

**FITORREMEDIACIÓN: TÉCNICA APLICADA A LA RECUPERACIÓN DE
SUELOS AGRÍCOLAS CONTAMINADOS POR PLAGUICIDAS.**

CARLOS ANDRES MADERA SARMIENTO

GRUPO DE BIOTECNOLOGÍA

GRUPO DE AGUAS, QUÍMICA APLICADA Y AMBIENTAL

**DIANA MARCELA OSSA HENAO, PhD.
Director.**

UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS

DEPARTAMENTO DE QUÍMICA

MONTERÍA

2020

**FITORREMEDIACIÓN: TÉCNICA APLICADA A LA RECUPERACIÓN DE
SUELOS AGRÍCOLAS CONTAMINADOS POR PLAGUICIDAS.**

Monografía presentada como requisito para optar al título de Químico

Carlos Andrés Madera Sarmiento

**Diana Marcela Ossa Henao, PhD.
Director.**

**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
MONTERÍA
2020**

Nota de aceptación.

Director del Trabajo de Grado.
DIANA MARCELA OSSA HENAO (Dra.)

Jurado.
YURI JANIO PARDO PLAZA (Dr.)

Jurado.
JOSE LUIS MARRUGO NEGRETE (Dr.)

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi gratitud más sincera a Dios por haberme ayudado en este arduo proceso y concederme el conocimiento suficiente y necesario para culminar uno de mis sueños más deseados. Agradecerle por rodearme de personas que sin esperar nada a cambio estuvieron tendiéndome la mano y dándome consejos, agradezco a mis amados padres Olfa Sarmiento Romero y Orosman Madera Sierra por estar diariamente apoyándome y creyendo en mí, ya que sin ellos no habría podido lograrlo.

Agradezco a mi directora Diana Ossa Henao por su dirección, su tiempo, el apoyo, y sobre todo por ser esa guía que me ayudó en este trabajo. De igual forma le doy las gracias a mis compañeros y amigos, Iveth Paola Londoño, Wilmer Núñez, María Angélica Villadiego, Guillermo Andrés Buelvas, por su apoyo, por las risas y los momentos compartidos; Gracias por su bonita amistad.

También quiero darle las gracias a María Castro, Gloria Ruiz, Luis Manuel Solano por abrirme las puertas de su casa en Montería, a mis compañeros de pensión. Pero sobre todo, gracias a la niña de los rulitos y pareja sentimental María Isabel Tuirán, por su paciencia, comprensión, por el amor, por el ánimo y por el inmenso apoyo.

A todos, muchas gracias.

ABREVIATURAS

CE: Contaminantes Emergentes.

CW: Humedales Artificiales.

COP: Compuestos Orgánicos Persistentes.

EPT: Elementos potencialmente tóxicos.

FBC: factor de bioconcentración.

FT: factor de translocación.

HCW: Humedales artificiales híbridos.

HPA: Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos.

HSSCW: Humedales artificiales de flujo de agua subterráneo horizontal.

MAPE: Minería de oro artesanal y en pequeña escala

MO: Materia Orgánica.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

PGPR: Rizobacterias Promotoras del Crecimiento de las Plantas.

pH: Coeficiente que indica el grado de acidez o basicidad de una solución acuosa.

RSU: Residuos Sólidos Urbanos.

SSCW: Humedales artificiales de flujo de agua subterránea.

VSSCW: Humedales artificiales de flujo de agua subterráneo vertical.

Tabla de Contenido	Pág.
1. INTRODUCCIÓN.....	13
2. OBJETIVOS	15
2.1. Objetivo General.	15
2.2. Objetivos Específicos.....	15
DESARROLLO DEL TEMA.....	16
CAPITULO I	16
3. ALTERNATIVAS PARA LA REMEDIACION DE CONTAMINANTES EN SUELOS.....	16
3.1. El suelo	16
3.2. Contaminación del suelo	19
3.3. Fuentes de contaminación del suelo.....	19
3.3.1. Contaminación puntual o local.	20
3.3.2. Contaminación difusa.	20
3.4. Principales contaminantes del suelo.	21
3.4.1. Metales pesados.....	21
3.4.2. Plaguicidas.....	22
3.4.3. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP).....	22
3.4.4. Contaminantes Emergentes (CE).	23
3.5. Plaguicidas importantes en la contaminación del suelo.....	24
3.5.1. Clasificación de plaguicidas.	25
3.5.2. Otras clasificaciones.....	26
3.6. Remediación de suelos.....	28

3.6.1. Generalidades.....	28
3.6.2. Tipos de tratamientos.	28
3.6.2.1. Tratamientos térmicos.....	28
3.6.2.2. Tratamientos fisicoquímicos.	29
3.6.2.3. Tratamientos biológicos.....	32
CAPITULO II	41
4. FITORREMEDIACIÓN ESTRATEGIA ÚTIL EN LA EXTRACCIÓN DE CONTAMINANTES.....	41
4.1. Eficiencia de la fitorremediación.....	42
4.2. Estimulación del crecimiento vegetal por comunidades microbianas. 43	
4.3. Factores de concentración.	44
4.3.1. Factor de bioconcentración (FBC).	45
4.3.2. Factor de translocación (FT).	45
4.4. Ventajas y desventajas de la fitorremediación.....	46
4.5. Rizo/Fitorremediación.	46
4.6. Mecanismos de la fitorremediación.....	48
4.6.1. Fitoextracción o Fitoacumulación.	49
4.6.2. Rizofiltración.	50
4.6.3. Fitoestimulación o Rizodegradación.	51
4.6.4. Fitoestabilización.	52
4.6.5. Fitodegradación o fitotransformación.	53
4.6.6. Fitovolatilización.	54
4.7. Relación planta-endófito en fitorremediación.	57
4.8. Biosurfactantes de endófitos y su papel en la fitorremediación.....	59
4.9. Metabolismo vegetal en la fitorremediación de contaminantes orgánicos.	60

CAPITULO III	64
5. ACCIÓN REMEDIADORA DE ALGUNAS ESPECIES DE PLANTAS EN SUELOS CONTAMINADOS POR PLAGUICIDAS.....	64
5.1. Especies vegetales aptas para fitorremediación.	65
5.1.1. Gramíneas.	65
5.1.2. Leguminosas.	67
5.1.3. Otras especies.	68
5.2. Usos de la fitorremediación.....	69
5.3. Perspectivas futuras de la fitorremediación.....	70
5.4. Fitorremediación en Colombia.	71
6. CONCLUSIONES.....	74
7. BIBLIOGRAFÍA.....	75

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema que representa los procesos y factores de la formación de un suelo (Fuente: elaborado por Montaña y Chimal, 2018).

Figura 2. Humedal artificial de flujo superficial (SCW). (Tomado de: Kumar *et al.*, 2020)

Figura 3. Humedal artificial de flujo subterráneo horizontal (HSSCW). (Tomado de: Kumar *et al.*, 2020)

Figura 4. Humedal artificial de flujo subterráneo vertical (VSSCW). (Tomado de: Kumar *et al.*, 2020).

Figura 5. Visión general de los procesos incluidos en la Rizo/ Fitorremediación (Adaptación de: Nele *et al.*, 2017).

Figura 6. Mecanismo por el cual las plantas absorben y almacenan contaminantes (Adaptación de: Ghori *et al.*, 2016).

Figura 7. Diagrama esquemático del proceso de fitodegradación (Adaptado de: Jeevanantham *et al.*, 2019)

Figura 8. Alianzas entre plantas y endófitos para la fitorremediación de suelos contaminados con contaminantes orgánicos. Adaptado de: (Feng *et al.*, 2017).

Figura 9. Biotransformación de xenobióticos en suelos (Adaptado de: Jha *et al.*, 2020).

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de pesticidas según su toxicidad y peligrosidad. (Adaptado de Ramírez *et al.*, 2017).

Tabla 2. Clasificación de pesticidas según su tiempo de persistencia (Adaptada de: Agencia nacional de regulación, Control y Vigilancia Sanitaria, 2017).

Tabla 3. Ventajas y desventajas de los tratamientos fisicoquímicos (Adaptado de Sepúlveda & Casallas, 2018).

Tabla 4. Ventajas y desventajas de los tratamientos biológicos (Adaptado de Sepúlveda & Casallas, 2018).

Tabla 5. Ventajas y desventajas de los mecanismos de fitorremediación (Adaptado de: Saravanan *et al.*, 2020, Kumar *et al.*, 2018).

RESUMEN

A la luz de que en la agricultura los plaguicidas se han convertido en una herramienta útil por su control de plagas, su cotidianidad en la aplicación de cultivos ocasiona un daño colateral, debido a la naturaleza del ingrediente activo que poseen, puesto que la parte de la molécula que no hace frente a la plaga o patógeno se queda en su mayoría en el ambiente, mayormente en el suelo.

Revisando estudios efectuados en años recientes y para salvaguardar los suelos contaminados a causa de la agricultura intensiva, se han implementado diversas tecnologías de recuperación, demostrando que existen diferentes opciones y métodos de intervención para una remediación apropiada de contaminantes; entre las cuales cabe señalar la fitorremediación, la biorremediación de suelos, la fitoestabilización, la fitoextracción, humedales artificiales o construidos, entre otras tecnologías que son viables y rentables.

Es por ello que la inclinación de este trabajo se edifica en la búsqueda de los beneficios que puede producir la implementación de la fitorremediación como técnica remediadora en la recuperación de suelos, teniendo en cuenta que existen algunas especies de plantas capaces de degradar o transformar contaminantes lo cual se obtiene con la ayuda de procesos fisicoquímicos y biológicos dados en el medio.

Palabras clave: *plaguicidas, remediación, fitorremediación, contaminantes.*

ABSTRACT

In light of the fact that pesticides in agriculture have become a useful tool for their control of pests, their daily use in the application of crops causes collateral damage, due to the nature of the active ingredient they possess, since the part of the molecule that does not cope with the pest or pathogen remains mostly in the environment, mostly in the soil.

Reviewing studies carried out in recent years and to safeguard contaminated soils due to intensive agriculture, various recovery technologies have been implemented, showing that there are different options and intervention methods for an appropriate remediation of contaminants; among which it is worth mentioning phytoremediation, soil bioremediation, phytostabilization, phytoextraction, artificial or constructed wetlands, among many other technologies that are viable and profitable.

That is why the inclination of this work is built in the search for the benefits that the implementation of phytoremediation can produce as a remedial technique in the recovery of soils, taking into account that there are some species of plants capable of degrading or transforming pollutants. Which is obtained with the help of physicochemical and biological processes given in the environment.

Keywords: pesticides, remediation, phytoremediation, pollutants.

1. INTRODUCCIÓN

El conjunto y diversidad de contaminantes en el suelo con el transcurso de los años se encuentra en un continuo aumento, a raíz del desarrollo agroquímico e industrial que presenta el mundo actual. Estos compuestos contaminantes hallados en el suelo con el tiempo tienden a sufrir muchos cambios, casi todos relacionados a su descomposición o degradación como consecuencia de distintas reacciones químicas y microbiológicas que se presentan en el suelo; estos cambios o transformaciones tienen como resultado la degradación final del contaminante en compuestos minerales como por ejemplo CO₂, H₂O, HCl, SO₂, entre otros.

En el caso de plaguicidas, algunos de estos al degradarse generan sustancias intermedias denominadas metabolitos, cuyo dinamismo biológico también puede tener repercusiones ambientales. De acuerdo con lo mencionado anteriormente, los estudios realizados para identificar a los contaminantes en el suelo se han convertido en procesos complejos y costosos.

Los efectos que se pueden presentar sobre la matriz suelo producto de la contaminación, dependen en gran medida de las propiedades que el suelo presente, puesto que controlan la movilidad, la biodisponibilidad del contaminante y el tiempo de permanencia del o los contaminantes (Rodríguez *et al.*, 2019). Las principales fuentes de contaminación del suelo son antropogénicas, lo que resulta en la acumulación de contaminantes del suelo que pueden alcanzar niveles preocupantes para la salud humana y ecológica (Cachada, 2018). Rodríguez *et al.*, 2019 afirma: “Aunque la mayoría de los contaminantes tiene origen antropogénico, algunos contaminantes pueden ocurrir naturalmente en los suelos como componentes de minerales y pueden ser tóxicos en concentraciones altas; con frecuencia, la contaminación del suelo no puede ser evaluada directamente o percibida visualmente, convirtiéndola en un peligro oculto”.

Debido a causantes como la alta industrialización, el proceso de globalización y el crecimiento demográfico en el planeta, se ha estimulado el incremento de la frontera agrícola y el requerimiento de más espacios de suelo para el desarrollo de

esta actividad, incrementado así el deterioro de las propiedades fisicoquímicas y biológicas naturales del suelo y enfocándolo a una degradación progresiva (Novillo *et al.*, 2018). En una revisión hecha por Wolejko *et al.*, 2019 menciona que: “los pesticidas son los contaminantes más comunes entre todos los xenobióticos en el suelo. Su situación está condicionada por el rápido crecimiento demográfico de los últimos 50 años y la creciente demanda de alimentos de alta calidad. Para hacer frente a esta situación, los productores agrícolas introducen muy a menudo procedimientos con un uso extensivo de plaguicidas, lo que resulta en su mayor acumulación en las capas superficiales del suelo y persistencia en el medio ambiente”.

Exposiciones constantes a plaguicidas pueden llegar a ocasionar efectos dañinos en la salud humana, dichos efectos, por lo general toman tiempo en crearse y se producen cuando la persona se ve continuamente expuesta de forma repetida a interacciones con cantidades reducidas de plaguicida durante un tiempo prolongado. Estos efectos se denominan de “largo plazo”, ya que pueden tardar años en manifestarse clínicamente. Tal es el caso de cáncer, efectos neurotóxicos, endócrinos, de la reproducción y otros (Koureas., 2012, Damalas., 2015, Ross., 2015, Teedon., 2015). Concretamente, la industria química es una de las fuentes más importantes de contaminación del suelo porque proporciona una gran cantidad de materias primas para diversos sectores industriales, como por ejemplo la producción de pesticidas y fertilizantes contribuyentes a la agricultura (Chen *et al.*, 2020).

La nocividad de la contaminación del suelo ha sido ampliamente investigada por la comunidad internacional en las últimas décadas y se ha desarrollado una serie de sistemas de técnicas de control de la contaminación del suelo (Chen *et al.*, 2020). La fitorremediación es una de esas técnicas implementadas para el control en la contaminación de suelos y desde la perspectiva de Surriya *et al.*, 2015, ha adquirido gran popularidad como tecnología líder para el manejo de la contaminación del suelo. De acuerdo con Febriani & Hadiyanto, 2018 “La fitorremediación es el uso de plantas y sus partes para descontaminación de

desechos y problemas de contaminación ambiental, ya sea *ex situ* utilizando estanques artificiales o de reactores o *in situ* (campo directo) en el suelo o áreas contaminadas”.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General.

Describir y analizar la fitorremediación, como una biotecnología capaz de reducir el grado de contaminación ocasionado en suelos agrícolas por el uso de plaguicidas, mediante la sistematización de información científica actual.

2.2. Objetivos Específicos

- ✓ Examinar de acuerdo a bibliografía consultada, alternativas para minimizar el grado de contaminación de plaguicidas en los suelos.
- ✓ Detallar la técnica de fitorremediación como una estrategia importante que extrae contaminantes del suelo.
- ✓ Exponer de una forma crítica y analítica la acción remediadora de algunas especies de plantas en suelos contaminados por plaguicidas.

DESARROLLO DEL TEMA

CAPITULO I

3. ALTERNATIVAS PARA LA REMEDIACION DE CONTAMINANTES EN SUELOS.

3.1. El suelo

El suelo es un sistema complejo y en equilibrio, donde las plantas y los microorganismos conviven y cooperan en conjunto para asegurar cultivos y los alimentos necesarios para mantener la vida (Floris *et al.*, 2016). En la perspectiva de Ferreras *et al.*, 2015 se define el suelo como “Un recurso natural no renovable y su regeneración es muy lenta, siendo sometido constantemente a los procesos de destrucción y degradación. Es un elemento fundamental para la agricultura por proveer de agua y nutrientes a los cultivos”. También, interviene en los ciclos del agua, carbono, nitrógeno, fósforo y otros elementos (azufre, calcio, magnesio, potasio, entre otros).

El suelo es una superficie que recubre la corteza del planeta y que varía en grosor (centímetros-metros), compuesto fundamentalmente de minerales (45%) derivados de la roca (arenas, limos y arcillas), aire (25%), agua (25%) y materia orgánica (5%) producto de la descomposición de desechos vegetales, animales y microbianos; la formación del suelo se da por el resultado de interacciones de cinco factores importantes como lo son el clima, los organismos vivos, el relieve, el tiempo y la roca madre o material parental, donde su formación inicia cuando la roca se fragmenta y la materia orgánica se transforma mediante la actividad de factores físicos (lluvia, el viento o la radiación solar), químicos (implican la reacción de sus constituyentes con el agua, el oxígeno y otros elementos químicos) y biológicos producto de la actividad de los seres vivos (Montaño *et al.*, 2018).

Las condiciones climáticas como la lluvia, el viento o la radiación solar o también llamados factores físicos, se les da a conocer como intemperismo de la roca y a los factores químicos y biológicos como descomposición, donde ambos promueven la liberación de minerales y nutrimentos los cuales pueden ser

trasladados por el viento o el agua de un lugar a otro en el relieve o acumularse y conformar los horizontes del suelo, donde el número y tipo de horizontes que se presentan y su espesor dependen del factor tiempo y de procesos esenciales como las adiciones, las pérdidas, transformaciones y translocaciones (Montaño *et al.*, 2018, Brady & Weil, 2017).

Las adiciones se atribuyen a la entrada de materiales al perfil del suelo desde fuentes externas; los materiales pueden ser minerales u orgánicos en forma sólida, líquida o gaseosa (por ejemplo, entrada de materia orgánica proveniente de residuos vegetales tales como hojarasca, flores, frutos, ramas y raíces, la incorporación de ácidos provenientes de la atmósfera en regiones industriales, adición de partículas de polvo a la superficie del suelo mediante el viento, entre otros). Las pérdidas consisten en la eliminación completa de materiales del perfil del suelo, estos materiales se pierden del perfil del suelo de diversas formas: erosión, evaporación y evapotranspiración, siendo la erosión el mayor agente de pérdida. Las transformaciones son alteraciones físicas, químicas o biológicas que afectan tanto a la fracción mineral como orgánica del suelo (humificación, reducción del tamaño de partículas, meteorización de minerales, entre otros), y por último las translocaciones involucran el movimiento de materiales orgánicos e inorgánicos (nutrientes, sales solubles, materia orgánica, y otros) lateralmente dentro de un horizonte o verticalmente de un horizonte superior hacia otro más profundo, es decir de un punto hacia otro pero dentro del perfil, por lo que se trataría de una lixiviación restringida (Sanzano, 2019).

La literatura de los horizontes se designa con las letras O, A, B, C y R, cuyo orden indica desde el horizonte más superficial donde se acumula la materia orgánica (hojarasca, ramas, corteza, animales muertos, entre otros) hasta el más profundo donde se encuentra la roca (Montaño *et al.*, 2018). Por otro lado, al conglomerado de estos horizontes se le conoce como perfil edafológico, el cual se puede divisar completamente cuando se cava un pozo, el cual generalmente suele tener un metro o dos de profundidad. En la figura 1 se representa los procesos y factores que ocurren en la formación de un suelo.

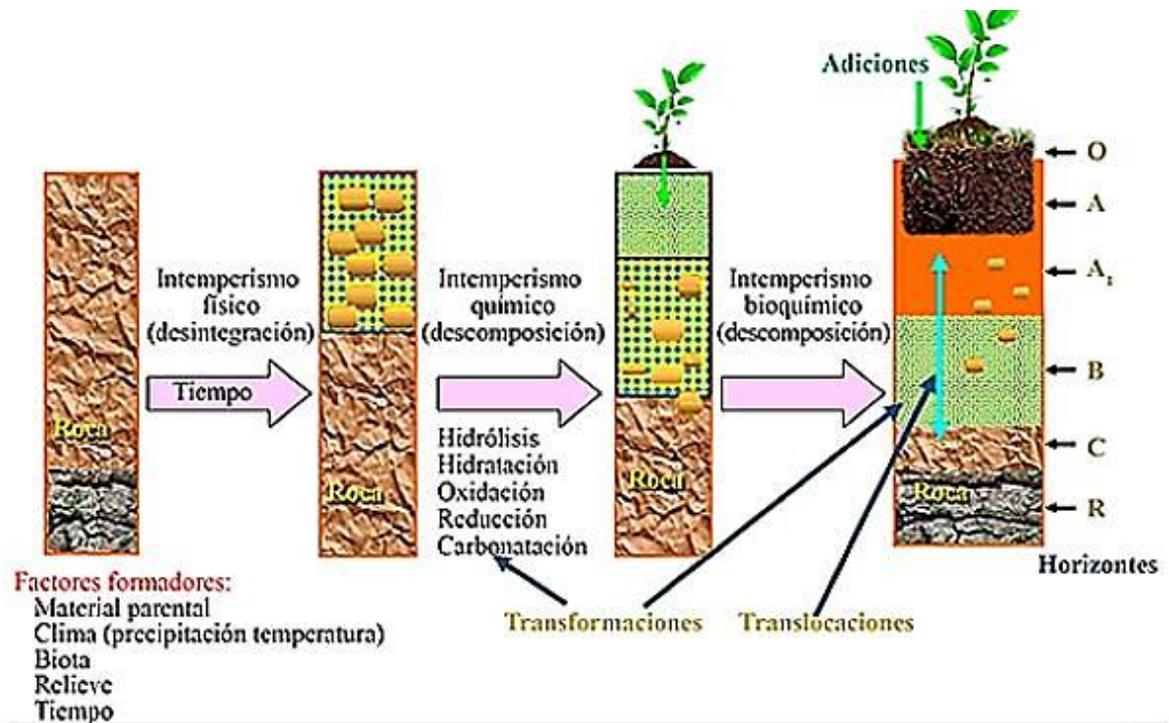


Figura 1. Esquema que representa los procesos y factores de la formación de un suelo. Fuente: elaborado por Montañó y Chimal, 2018.

