phytoremediation using potted plants and green walls. *Atmosphere (Basel)*. 2021;12(4).
4. Comeselle C, Gouveia S, Cabo A. Sustainable Phytoremediation of Soils Enhanced with Electric Field. *Int J Geosynth Gr Eng* [Internet]. 2021;7(2):1–8. Available from: <https://doi.org/10.1007/s40891-021-00278-7>
5. Gong X, Huang D, Liu Y, Zou D, Hu X, Zhou L, et al. Nanoscale zerovalent iron, carbon nanotubes and biochar facilitated the phytoremediation of cadmium contaminated sediments by changing cadmium fractions, sediments properties and bacterial community structure. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2021;208.
6. Gutierrez-Gines MJ, Alizadeh H, Alderton E, Ambrose V, Meister A, Robinson BH, et al. Phytoremediation of microbial contamination in soil by New Zealand native plants. *Appl Soil Ecol* [Internet]. 2021;167:104040. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104040>
7. Hejna M, Onelli E, Moscatelli A, Bellotto M, Cristiani C, Stroppa N, et al. Heavy-metal phytoremediation from livestock wastewater and exploitation

- of exhausted biomass. *Int J Environ Res Public Health*. 2021;18(5):1–16.
8. Ivorra L, Cardoso PG, Chan SK, Cruzeiro C, Tagulao KA. Can mangroves work as an effective phytoremediation tool for pesticide contamination? An interlinked analysis between surface water, sediments and biota. *J Clean Prod* [Internet]. 2021;295:126334. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126334>
 9. Kurade MB, Ha YH, Xiong JQ, Govindwar SP, Jang M, Jeon BH. Phytoremediation as a green biotechnology tool for emerging environmental pollution: A step forward towards sustainable rehabilitation of the environment. *Chem Eng J* [Internet]. 2021;415(February):129040. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129040>
 10. Li Y, Wang Y, Khan MA, Luo W, Xiang Z, Xu W, et al. Effect of plant extracts and citric acid on phytoremediation of metal-contaminated soil. *Ecotoxicol Environ Saf* [Internet]. 2021;211:111902. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111902>
 11. Liu Y, Xu H, Yu C, Zhou G. Multifaceted roles of duckweed in aquatic phytoremediation and bioproducts synthesis. *GCB Bioenergy*. 2021;13(1):70–82.
 12. Luo JS, Zhang Z. Mechanisms of cadmium phytoremediation and detoxification in plants. *Crop J* [Internet]. 2021;9(3):521–9. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cj.2021.02.001>
 13. Mustafa HM, Hayder G. Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Eng J* [Internet]. 2021;12(1):355–65. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.05.009>
 14. Ng YS, Chan DJC. The enhancement of treatment capacity and the performance of phytoremediation system by fed batch and periodic harvesting. *RSC Adv*. 2021;11(11):6049–59.

15. Nguyen TQ, Sesin V, Kisiala A, Emery RJN. Phytohormonal Roles in Plant Responses to Heavy Metal Stress: Implications for Using Macrophytes in Phytoremediation of Aquatic Ecosystems. *Environ Toxicol Chem.* 2021;40(1):7–22.
16. Razmi B, Ghasemi-Fasaei R, Ronaghi A, Mostowfizadeh-Ghalamfarsa R. Investigation of factors affecting phytoremediation of multi-elements polluted calcareous soil using Taguchi optimization. *Ecotoxicol Environ Saf* [Internet]. 2021;207(September 2020):111315. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111315>
17. Rheay HT, Omondi EC, Brewer CE. Potential of hemp (*Cannabis sativa* L.) for paired phytoremediation and bioenergy production. *GCB Bioenergy.* 2021;13(4):525–36.
18. Samudro H, Mangkoedihardjo S. Indoor phytoremediation using decorative plants: An overview of application principles. *J Phytol.* 2021;13:28–32.
19. Shah V, Daverey A. Effects of sophorolipids augmentation on the plant growth and phytoremediation of heavy metal contaminated soil. *J Clean Prod* [Internet]. 2021;280:124406. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124406>
20. Sharma P. Efficiency of bacteria and bacterial assisted phytoremediation of heavy metals: An update. *Bioresour Technol* [Internet]. 2021;328(February):124835. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124835>
21. Sharma P, Pandey AK, Udayan A, Kumar S. Role of microbial community and metal-binding proteins in phytoremediation of heavy metals from industrial wastewater. *Bioresour Technol* [Internet]. 2021;326(January):124750. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124750>

22. Sharma P, Tripathi S, Chandra R. Highly efficient phytoremediation potential of metal and metalloids from the pulp paper industry waste employing *Eclipta alba* (L) and *Alternanthera philoxeroides* (L): Biosorption and pollution reduction. *Bioresour Technol* [Internet]. 2021;319(September 2020):124147. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124147>
23. Tiodar ED, Văcar CL, Podar D. Phytoremediation and microorganisms-assisted phytoremediation of mercury-contaminated soils: Challenges and perspectives. *Int J Environ Res Public Health*. 2021;18(5):1–38.
24. Tripathi S, Sharma P, Purchase D, Chandra R. Distillery wastewater detoxification and management through phytoremediation employing *Ricinus communis* L. *Bioresour Technol* [Internet]. 2021;333(March):125192. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125192>
25. Wu B, Peng H, Sheng M, Luo H, Wang X, Zhang R, et al. Evaluation of phytoremediation potential of native dominant plants and spatial distribution of heavy metals in abandoned mining area in Southwest China. *Ecotoxicol Environ Saf* [Internet]. 2021;220(24):112368. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112368>
26. Wu Z zhong, Yang J yan, Zhang Y xian, Wang C quan, Guo S shan, Yu Y qi. Growth responses, accumulation, translocation and distribution of vanadium in tobacco and its potential in phytoremediation. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2021;207(September 2020).
27. Zihan Wei, Quyet Van Le, Wanxi Peng, Yafeng Yang, Han Yang, Haiping Gu, Su Shiung Lam, Christian Sonne. A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil,. *J Hazard Mater* [Internet]. 2021;403(0304–3894). Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420316447>