Además, el perfil edafológico permite reconocer horizontes intermedios y de transición producto del desplazamiento de materiales minerales y orgánicos (translocaciones), desde los horizontes profundos y superficiales hacia el centro del perfil; así, cuando en un perfil se aprecia el horizonte B significa que el suelo está desarrollado puesto que posee componentes tanto orgánicos como inorgánicos muy finos (de pequeño tamaño < 50 micras) sin embargo, es un proceso de formación lento, debido a que un sólo centímetro de suelo puede tardar en integrarse hasta 1000 años, por lo que el suelo es considerado un recurso natural no renovable (Montañó *et al.*, 2018).

El suelo es un componente importante del medio ambiente, un recurso natural finito y no renovable que suministra diversos servicios ecosistémicos o ambientales (por ejemplo, su participación en los ciclos biogeoquímicos de elementos clave para la vida como carbono, nitrógeno, fósforo, entre otros) además, el suelo es el

principal recurso natural para la producción de alimentos y materias primas de los cuales depende la sociedad mundial (Burbano, 2016).

3.2. Contaminación del suelo

Una parte considerable de los suelos contaminados es suelo agrícola (FAO, 2015, FAO, 2018, Rodríguez *et al.*, 2018), de acuerdo a estadísticas que presentó la FAO en conjunto con el banco mundial en el año 2016, se reporta que cerca del 37% de las tierras en el mundo son destinadas al sector agrícola.

El suelo es considerado uno de los recursos naturales más provechosos e importante para los seres humanos, la sostenibilidad agrícola y el progreso de la sociedad, puesto que dependen enormemente de ello (Shah & Daverey, 2020). El suelo tiene la capacidad de retener diversos contaminantes, como metales pesados, pesticidas, HPA (Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos), por lo que funciona como absorbente de contaminación (Wolejko, *et al.*, 2019).

Los vocablos "contaminación del suelo" y "polución del suelo" son manejados con regularidad y de manera intercambiable, sin embargo el Panel Técnico Intergubernamental sobre suelos (GTIP) plantea la siguiente diferenciación: contaminación del suelo es cuando la concentración de una sustancia química o sustancia es más alta de lo que ocurriría naturalmente pero no necesariamente causa daño, mientras que la polución del suelo se refiere a la presencia de una sustancia química o sustancia fuera de lugar y / o presente en una concentración superior a la normal (Haller & Jonsson, 2020).

3.3. Fuentes de contaminación del suelo.

La contaminación del suelo puede resultar de actividades intencionadas y no intencionales, que abarcan las emisiones directas al suelo y los procesos ambientales complejos que dan como resultado la contaminación indirecta de los suelos después de las emisiones al aire o al agua (Tarazona, 2014).

En las siguientes secciones se describen los diferentes tipos de contaminación de suelos, las cuales se producen a partir de la amplia gama de fuentes ya descritas.

3.3.1. Contaminación puntual o local.

La contaminación del suelo puede ser motivada por un suceso específico o una serie de sucesos dentro de un espacio determinado, donde los contaminantes son liberados al suelo y el origen o la fuente de la contaminación son de fácil identificación; este tipo de contaminación se conoce como contaminación puntual (Rodríguez *et al.*, 2019). Las actividades antropogénicas figuran como las principales fuentes de contaminación de tipo puntual, dentro los ejemplos que mas se logran destacar se tienen los emplazamientos de antiguas fábricas, la eliminación inadecuada de desechos y aguas residuales, vertederos no controlados, aplicación excesiva de agroquímicos, derrames de hidrocarburos, entre otros (Rodríguez *et al.*, 2019).

La llamada contaminación puntual es muy frecuente en las áreas municipales; los suelos que se encuentran próximos a vías, muestran un estado elevado de metales pesados, HPA y otra variedad de contaminantes de tipo domesticos (Kim *et al.*, 2017, Kumar & Kothiyal, 2016, Venuti, 2016, Zhang *et al.*, 2015). Por otro lado, la contaminación puntual también se produce por causa de la minería desequilibrada, excesivas aplicaciones de pesticidas y actividades militares (por ejemplo, municiones no detonadas - los llamados residuos explosivos de guerra: granadas, morteros, municiones en racimo, bombas y misiles, minas de fabricación improvisada o industrial) las cuales introducen cantidades excesivas de contaminantes en el suelo (CAR, 2018).

3.3.2. Contaminación difusa.

La contaminación difusa del suelo es la presencia de una sustancia o agente en el suelo debido a las actividades humanas, además es causada por fuentes dispersas y se produce cuando la emisión, transformación y dilución de contaminantes ha ocurrido en otros medios (agua o aire) antes de su transferencia al suelo (CAR, 2018). La contaminación difusa del suelo es una de las principales amenazas del suelo, especialmente en regiones con una alta densidad de población y una fuerte industrialización (Biasioli *et al.*, 2012) puesto que repercute en gran

medida su ciclo biogeoquímico, microorganismos presentes en la matriz suelo, el rendimiento de los cultivos, entre otros.

Los ejemplos de contaminación difusa son numerosos y pueden incluir actividades relacionadas con la energía y armas nucleares; la eliminación incontrolada de desechos y los efluentes contaminados liberados en cuencas o cerca de éstas; la aplicación en los suelos de lodos de depuradora; el uso agrícola de plaguicidas y fertilizantes que también añaden metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes, nutrientes en exceso y agroquímicos que son transportados corriente abajo por las aguas de escorrentía; inundaciones; transporte y deposición atmosféricas y/o erosión del suelo (Rodríguez *et al.*, 2019).

3.4. Principales contaminantes del suelo.

Los siguientes segmentos indagan una corta explicación de los contaminantes que se presentan con más cotidianidad y que impactan áreas agrícolas, junto con algunas de sus propiedades que los hacen pertenecer al grupo de contaminantes.

3.4.1. Metales pesados.

Como metales pesados se consideran a aquellos metales con una densidad mayor a 4 g/cm³ y peso atómico superior a 20 (Londoño *et al.*, 2016). Estos elementos aparecen de forma natural en bajas concentraciones en suelos y muchos de ellos son micronutrientes esenciales para plantas, animales y humanos, pero en concentraciones altas pueden causar fitotoxicidad y dañar la salud humana a causa de su naturaleza no biodegradable, que causa que se acumulen fácilmente en los tejidos y organismos vivos (Rodríguez *et al.*, 2019).

La contaminación de suelos a causa de metales pesados es considerada un problema mundial (Soto *et al.*, 2020), generado principalmente por actividades humanas (Zhang *et al.*, 2019) como la industrialización, urbanización, actividades agrícolas, tecnológicas y mineras (Varón *et al.*, 2015, Londoño, 2016). Estando la minería y las actividades de transformación de minerales como las primordiales fuentes de origen a la contaminación de suelos (Varón *et al.*, 2015, Pérez *et al.*, 2017).

Otro agente que da origen la contaminación de suelos por metales pesados son los pesticidas empleados en los diferentes sectores de la agricultura y la horticultura, los cuales se componen de una importante cantidad de metales pesados como por ejemplo compuestos de arseniato de plomo y sulfato de cobre, los cuales son utilizados en plaguicidas para combatir plagas (Ashraf *et al.*,2019). Los pesticidas, fungicidas y herbicidas contienen diferentes tipos de metales pesados, que incluyen arsénico (As), cadmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb), estaño (Sn) y zinc (Zn) (Lizarazo *et al.*, 2020).

3.4.2. Plaguicidas.

La contaminación del suelo se ha convertido en un problema considerable debido a la amplia aplicación y a largo plazo de contaminantes peligrosos producto del desarrollo de la industria y la agricultura (Zhang *et al.*, 2020). En especial, el uso de plaguicidas y agroquímicos, cuya implementación ha agravado este problema en un sinnúmero de veces, como lo manifiestan algunos estudios realizados por Hai *et al.*, 2012 ; Lee *et al.*, 2019 ; Sun *et al.*, 2017 ; Xiao *et al.* , 2017.

Los plaguicidas son implementados para reducir pérdidas en las cosechas producto de plagas como insectos, malezas y patógenos, y así garantizar el suministro global de alimentos (Rodríguez *et al.*, 2019). La contaminación por plaguicidas de acuerdo a Silveira *et al* 2018 se origina en los campos agrícolas al momento de emplear cuantiosas cantidades de plaguicidas peligrosos en los cultivos, lo cual puede impactar la salud de los residentes de la comunidad. Guerrero (2018) reporta que los agricultores en muchas partes del mundo usan continuamente los plaguicidas y que al no tener un adecuado manejo de los envases que se encuentran acumulados en los campos agrícolas, careciendo de manejo y deposición final, constituyen un peligro para la salud de las personas.

3.4.3. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP).

Los HPA son compuestos químicos semi-volátiles formados por el mínimo de dos anillos aromáticos conglomerados y que pueden ser creados por seis o cinco

carbonos (Stellet *et al.*, 2018). Faboya *et al* 2020, reporta que: “Los incendios forestales han sido señalados como una fuente importante de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en el medio ambiente. Una de las principales causas del calentamiento global es el aumento esperado de la frecuencia e intensidad de los incendios forestales. El estudio de la cantidad y especiación de HPA que emanan de diferentes intensidades de quema tiene implicaciones significativas para la calidad ambiental y la dinámica global del suelo”. Además, Faboya *et al* 2020 menciona que las actividades humanas que podrían introducir HPA en el medio ambiente incluyen, entre otras: la quema de combustibles fósiles para generar calor y energía, los automóviles, los hornos de coque los cuales no son más que hornos de gran tamaño usados para calentar el carbón y fabricar coque, el cual es un residuo duro y poroso que se produce por consecuencia de la destilación destructiva del carbón y es empleado en la industria como un agente reductor de fundición de hierro y como combustible; cabe mencionar también que otra principal fuente natural de origen de HAP además de los incendios forestales son las erupciones volcánicas.

Los HAP que se introducen en la matriz suelo pueden ser atenuados o degradados por una serie de procesos fisicoquímicos y biológicos como por ejemplo la volatilización y/o la foto-oxidación a la atmósfera, la sorción irreversible a la materia orgánica del suelo, la absorción por las plantas o degradación por comunidades microbianas (Rodríguez *et al.*, 2019).

3.4.4. Contaminantes Emergentes (CE).

El término Contaminantes Emergentes o microcontaminantes, hace referencia a aquellos contaminantes que son producto de excedentes de sustancias químicas y / o biológicas empleadas en la vida cotidiana (Peña *et al.*, 2019). Sauvé & Desrosiers 2014, afirmaron que los CE son productos químicos o materiales naturales, manufacturados o artificiales que se han descubierto y que están presentes en varios compartimentos ambientales (hidrosfera, suelo, atmósfera y biota) y cuya toxicidad o persistencia pueden perturbar significativamente el metabolismo de un ser vivo.

Al menos tres categorías de compuestos comprenden CE: la primera categoría consta de compuestos que se introducen recientemente en el medio ambiente, es decir, compuestos industriales que se han desarrollado recientemente, la segunda categoría incluye compuestos que se han introducido en el medio ambiente durante un período de tiempo considerable y, sin embargo, solo se han detectado recientemente y la tercera categoría consiste en compuestos que se conocen y se miden desde hace algún tiempo y se reconoce que pueden causar efectos adversos en los ecosistemas y / o en los seres humanos (Peña *et al.*, 2019).

3.5. Plaguicidas importantes en la contaminación del suelo.

En este orden de ideas, el control de plaguicidas ha adquirido una suma importancia en mundo actual, debido al mayor conocimiento sobre los peligros asociados al uso y presencia en el medio ambiente de este tipo de sustancias. Por esa razón es necesario ampliar el enfoque acerca de estos compuestos.

Actualmente se utilizan continuamente una variedad de compuestos químicos para erradicar malezas e insectos no deseados, siendo los más comunes los pesticidas (Sharma *et al.*, 2020). La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) ha definido plaguicidas como: *cualquier sustancia o mezcla de sustancias de ingredientes químicos o biológicos destinados a repeler, destruir o controlar cualquier plaga, o regular el crecimiento de las plantas* (Leong *et al.*, 2020). Los pesticidas químicos se han utilizado en la agricultura durante décadas en un esfuerzo por reducir la pérdida de cultivos y satisfacer la creciente demanda mundial de alimentos (Bhandari *et al.*, 2020). A pesar de los beneficios del uso de plaguicidas para mejorar la seguridad alimentaria, el uso intensivo y generalizado de plaguicidas químicos puede aumentar la contaminación del suelo, lo que aumenta los riesgos ambientales y para la salud (Bhandari *et al.*, 2020). Zhang *et al.*, 2011, menciona que en el mundo aproximadamente un tercio de los productos agrícolas se producen implementando pesticidas. La producción de plaguicidas en todo el mundo aumentó a una tasa de aproximadamente 11% por año, de 0,2 millones de toneladas en 1950 a más de 5 millones de toneladas en el año 2000 (Carvalho, 2017). En 2012, en promedio, se

aplicaron alrededor de 3,8 millones de toneladas de pesticidas químicos a las tierras agrícolas (FAO, 2020).

Catillo *et al.*, 2020, indica que la actividad agrícola en estos últimos tiempos viene generando preocupación por las aplicaciones de productos químicos en los suelos, sin poseer conocimiento profesional respecto al daño que origina el uso inapropiado de estas sustancias, lo que genera graves alteraciones ambientales al ecosistema, especialmente en las zonas donde el agricultor no cuenta con asesoramiento técnico; los agricultores aplican los pesticidas por la necesidad de proteger a sus cultivos, sin tomar en cuenta la toxicidad del producto, que conlleva a la contaminación por residuos químicos a los cultivos, lo cual repercute en el suelo, aire y agua.

Los plaguicidas se clasifican según las fuentes de origen como plaguicidas químicos o biopesticidas (Abubakar *et al.*, 2020). Los pesticidas biológicos son específicos del huésped; son altamente específicos en el sentido de que actúan sobre la plaga objetivo y organismos fuertemente relacionados, mientras que los pesticidas químicos son inespecíficos con una amplia gama de actividades en un gran grupo de organismos no objetivo (Abubakar *et al.*, 2020).

3.5.1. Clasificación de plaguicidas.

Dentro de la clasificación de plaguicidas, los dos más utilizados son: (1) por tipo de plaga, o (2) por estructura química; la clasificación según la estructura química toma en cuenta una gran variedad de grupos o familias de compuestos (Bedmar, 2011). Rani *et al.*, 2020 plantea en una revisión que los plaguicidas de acuerdo a su naturaleza química se clasifican en organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretroides, fenilamidas (carbanilatos, acilanalidas, toluidinas y acetamidas), fenoxialconatos, trazinas, derivados del ácido benzoico, benzonitrilos, ftalirimidas y derivados. De acuerdo al tipo de plaga Rodríguez *et al.*, 2019 menciona que los plaguicidas incluyen, en forma enunciativa y no limitativa, fungicidas,

herbicidas, insecticidas, rodenticidas, molusquicidas, nematocidas, reguladores del crecimiento de las plantas, entre otros.

3.5.2. Otras clasificaciones.

- De acuerdo a su modo de acción se clasifican en (i) de contacto; (ii) sistémicos; (iii) residuales; (iv) no residuales; (v) de inhalación; (vi) digestivos; (vii) de acción protectora; (viii) de acción repelente; (ix) de acción erradicante; y (x) esterilizantes.
- De acuerdo al fin perseguido: (i) selectivos; y (ii) no selectivos.
- De acuerdo al grupo químico o familia química: (i) inorgánicos; (ii) orgánicos; y (iii) biológicos.
- Con respecto a sus propiedades físico-químicas: (i) explosivos; (ii) comburentes; (iii) extremadamente inflamables; (iv) fácilmente inflamables; e (v) inflamables.
- Formulaciones: formulaciones sólidas (polvo seco, granular, cebo); (ii) formulaciones líquidas (concentrados emulsionables, suspensiones concentradas o floables, soluciones concentradas, concentrados líquidos para aplicaciones de ultra bajo volumen y aerosoles) y (iii) formulaciones gaseosas (Huachos, 2017).

Los pesticidas comprenden un amplio grupo de químicos orgánicos e inorgánicos; de acuerdo a la OMS, hay cuatro clases de toxicidad: extremadamente peligrosa (Ia), altamente peligrosa (Ib), moderadamente peligrosa (II) y levemente peligrosa (III), siendo las clases Ia y Ib, las más peligrosas y comprendiendo ochenta y seis plaguicidas, de los cuales cinco de ellos pertenecen a herbicidas, ocho pertenecen a fungicidas, cincuenta y uno al grupo de insecticidas y veintidós a otros grupos de compuestos utilizados para eliminar patógenos de plantas (Wolejko, *et al* 2019). Otro aspecto por el cual se pueden clasificar los plaguicidas es en base a su persistencia, es por eso que en la tabla 1 se muestra la clasificación de pesticidas

de acuerdo al grado de toxicidad y peligrosidad que presenten y en la tabla 2 la clasificación de pesticidas según su tiempo de persistencia.

Tabla 1. Clasificación de pesticidas según su toxicidad y peligrosidad. (Adaptado de Ramírez *et al.*, 2017).

COLOR DE LA ETIQUETA	GRADO DE TOXICIDAD	PELIGROSIDAD
	Ia extremadamente tóxico	Muy toxico
	Ib Altamente tóxico	Toxico
	II Moderadamente tóxico	Dañino
	III Ligeramente tóxico	Cuidado
	IV Precaución	Precaución

Tabla 2. Clasificación de pesticidas según su tiempo de persistencia.

TIEMPO DE PERSISTENCIA	NIVEL DE RIESGO
Plaguicidas permanentes: plaguicidas que mantienen sus características en el medio ambiente por un tiempo mayor de 20 años.	ALTO
Plaguicidas altamente persistentes: permanecen en el medio ambiente de 1 a 20 años.	ALTO
Plaguicidas Moderadamente Persistentes: permanecen en el medio ambiente de 27 a 52 semanas.	MEDIO
Plaguicidas Poco Persistentes: permanecen en el medio ambiente de 4 a 26 semanas.	MEDIO
Plaguicidas Ligeramente Persistentes: permanecen en el medio ambiente menor a 4 semanas.	BAJO

Adaptada de: (Agencia nacional de regulación, Control y Vigilancia Sanitaria, 2017).

3.6. Remediación de suelos.

3.6.1. Generalidades.

La expresión tecnología de tratamiento compromete cualquier práctica o serie de procedimientos que alteren la composición de una sustancia peligrosa o contaminante mediante acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado (Rodríguez & Ruiz, 2016). Para llevar a cabo la remediación de un suelo es necesario conocer las condiciones físicas, químicas y microbiológicas que tiene, pues estas varían de acuerdo con la zona en la que se encuentre localizado, además de aspectos climáticos y meteorológicos, tales como pluviosidad, radiación solar, entre otros, variables que son relevantes para caracterizar la zona que se va a intervenir y las condiciones de los procesos que se van a usar (Sepúlveda & Casallas, 2018). Cabe mencionar que a la hora de aplicar una tecnología de remediación también es conveniente conocer el tipo de contaminante a manejar, conocer su toxicidad, puesto que al tener conocimiento de las características fisicoquímicas que posee frente al medio afectado, resulta mucho más fácil implementar el tipo de tecnología apropiado.

3.6.2. Tipos de tratamientos.

Los tratamientos habituales empleados para contrarrestar la contaminación del suelo se pueden clasificar en tres tipos: tratamientos térmicos, fisicoquímicos y biológicos (Sepúlveda & Casallas, 2018).

3.6.2.1. Tratamientos térmicos.

Las tecnologías de tratamiento térmicas utilizan calor para incrementar la volatilización (separación), quemar, descomponer o fundir (inmovilización) los contaminantes en un suelo (Rodríguez & Ruiz, 2016). La remediación térmica es una categoría de técnicas que utilizan la aplicación de calor para i) mejorar la movilidad de los contaminantes (por ejemplo, inyección de vapor / aire caliente); ii)

separar los contaminantes de las partículas del suelo (por ejemplo, desorción térmica, calentamiento por microondas); iii) transformar contaminantes en subproductos menos tóxicos (por ejemplo, pirólisis); iv) destruir contaminantes (por ejemplo, incineración, combustión lenta); ov) inmovilizar contaminantes (por ejemplo, vitrificación) (O'Brien *et al.*, 2017).

Dentro de los tratamientos térmicos se destaca la incineración, la cual se lleva a cabo en un incinerador (tipo horno) diseñado para la transformación de materiales peligrosos mediante la quema, este proceso se realiza a temperaturas muy altas (entre 90 ° C hasta alrededor de 300 ° C) para destruir el contaminante. Cui *et al.*, 2020, menciona en un artículo que: “la incineración, o, la combustión, es una técnica de conversión termoquímica comúnmente utilizada para el tratamiento de desechos sólidos”. La incineración reduce los desechos orgánicos a residuos sólidos inorgánicos, incombustibles y subproductos de combustión gaseosos, este proceso puede reducir el volumen en un 80-90%, la masa en aproximadamente un 75% y la destrucción de los agentes patógenos en los residuos (IDEAM, 2017).

O'Brien *et al.*, 2017, declara en una revisión que, si bien el tratamiento térmico puede ser más rápido y confiable que otros métodos, generalmente requiere más infraestructura y maquinaria, lo que genera costos más altos. Además, el calentamiento del suelo afecta numerosas propiedades del suelo, y la alteración de estas propiedades pueden afectar el uso de la tierra después de la remediación.

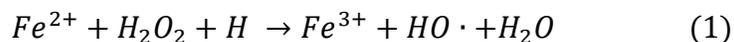
3.6.2.2. Tratamientos fisicoquímicos.

Los tratamientos fisicoquímicos buscan el empleo de las propiedades químicas o físicas del medio para contener, separar o destruir la contaminación (Sepúlveda & Casallas, 2018). Dentro de los tratamientos fisicoquímicos cabría destacar la oxidación química y absorción por vapor del suelo, donde la oxidación química es una tecnología bien establecida para la descontaminación de suelos y sedimentos, se puede aplicar *in situ*, añadiendo oxidantes a los suelos excavados, o *in situ* (oxidación química *in situ*, ISCO), inyectando un oxidante en el subsuelo capaz de reaccionar con los contaminantes para generar sustancias inocuas

(Domínguez *et al.*,2020), es otras palabras, se fundamenta en producir una modificación al contaminante con la ayuda de la añadidura de un oxidante.

Para la selección del oxidante se debe considerar i) la naturaleza de los contaminantes y ii) las características litológicas (características rocosas) y mineralógicas del sitio contaminado (Domínguez *et al.*, 2020). Los oxidantes más comúnmente utilizados y estudiados para la remediación de sitios contaminados son los sistemas de tratamiento ISCO que abarcan procesos de oxidación de Fenton (peróxido de hidrógeno catalizado por hierro) y persulfato activado (Yang *et al.*, 2020). Investigadores han notificado que estos dos procesos de oxidación podrían oxidar diversos compuestos orgánicos recalcitrantes (por ejemplo HPA, fenol, benceno) de una manera eficaz en compuestos de baja toxicidad (Wang *et al.*, 2016, Lominchar *et al.*, 2018).

En el transcurso de oxidación de Fenton, se puede generar un radical hidroxilo ($\text{HO}\cdot$ o $\text{HO}_2\cdot$) para abatir compuestos orgánicos gracias a mecanismos de transferencia de electrones (reacciones 1 y 2), el radical hidroxilo se puede liberar cuando el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) entra en reacción con un catalizador Fe (II) ó Fe (III). De igual forma, los radicales sulfato es otro radical libre fuerte (reacción 3), que se forma usando un catalizador para activar el persulfato (Yang *et al.*, 2020).



Los procesos de reacción de Fenton son sensibles al valor del pH en el subsuelo ya que, en las condiciones de pH bajo los efectos de eliminación de $\text{HO}\cdot$ por H^+ se vuelven más fuertes, lo que provoca la disminución de la capacidad de oxidación de la reacción de Fenton; por otro lado, en condiciones de pH bajo, los efectos de la hidrólisis y precipitación de Fe^{3+} en el agua subterránea se vuelven más fuertes, lo que resulta en una disminución de la capacidad catalítica del Fe^{3+} por ende, no se puede obtener una oxidación eficaz de los contaminantes en el proceso de reacción de Fenton tanto en condiciones de pH alto como bajo. Además, la

reacción del persulfato también se ve influenciada por los cambios de los valores de pH; cuando el pH es inferior a 7, el radical sulfato se convierte en la especie reactiva dominante, sin embargo, los radicales hidroxilo y sulfato participan igualmente en reacciones en un ambiente neutro (Yang *et al.*, 2020).

Por otro lado la absorción por vapor del suelo es una técnica utilizada para la eliminación de compuestos orgánicos volátiles, la cual se desarrolla en la zona superficial del suelo, es decir, sobre el nivel freático o de suelos que han sido perturbados a causa de excavaciones y se fundamenta en hacer que una corriente de aire caliente o de vapor pase por el suelo, trasportando el contaminante de la matriz suelo a la matriz aire hasta alcanzar un nivel de saturación de la corriente gaseosa (Sepúlveda & Casallas, 2018). En la tabla 3 se muestran algunas ventajas de los tratamientos fisicoquímicos.

Tabla 3. Ventajas y desventajas de los tratamientos fisicoquímicos.

	Ventajas	Desventajas
Tratamientos fisicoquímicos	Son efectivos en cuanto a costos.	Los residuos generados por técnicas de separación deben tratarse o disponerse: aumento en costos y necesidad de permisos
	Pueden realizarse en periodos cortos	Los fluidos de extracción pueden aumentar la movilidad de los contaminantes: necesidad de sistemas de recuperación
		El equipo es accesible y no se necesita mucha energía ni ingeniería.

Adaptado de Sepúlveda & Casallas, (2018).

3.6.2.3. Tratamientos biológicos.

Las tecnologías de remediación representan una opción viable para controlar la contaminación por químicos tóxicos usados en diferentes actividades (Góngora *et al.*, 2020). Los tratamientos de índole biológica se refieren al empleo de organismos, entre ellos, plantas, hongos y bacterias buscando destruir o convertir el contaminante en sustancias más simples, de tal modo que el tratamiento para esa nueva sustancia sea más fácil o que se convierta en un compuesto menos contaminante (Sepúlveda & Casallas, 2018). La finalidad de estos tratamientos es la transformación acelerada de los contaminantes a una forma o condiciones aceptables en las que tengan un menor impacto ambiental o nulo a través de acciones biológicas (Rambabu *et al.*, 2020). Dentro de este tipo de tratamientos resaltan la biorremediación, el compostaje, la técnica landfarming, la fitorremediación, entre otras. En la tabla 4 se muestran algunas ventajas de los tratamientos biológicos.

Tabla 4. Ventajas y desventajas de los tratamientos biológicos.

	Ventajas	Desventajas
Tratamientos biológicos	Efectividad en cuanto a costos	Mayores tiempos de tratamiento
	Tecnologías más benéficas para el ambiente	Necesaria la verificación de la toxicidad de intermedios o productos
	En general los contaminantes son destruidos	No pueden emplearse si el suelo no favorece el crecimiento microbiano
	No se requiere ningún tratamiento posterior para su implementación	

Adaptado de Sepúlveda & Casallas, 2018.

3.6.2.3.1. Biorremediación.

La biorremediación es un procedimiento donde los organismos vivos transforman los contaminantes nocivos en compuestos menos tóxicos (Zhang *et al.*, 2020). La biorremediación es una tecnología ecológica muy empleada en la restauración de suelos contaminados con pesticidas (Briceño *et al.*, 2017, Fuentes *et al.*, 2017). Los factores que influyen en un proceso de biorremediación son: (i) la capacidad funcional de la microbiota del suelo, (ii) las características del contaminante y (iii) las condiciones ambientales empleadas durante el tratamiento (Raimondo *et al.*, 2020).

Propiedades del suelo, como la temperatura, la humedad, la textura del suelo, el pH, el contenido de materia orgánica y contenido de nutrientes, entre otras propiedades, influyen de primera mano en la biodisponibilidad del plaguicida y, por consiguiente, en su degradación; de esta manera, la eliminación del plaguicida se dará de acuerdo a la variabilidad de los suelos (Fuentes *et al.*, 2017).

Se han investigado las bacterias empleadas para erradicar contaminantes, como es el caso de los pesticidas en procedimientos de biorremediación (Dzionic *et al.*, 2016). Las rizobacterias promotoras del crecimiento de las plantas (PGPR) son las mejores especies bacterianas bioinoculantes y tienen más influencia en los rasgos fisiológicos y estructurales de las propiedades del suelo, dentro de este grupo las *Azotobacter* son uno de los géneros más ampliamente estudiados durante décadas debido a su fijación de nitrógeno, utilizado como biofertilizante y produce una variedad de sustancias promotoras del crecimiento y ayuda a reemplazar los fertilizantes químicos para la producción agrícola sostenible (Chennappa *et al.*, 2019). Ciertas especies bacterianas del suelo como *Arthrobacter* spp., *Burkholderia* spp., *Bacillus* spp., *Azotobacter* spp., *Flavobacteria* spp., *Pseudomonas* spp. y *Rhodococcus* spp. son muy utilizadas en investigaciones sobre degradación y biorremediación (Castillo *et al.*, 2011, Chennappa *et al.*, 2015). Estos géneros bacterianos poseen enzimas y genes funcionales que son responsables de la degradación de dichos plaguicidas tóxicos (Chennappa *et al.*, 2019).

Especies como *Azotobacter vinelandii*, *Azotobacter tropicalis*, *Azotobacter armeniacus*, *Azotobacter salinestris* y *Azotobacter chroococcum* han mostrado una degradación del 90% al 100% de plaguicidas como pendimetalina, clorpirifos y carbendazim (Chennappa *et al.*, 2019).

3.6.2.3.2. Compostaje.

El principal proceso de estabilización de residuos sólidos agrícolas y residuos sólidos urbanos (RSU) es el compostaje, el cual, mediante la degradación de componentes biodegradables por parte de comunidades microbianas, ha sido catalogado como una de las tecnologías más eficientes para llevar a cabo la biorremediación de suelos (Chen *et al.*, 2015).

La biodegradación puede verse impedida debido a factores como pH, limitaciones de oxígeno, limitaciones de nutrientes los cuales son sumamente importantes para el desarrollo microbiano. Garzón *et al.*, 2017, manifiesta que el éxito de la biodegradación depende de condiciones físicas y químicas estables en campo como: pH, concentración del contaminante, la presencia de sólidos, entre otras.

Las bacterias y los hongos, son los principales microbios que degradan contaminantes en los composts y ampliamente son considerados como los agentes más importantes que rigen la remediación de suelos contaminados, además, la remediación de suelos contaminados mediante compostaje o adición de compost se fundamenta principalmente por dos mecanismos: (i) adsorción del contaminante por materia orgánica y (ii) degradación por microorganismos (Chen *et al.*, 2015). La descomposición de contaminantes orgánicos en la mezcla suelo / compost se basa principalmente en la actividad microbiana; las enmiendas orgánicas del compost son una fuente importante de nutrientes, que proporcionan más fuentes de carbono disponibles para los microbios autóctonos (Chen *et al.*, 2015). Por consiguiente, las enmiendas orgánicas del compost incrementan directamente la densidad de

microbios los cuales son los responsables de la descomposición y biotransformación de contaminantes presentes en los suelos.

Se han empleado diferentes enmiendas orgánicas que incluyen compost, subproducto de la descomposición del maíz, tallos de maíz, estiércol, aserrín y turba (material orgánico rico en carbono empleado en la obtención de abonos orgánicos) para mejorar la eliminación de herbicidas de atrazina y trifluralina en suelos contaminados (Chen *et al.*, 2015).

3.6.2.3.3. Landfarming.

Es una técnica de carácter biológica que se realiza desde hace aproximadamente un siglo, utilizada generalmente para reducir la concentración de hidrocarburos de petróleo y desechos de la industria petrolera, el tratamiento implica la excavación y extensión del suelo contaminado en una capa que no supere los 1.5 m donde el objetivo de este procedimiento es incrementar la actividad biológica por medio de la aireación y adición de nutrientes, minerales y agua, cabe mencionar que la aireación del suelo se realiza mediante la implementación del arado, en ocasiones, de manera manual (Sepúlveda & Casallas, 2018).

La diferencia entre la técnica *landfarming* y el compostaje radica en que el primero, además de usar microorganismos autóctonos, emplea también microorganismos que son adicionados o introducidos al suelo por tratar, mientras que el compostaje solo utiliza los microorganismos presentes en el suelo (Sepúlveda & Casallas, 2018).

En la técnica *landfarming* se necesita que el suelo este bien mezclado, de modo exista mayor superficie de contacto con los microorganismos y los compuestos orgánicos, sumado a que es necesario poseer una adecuada oxigenación de manera que la degradación se desarrolle en condiciones aerobias (Sepúlveda & Casallas, 2018).

3.6.2.3.4. Fitorremediación.

La fitorremediación es un proceso de descontaminación empleado por las plantas, incluidas las hierbas, los arbustos y los árboles y que en conjunto con microorganismos ayudan a restaurar el medio ambiente (suelo, agua y aire) mediante procesos de degradación, acumulación y estabilización de contaminantes (Shah & Daverey, 2020). Es una tecnología verde con el potencial de eliminación de contaminantes (metales pesados, contaminantes orgánicos, contaminantes radiactivos, compuestos derivados del petróleo, pesticidas, entre otros) del suelo minimizando la generación de residuos secundarios (por ej: metabolitos) (Nejad *et al.*, 2017). Además, estudios previos han demostrado que la fitorremediación posee una buena adaptabilidad ambiental y podría usarse en relaves de minería, suelos agrícolas y terrenos industriales (Lin *et al.*, 2020). La fitorremediación cada vez más va adquiriendo popularidad en las agencias gubernamentales e industrias debido a la eficiencia y la rentabilidad en su implementación ya que, presenta una financiación o inversión baja (Hu *et al.*, 2020).

3.6.2.3.5. Humedales Artificiales o Construidos (CW).

Son sistemas depuradores de agua constituidos por canales o lagunas y son plantados con especies propias o endémicas de la zona (Sepúlveda & Casallas, 2018). Conforme a Arden & Ma (2018) y Vymazal (2014) los sistemas de humedales construidos son tecnologías naturales que integran una alternativa a los sistemas de lodos activados para el procesamiento de aguas residuales industriales y urbanas debido a su bajo costo, bajo requerimiento energético y son de fácil mantenimiento y operación. Además de tratar aguas residuales industriales y aguas urbanas los humedales artificiales también se han utilizado para tratar aguas residuales agrícolas, aguas pluviales, aguas residuales de animales, aguas residuales farmacéuticas y drenaje de minas, en muchos países desarrollados (Wu *et al.*, 2020).

Como se mencionó anteriormente han sido grandemente utilizados ya que tienen una alta eficiencia de purificación y bajos costos de manejo, sin embargo, la eficiencia de los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales varía con los diferentes procesos de diseño y el entorno hidrológico (Wu *et al.*, 2020).

Algunas ventajas que tienen los CW en comparación con otros sistemas de tratamiento son: (i) menos costoso, (ii) de construcción simple, (iii) menor operación y mantenimiento, (iv) estabilidad y rentabilidad (Kumar *et al.*, 2020).

Los humedales construidos son reconocidos como sistemas de ingeniería de bajo costo y ampliamente amigables con el medio ambiente que utilizan vegetación, material del suelo y microorganismos para el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales (Nikolaou & Stefanakis, 2018). Procesos como adsorción, degradación biológica e infiltración son los procesos de tratamiento que se llevan a cabo por medio de la vegetación en humedales construidos, y que de acuerdo a la perspectiva de Riggio *et al.*, 2018 y Saxena *et al.*, 2019, son un proceso de fitorremediación que mejora el tratamiento de aguas residuales industriales.

Estos se clasifican principalmente en tres sistemas: (a) humedales artificiales de flujo de agua superficial (SCW), (b) humedales artificiales de flujo de agua subterránea (SSCW) y (c) humedales artificiales híbridos (HCW). Los humedales de flujo de agua subterránea a su vez también se clasifican en: humedales artificiales de flujo de agua subterráneo vertical (VSSCW) y humedales artificiales de flujo de agua subterráneo horizontal (HSSCW) (Wang *et al.*, 2017). Los SCW son generalmente canales o cuencas de flujo de agua poco profunda con algo de vegetación que se planta en la capa de suelo, aquí el agua fluye horizontalmente, formando una columna de agua de hasta 80 cm de profundidad, además estos humedales están expuestos a la atmósfera y a la luz solar (Kumar *et al.*, 2020). En este tipo de humedales las aguas residuales fluyen a través del humedal y entran en contacto con la vegetación y eliminan de manera eficiente los contaminantes mediante varios procesos fisicoquímicos o biológicos (Wang *et al.*, 2017). En la figura 2 se ilustra este tipo de humedales.

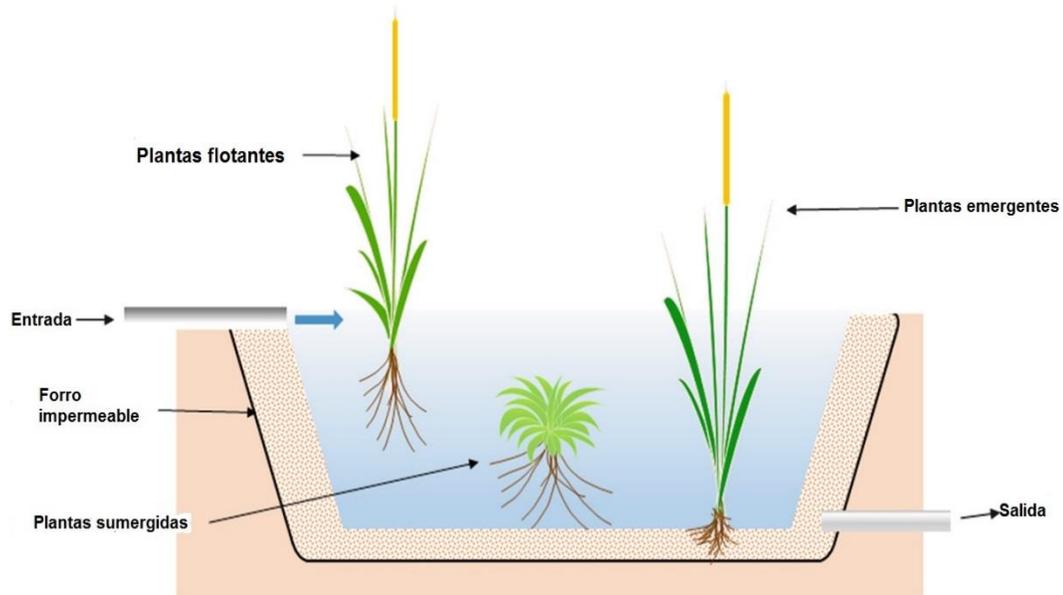


Figura 2. Humedal artificial de flujo superficial (SCW). (Tomado de: Kumar *et al.*, 2020).

Los SSCW son humedales con vegetación saturada o insaturada que crece sobre la grava, en estos humedales las aguas residuales fluyen de forma vertical u horizontal de manera que los contaminantes entren en contacto con los microbios que viven alrededor de la zona de la rizosfera (Kumar *et al.*, 2020). En los HSSCW el agua residual ingresa al medio de grava y se trata horizontalmente. Debido al flujo subterráneo, el agua se introduce en el humedal artificial por debajo de los 5 cm de la capa superior sin exponerse al aire, así las aguas residuales llegan a zonas aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas (Kumar *et al.*, 2020). En la figura 3 se ilustra a detalle este tipo de humedales.

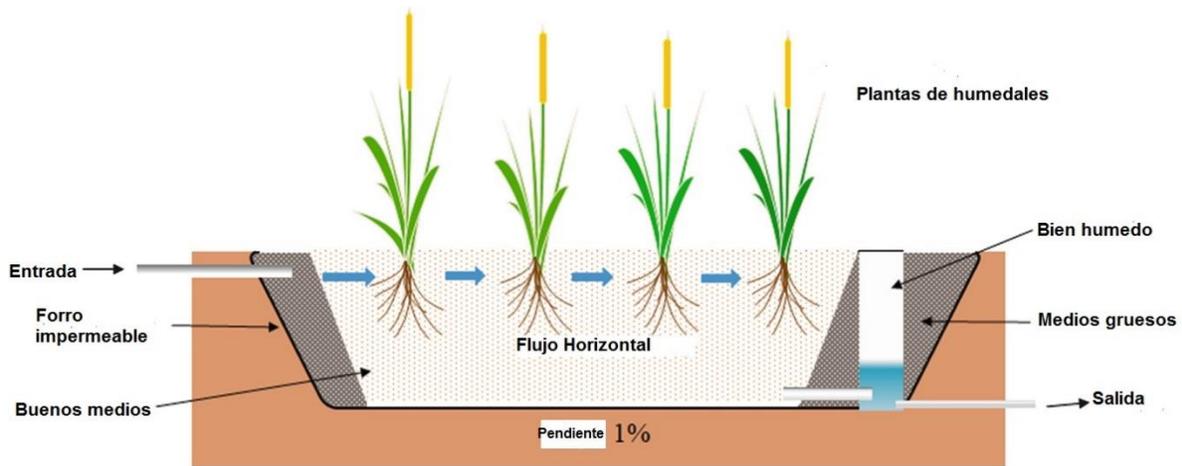


Figura 3. Humedal artificial de flujo subterráneo horizontal (HSSCW). (Tomado de: Kumar *et al.*, 2020).

Por otro lado, los VSSCW se llevan a cabo sobre una superficie plana cubierta con grava y macrófitas plantadas en la superficie del lecho, aquí las aguas residuales se introducen en la capa superior y se difunden sobre las otras capas del humedal construido, luego, las aguas residuales son filtradas hacia abajo para llegar a la salida a través del medio de grava debido a la fuerza gravitacional (Kumar *et al.*, 2020). En la figura 4 se ilustra con detalle como es el proceso en este tipo de humedales construidos.

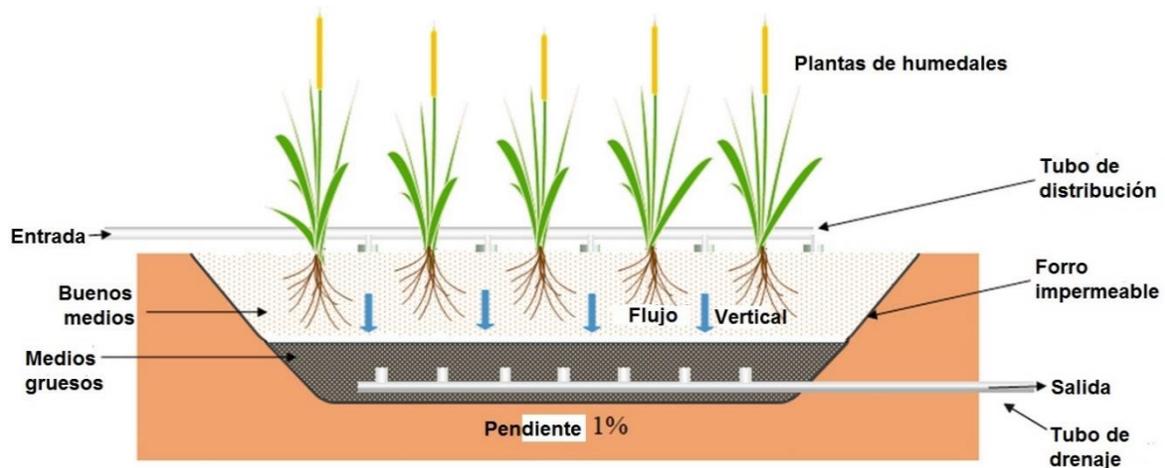


Figura 4. Humedal artificial de flujo subterráneo vertical (VSSCW). (Tomado de: Kumar *et al.*, 2020).

De la información consignada anteriormente se puede resumir que la contaminación de suelos es un problema de carácter global, puesto que la pérdida de sus propiedades a causa de una sustancia tóxica ingresada en él, perjudica tanto la seguridad alimentaria como la calidad de los cultivos, ya que sin suelos saludables para cultivar no habría posibilidad de cubrir la ascendente demanda aliementaria. El hombre es el principal causante de contaminación en suelos, ya que, la mayoría de las sustancias tóxicas que ingresan al suelo son producto de actividades industriales como fábricas, eliminación de desechos, minería, agricultura intensiva, entre otras fuentes. La agricultura intensiva es un factor sumamente importante en la contaminación de suelos, por las aplicaciones repetidas de plaguicidas en el control de ataques contra insectos, hongos o malezas y cuyos efectos repercuten en el medio ambiente, la caliad del suelo y los organismos que allí viven.

Para remediar suelos que se encuentran con altos niveles de contaminación se han desarrollado varios tratamientos los cuales abarcan técnicas que facilitan la recuperación de estos sistemas ambientales, como son tratamientos térmicos, tratamientos fisicoquímicos y tratamientos biológicos, donde en estos últimos se emplean plantas, hongos y bacterias para su desarrollo.

Una de las técnicas biológicas mas destacadas es la fitorremediación para la recuperación de suelos contaminados, la cual emplea el uso de plantas que en asociación con microorganismos rizosfericos logran ocupar una importante aceptación en los tratamientos de regeneración biológica.

CAPITULO II

4. FITORREMEDIACIÓN ESTRATEGIA ÚTIL EN LA EXTRACCIÓN DE CONTAMINANTES.

El término fitorremediación se compone de dos partes: el fito derivada del griego phyton ("planta") y remediación derivado del latín remedium ("curar", en este caso también significa "resolver el problema corrigiendo el error o deficiencia"). La fitorremediación es una biotecnología de limpieza ambiental la cual es eficiente y ampliamente utilizada basada en la volatilización, estabilización, degradación o extracción de contaminantes haciendo uso de la vegetación y microorganismos asociados (Hu *et al.*, 2020). En el proceso de fitorremediación los microorganismos rizosféricos desempeñan un papel fundamental en la regulación de las actividades fisiológicas de las plantas y esta regulación depende tanto del metabolismo como de la diversidad microbiana (Liu *et al.*, 2020). En general, la actividad metabólica y la estructura de las comunidades microbianas en el suelo, son indicadores importantes de la salud y funcionalidad del suelo (Liu *et al.*, 2020). Algunas plantas tienen la capacidad de absorber contaminantes del suelo más de lo necesario sin tener efectos físicos obvios o síntomas que representen intoxicación, y son llamadas hiperacumuladoras (Ghori *et al.*, 2016).

La fitorremediación a través de plantas hiperacumuladoras se ha convertido en una tecnología ampliamente reconocida, debido a que es sostenible, eficiente, rentable y amigable con el medio ambiente en la eliminación de contaminantes ambientales (Rai *et al.*, 2019). Además, en la fitorremediación la biomasa contaminada producto de la cosecha, podría manejarse mediante varios enfoques, incluidos el compostaje, la pirólisis, la extracción de líquidos, entre otros (Lin *et al.*, 2020). Dentro de las opciones para moderar los efectos nocivos de los plaguicidas sobre el medio ambiente, la fitorremediación puede ser una biotecnología eficiente y económicamente viable (Teófilo *et al.*, 2020).

La implementación de la fitorremediación posee ciertas limitaciones como por ejemplo la profundidad de penetración de las raíces, la fitotoxicidad en áreas fuertemente contaminadas, la biodisponibilidad de los contaminantes la cual es

sumamente importante para el proceso de captación y que de acuerdo con Shah y Daverey (2020), la fitorremediación es un proceso que consume mucho tiempo, se ve limitado por el crecimiento lento de la planta, la cantidad de biomasa producida, y sensibilidad a los contaminantes. La fitorremediación aún se encuentra en estado de desarrollo, y su eficiencia como técnica de descontaminación aumenta cada vez más (Ghori *et al.*, 2016).

4.1. Eficiencia de la fitorremediación.

El desarrollo de la fitorremediación por lo regular es un proceso más lento en comparación a otras técnicas que comprenden procedimientos físicoquímicos para el tratamiento, lo que la hace ineficiente de acuerdo al factor tiempo ya que, no se puede implementar donde se requiera una limpieza rápida, la eficiencia de esta biotecnología también depende directamente de la producción de biomasa puesto que a mayor producción de biomasa, el proceso de fitorremediación se vuelve más eficiente (Ghori *et al.*, 2016). Por tanto, la eficiencia se ve reducida significativamente con la implementación de especies de plantas que poseen menor biomasa al final de la fase de crecimiento, significa que a medida que avanza el crecimiento de la planta, su biomasa aumenta y como consecuencia de este desarrollo las posibilidades y lugares de acumulación también aumentan, caso contrario a si la planta durante su fase final de desarrollo no adquiere la suficiente biomasa alcanzara de manera temprana su límite de acumulación (Ghori *et al.*, 2016). Diversos estudios han intentado emplear diferentes medios complementarios para mejorar la eficiencia de la fitorremediación mediante el aumento de los rendimientos de biomasa o la capacidad de absorción de las plantas (Luo *et al.*, 2019), por mencionar algunos, adición de quelantes (Rizwan *et al.*, 2017), asistencia de campo (Cameselle & Gouveia, 2019), inoculación de microorganismos (Naeem *et al.*, 2016) e ingeniería genética (Abou *et al.*, 2019).

Un segundo aspecto que resaltar se trata del control rizosférico sobre la toxicidad de los contaminantes. Las plantas y los microorganismos pueden llegar a adaptarse a las concentraciones de contaminantes tóxicos (Ilker & Dogan, 2015). La relación que existe entre las plantas y sus comunidades microbianas rizosféricas

asociadas es compleja, usualmente para una rizorremediación exitosa, la especie vegetal escogida debe presentar las siguientes características: (i) un sistema radicular denso y ramificado para poder cobijar un gran número de bacterias, (ii) metabolismo primario (fotosíntesis, síntesis de aminoácidos, síntesis de proteínas, enzimas y coenzimas, entre otros) y secundario (defensa contra radiación, congelación, ataque de depredadores, patógenos o parásitos), y (iii) establecimiento, supervivencia e interacciones ecológicas con otros organismos (Ilker & Dogan,2015). Por otro lado, la acción recíproca entre microbios está moderada por moléculas específicas y se ha probado que son responsables de fundamentales procesos ambientales como el ciclo biogeoquímico de nutrientes y el mantenimiento de la salud de las plantas y la calidad del suelo.

Las hormonas vegetales segregadas por algunos microorganismos rizosféricos incentivan el desarrollo de las raíces y, por lo tanto, la liberación de exudados de las raíces los cuales incluyen aminoácidos, carbohidratos, compuestos lipofílicos y agentes quelantes (cítrico, acético, otros ácidos orgánicos, etc.) ejerciendo efectos favorables en el sustento de una amplia variedad de comunidades microbianas en la rizosfera (Ilker & Dogan, 2015). Los componentes químicos y su abundancia en los exudados radiculares depende en gran medida del tipo de especie vegetal, las etapas de crecimiento de la planta y las condiciones de cultivo implementadas (Li *et al.*, 2020).

4.2. Estimulación del crecimiento vegetal por comunidades microbianas.

Muchas plantas no son capaces de obtener suficiente biomasa para cubrir las tasas de remediación al estar presentes niveles elevados de contaminación, es por eso que el proceso de remediación de suelos contaminados se torna lento debido a su naturaleza pobre en nutrientes, además, se estima que los microbios del suelo ejercen efectos positivos sobre la salud de las plantas mediante relaciones mutualistas entre ellos (Ilker & Dogan, 2015). Los microbios son sensibles a la contaminación, sin embargo, el agotamiento de las poblaciones microbianas, tanto en términos de diversidad como de biomasa, se presenta a menudo en suelos contaminados (Ilker & Dogan, 2015). Las poblaciones microbianas presentes en la

rizosfera pueden favorecer la adquisición de nutrientes de las plantas y contribuir a las plantas a tolerar el estrés externo, basado en estos fundamentos se asocia la presencia de microbios con la salud de las plantas (Zancarini *et al.*, 2013, Pérez *et al.*, 2016).

El motivo por el cual los microbios son importantes es porque tienen una superficie más amplia para la unión, tasas metabólicas rápidas que conducen a la degradación de sustancias químicas más resistentes como por ejemplo las moléculas de pesticidas organofosforados y se desarrollan mucho más rápido que otros organismos, en especial las bacterias, con su tasa de duplicación más rápida. En el caso de los pesticidas organofosforados, son degradados por microbios que sintetizan enzimas como las fosfatasas (Wu *et al.*, 2017).

De modo que, el uso de enzimas puede provocar una reacción redox o transformar el tóxico a un complejo organometálico, teniendo en cuenta que los contaminantes hidrófilos son más simples de degradar que los hidrófobos (Saravanan, *et al.*, 2020).

El estrés biótico o abiótico a través de un pequeño cambio en las propiedades físicoquímicas y biológicas de los suelos de la rizosfera, puede causar un efecto negativo en la interacción planta-microbio. Los microbios promotores del crecimiento de las plantas como inóculos de la rizosfera están tomando atención en los procesos de fitorremediación, además, esto depende en parte de la capacidad de la planta para resistir la toxicidad de los contaminantes y producir un rendimiento de biomasa adecuado (Ilker & Dogan, 2015).

4.3. Factores de concentración.

Para la elección de especies vegetales útiles en la remediación, las variables de interés que se han implementado son: concentración de contaminantes en la parte aérea y radical, y los factores de bioacumulación. De esta manera, si se escoge la fitoestabilización para un proceso de remediación se recomienda que las plantas sean exclusoras de contaminantes en su parte aérea, de modo que la mayor concentración de contaminantes esté inmovilizada en la rizosfera o en la raíz misma,

en cambio si se elige un proceso de fitoextracción lo conveniente es utilizar plantas que acumulen altas concentraciones de EPT en la parte aérea, es decir, para una fitoextracción eficiente las plantas deben poseer un característica fundamental, ser hiperacumuladoras de contaminantes toxicos (González *et al.*, 2017).

En resumen, para poder catalogar una planta como hiperacomuladora lo que se hace generalmente es determinar la concentración del contaminante presente en la raíz y en la parte aérea, así como en el suelo y a partir de esta inquisición se pueden obtener valores de bioacumulación, donde los más comunes son el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de translocación (FT).

4.3.1. Factor de bioconcentración (FBC).

El cálculo del factor de bioconcentracion o bioacumulacion (FCB) se hace para estimar la relación entre los contaminantes químicos en las plantas y las concentraciones medidas en el medio donde viven (suelo) (Mendieta & Taisigüe, 2014). El FBC se calcula dividiendo la concentración del contaminante en la parte aérea del tejido vegetal entre la concentración del contaminante en el suelo disponible o extraído del suelo, como se logra apreciar en la ecuación 1 (González *et al.*, 2017).

$$FBC = \frac{\text{concentración del contaminante en parte aérea}}{\text{concentración del contaminante disponible o extraído en el suelo}} \quad (1)$$

4.3.2. Factor de translocación (FT).

El FT es la relación existente entre la concentración del contaminante en la parte aérea de la planta con respecto a la concentración en la raíz, si el valor de FT es menor a la unidad, la mayor parte del contaminante se acumula en la raíz y no presenta translocación (movimiento) hacia la parte aérea, esto para el caso plantas exclusoras. Por otro lado, si el FT es mayor a la unidad el contaminante se almacena principalmente en la parte aérea y no en la raíz (plantas acumuladoras) (González *et al.*, 2017). Lo anteriormente mencionado se logra apreciar en la ecuación 2.

$$FT = \frac{\text{concentración del contaminante en parte aérea}}{\text{concentración del contaminante en las raíces}} \quad (2)$$

4.4. Ventajas y desventajas de la fitorremediación.

La fitorremediación en comparación con muchas otras técnicas de remediación posee ciertas ventajas, entre las cuales se logran destacar: (i) un bajo costo, (ii) protege el suelo de la erosión, (iii) mejora las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, (iv) mejora la estética de la tierra, (v) requiere menos energía humana, (vi) es adecuada para sitios con grados de contaminación de bajo a moderado, y (vii) no presenta límites temporales en su intervención (Ifon *et al.*, 2019).

Sin embargo, a pesar de todas estas ventajas, la fitorremediación también presenta algunas desventajas o limitaciones que vale la pena mencionar: (i) requiere mucho tiempo, (ii) depende en gran medida de condiciones climáticas, concentración y biodisponibilidad de contaminantes, (iii) depende del tipo de especie utilizada, (iv) tolerancia de las plantas a los contaminantes, (v) extensión y profundidad del área de contaminación (limitada por la rizosfera o la zona de la raíz), (vi) no es adecuada para un sitio severamente contaminado (como por ejemplo un sitio contaminado con desechos electrónicos donde coexisten elementos potencialmente tóxicos y persistentes, o suelos mineros con altas concentraciones de metales pesados, ya que se inhibiría el crecimiento de la planta) (Ifon *et al.*, 2019, Gerhardt *et al.*, 2017).

4.5. Rizo/Fitorremediación.

Las plantas poseen diferentes procedimientos para degradar contaminantes como la fitoextracción, la fitovolatilización, la fitodegradación y la fitoestabilización, que combinados junto con el efecto de los microbios da una mayor eficiencia al método de fitorremediación y, por lo tanto, vino el uso de Rizorremediación, la cual implica el proceso de una relación mutua entre la rizosfera y los microbios del suelo presentes allí (Saravanan, *et al.*, 2020).

La puesta en práctica de la Rizo/Fitorremediación se está llevando a cabo con gran aceptación no solo para eliminar contaminantes, sino también para controlar su toxicidad al disminuirse la concentración de estos en la rizosfera. Una de las particularidades más importantes para la implementación de cualquier tecnología de fitorremediación es la capacidad de adaptación de las plantas y los microbios beneficiosos del suelo presentes en la rizosfera, contra múltiples contaminantes (Ilker & Dogan, 2015).

En la rizorremediación, el contaminante es transformado por microbios en la rizosfera, es decir, por la zona rica en microbios que se encuentra en contacto íntimo con el sistema de raíces vasculares de la planta y cuya matriz está compuesta por comunidades microbiológicas (p. ej. bacterias, hongos, micorrizas) que poseen diferentes tipos de metabolismos y respuestas adaptativas a las variaciones de las condiciones ambientales (Roy & Pandey, 2020).

En la rizosfera, las raíces de las plantas junto con los microbios que promueven el crecimiento de las plantas manipulan las condiciones redox existentes del suelo, el contenido orgánico, la humedad y otras propiedades del suelo (Roy & Pandey, 2020). La raíz de una planta libera ciertas sustancias como ácidos orgánicos, ciertos monosacáridos, esteroides, iones (Jeevanantham *et al.*, 2019) que son utilizados por los microbios para degradar contaminantes. Por ende, este proceso también favorece a las plantas, puesto que ciertos microbios contribuyen en la fijación de nitrógeno en las raíces, mientras que otros ayudan a evitar el ataque de otros organismos patógenos (Saravanan, *et al.*, 2020).

En las plantas terrestres, el transporte de contaminantes a la planta está dominado por la absorción de agua mediante el sistema de raíces, y la distribución dentro de la planta depende del transporte de xilema o floema (Roy & Pandey, 2020). Los mecanismos anteriormente mencionados se logran apreciar en la figura 5 y son explicados a detalle en las siguientes secciones.

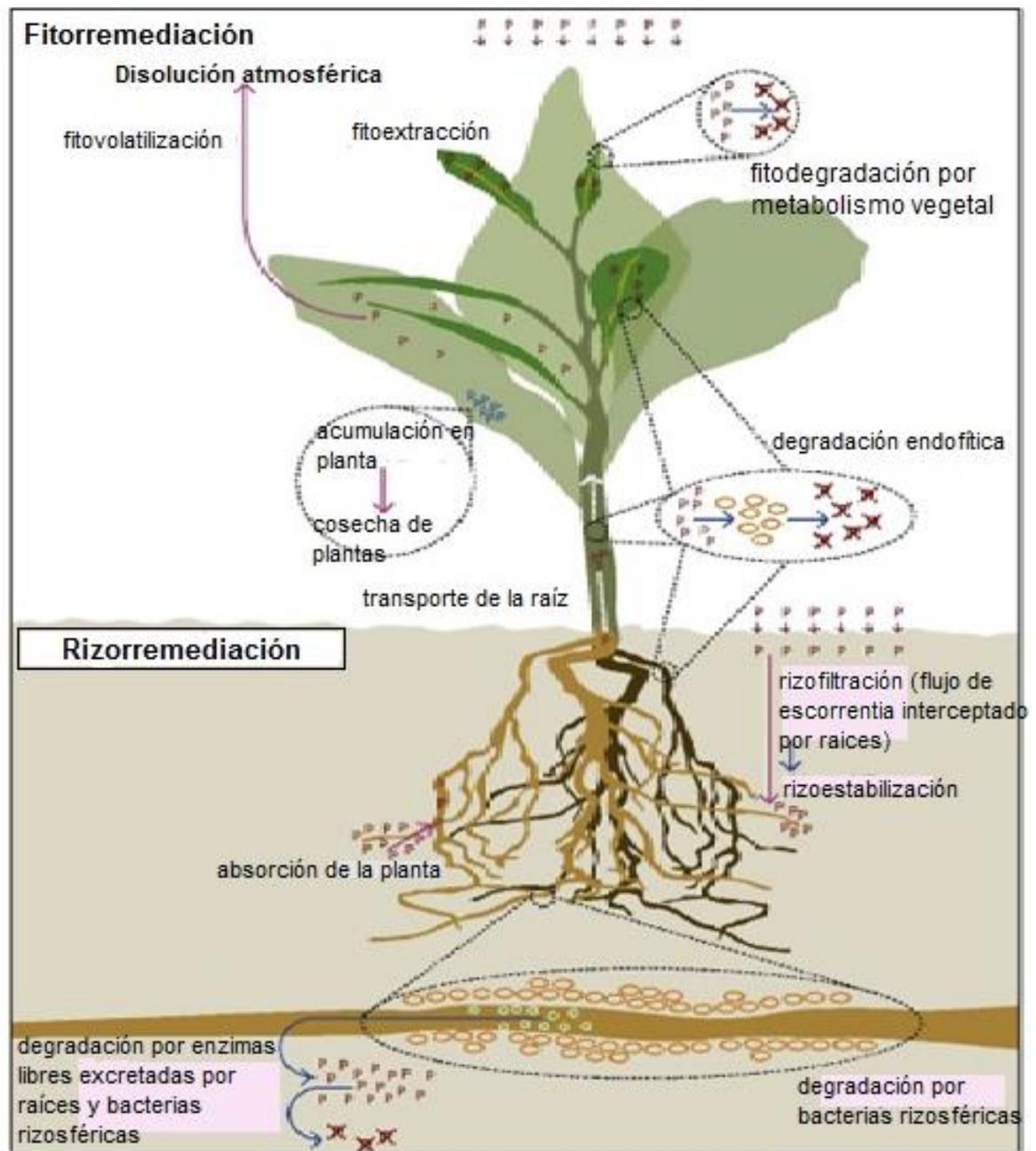


Figura 5. Visión general de los procesos incluidos en la Rizo/ Fitorremediación de pesticidas (Adaptación de: Nele *et al.*, 2017).

4.6. Mecanismos de la fitorremediación.

El proceso de desintoxicación de contaminantes por medio de la fitorremediación se lleva a cabo aplicando al menos uno de los siguientes

mecanismos: fitoextracción, rizofiltración, fitoestimulación, fitoestabilización, fitovolatilización y fitodegradación.

4.6.1. Fitoextracción o Fitoacumulación.

Una de las formas de extraer contaminantes del suelo es por la fitoextracción, esta se vale de especies de plantas hiperacumuladoras para llevar a cabo la absorción de contaminantes ambientales, transporte / translocación y concentración en la biomasa de los órganos colectores (Teófilo *et al.*, 2020). Las hiperacumuladoras pueden absorber contaminantes del suelo a través del sistema radicular y trasladarlos a brotes y hojas (Ghori *et al.*, 2016).

Las plantas más jóvenes en comparación con las plantas en etapas avanzadas, poseen un mayor potencial de absorción porque sus tejidos están menos desarrollados, lo que favorece la fitoextracción (Fadin *et al.*, 2018). La fitoextracción ideal se puede realizar con plantas que producen una amplia cantidad de biomasa a medida que se desarrollan (Ghori *et al.*, 2016).

Las especies de plantas con potencial para la fitoextracción deben tener la capacidad de acumular contaminantes en sus células y órganos, este proceso abarca varios pasos donde intervienen proteínas de transporte que permiten la captación y almacenamiento de contaminantes en la planta, dichos pasos incluyen (i) biodisponibilidad y absorción de contaminantes del suelo a través de las raíces, este paso depende de características del suelo como el pH, el contenido de agua, las sustancias orgánicas y por ende biodisponibilidad del contaminante ya que, puede estar presente en el suelo en múltiples formas (iones libres o en forma de complejos) asociados a materia orgánica e inorgánica y otros compuestos como silicatos u óxidos e hidróxidos (ii) translocación de contaminantes de las raíces a brotes a través del xilema, y (iii) el secuestro de contaminantes en las hojas, especialmente en las vacuolas (Ghori *et al.*, 2016). La Figura 6 muestra el mecanismo por el cual las plantas absorben y almacenan contaminantes.

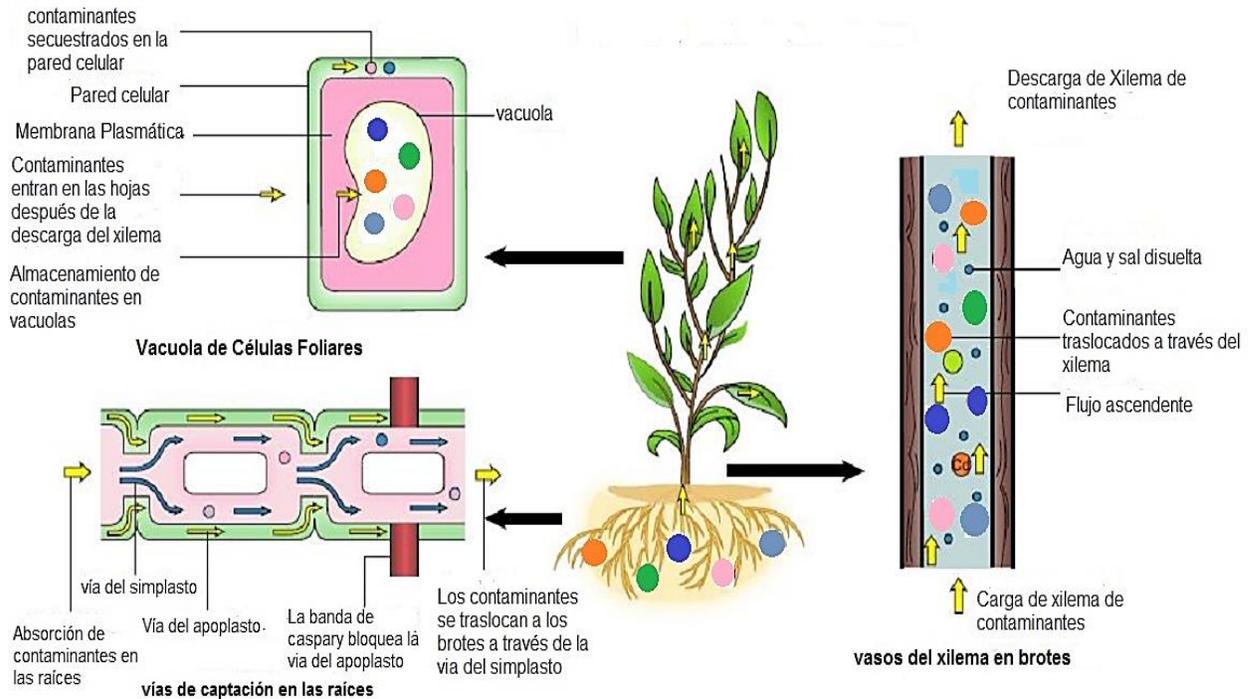


Figura 6. Mecanismo por el cual las plantas absorben y almacenan contaminantes (Adaptación de: Ghori *et al.*, 2016).

4.6.2. Rizofiltración.

La rizofiltración es un método eficaz de fitorremediación que se basa en la utilización de raíces de plantas para absorber y secuestrar contaminantes tóxicos de las superficies de tierras o aguas subterráneas contaminadas, en lugar de suelo, las plantas crecen en cultivos hidropónicos, resaltando que la rizofiltración comprende la absorción y la adsorción en las raíces de las plantas, de los contaminantes que se encuentran en la solución que rodea la zona de las raíces (rizosfera) (Tiwari *et al.*, 2019).

Se sabe que la rizofiltración utiliza el sistema radicular de las plantas para eliminar los contaminantes del agua (Wetle *et al.*, 2020), por lo tanto, una ventaja adicional de la rizofiltración es la capacidad de utilizar plantas tanto acuáticas como terrestres, ya sea *ex situ* o *in situ* (Tiwari *et al.*, 2019), que presenten la característica

de poseer una alta tasa de crecimiento y área superficial para poder llevar a cabo los procesos de absorber, concentrar y precipitar contaminantes.

La descontaminación de las aguas subterráneas se puede efectuar mediante rizofiltración, en este proceso, las plantas cultivadas de forma hidropónica e impulsadas por la energía solar se acondicionan con agua contaminada, luego estas plantas se siembran en el sitio contaminado donde capturan los contaminantes en el agua; cuando las raíces de estas especies de plantas se sobrecargan de contaminantes se proceden a cosecharlas junto con sus raíces (Tiwari *et al.*, 2019).

Sikhosana *et al.*, 2020 plantea en una investigación que es una forma de fitorremediación, rentable y ecológica de eliminar o reducir contaminantes de escorrentía de aguas urbanas, además, plantea que este mecanismo aprovecha biomasa vegetal para eliminar contaminantes del agua contaminada y eliminar una amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos.

Este proceso incluye ciertas limitaciones: un ajuste constante del pH, la necesidad de cultivar plantas en viveros o invernaderos, la necesidad de cosechar y desechar regularmente las plantas, el imprescindible diseño de tanques bien capacitados y la necesidad de comprender las interacciones químicas y la especiación; cabe mencionar que los exudados secretados por las raíces de las plantas y los cambios de pH de la rizosfera pueden hacer que los contaminantes se precipiten en la superficie de las raíces (Tiwari *et al.*, 2019).

4.6.3. Fitoestimulación o Rizodegradación.

Este mecanismo permite la degradación de contaminantes orgánicos en la rizosfera a través de microorganismos rizosféricos, además la Fitoestimulación o también llamada Rizodegradación implica una interacción continua entre plantas y microorganismos (Ifon *et al.*, 2019). La degradación describe la descomposición de un compuesto en sus componentes más pequeños o su conversión en un metabolito, siendo la rizodegradación una de las etapas más importantes en el proceso de remediación de contaminantes orgánicos (Ilker & Dogan, 2015).

La raíz de la planta es capaz de formar una relación con la flora microbiana del suelo y esta relación es de gran ayuda para las plantas, ya que obtienen una mayor tolerancia a los factores bióticos y abióticos (Singh *et al.*, 2019). La raíz secreta exudados (sustancias nutritivas) que los microbios pueden aprovechar para prevenir un ataque patógeno y esta asociación se denomina mutualismo, estos exudados tienden a atraer a los microbios a medida que se mueven en la dirección de una mayor concentración de nutrientes llamada quimiotaxis; los microbios pueden situarse cerca de la raíz o también pueden estar dentro de los tejidos de las plantas como endófitos sin afectar a la planta huésped (Saravanan, *et al.*, 2020).

El microbio primero debe colonizar y crecer allí (raíz o tejidos de las plantas) compitiendo con otros microbios por el exudado de la raíz sintetizado (Feng *et al.*, 2017). Los exudados radiculares ayudan a las plantas a adaptarse a una situación en la que la concentración de sustancias contaminantes sea mayor, ayudando así en su desintoxicación (Saravanan, *et al.*, 2020).

4.6.4. Fitoestabilización.

La fitoestabilización es un proceso en el que se utilizan plantas tolerantes a la contaminación para reducir la movilidad de los contaminantes, reduciendo así el riesgo de más problemas ambientales; las especies de plantas usadas inmovilizan los contaminantes en la rizosfera por: (i) sorción (en las superficies de las raíces), (ii) precipitación (formas menos solubles), (iii) complejación (ligandos orgánicos) y (iv) acumulación de contaminantes en sus tejidos radiculares, en conclusión la fitoestabilización tiene como objetivo inmovilizar contaminantes a nivel de la rizosfera utilizando el sistema de raíces de plantas adaptadas (Teodoro *et al.*, 2019).

La fitoestabilización como ya se mencionó requiere la implementación de plantas adaptadas con sistemas radiculares extensos para crear una capa vegetativa estable que no acumule contaminantes en los tejidos de la superficie, disminuyendo el riesgo de trasladar contaminantes hacia la cadena alimentaria (Teodoro *et al.*, 2019). La fitoestabilización inmoviliza el suelo con raíces de plantas para reducir el intercambio del suelo del sitio, debido factores como la erosión

hídrica y eólica, por lo que el objetivo de la fitoestabilización es evitar que el contaminante se difunda fuera del sitio: además, el sistema de raíces también reduce la percolación de agua por medio del suelo que podría filtrar con ella los elementos del suelo (Wetle *et al.*, 2020). En contraste con la fitoextracción, las plantas empleadas para la fitoestabilización no deben concentrar los elementos en su biomasa superior, debido a que esto podría difundir el contaminante en el ecosistema y propagarlo fuera del sitio (Wetle *et al.*, 2020).

4.6.5. Fitodegradación o fitotransformación.

Las plantas sintetizan enzimas y estas pueden metabolizar ciertas sustancias tóxicas a otras más simples e inofensivas; este proceso se le conoce como fitodegradación. Por lo regular las enzimas utilizadas en el proceso de fitodegradación son reductasas, oxidasas, peroxidasas, etc (Saravanan, *et al.*, 2020). Desde el punto de vista de Ertan, 2020 “la fitodegradación, que también se conoce como fitotransformación, es la descomposición de los contaminantes absorbidos por las plantas a través de procesos metabólicos dentro de la planta o la descomposición de los contaminantes que rodean la planta a través del efecto de enzimas producidas por las plantas; las plantas pueden producir enzimas que catalizan y aceleran la degradación, por ende, los contaminantes orgánicos se descomponen en formas moleculares más simples y se incorporan a los tejidos vegetales para ayudar al crecimiento de las plantas”. Por lo tanto, la fitodegradación es la descomposición de contaminantes orgánicos mediante procesos metabólicos de plantas o enzimas producidas por plantas y no depende de la comunidad microbiana (Ashraf *et al.*, 2019).

En esta técnica, la planta promueve dos tipos de procesos metabólicos: internos y externos, involucrando dos tipos de mecanismos para la degradación o descomposición de contaminantes orgánicos como lo son la actividad enzimática de las plantas y la oxidación fotosintética; en el proceso externo la planta absorbe los contaminantes y los hidroliza en unidades más pequeñas, mientras que en el proceso metabólico interno los contaminantes se utilizan como metabolitos, pueden ser utilizados por las plantas o puede descomponerlos en pequeños fragmentos

(Jeevanantham *et al.*, 2019). En la figura 7 se muestra un diagrama esquemático del proceso de fitodegradación.

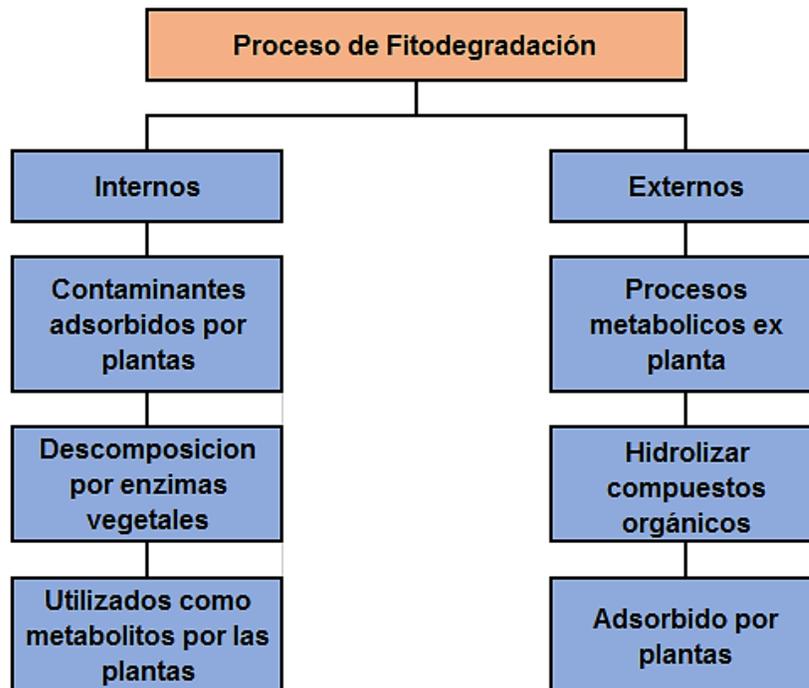


Figura 7. Diagrama esquemático del proceso de fitodegradación (Adaptado de: Jeevanantham *et al.*, 2019).

4.6.6. Fitovolatilización.

La fitovolatilización es un proceso en el que las plantas absorben los contaminantes del suelo y los liberan en forma volátil a la atmósfera a través de la transpiración; el proceso ocurre cuando las plantas en crecimiento absorben agua y contaminantes orgánicos solubles (Ertan, 2020). En otro orden de ideas, en la fitovolatilización la planta absorbe el contaminante y luego lo convierte en vapor o en forma gaseosa (Wetle *et al.*, 2020).

La fitovolatilización puede darse en dos formas diferentes: (i) fitovolatilización directa y (ii) fitovolatilización indirecta; la primera es la forma más sutil y mayormente estudiada, como consecuencia de la absorción y translocación de contaminantes

por las plantas y lo que en ocasiones conduce a la volatilización del compuesto del tallo / tronco y las hojas; la segunda forma a menudo difiere de la segregación, puesto que muchos compuestos fitovolatilizados son moderadamente hidrófobos, capaces de dispersarse mediante barreras hidrófobas como la cutina en la epidermis o la suberina en los tejidos dérmicos leñosos; la fitovolatilización indirecta es el aumento de la afluencia de contaminantes volátiles del subsuelo como resultado de las actividades radiculares de las plantas (Limmer & Burken, 2016).

Dado que la fitorremediación es un método mediante el cual las plantas pueden limpiar los contaminantes presentes en la biosfera (Saravanan *et al.*, 2020), en la tabla 5 se establecen ciertas ventajas y desventajas existentes entre algunos de sus mecanismos.

Tabla 5. Ventajas y desventajas de los mecanismos de fitorremediación.

Técnica	Ventajas	Desventajas
Fitoestabilización	No necesidad de preocupación por la eliminación de sustancias peligrosas.	Requiere un monitoreo regular para revisar las posibilidades de disipación de los contaminantes.
	Los tejidos vegetales no intervienen en esta técnica.	
	No se requiere la eliminación de material o biomasa peligrosa (contaminada). Además presenta un bajo costo, es altamente eficiente, reduce la erosión del suelo.	
Fitovolatilización	Incluso en la zona de la raíz compromete la volatilización.	Alta probabilidad de que las sustancias tóxicas transpiradas se precipiten como un líquido a la matriz suelo o los recursos hídricos.

	El contaminante es convertido en una sustancia menos tóxica, es un proceso económicamente eficiente, es aplicable para suelos, sedimentos, lodos.	
Fitoextracción	Es bastante económico e incluso se reciclan determinadas sustancias tóxicas.	Una lixiviación excesiva también podría eliminar los elementos esenciales.
	Biomasa abundante en un corto período de tiempo, presenta menos desperdicio para eliminar, es aplicable para estudios en laboratorio, piloto y estudios en campo.	Se hace necesario implementar cosechas repetidas para la eliminación completa del contaminante.
Rizofiltración	El agua subterránea contaminada se puede tratar de manera eficiente	Deben mantenerse los factores físicos y químicos
	Es un procedimiento económico y amigable con el medio ambiente. Además es aplicable para aguas subterráneas y superficiales.	Las plantas deben cosecharse de manera periódica.
Fitodegradación	Los xenobióticos se pueden degradar fácilmente añadiéndoles grupos funcionales.	Se inclina más por los contaminantes orgánicos que los inorgánicos.
	Desglose enzimático de contaminantes, aplicable al suelo, lodos de sedimentos, aguas subterráneas y aguas superficiales.	

Adaptado de: Saravanan *et al.*, 2020, Kumar *et al.*, 2018.

4.7. Relación planta-endófito en fitorremediación.

Los microorganismos son considerados descomponedores, puesto que desempeñan un papel importante en el retorno de los nutrientes a sus respectivos lugares (por ejemplo. suelo, aire) y contribuyen a la degradación en todos los ciclos biogeoquímicos (ciclo del carbono, el ciclo del nitrógeno). Estos pueden encontrarse cerca del sistema radicular de las plantas o estar presentes dentro de sus tejidos como endófitos sin afectarla (Saravanan *et al.*, 2020). Los endófitos son un grupo de microorganismos muy variados que se sitúan usualmente en el interior de los tejidos internos de las plantas durante al menos parte de su ciclo de vida (Compant *et al.*, 2016; Hardoim *et al.*, 2015). Además, los endófitos pueden hallarse en muchas especies de plantas.

Los endófitos pueden sostener una relación muy cercana con sus plantas hospederas, lo que frecuentemente lleva a interacciones mutualistas que benefician a ambos, es decir, a endófitos y sus anfitriones; los endófitos adquieren ricos nutrientes (exudados) y hábitats de las plantas hospederas, protegiéndose de los estresores bióticos y abióticos (Feng *et al.*, 2017). Estos exudados en su gran mayoría son compuestos de carbono de diferentes pesos moleculares, que no solo degradan las sustancias tóxicas, sino que también degradan las sustancias orgánicas complejas halladas en el suelo, para que las plantas puedan aprovecharlas en su crecimiento (Saravanan *et al.*, 2020). Por otro lado, los exudados no solo suministran la nutrición necesaria, sino que también incitan la producción de enzimas para que las aprovechen los microbios (Feng *et al.*, 2017).

Estos organismos (endófitos) producen una amplia gama de sustancias bioactivas naturales que facilitan e impulsan el crecimiento y desarrollo de las plantas a través de varios mecanismos (por ejemplo, protección frente al estrés oxidativo, regulación de los niveles de etileno, desintoxicación de amoníaco o amonio) (Bacon & White, 2016, Santoyo *et al.*, 2016). Los endófitos se pueden emplear para mejorar la eficacia de la fitorremediación de contaminantes orgánicos,

ya que pueden proveer capacidades biodegradativas alrededor y dentro de la planta huésped, contribuyendo a mayores actividades metabólicas en la rizosfera y la endosfera (Feng *et al.*, 2017).

Las raíces de las plantas ayudan a incrementar la actividad microbiana del suelo (Jeevanantham *et al.*, 2019) proporcionando sustratos que son principalmente fuentes de carbono como glucosa, fructosa, etc. y, además, proporcionar los puntos de entrada a las vías metabólicas para absorber, almacenar o metabolizar contaminantes dentro del tejido vegetal (Yadav *et al.*, 2018). En la figura 8 se ilustra las alianzas entre plantas y endófitos para la fitorremediación de suelos contaminados con contaminantes orgánicos.

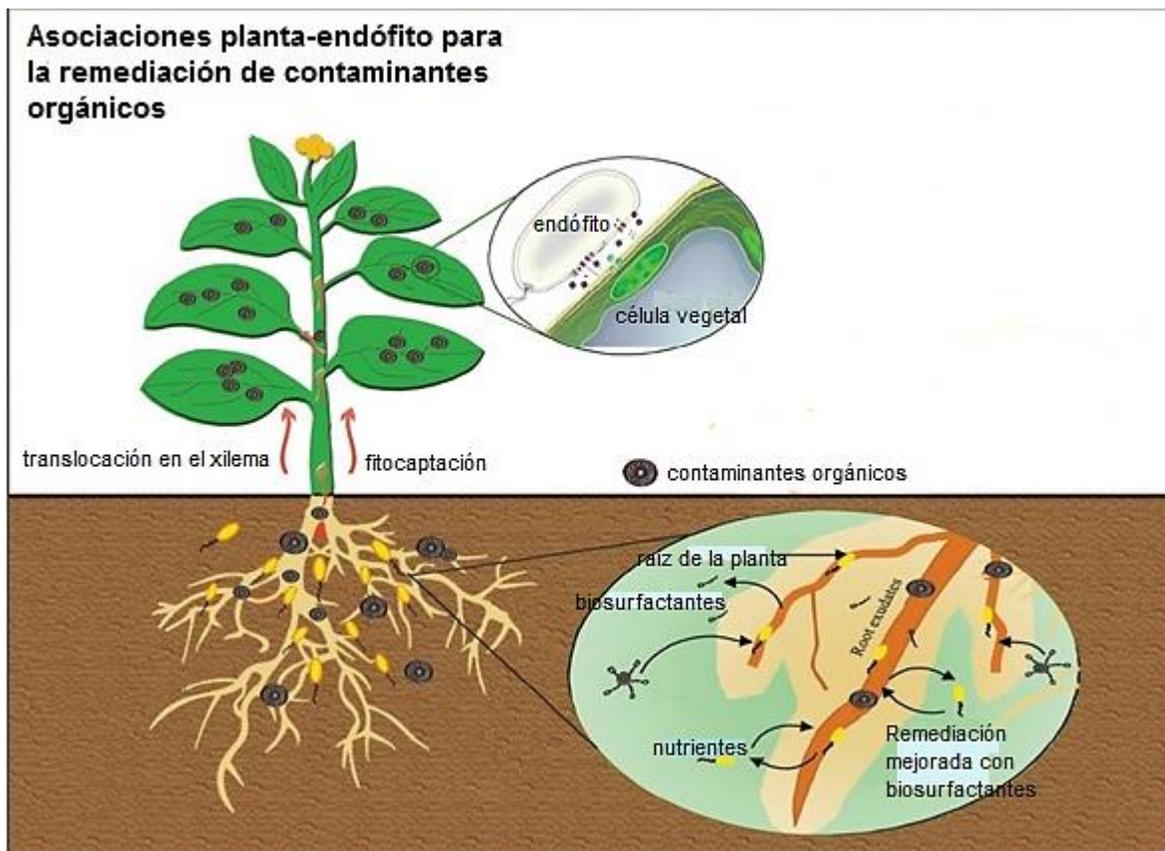


Figura 8. Alianzas entre plantas y endófitos para la fitorremediación de suelos contaminados con contaminantes orgánicos. Adaptado de: (Feng *et al.*, 2017).

4.8. Biosurfactantes de endófitos y su papel en la fitorremediación.

La permanencia de contaminantes orgánicos en los hábitat ambientales está vinculada con sus propiedades hidrófobas, según lo especifican los coeficientes de partición octanol-agua (K_{ow}). La absorción de compuestos orgánicos por parte de las plantas es el primer paso y el más crucial en la fitorremediación y, en general, se rige por la hidrofobicidad de estos contaminantes orgánicos (Chakraborty & Das, 2016). Los compuestos hidrofílicos, es decir, que presenten un $\log K_{ow}$ en rangos de 0,5 a 3,0, tienden a ser absorbidos por el sistema radicular de las plantas antes de su degradación por la microflora rizosférica (Arslan *et al.*, 2015).

Este tipo de contaminantes (hidrofílicos) entran fácilmente por el canal del xilema para su posterior acumulación o degradación, por ende, después de su acumulación dentro de los tejidos de las plantas durante un período de tiempo significativo, los endófitos parecen ser muy apropiados para la desintoxicación en la planta de estos compuestos contaminantes (Feng *et al.*, 2017).

Por otro lado, en el caso de suelos que se hayan contaminados con xenobióticos de carácter hidrófobos, es decir, aquellos que presenten un rango de $\log K_{ow}$ superior a 3.0 no son candidatos óptimos para desarrollar un proceso de fitorremediación, debido a que las plantas no pueden degradarlos en su rizosfera o tejidos vegetales (Arslan *et al.*, 2015). La carente solubilidad en agua de los contaminantes orgánicos altamente hidrófobos reduce su movilidad y biodisponibilidad en el suelo, es por eso que la presencia de biosurfactantes liberados por microorganismos o plantas puede facilitar la eliminación de dichos contaminantes orgánicos en el suelo al aumentar su biodisponibilidad, absorción por las plantas o degradación microbiana, y así llevar a cabo el desarrollo de una fitorremediación eficaz (Feng *et al.*, 2017).

Actualmente, el interés hacia los biosurfactantes se ha duplicado (Shekhar *et al.*, 2015). Diversos estudios han evidenciado que los endófitos pueden producir biosurfactantes (ver figura 8), aumentando la biodisponibilidad de contaminantes

orgánicos, por tanto, la eficacia de la fitorremediación de suelos contaminados con sustancias orgánicas (p.ej. pesticidas) puede incrementarse inoculando plantas con endófitos productores de biosurfactantes (Feng *et al.*, 2017). Los biosurfactantes son producidos por biosíntesis por diferentes tipos de microorganismos como bacterias, hongos y levaduras (Roy, 2018).

4.9. Metabolismo vegetal en la fitorremediación de contaminantes orgánicos.

Existen ciertas sustancias que son de naturaleza hidrofóbica, como es el caso de los pesticidas que generalmente presentan esta característica y las plantas no los absorben, por ende, se hace necesario depender del consorcio microbiano del suelo para la eliminación de esos contaminantes.

La absorción de sustancias químicas orgánicas hidrófilicas es muy eficiente, mientras que los compuestos de naturaleza hidrófoba no son muy buenos aspirantes para la fitorremediación, puesto que dichos contaminantes no pueden transportarse fácilmente dentro de la planta, ya que están fuertemente unidos a la superficie de las raíces o no son absorbidos por las raíces y se trasladan activamente a través de las membranas de la planta (Roy & Pandey, 2020).

Desafortunadamente, no existe un transportador natural de contaminantes ambientales orgánicos dentro de las células vegetales, más bien, su absorción pasiva ocurre en vista del origen artificial de los orgánicos / xenobióticos. En otro orden de ideas, la naturaleza química cambiante de los xenobióticos (es decir, hidrofóbicos o hidrofílicos) afecta su absorción en las células vegetales (Rai *et al.*, 2020). Enzimas como peroxidasa, polifenol peroxidasa, catalasa, citocromo P450, monooxigenasas, deshalogenasa, nitrorreductasa, lacasa, hidrolasa, y glutatión-S-transferasa participan directamente en la tolerancia, estabilización, deposición y desintoxicación de contaminantes orgánicos (Feng *et al.*, 2017).

El proceso de fitorremediación de xenobióticos comprende una serie de fases de desintoxicación (ver figura 9): la fase I comprende procesos de transformación, oxidación, reducción, hidrólisis y reacciones catalizadas por enzimas como P450 monooxigenasas, peroxidasas, reductasas, deshidrogenasas y estererasas; la fase II

incluye el proceso de conjugación de contaminantes con compuestos endógenos como mono, oligo y polisacáridos para una mejor solubilidad, por último, la fase III involucra el proceso de compartimentación, es decir, el transporte de contaminantes solubles acumulados dentro del orgánulo de la vacuola, a la pared celular, donde pueden almacenarse como contaminantes inactivos o excretarse de nuevo a la rizosfera (Jha *et al.*, 2020).

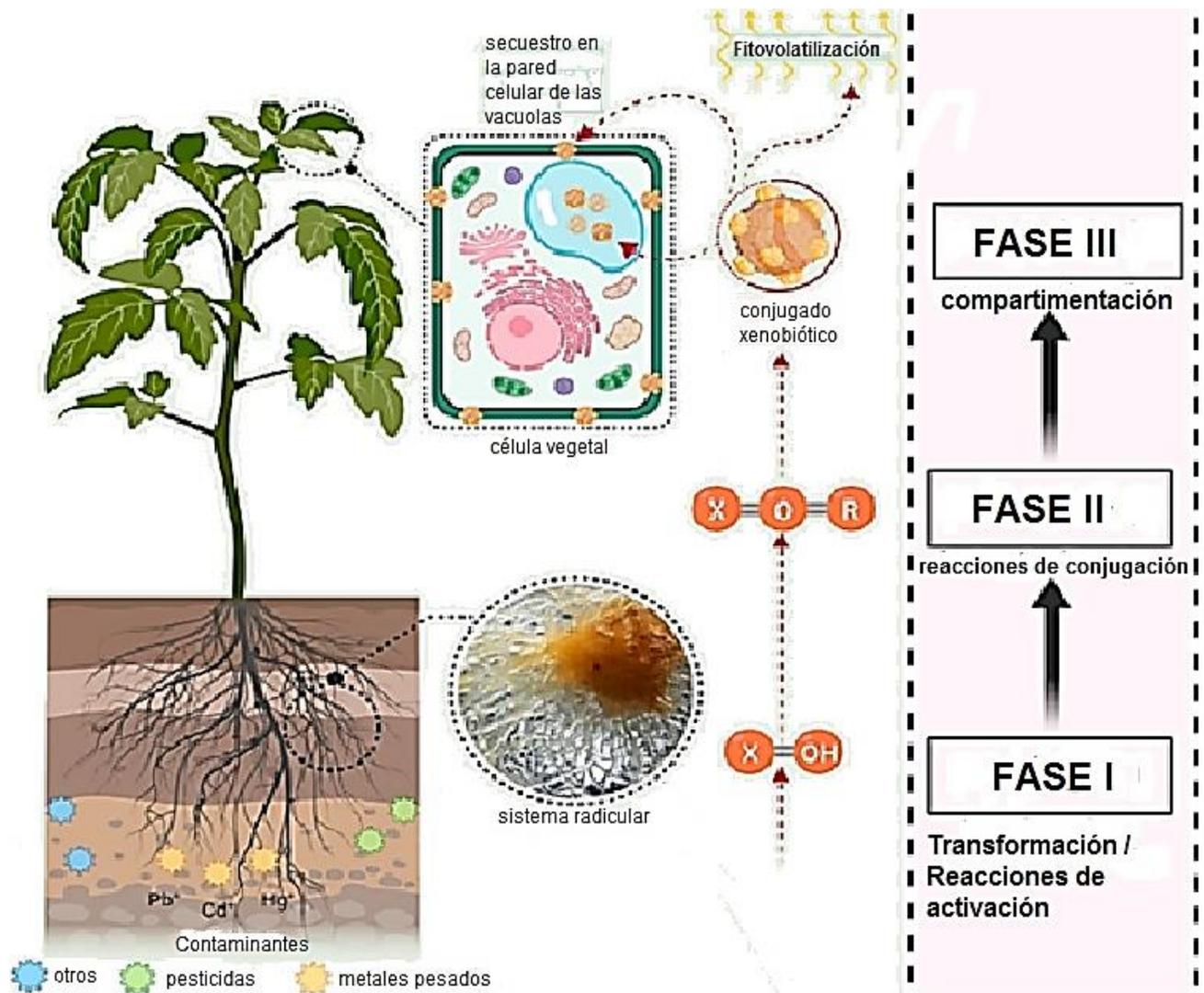


Figura 9. Biotransformación de xenobióticos en suelos (Adaptado de: Jha *et al.*, 2020).

Generalmente, un compuesto xenobiótico se transforma (metaboliza) a su forma más hidrófila a través del metabolismo de fase I y fase II y por último se secuestra en vacuolas o paredes celulares. Las reacciones de fase I son promovidas por el complejo del citocromo P450 que encamina a la oxidación, reducción o hidroxilación de xenobióticos. Normalmente, una reacción de fase II en plantas involucra la conjugación de metabolitos de fase I con glucosa, glutatión o malonil-glucosa (Gautam *et al.*, 2018). Las P450 incluyen un átomo de oxígeno en moléculas hidrófobas inactivas y las convierten en moléculas más reactivas e hidrosolubles. Además de sus funciones fisiológicas en la biosíntesis de hormonas, lípidos y metabolitos secundarios, las enzimas P450 funcionan para sustancias químicas exógenas nocivas como es el caso de los pesticidas (herbicidas) (Khanom *et al.*, 2019).

Como ya se mencionó, en los procesos de fitorremediación de xenobióticos se llevan a cabo una serie de fases para la eventual desintoxicación, y que de acuerdo a Khanom *et al.*, 2019, afirman que los mecanismos de tolerancia a herbicidas se dividen en tres fases: fase (I), cambios estructurales del sitio objetivo del herbicida; fase (II), desintoxicación metabólica (conjugación) y alternancia de captación; y fase (III), compartimentación de herbicidas.

La capacidad de las plantas para resistir y tolerar plaguicidas también se ha atribuido en general a algunas enzimas desintoxicantes (como glutatión S-transferasas) y a su fuerte inducibilidad en respuesta a la exposición a agroquímicos (Mimmo *et al.*, 2015), por ende las glutatión S-transferasas vegetales (GST) han sido un foco de atención debido a su papel en la desintoxicación de herbicidas (Hernández & Rodríguez, 2020).

De la información depositada anteriormente en el capítulo II, se puede concluir lo siguiente: para la elección de una especie vegetal en fitorremediación de suelos contaminados las características que se han utilizado son la concentración de contaminantes en la parte aérea y radical de la planta, es decir, los factores de bioacumulación que presente la planta. Algunas especies vegetales son

consideradas hiperacumuladoras, en otras palabras, son capaces de absorber contaminantes del suelo sin presentar en su estructura síntomas de intoxicación.

En la fitorremediación, la biomasa contaminada recolectada después de la cosecha, puede ser manejada mediante diferentes procesos para su destrucción o aprovechamiento, cabe resaltar que algunas plantas en su etapa de desarrollo no son capaces de obtener la suficiente biomasa para llevar a cabo el proceso de fitorremediación de contaminantes y es aquí donde la relación planta/microbio entra en juego ayudando en los procesos de remediación, brindando mejor eficiencia en el proceso debido a la mutualidad entre ambos.

En la fitorremediación el proceso de desintoxicación de contaminantes se logra mediante ciertos mecanismos de la planta, entre ellos la fitoextracción, rizofiltración, fitoestimulación, fitoestabilización, fitovolatilización y fitodegradación. Un beneficio que aprovechan los microbios rizosféricos son los exudados radiculares de las plantas, los cuales al ser tomados ayudan en la degradación de contaminantes mediante la liberación de surfactantes, contribuyendo así a un proceso fitorremediador más eficiente. Por otro lado, en fitorremediación no todas las sustancias son absorbidas eficazmente por las plantas, los xenobioticos de naturaleza hidrofóbica no son muy buenos candidatos para ser tratados por esta biotecnología.

CAPITULO III

5. ACCIÓN REMEDIADORA DE ALGUNAS ESPECIES DE PLANTAS EN SUELOS CONTAMINADOS POR PLAGUICIDAS.

Al contemplar el uso de la fitorremediación en un campo o sitio contaminado se deben tener en cuenta ciertos parámetros para que el proceso de limpieza se ejecute de manera eficiente y con menos peligro para las plantas empleadas: (i) La caracterización de la contaminación en el sitio de interés, este quizás es el aspecto más importante ya que apunta al tipo de contaminante (s) o al número de diferentes especies contaminantes, su concentración por encima del rango normal permisible entre otras características asociadas (Peso molecular y capacidades de lixiviación), (ii) Determinar la mejor especie de planta para el sitio objetivo teniendo en cuenta sus capacidades fitorremediadoras para ese respectivo contaminante en el suelo; en esta parte cabe resaltar que al contaminante hay que mantenerlo limitado a la rizosfera, es decir, no dejarlo expandirse a capas más profundas, ya que el objetivo es lograr que se disemine en la mayor región del sistema radicular para facilitar su extracción y (iii) el efecto del contaminante sobre las especies vegetales utilizadas en el proceso; esto también se considera entre los criterios de selección de plantas porque el nivel de tolerancia de las especies de plantas varía de acuerdo al tipo de contaminante (Ghori *et al.*, 2016).

Este procedimiento es ampliamente participe del enfoque integrado en los programas de recuperación ecológica de tierras degradadas; las especies de plantas que se eligen para este proceso se hacen de acuerdo a su potencial de crecimiento, desarrollo masivo de biomasa, su naturaleza invasiva, el alto potencial acumulativo de contaminantes en raíces o brotes, la tolerancia a los contaminantes y el potencial de desintoxicación de contaminantes (Pandey & Maiti, 2020).

Las plantas de fitorremediación adecuadas deben ser en lo posible especies nativas, de rápido crecimiento con alta producción de biomasa (Manoj *et al.*, 2019). Los pastos se consideran ejemplares perfectos debido a su amplia red de raíces, que abarcan una extensa superficie en el suelo para la absorción (Ghori *et al.*, 2016). Por otro lado, estas hierbas a menudo se clasifican como acumuladoras y

excluidoras en función de su potencial de tolerancia a contaminantes; las plantas acumuladoras tienen la capacidad de permanecer metabólicamente en equilibrio sobre condiciones en las que las concentraciones de contaminantes en sus partes fotosintéticas son indefinidamente más altas que los límites máximos permitidos, debido a que eficazmente son capaces de hacer frente al estrés oxidativo generado por la alta acumulación de contaminantes; mientras que las excluidoras retienen o transforman contaminantes en su zona radicular, restringiendo el movimiento de contaminantes hacia sus partes aéreas, proceso que llevan a cabo dentro de las vacuolas de la raíz (Pandey & Maiti, 2020).

5.1. Especies vegetales aptas para fitorremediación.

La fitorremediación ha ganado mucha popularidad en las últimas tres décadas como una solución ecológica para la eliminación de contaminantes, como es el caso de los pesticidas en el suelo, y a lo largo de los años, se han identificado y examinado varias especies de plantas eficientes (Ekperusi *et al.*, 2019). Existen numerables ejemplos del uso de plantas como tecnología para proteger y limpiar el medio ambiente, el ejemplo más probado y más ampliamente utilizado de la aplicación de fitorremediación son la implementación de humedales artificiales, tanto para contaminantes inorgánicos como contaminantes orgánicos (hidrocarburos de petróleo y pesticidas) (Dickinson, 2017).

5.1.1. Gramíneas.

Ciertos estudios han mencionado que las gramíneas perennes son las plantas más importantes para la fitorremediación puesto que, aportan un enorme potencial de biomasa, bajo requerimiento de fertilizantes y capacidad para crecer incluso en suelos menos fertilizados (Pandey & Maiti, 2020). Las raíces de las gramíneas poseen una mayor expansión de enraizamiento por m³ de suelo, que cualquier otro tipo de planta y pueden incorporarse al suelo hasta una profundidad de 3 m (Roy & Pandey, 2020).

Además, las gramíneas (*Poaceae*) han mostrado favorablemente un enorme potencial en aspectos como crecimiento, tolerancia a contaminantes, potencial de desintoxicación, entre otros, como lo reportan diversas investigaciones en la literatura con gramíneas, mostrando resultados benéficos en todos los criterios antes señalados (Pandey, 2012, Pandey *et al.*, 2015, Pandey & Singh, 2015, Pastor *et al.*, 2015, Verma *et al.*, 2014).

Un estudio realizado por Romeh (2015), para evaluar el potencial fitorremediador de la especie *Plantago major L* cuyo nombre común en regiones de Europa y Asia es “llantén mayor”, la cual es una maleza perenne que se encuentra comúnmente en los bordes de los caminos, en los prados, campos cultivados, áreas de desechos y canales de agua, mostró resultados satisfactorios en la remediación de suelos contaminados con azoxistrobina. El estudio reveló que la planta eliminó una cantidad sustancial de azoxistrobina, absorbió y trascoló significativamente concentraciones de azoxistrobina en raíces y hojas. La desaparición de la azoxistrobina se unió a la aparición del producto metabolito, ácido azoxistrobina, como un producto de degradación principal en el suelo, es decir, la desaparición de azoxistrobina pudo atribuirse al potencial de absorción y transformación o degradación por la capacidad de inducción enzimática de la planta y por microorganismos en la zona de la raíz de la planta (Romeh, 2015).

Mimmo *et al.*, 2015, realizaron una investigación con la especie raigrás italiano (*L. multiflorum L.*) en una interfaz suelo-agua-planta, contaminado con el herbicida terbutilazina (TBA) utilizado ampliamente en la agricultura y poseer una larga persistencia en suelos. El estudio demostró que la especie vegetal raigrás italiano es muy eficaz en programas de fitorremediación, ya que, la especie vegetal eliminó aproximadamente del 30% al 40% del herbicida seleccionado.

En un estudio realizado por Carvalho *et al.*, 2017, se seleccionaron tebuconazol e imazalil como compuestos modelo para un estudio sistemático de fitorremediación. Los pesticidas tebuconazol e imazalil son implementados comúnmente para proteger varios cultivos agrícolas (arroz, frutos, vegetales, cucurbitáceas, patatas, cereales y plantas ornamentales) contra el ataque de

hongos, el estudio se realizó con la especie *Phragmites australis* (gramínea) la cual promovió la absorción, translocación y degradación de tebuconazol e imazalil, dentro de sus tejidos impulsada por evapotranspiración.

5.1.2. Leguminosas.

Otras especies de plantas que han demostrado ser aptas para fitorremediación son la familia de las leguminosas. En una investigación realizada por Teófilo *et al.*, 2020, indica que la *Lupinus albus* demostró una alta eficiencia para extraer y reducir los niveles de hexazinona del suelo, es decir, es muy tolerante a la hexazinona y eficaz en la extracción de residuos de este herbicida del suelo.

Las leguminosas son un amplio y diverso grupo de plantas que se encuentran distribuidas en los diferentes ecosistemas alrededor de todo el mundo, estas conforman la familia más grande de plantas con flores en todo el planeta, con 727 géneros y 19,325 especies descubiertas y una de las características que más las distingue es que en sus raíces presentan nódulos, los cuales alojan bacterias de géneros como *Rhizobium*, *Bradyrhizobium* y *Mesorhizobium* (Noguez *et al.*, 2017).

En la gran mayoría de sitios contaminados la deficiencia de nitrógeno limita el restablecimiento de flora, por ende estas bacterias proporcionan a la planta el nitrógeno necesario para su metabolismo al ser capaces de transformarlo de atmosférico (N_2) el cual las plantas no pueden absorber, a transformarlo en nitrato (NO_3^-) el cual si pueden aprovechar (Noguez *et al.*, 2017).

La Pampa Húmeda es la principal región agrícola del país de Argentina y uno de los campos de suelo más importantes de América del Sur, cubriendo aproximadamente 52 millones de hectáreas dedicadas principalmente al cultivo y cuyos suelos se han visto afectados gracias al resultado de prácticas agrícolas intensivas, cada año se aplican más de 300.000 t de plaguicidas de los cuales alrededor del 65% son formulaciones del herbicida de amplio espectro glifosato (N - fosfonometilglicina) (Massot *et al.*, 2016), por esa razón Massot *et al.*, 2016 realizaron una investigación sobre fitorremediación de glifosato (Roundup Ultramax ® , Monsanto) con la especie leguminosa *Lotus corniculatus* L. (trébol de

patas de pájaro), la cual demostró ser un candidato valioso para desarrollar estrategias de remediación de este herbicida .

La simbiosis entre *Canavalia ensiformis* y *Bradyrhizobium* sp. promovió una reducción significativa en la concentración residual de sulfentrazona en el suelo, mostrando una tendencia de estabilidad rizosférica. *Canavalia ensiformis* mostró buena resistencia y eficiencia en la fitorremediación a diferentes dosis de sulfentrazona en el suelo, dejando investigaciones abiertas sobre la posibilidad de incrementar la fitorremediación de sulfentrazona con inoculaciones endófitas de *Bradyrhizobium* sp. siendo una técnica económicamente viable y de fácil aplicación agronómica (Mielke *et al.*, 2020).

5.1.3. Otras especies.

El fenamifos (etil-3-metil-4-(metiltio)fenil(1-metiletil)fosforamidato) es un nematocida organofosforado usado ampliamente en el control de nematodos del suelo en cultivos de tomates, maní, jengibre, rábanos, bananos, piñas, cítricos , algodón y muchos otros cultivos en todo el mundo y que normalmente bajo condiciones ambientales, el fenamifos en el suelo se oxida rápidamente a fenamifos sulfóxido (FSO) seguido de oxidación a fenamifos sulfona (FSO₂) (Romeh & Hendawi, 2017).

En una investigación realizada por Romeh & Hendawi, 2017, mostraron la fitorremediación de suelos contaminados con fenamifos y sus productos de degradación (FSO, FSO₂), utilizando la especie leguminosa soja o soya (*Glycine max.*) con la ayuda de bacterias promotoras del crecimiento vegetal (*Pseudomonas fluorescens* y *Serratia marcescens*), donde los resultados arrojados para el experimento fueron la absorción de FSO por las hojas en niveles mucho más altos que en las raíces y la absorción de FSO₂ por las raíces en niveles mucho más altos que en las hojas.

El maíz (*Zea mays*), como importante cultivo de cereales con alta biomasa, se ha utilizado ampliamente como planta modelo para estudiar la absorción de contaminantes por las plantas (Zhao *et al.*, 2020), en un estudio realizado por

Sanchez *et al.*, 2017, reportaron que el maíz logró acumular una cantidad total de atrazina, llegando a acumular hasta un 38,4% del compuesto madre o como metabolitos de atrazina, lo que se atribuyó a su mayor biomasa y tasa de transpiración.

Una fuente importante de contaminación antropogénica de los suelos fueron los pesticidas que contienen As, utilizados con frecuencia en agricultura (Rahman, *et al.*, 2019). Los pesticidas que contienen arsénico a pesar de estar prohibidos por presentar características cancerígenas, dejaron un daño en muchos suelos del planeta y que mediante procesos de fitorremediación se podrían recuperar para su eventual reutilización.

El arsénico (As) es un elemento tóxico y cancerígeno y, por lo tanto, la contaminación de los suelos con As es una gran amenaza ambiental, y que debido a aplicaciones indiscriminadas de plaguicidas arsenicales (como arsenito de sodio) en estos sitios ha llevado inadvertidamente a la contaminación de los suelos (Rahman, *et al.*, 2019).

La contaminación de las aguas freáticas y la matriz suelo a causa del uso de arsénico plantea serios desafíos ambientales a nivel global. Una posible solución a este problema es mediante la fitorremediación haciendo uso de plantas hiperacumuladoras. En un estudio planteado por Eze & Harvey (2018), sobre la fitorremediación de suelos contaminados de arsénico utilizando helechos *Pteris cretica* mostró resultados satisfactorios en el proceso de secuestro del arsénico y catalogando a la especie como candidata óptima para futuros procesos de fitorremediación.

5.2. Usos de la fitorremediación.

Las soluciones basadas en plantas han demostrado ser muy eficaz en la remediación de antiguos suelos agrícolas para la restauración ecológica, estabilizar los contaminantes del suelo (fitostabilización), y en la mejora de la degradación (fitodegradación, rizodegradación) y volatilización de una amplia gama de productos químicos pesticidas (Dickinson, 2017).

En términos de una aplicación más amplia de la ciencia para remediar la contaminación de xenobióticos, se han logrado avances sustanciales en investigaciones durante los últimos 50 años y aunque el tema sigue siendo objeto de estudio, los esfuerzos para trasladar los descubrimientos de investigaciones en laboratorio e invernadero al campo han sido desafiantes, con muchos ensayos de fitorremediación no concluyentes (Dickinson, 2017).

Sin duda, el avance del conocimiento sobre ensayos en campo de fitorremediación y de demostraciones prácticas de la eficacia de esta fitotecnología, con el transcurso de los años aumenta más. La fitorremediación tiene acción conjunta con otra agenda ambiental, como es el caso de la restauración ecológica, el cambio climático, los suelos sostenibles y los servicios de los ecosistemas (Dickinson, 2017).

Han existido muchas revelaciones acerca de que la fitorremediación es una tecnología ascendente que puede catalogarse como una solución de bajo costo, sostenible, ecológica, limpia y ecológica para la contaminación. Hoy en día, las fitotecnologías probablemente representen menos del 1% del dinero total gastado en limpieza ambiental en todo el planeta (Dickinson, 2017).

El uso exitoso en la práctica de fitotecnologías para la remediación de contaminantes orgánicos han sido más ampliamente estudiados que los contaminantes inorgánicos, pero a perspectivas futuras y a medida que el conocimiento mejora, los métodos pueden implementarse de manera realista para manejar y manipular contaminantes de ambas clases. En resumen, es necesario comprender mejor los procesos rizosféricos en el suelo y la absorción, translocación y degradación de contaminantes para poder mejorar la eficiencia de la fitorremediación (Dickinson, 2017).

5.3. Perspectivas futuras de la fitorremediación.

Aproximadamente el 37% de los suelos del planeta se consideran de carácter cultivable (FAO, 2016) y que para satisfacer la creciente demanda de alimentos a la población humana, en los cultivos son utilizadas grandes cantidades de

agroquímicos (por ejemplo, pesticidas como, furadan o carbofurano y otros organofosforados) en pro de mejorar su rendimiento, pero con una indiscriminada aplicación se pueden acumular en la superficie del suelo (Surriya *et al.*, 2015). En China, se encontraron altos niveles de zinc y cobre en cultivos como el maní, la coca, el arroz y la mostaza probablemente por contribuciones al uso extendido de pesticidas que contienen estos compuestos (Surriya *et al.*, 2015).

La fitorremediación es una tecnología sobresaliente que ha ocultado las tecnologías fisicoquímicas (oxidación química, absorción por vapor del suelo, electrorremediación) anteriormente implementadas en la remediación de suelos, y que de acuerdo con Surriya *et al.*, 2015 es debido especialmente a los beneficios económicos, industriales y comerciales que ofrece.

La fitorremediación no solo es de importancia en centros de investigación y universidades, sino que también le ha interesado a nuevos contratistas comerciales, así como a sus empresas consultoras; los consultores para este proceso usualmente comunican a las partes interesadas sobre si este proceso limpiará o no su sitio, y los contratistas instalan el sistema en el sitio. El mercado de la fitorremediación de EE. UU está creciendo muy rápidamente; La misma tendencia también se observa en Canadá, así como en otros países (Surriya *et al.*, 2015).

De acuerdo a Jeevanantham *et al.*, 2019 “un criterio importante para el uso de plantas para la fitorremediación incluye la provisión de beneficios económicos, mediante la utilización del producto y el manejo de la cosecha, otra ventaja es que la mayoría de las plantas ornamentales no están involucradas en nuestra cadena alimentaria, por lo que se reduce el riesgo de contaminantes”

5.4. Fitorremediación en Colombia.

La continua acumulación de metales pesados en los suelos se debe a la contaminación generada por las actividades antropogénicas como los desechos producidos por industrias, las emisiones de los automóviles y los productos utilizados en su funcionamiento, la minería y las excesivas aplicaciones de fertilizantes y pesticidas agrícolas (Mahecha *et al.*, 2017). Tras un estudio

fitorremediativo realizado con dos especies vegetales, procedentes del humedal Santa María del Lago ubicado en la ciudad de Bogotá (Colombia), con lodos provenientes de plantas de tratamiento de vertimientos industriales con el fin de verificar la migración de contaminantes de interés sanitario tales como cianuro, fenol, cinc, níquel etc., hacia alguna zona de la planta, se llevo a cabo utilizando dos especies vegetales, el *Biden leavis* (Botoncillo flor amarilla) y *Pteridium aquilinum* (helecho águila o amambáy) (León, 2017).

El potencial fitorremediador de la *Tradescantia pallida* (amor de hombre, pollo morado, carne de perro) y el *Pennisetum setaceum* (Rabo de gato) fueron evaluados por Pajoy (2017), sobre metales pesados como cadmio, cromo, níquel y el plomo, mostrando tolerancia a las condiciones fisicoquímicas y del ambiente *in situ* en parcelas del Morro de Moravia (Medellín, Antioquia), además de factores de bioconcentración, translocación y tiempos de acumulación en la planta.

En Colombia, la explotación de oro es considerado uno de los problemas medioambientales mas primordiales, la minería es considerada perjudicial para el medio ambiente, debido a la remoción de la cubierta vegetal, lo que aumenta la erosión (Marrugo *et al.*, 2015). Un elemento muy usado en beneficio de la minería es el Mercurio (Hg), el cual en estos procesos es liberado de manera indiscriminada a fuentes de agua y suelos (León, 2017). En una investigación realizada por Marrugo *et al.*, 2015, en el norte de Colombia (mina de oro El Alacrán, Departamento de Córdoba) se estudio la capacidad fitorremediadora del cultivo de *Jatropha curcas* sobre suelos dañados y contaminados con altas concentraciones de Hg ($10 \mu\text{g g}^{-1}$). El estudio arrojó concentraciones de Hg en las raíces de la especie, seguidas de las hojas y los tallos de *Jatropha curcas* demostrando así, ser una especie vegetal de buena opción para procesos de fitorremediación en suelos contaminados con Hg porque es fácil de plantar y mantener y contribuye a la conservación y restauración del suelo (Marrugo *et al.*, 2015). Esta especie también fue evaluada en el departamento de Córdoba, en la mina de oro “Alacrán” ubicada en la Cuenca del Río San Jorge, en este estudio utilizaron una especie *Jatropha curcas* autóctona de la mina, la cual presentó buenos rendimientos en el proceso

de fitorremediación de Hg en esos suelos, mostrando su alto potencial en implementaciones futuras como tratamiento natural para descontaminar suelos en áreas tropicales impactadas por sitios de minería de oro artesanal y en pequeña escala (MAPE) (Marrugo *et al.*, 2016). Por otro parte, una investigación realizada por la Universidad Nacional de Colombia se evaluó, *in vitro*, la capacidad de acumulación de mercurio (Hg) que pueda poseer la caña flecha (*Gynerium sagittatum*), alternativa viable de ser implementada para la rehabilitación de suelos contaminados (León, 2017).

De manera general, se hace el siguiente resumen sobre la información depositada en este capítulo III: para implementar un sistema de fitorremediación en un espacio contaminado se deben tener claro ciertos parámetros como la caracterización del contaminante, es decir, saber que propiedades fisicoquímicas posee, elección del tipo de planta que mejor se adapte a las necesidades requeridas y el efecto que podría causar el contaminante sobre la especie vegetal escogida, esto con el fin de poder ejecutar de manera satisfactoria y eficiente su desarrollo, convirtiéndose así en una fitotecnología atractiva y de investigación en programas de recuperación y restauración ecológica de suelos contaminados. Es por eso, que especies vegetales como gramíneas (*Plantago major* L, *L. multiflorum* L, *Phragmites australis*), leguminosas (*Lupinus albus*, *Lotus corniculatus* L, *Canavalia ensiformis*) y otras especies de familias (*Glycine max*, *Zea mays*) son considerados candidatos eficientes para la implementación de esta biotecnología.

La fitorremediación, a pesar de ser una fitotecnología rentable en cuanto a costos, aún se llevan a cabo muchos estudios científicos para demostrar aún más su eficacia y sostenibilidad en la remediación de suelos contaminados. Países como China, Estados Unidos, Brasil, Colombia, Canadá, India y muchos otros países están implementando la fitorremediación como un método de descontaminación de pesticidas en los suelos.

6. CONCLUSIONES.

Las concentraciones de plaguicidas en la matriz ambiental suelo, se ha convertido en motivo de atención, puesto que estropean la calidad de este. La implementación de plantas para procesos de eliminación, degradación, estabilización y restauración de espacios contaminados a causa de pesticidas. Ha tenido un gran auge por la rentabilidad y economía que ofrece. Gracias a estudios realizados se ha logrado comprobar la eficiencia que presentan varias plantas para descontaminar plaguicidas por bioabsorción o biodegradación, más sin embargo es necesario realizar más investigaciones que exploren herramientas y técnicas científicas que logren agilizar la fitodegradación de los plaguicidas. La fitorremediación es considerada una tecnología ecológica y amigable con el medio ambiente que trae consigo muchos aspectos positivos como por ejemplo evitar la erosión del suelo.

La calidad del suelo es de gran importancia para la producción agrícola, por ende, mejorar su productividad es una tarea sumamente desafiante, debido a la demanda de alimentos que diariamente tomar valor agregado. La biodegradación de pesticidas en el suelo está evolucionando en muchos lugares del mundo gracias a las tecnologías como la fitorremediación las cuales son muy ventajosas en su aplicación. Las nuevas iniciativas que utilizan plantas para la remediación de suelos contaminados a causa de pesticidas están recibiendo una importante atención en las investigaciones, actualmente el conocimiento y el equipo necesario para poner en práctica la fitorremediación en campo están siendo aprovechados en muchas partes del mundo.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abou, S., Amin, A., Shehzad, T., 2019. Genetic mapping and transcriptional profiling of phytoremediation and heavy metals responsive genes in sorghum. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 173, 366e372. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.022>
- Abubakar, Y., Tijjani, H., Egbuna, C., Adetunji, C., Kala, S., Kryeziu, T., Ifemeje, C., Patrick, K., 2020. Natural Remedies for Pest, Disease and Weed Control. Chapter 3, Pesticides, History, and Classification. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819304-4.00003-8>
- Agencia nacional de regulación, Control y Vigilancia Sanitaria.,2017. Instructivo externo. Criterios para la categorización del riesgo sanitario de plaguicidas de uso doméstico, industrial y en salud pública. Coordinación General Técnica de Regulación para la Vigilancia y el Control Sanitario. Dirección Técnica de Perfil de Riesgos.
- Arden, S., Ma, X., 2018. Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.218>
- Arslan, M., Imran, A., Khan, Q., Afzal, M., 2015. Plant–bacteria partnerships for the remediation of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 1-15.
- Bedmar, F., 2011. Informe especial sobre plaguicidas agrícolas. Facultad de Ciencias Agrarias Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Bhandari, G., Atreya, K., Scheepers, P., Geissen, V., 2020. Concentration and distribution of pesticide residues in soil: Non-dietary human health risk assessment. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126594>
- Biasioli, M., Fabietti, G., Barberis, R., Ajmone, F., 2012. An appraisal of soil diffuse contamination in an industrial district in northern Italy. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.081>

- Brady, N., Weil, R., (2017). *The nature and properties of soils* (15th ed.). Fifteenth Edition .Columbus: Pearson.
<https://www.researchgate.net/publication/301200878>
- Briceño, G., Vergara, K., Schalchli, H., Palma, G., Tortella, G., Fuentes, M., Diez, M., 2017. Organophosphorus pesticide mixture removal from environmental matrices by a soil *Streptomyces* mixed culture. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (22), 21296–21307. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9790-y>.
- Burbano, H., 2016. El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria. *Rev. Cienc. Agr.* 33(2):117-124. doi: <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.163302.58>.
- Cachada, A., Rocha, T., Duarte, A., 2018. Chapter 1 - Soil and Pollution: An Introduction to the Main Issues. *Soil Pollution*, pp. 1–28. Academic Press. (also available at <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-849873-6.00001-7>
- Cameselle, C., Gouveia, S., 2019. Phytoremediation of mixed contaminated soil enhanced with electric current. *J. Hazard Mater.* 361, 95e102. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.062>
- CAR, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca., 2018. Aproximación al proceso de degradación de suelos por contaminación. Dirección de Recursos Naturales Grupo Biodiversidad – Suelos
- Carpena & Bernal, M., 2007. Claves de la fitorremediación: Fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente*, 1-3.
- Carvalho, F., 2017. Pesticides, environment, and food safety. *Food Energy Security* 6, 48-60.
- Castillo, B., Ruiz, J., Manrique, M., Pozo, C., 2020. *Revista espaciosa*. Contaminación por plaguicidas agrícolas en los campos de cultivos en Cañete (Perú).

- Castillo, J., Casas, J., Romero, E., 2011. Isolation of an endosulfan- degrading bacterium from a coffee farm soil: Persistence and inhibitory effect on its biological functions. *Sci. Total Env.* 20–27.
- Chakraborty, J., Das, S., 2016. Molecular perspectives and recent advances in microbial remediation of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 16883–16903. DOI: 10.1007 / s11356-016-6887-7
- Chennappa, G., Naik, M., Sreenivasa, M., 2015. Azotobacter-PGPR activities with special reference to effect of pesticides and biodegradation. In: *Microbial Inoculants in Sustainable Agricultural Productivity Vol-II, Functional Applications*. Springer Book, pp. 229–244 13(1).
- Chen, C., Zhang, X., Chen, J., Chen, F., Li, J., Chen, Y., Hou, H., shi, F., 2020. Assessment of site contaminated soil remediation based on an input output life cycle assessment. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121422>
- Chen, M., Xu, P., Zeng, G., Yang, C., Huang, D., Zhang, J., 2015. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.05.003>
- Chennappa, G., Udaykumar, N., Vidya, M., Nagaraja, H., Amaresh, Y., Sreenivasa, M., 2019. Azotobacter—A Natural Resource for Bioremediation of Toxic Pesticides in Soil Ecosystems. In: J.S. Singh and D.P. Singh, *New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering* (págs. 267-279). India. doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64191-5.00019-5>
- Compant, S., Saikkonen, K., Mitter, B. et al., 2016. Editorial special issue: soil, plants and endophytes. *Plant Soil* 405, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2927-9>
- Cui, X., Zhang, J., Wang, X., Pan, M., Lin, Q., Khan, Y., Yan, B., Li, T., He, Z., Yang, X., Chen, G., 2020. review on the thermal treatment of heavy metal

- hyperaccumulator: Fates of heavy metals and generation of products, Journal of Hazardous Materials. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123832>
- Damalas C., 2015. Pesticide drift: seeking reliable environmental indicators of exposure assessment.
- Dickinson, N., 2017. Phytoremediation. In: Encyclopedia of Applied Plant Sciences (Second Edition). Volume 3, Pages 327-331. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394807-6.00016-2>
- Dominguez, C., Romero, A., Checa, A., Santos, A., 2020. Remediation of HCHs-contaminated sediments by chemical oxidation treatments. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141754>
- Dzionek, A., Wojcieszynska, D., Guzik, U., 2016. Natural carriers in bioremediation: a review. Electron. J. Biotechnol. 23, 28–36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejbt.2016.07.003>
- Eevers, N., White, J., Vangronsveld, J., Weyens, N., 2017. Bio- and Phytoremediation of Pesticide-Contaminated Environments: A Review. In: Advances in Botanical Research. Pages 277-318. <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2017.01.001>
- Ekperusi, A., Sikoki, F., Nwachukwu, E., 2019. Application of common duckweed (Lemna minor) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.025>
- Ertan, M., 2020. Heavy Metal Contamination and Remediation of Water and Soil with Case Studies From Cyprus, Heavy Metal Toxicity in Public Health, John Kanayochukwu Nduka and Mohamed Nageeb Rashed, IntechOpen, DOI: 10.5772/intechopen.90060
- Eze, V., Harvey, A., 2018. Extractive recovery and valorisation of arsenic from contaminated soil through phytoremediation using Pteris cretica. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.027>

- Fadin, D., Tornisielo, V., Barroso, A., Ramos, S., Dos, F., Monquero, P., 2018. Absorption and Translocation of Glyphosate in Spermatozoa Verticillata and Alternative Herbicide Control. DOI: 10.1111/wre.12329
- FAO, 2016. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, archivos electrónicos y sitio web. ID: ag.Ind.agri.zs
- FAO, 2018. Proceedings of the Global Symposium on Soil Pollution. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FAO, 2020. Agricultural pollution: pesticides., pp. 6. <http://documents.worldbank.org/curated/en/689281521218090562/pdf/124345-BRI-p153343-PUBLIC-march-22-9-pm-WB-Knowledge-Pesticides.pdf>
- Faboya, L., Sojini, O., Oguntuase, J., Sonibare, O., 2020. Impact of forest fires on polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations and stable carbon isotope compositions in burnt soils from tropical forest, Nigeria. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00331>
- Febriani, I., Hadiyanto, H., 2018. Application of Pesticide Phytoremediation in Irrigated Rice Fields System Using Eceng Gondok (*Eichhornia crassipes*) Plants. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20183103019>
- Feng, N., et al., Efficient phytoremediation of organic contaminants in soils using plant–endophyte partnerships, *Sci Total Environ.* 583 (2017), pp 352-368. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.075>
- Ferreras, L., Toresani, S., Faggioli, V., Galarza, C., 2015. Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la Región Pampeana Argentina. *Revista Spanish Journal of Soil Science*, 5(3).
- Floris, B., Galloni, P., Sabuzi, F., Conte, V., 2016. Metal systems as tools for soil remediation, *Inorganica Chimica*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ica.2016.04.003>
- Fuentes, M., Raimondo, E., Amoroso, M., Benimeli, C., 2017. Removal of a mixture of pesticides by a *Streptomyces* consortium: influence of different soil systems.

Chemosphere 173, 359–367. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.044>.

Garzón, J., Rodríguez, J., Hernández, C., 2017 Revisión del aporte de la biorremediación para solucionar problemas de contaminación y su relación con el desarrollo sostenible. Rev Univ. Salud. Pag 19(2):309-318. DOI: <http://dx.doi.org/10.22267/rus.171902.93>

Gautam, M., Elhiti, M., Fomsgaard, I., 2018. Maize root culture as a model system for studying azoxystrobin biotransformation in plants. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.1210>

Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van, M., van, S., Ritsema, C., 2015. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. International Soil and Water Conservation Research, 3(1): 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>

Gerhardt, K., E., Gerwing, P., Greenberg, B., 2017 Opinion: Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*. 256,170-185.

Ghori, Z., Iftikhar, H., Bhatti, M., Nasar., Sharma, I., Kazi, A., Ahmad, P., 2016. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soil. In: Plant Metal Interaction. Emerging Remediation Techniques. Páginas 385-409. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00015-1>

Góngora, V., Escalante, R., Rojas, R., Giácoman, G., Ponce, C., 2020. Pesticide bioremediation in liquid media using a microbial consortium and bacteria-pure strains isolated from a biomixture used in agricultural áreas. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110734>

González, M., Carrillo., Sánchez, A., 2017. Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitoremediación de suelos. In: Guía para autores, Dr. Jorge Cadena Iñiguez; Editorial agro productividad.

Guerrero, A., 2018. Manejo de plaguicidas en cultivos de Zea mays L. "maiz" (Poaceae), Brassica cretica Lam. "brocoli" (Brassicaceae), Apium graveolens

- L. "apio", *Coriandrum sativum* L. "cilantro"(Apiaceae), *Allium fistulosum* L. "Cebolla china" (Amaryllidaceae). *Arnaldoa*, 25(1), 1 - 20. doi:10.22497/arnaldoa.251.25110
- Hai, F., Modin, O., Fukushi, K., Nakajima, F., Nghiem, L., Yamamoto, K., 2012. Pesticide removal by a mixed culture of bacteria and white-rot fungi. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* 43, 459e462. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2011.11.002>
- Haller., Henrik., Jonsson., Anders., 2020. Growing food in polluted soils: A review of risks and opportunities associated with combined phytoremediation and food production (CPFP). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020>
- Hardoim, P., Overbeek, L., Berg, G., Pirttilä, A., Compant, S., Campisano, A., Döring, M., Sessitsch, A., 2015. The hidden world within plants: ecological and evolutionary considerations for defining functioning of microbial endophytes. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 79, 293–320.
- Hernández, I., Rodríguez, M., 2020. "Plant Glutathione S-transferases: An overview". <https://doi.org/10.1016/j.plgene.2020.100233>
- Huanhuayo, K., 2017. El uso de plaguicidas químicos en el cultivo de papa (*solanum tuberosum* L), su relación con el medio ambiente y la salud. <http://repositorio.unh.edu.pe/handle/UNH/2867>
- Hu, H., Li, X., Wu, S., Yang, C., 2020. Sustainable livestock wastewater treatment via phytoremediation: Current status and future perspectives. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123809>
- IDEAM, Informe Nacional de Residuos o Desechos Peligrosos en Colombia, 2017. Bogotá, D.C., 2017. 82 páginas.
- Ifon, B., Finagnon, A., Sewedo, L., Suanon, F., Yessoufou, A., 2019. Metal-Contaminated Soil Remediation: Phytoremediation, Chemical Leaching and Electrochemical Remediation, *Metals in Soil - Contamination and Remediation*, Zinnat Ara Begum, Ismail M. M. Rahman and Hiroshi Hasegawa, IntechOpen, DOI: 10.5772/intechopen.81223

- Ilker., Ibrahim., Dogan, I., 2015. Plant–Microbe Interactions in Phytoremediation. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00009-7>
- Jeevanantham, S., Saravanan, A., Hemavathy, R., Senthil, P., Yaashikaa, P., Yuvaraj, D., 2019. Removal of toxic pollutants from water environment by phytoremediation: a survey on application and future prospects, Environ. Technol. Inno. Pag 264–276. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.12.007>
- Jha, P., Sen, R., Jobby, R., Sachar, S., Bhatkalkar, S., Desai, N., 2020. Biotransformation of xenobiotics by hairy roots. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2020.112421>
- Khanom, S., Jang, J., Lee, O., 2019. Overexpression of ginseng cytochrome P450 CYP736A12 alters plant growth and confers phenylurea herbicide tolerance in Arabidopsis. In: Journal of Ginseng Research, Volume 43, Pages 645-653. <https://doi.org/10.1016/j.jgr.2019.04.005>
- Kim, H., Kim, K., Kim, W., Owens, G., Kim, K., 2017. Influence of Road Proximity on the Concentrations of Heavy Metals in Korean Urban Agricultural Soils and Crops. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 72(2): 260–268. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0344-y>
- Koureas M., T. A., 2012. Systematic review of biomonitoring studies to determine the association between exposure to organophosphorus and pyrethroid insecticides.
- Kumar M., Gopikumar S., Uan D., Adishkumar S., Banu., 2020. Constructed Wetlands: An Emerging Green Technology for the Treatment of Industrial Wastewaters. In: Bharagava R. (eds) Emerging Eco-friendly Green Technologies for Wastewater Treatment. Microorganisms for Sustainability, vol 18. Springer, Singapore. http://doi-org-443.webvpn.fjmu.edu.cn/10.1007/978-981-15-1390-9_2
- Kumar, P., Kim, K., Lee, S., Lee, J., 2019. Molecular mechanisms in phytoremediation of environmental contaminants and prospects of engineered transgenic plants/microbes. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135858>

- Kumar, V., Kothiyal, N., 2016. Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, Toxic Equivalency Factor and Related Carcinogenic Potencies in Roadside Soil within a Developing City of Northern India. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 36(4): 506–526. <https://doi.org/10.1080/10406638.2015.1026999>
- Kumar, K., Gupta, N., Kumar, A., Reece, L., Singh, N., Rezaia, S., Ahmad, S., 2018. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.039>
- Lee, Y., Lee, Y., Jeon, C., 2019. Biodegradation of naphthalene, BTEX, and aliphatic hydrocarbons by *Paraburkholderia aromaticivorans* BN5 isolated from petroleum-contaminated soil. *Sci Rep* 9, 860. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36165-x>
- León, J., 2017. Monografía: Una mirada a la fitorremediación en latinoamérica. Universidad nacional abierta y a distancia-unad escuela de ciencias agrícolas, pecuarias y del medio ambiente ecapma programa especialización en biotecnología agraria zipaquira.
- Limmer, M., Burken, J., 2016. *Phyto-Volatilization of Organic Contaminants*. USA: American Chemical Society. DOI: 10.1021/acs.est.5b04113
- Lin H, Liu C, Li B, Dong Y., 2020. Regulated Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil by Promoting Soil Enzyme Activities and Beneficial Rhizosphere Associated Microorganisms, *Journal of Hazardous Materials*. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123829>
- Liu, C., Lin, H., Li, B., Dong, Y., Yin, T., 2020. Responses of microbial communities and metabolic activities in the rhizosphere during phytoremediation of Cd-contaminated soil. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110958>
- Li, X., Zhang, M., Li, Y., Yu, X., Nie, J., 2020. Effect of neonicotinoid dinotefuran on root exudates of *Brassica rapa* var. *Chinensis*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129020>

- Lizarazo, M., Herrera, C., Celis, C., Pombo, L., Teherán, A., Piñeros, L., Forero, S., Velandia, J., Díaz, F., Andrade, W., Rodríguez, O., 2020. Contamination of staple crops by heavy metals in Sibaté, Colombia. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04212>
- Lominchar, M., Santos, A., de Miguel, E., Romero, A., 2018. Remediation of aged diesel contaminated soil by alkaline activated persulfate. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.263>
- Londoño, L., Londoño, P., Muñoz, F., 2016. Risk of heavy metals in human and animal health. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* 14(2): 145-153.
- Lv, T., Carvalho, P., Escola, M., Bollmann, U., Arias, C., Brix, H., Bester, K., 2017. Enantioselective uptake, translocation and degradation of the chiral pesticides tebuconazole and imazalil by *Phragmites australis*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.017>
- Luo, J., Yang, G., Deshani, A., He, W., Gao, B., Tsang, D., Sik, Y., 2019. Effects of elevated CO₂ on the phytoremediation efficiency of *Noccaea caerulescens**. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113169>
- Mahecha, J., Trujillo, J., Torres, M., 2017. Analysis of Studies in Heavy Metals in Agricultural Areas of Colombia. *ORINOQUIA - Universidad de los Llanos - Villavicencio, Meta. Colombia Suplemento Vol. 21 - No 1*
- Manoj, S., Karthik, C., Kadirvelu, K., Arulselvi, P., Shanmugasundaram, T., Bruno, B., Rajkumar, M., 2019. Understanding the molecular mechanisms for the enhanced phytoremediation of heavy metals through plant growth promoting rhizobacteria: A review. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109779>.
- Marrugo, J., Durango, J., Pinedo, J., Olivero, J., Díez, S., 2015. Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.073>

- Marrugo, J., Marrugo, S., Pinedo, J., Durango, J., Díez, S., 2016. Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. In: Science of The Total Environment. Pages 809-816. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.117>
- Massot, F., Smitha, M., Vitali, V., Giulietti, A., Merini, L., 2016. Assessing the glyphosate tolerance of *Lotus corniculatus* and *L. tenuis* to perform rhizoremediation strategies in the Humid Pampa (Argentina). <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.031>
- Mendieta, C., Taisigüe, K., 2014. Acumulación y traslocación de metales, metaloides y no metales en plantas nativas de la zona minera de Chontales: Implicaciones para el potencial de fito-remediación.
- Mielke, K., Ramos, R., Ribeiro, F., Bueno, A., Barboza, F., Madalao, J., 2020. Does *Canavalia ensiformis* inoculation with *Bradyrhizobium* sp. enhance phytoremediation of sulfentrazone-contaminated soil?. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127033>
- Mimmo, T., Bartucca, M., Del Buono, D., Cesco, S., 2015. Italian ryegrass for the phytoremediation of solutions polluted with terbuthylazine. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.114>
- Montaño, N., Navarro, M., Patricio, I., Chimal, E., de la Cruz, J., 2018. El suelo y su multifuncionalidad: ¿qué ocurre ahí abajo? CIENCIA ergo-sum, 25(3). <https://doi.org/10.30878/ces.v25n3a9>
- Naeem, A., Saifullah, R., Akhtar, T., Ok, Y., Rengel, Z., 2016. Genetic variation in cadmium accumulation and tolerance among wheat cultivars at the seedling stage. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 47, 554e562. <https://doi.org/10.1080/00103624.2016.1141918>
- Nejad, Z., Jung, M., Kim, K., 2017. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. Environ. Geochem. Health 40, 927–953. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z>

- Nikolaou I, Stefanakis, A., 2018. A novel response of industry to wastewater treatment with constructed wetlands: a managerial view through system dynamic techniques. In: Stefanakis AI (ed) Constructed wetlands for industrial wastewater treatment. Wiley, Hoboken, NJ, pp 529–549. <https://doi.org/10.1002/9781119268376.ch24>
- Noguez, A., López, A., Carrillo, R., González, M., 2017. Uso de leguminosas (fabaceae) en fitorremediación. Dr. Jorge Cadena Iniguez. Editorial Agro Productividad.
- Novillo, I., Carrillo, M., Cargua, J., Nabel, V., Albán, K., Morales, F., 2018. Propiedades físicas del suelo en diferentes sistemas agrícolas en la provincia de Los Ríos, Ecuador.
- O'Brien, P., DeSutter, T., Casey, F., Khan, E., Wick, A., 2018. Thermal remediation alters soil properties - a review. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.052>
- Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M., Villar, S., 2007. Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Informe de vigilancia tecnológica.
- Pajoy, H., 2017. Tesis: potencial fitorremediador de dos especies ornamentales como alternativa de tratamiento de suelos contaminados con metales pesados. Universidad nacional de Colombia –sede Medellín.
- Pandey, V., 2012. Invasive species based efficient green technology for phytoremediation of fly ash deposits. J. Geochem. Explor. 123, 13–18.
- Pandey, V., Bajpai, O., Pandey, D., Singh, N., 2015. Saccharum spontaneum: an underutilized tall grass for revegetation and restoration programs. Genet. Resour. Crop Evol. 62 (3), 443–450.
- Pandey, V., Deblina M., 2020. Perennial grasses in phytoremediation—challenges and opportunities. In: Phytoremediation Potential of Perennial Grasses. Pages 1-29. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817732-7.00001-8>
- Pandey, V., Singh, N., 2015. Aromatic plants versus arsenic hazards in soils. J. Geochem. Explor. 157, 77–80.

- Pastor, J., Gutierrez, M., Hernandez, A., 2015. Heavy-metal phytostabilizing potential of *Agrostis castellana* Boiss. & Reuter. *Int. J. Phytoremediation* 17 (10), 988–998.
- Peña, C., Ulloa, S., Mora, K., Helena, R., Lopez, E., Alvarez, J., Rodriguez, M., 2019. Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literatura. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.100>
- Perez, J., Mendes, R., Raaijmakers, J., 2016. Impact of plant domestication on rhizosphere microbiome assembly and functions. *Plant Mol Biol Plant Molecular Biology* 90, 635-644. DOI 10.1007/s11103-015-0337-7
- Pérez, C., Hernández, C., Martínez, M., García, M., Bech, J., 2017. Metal uptake by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Journal of Soils and Sediments* 17: 1384–1393.
- Rahman, M., Clark, M., Yee, L., Burton, E., 2019. Arsenic (V) sorption kinetics in long-term arsenic pesticide contaminated soils. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104444>
- Raimondo, E., Saez, J., Aparicio, J., Fuentes, M., Benimeli, C., 2020. Bioremediation of lindane-contaminated soils by combining of bioaugmentation and biostimulation: Effective scaling-up from microcosms to mesocosms. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111309>
- Rambabu, K., Banat, F., Minh, Q., Ho, S., Ren, N., Loke, P., 2020. Biological remediation of acid mine drainage: Review of past trends and current Outlook. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2020.100024>
- Ramírez, L., Martínez, J., García, V., Bernal, M., García, R., Ramírez, L., Espinosa, B., Cano, M., Duran, M., 2017. Destino de los plaguicidas en el ambiente: Un estudio de caso para el programa de apoyo a proyectos para la innovación y mejoramiento de la enseñanza de la UNAM. DOI: 10.13140/RG.2.2.34864.10244

- Rani, L., Thapa, K., Kanojia, N., Sharma, N., Singh, S., Singh, A., Lal, A., Kaushal, J., 2020. An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657>
- Riggio, V., Ruffino, B., Campo, G., Comino, E., Comoglio, C., Zanetti, M., (2018) Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: a case-study. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.081>
- Rizwan, M., Ali, S., Adrees, M., Ibrahim, M., Tsang, D., Zia, M., Zahir, Z., Rinklebe, J., Tack, F., Ok, Y., 2017. A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables. *Chemosphere* 182, 90e105. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.013>
- Rodríguez, N., McLaughlin, M., Pennock, D., 2018. *Soil Pollution: a hidden reality*. Rome, FAO. 142 pp.
- Rodríguez, N., McLaughlin, M., Pennock, D., 2019. *La contaminación del suelo: una realidad oculta*. Roma, FAO.
- Rodríguez, J., Ruíz, F., 2016. Propuesta metodológica para el monitoreo, control y recuperación del suelo mediante bioaumentación de microorganismos para sitios de disposición final de residuos sólidos. Retrieved from https://ciencia.lasalle.edu.co/ing_ambiental_sanitaria/275
- Romeh, A., 2015. Evaluación del potencial de fitorremediación de tres especies de plantas para suelos contaminados con azoxistrobina. *En t. J. Environ. Sci. Technol.* 12, 3509–3518. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0772-7>
- Romeh, A, Hendawi, M., 2017. Biochemical interactions between *Glycine max* L. silicon dioxide (SiO₂) and plant growth-promoting bacteria (PGPR) for improving phytoremediation of soil contaminated with fenamiphos and its degradation products. In: *Pesticide Biochemistry and Physiology*, Volume 142. Pages 32-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2017.01.001>

- Ross, J., Driver, J., Lunchick, C., O'Mahony, C., 2015. Models for estimating human exposure to pesticides. DOI: 10.1564/v26_feb_09
- Roy, A., 2018. A review on the Biosurfactants: Properties, Types and its Applications. Journal of Fundamentals of Renewable Energy, 8, 248-252.
- Roy, M., Pandey, V., 2020. Role of microbes in grass-based phytoremediation. In: Phytoremediation Potential of Perennial Grasses. Pages 303-336. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817732-7.00015-8>
- Sanchez, V., Lopez, F., Canizares, P., Rodríguez, L., 2017. Assessing the phytoremediation potential of crop and grass plants for atrazinespiked soils. In: Quimiosfera. Volumen 185, páginas 119-126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.013>
- Sanzano, A., 2019. Génesis - La diferenciación del perfil del suelo. Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán.
- Saravanan, A., Jeevananthama, S., Anantha, V., Kumar, P., Yaashikaa, P., Mathan, C., 2020. Rhizoremediation – A promising tool for the removal of soil contaminants: A review. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103543>
- Sauvé, S., Desrosiers, M., 2014. A review of what is an emerging contaminant. Chemistry Central Journal 8, 15. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-8-15>
- Saxena G., Purchase D., Mulla S., Saratale G., Bharagava R., 2019. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Sites: Eco-environmental Concerns, Field Studies, Sustainability Issues, and Future Prospects. In: de Voogt P. (eds) Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 249. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology (Continuation of Residue Reviews), vol 249. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/398_2019_24

- Sepúlveda, J., Casallas, M., 2018. Contaminación y remediación de suelos en Colombia: aplicación a la minería de oro/ Descripción: 1a edición / Bogotá: Universidad EAN.112 páginas
- Shah, V., Daverey, A., 2020. Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100774>
- Sharma, A., Shukla, A., Attria, K., Kumar, M., Kumar, P., Suttee, A., Singh, G., Barnwal, R., Singla, N., 2020. Global trends in pesticides: A looming threat and viable alternatives. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110812>
- Sikhosana, M., Botha, A., Mpenyane, L., Coetzee, M., 2020. Evaluating the effect of seasonal temperature changes on the efficiency of a rhizofiltration system in nitrogen removal from urban runoff. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111192>
- Silveira, M., Aldana, M., Piri, J., Valenzuela, A., Jasa, G., Rodriguez, G., 2018. Plaguicidas agrícolas: Un marco de referencia para evaluar riesgos a la salud en comunidades rurales en el estado de Sonora, México. Revista internacional de contaminación ambiental, 34(1), 1 - 15. [doi:org/10.20937/rica.2018.34.01.01](https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.01.01)
- Singh, P., Kujur, A., Yadav, A., *et al.*, Chapter two -Mechanisms of plant-microbe interactions and its significance for sustainable agriculture, Food Security and Environmental Management (2019) 17–39. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815879-1.00002-1>
- Soto, M., Rodriguez, L., Olivera, M., Arostegui, V., Colina, C., Garate, J., 2020. Riesgos para la salud por metales pesados en productos agrícolas cultivados en áreas abandonadas por la minería aurífera en la Amazonía peruana. DOI: 10.17268/sci.agropecu.2020.01.06
- Stellet, R., Murilo, S., Ramos, C., Canela, M., 2018. Análisis de Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (HPA) en material particulado en la atmosfera de Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.

- Sun, S., Yang, W., Guo, J., Zhou, Y., Rui, X., Chen, C., Ge, F., Dai, Y., 2017. Biodegradation of the neonicotinoid insecticide acetamiprid in surface water by the bacterium: *variovorax boronicumulans* CGMCC 4969 and its enzymatic mechanism. *RSC Adv.* 7, 25387e25397. <https://doi.org/10.1039/c7ra01501a>
- Surriya, O., Saleem, S., Waqar, K., Kazi, A., 2015. Phytoremediation of Soils: Prospects and Challenges. Pages 1-36. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00001-2>
- Tarazona, J., 2014. Pollution, Soil. *Encyclopedia of Toxicology*, pp. 1019 -1023. Elsevier. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123864543005315>).
- Teedon, P., Galea, K., MacCalman, L., Jones, K., Cocker, J., Cherrie, J., van Tongeren, M., 2015. Engaging with community researchers for exposure science: lessons learned from a pesticide biomonitoring study <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136347>
- Teodoro, M., Hejcman, M., Vítková, M., Songlin W., Komárek, M., 2019. Seasonal fluctuations of Zn, Pb, As and Cd contents in the biomass of selected grass species growing on contaminated soils: Implications for in situ phytostabilization. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134710>
- Teófilo, T., Mendes, K., Chaves, B., Sarmiento, F., Severo, T., Takeshita, V., Souza, M., Tornisielo, V., Valadao, D., 2020. Phytoextraction of diuron, hexazinone, and sulfometuron-methyl from the soil by green manure species. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127059>
- Tiwari, J., Ankit., Sweta., Kumar, S., Korstad, J., Baudh, K., 2019. Ecorestoration of Polluted Aquatic Ecosystems Through Rhizofiltration. In: *Phytomanagement of Polluted Sites*. Páginas 179-201. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00005-3>
- Varón, J., Valentim, J., Fonsêca, C., Lopes, P., Siqueira, J., de Souza, F., 2015. Biological attributes of rehabilitated soils contaminated with heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 6735-6748.

- Venuti, A., Alfonsi, L., Cavallo, A., 2016. Anthropogenic pollutants on top soils along a section of the Salaria state road, central Italy. *Annals of Geophysics*(5). <https://doi.org/10.4401/ag-7021>
- Verma, S., Singh, K., Gupta, A., Pandey, V., Trivedi, P., Verma, R., Patra, D., 2014. Aromatic grasses for phytomanagement of coal fly ash hazards. *Ecol. Eng.* 73, 425–428.
- Vymazal, J., 2014. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>
- Wang, M., Zhang, D., Dong, J., Tan, S., 2017. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate-a review. *J Environ Sci* 57:293–311. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.12.019>
- Wang, N., Zheng, T., Zhang, G., Wang, P., 2016. A review on Fenton-like processes for organic wastewater treatment. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2015.12.016>
- Wang, S., Li, T., Zheng, Z., Chen, H., 2019. Soil aggregate-associated bacterial metabolic activity and community structure in different aged tea plantations. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.032>
- Wetle, R., Bensko, B., Johnson, K., Sweat, K., Cahill, T., 2020. Uptake of uranium into desert plants in an abandoned uranium mine and its implications for phytostabilization strategies. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106293>
- Wołejko, E., Jabłońska, A., Wydro, U., Butarewicz, A., Łozowicka, B., 2019. Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides. A review. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006>
- Wu, H., Gao, X., Wu, M., Zhu, Y., Xiong, R., Ye, S., 2020. The efficiency and risk to groundwater of constructed wetland system for domestic sewage treatment - A case study in Xiantao, China. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123384>
- Wu, J., Li, Z., Wu, L., et al., Triazophos (TAP) removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSCWs) and its accumulation in plants and substrates, *Sci. Rep.* 7 (2017) 5468. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05874-0>

- Leong, W., Teh, S., Hossain, M., Nadarajaw, T., Zabidi, Z., Chin, S., Lai, K., Lim, S., 2020. Application, monitoring and adverse effects in pesticide use: The importance of reinforcement of Good Agricultural Practices (GAPs). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109987>
- Xiao, L., Jia, H., Jeong, I., Ahn, Y., Zhu, Y., 2017. Isolation and characterization of 2,4-D butyl ester degrading acinetobacter sp. ZX02 from a Chinese ginger cultivated soil. J. Agric. Food Chem. 65, 7345e7351. DOI: [10.1021 / acs.jafc.7b02140](https://doi.org/10.1021/acs.jafc.7b02140)
- Yadav, K., Gupta, N., Kumar, A., *et al.*, Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects, Ecol. Eng. 120 (2018) 274–298
- Yang, Z., Verpoort, F., Dong, C., Chen, C., Chen, S., Kao, C., 2020. Remediation of petroleum-hydrocarbon contaminated groundwater using optimized in situ chemical oxidation system: Batch and column studies. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.02.032>
- Zancarini, A., Lepinay, C., Burstin, J., Duc, G., Lemanceau, P., Moreau, D., Munier, N., Pivato, B., Rigaud, T., Salon, C., Mougél, C., 2013. Combining Molecular Microbial Ecology with Ecophysiology and Plant Genetics for a Better Understanding of Plant-Microbial Communities' Interactions in the Rhizosphere, pp. 69-86. <https://doi.org/10.1002/9781118297674.ch7>
- Zhanga, H., Yuana, X., Xionga, T., Wang, H., Jiang, L., 2020. Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125657>
- Zhang, W., Jiang, F., Ou, J., 2011. Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. Int. Acad. Ecol. Environ. Sci. 1, 125e144
- Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Ding, M., Li, L., 2015. Identification of traffic-related metals and the effects of different environments on their enrichment in roadside

soils along the Qinghai–Tibet highway. *Science of The Total Environment*, 521–522: 160–172. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.054>

Zhang, Q., Yu, R., Fu, S., Wu, Z., Chen, H., Liu, H., 2019. Spatial heterogeneity of heavy metal contamination in soils and plants in Hefei, China. *Scientific Reports* 9(1): 1–8.

Zhang, H., Yuan, X., Xiong, T., Wang, H., Jiang, L., 2020. Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods Hanyan. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125657>

Zhao, L., Liu, W., Lian, J., Shen, M., Huo, X., 2020. Effects of electric fields on Cd accumulation and photosynthesis in *Zea mays* seedlings. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111328>