

**Contaminación con elementos traza en suelos cultivados con hortalizas y estrategias de
biorremediación**

Jonathan Esmith Anaya Andrade

Trabajo de grado modalidad Monografía como requisito parcial para optar al título de Ingeniero

Agrónomo

Dra. Ana Francisca González Pedraza

Directora

Universidad de Pamplona

Facultad de Ciencias Agrarias

Departamento de Agronomía

Programa de Ingeniería Agronómica

2020

Agradecimientos

Primero que todo agradecerle a Dios por darme salud y sabiduría para darle feliz término a la monografía.

Agradezco a mi directora Dra. Ana Francisca González Pedraza por guiarme en estos meses, brindándome lo mejor de sus conocimientos, con gran entrega y siempre dispuesta.

Dedicatoria

A mi familia por ser el motor que me impulsa siempre a seguir adelante, a mi mamá por siempre darme una voz de aliento, diciendo que los sueños si se pueden lograr, a mí papá por todo el sacrificio realizado y a mis hermanos por la confianza y apoyo.

Tabla de contenido

AGRADECIMIENTOS	2
DEDICATORIA	3
TABLA DE CONTENIDO	4
ÍNDICE DE TABLAS	7
RESUMEN	8
ABSTRACT	9
INTRODUCCIÓN	10
PROBLEMA	16
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	16
JUSTIFICACIÓN	19
OBJETIVO GENERAL	22
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
MARCO TEÓRICO	23
ANTECEDENTES	23
<i>Los metales pesados sobre la salud de las personas</i>	23
<i>Los metales pesados y la actividad microbiana de los suelos</i>	24
<i>Metales pesados y efectos en las plantas</i>	24
<i>Estrategias de biorremediación para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados</i>	24
BASES CONCEPTUALES	27
METALES PESADOS Y ELEMENTOS TRAZA	27

	5
<i>Propiedades fisicoquímicas de los elementos traza</i>	27
<i>Fuentes de contaminación por metales pesados</i>	30
<i>Cadmio (Cd)</i>	31
<i>Arsénico (As)</i>	32
<i>Plomo (Pb)</i>	32
<i>Mercurio (Hg)</i>	33
<i>Cobre (Cu)</i>	33
<i>Biorremediación</i>	34
<i>Biorremediación de suelos</i>	34
TIPOS DE BIORREMEDIACIÓN	35
<i>SEGÚN EL ORGANISMO EMPLEADO</i>	35
<i>SEGÚN LA TÉCNICA UTILIZADA</i>	36
MARCO LEGAL	39
METODOLOGÍA	42
TIPO DE INVESTIGACIÓN	42
FASE 1. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN ACTUALIZADA SOBRE LAS	42
<i>BÚSQUEDA DE INFORMACIÓN</i>	42
FASE 2. ANÁLISIS DE LAS DIFERENTES ESTRATEGIAS DE BIORREMEDIACIÓN DE RECUPERACIÓN DE	
SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS	43
RESULTADOS	44
PRESENCIA DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS CULTIVADOS CON HORTALIZAS	44
ESTRATEGIAS DE BIORREMEDIACIÓN PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON	
ELEMENTOS TRAZA CON ÉNFASIS EN CULTIVOS DE HORTALIZAS.	56

EXPERIENCIAS MÁS EXITOSAS LLEVADAS A CABO EN LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS	
CON METALES TRAZA	65
CONCLUSIONES	67
RECOMENDACIONES	68
REFERENCIAS	69

Índice de tablas

Tabla 1. Concentraciones geoquímicas normales y anómalas de algunos elementos traza en suelos	29
Tabla 2. Presencia de metales pesados en hortalizas a nivel nacional e internacional	444
Tabla 3. Estrategias de biorremediación de suelos contaminados con metales pesados implementadas	577
Tabla 4. Lista de plantas hiperacumuladoras de metales pesados	633

Resumen

El cultivo de hortalizas en suelos contaminados con elementos traza o metales pesados representan una seria amenaza para la salud humana debido al riesgo de incorporación de éstos en la cadena alimentaria. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue analizar las evidencias científicas de la presencia de elementos traza en suelos cultivados con hortalizas y algunas estrategias de biorremediación implementadas con éxito. El enfoque de esta investigación fue cualitativo en el cual se hizo una revisión sistemática de la literatura y un análisis documental con un alcance de tipo descriptivo. Para ello, se llevó a cabo una compilación de artículos científicos de los últimos 10 años publicados en revistas nacionales e internacionales a fin de presentar las evidencias científicas de contaminación de suelos agrícolas con metales pesados, resaltar las fuentes de contaminación así como resaltar las diferentes estrategias de biorremediación empleadas en la recuperación de suelos contaminados con elementos trazas o metales pesados. De acuerdo con los resultados, la literatura disponible a nivel nacional sobre la presencia de metales pesados en suelos cultivados con hortalizas es relativamente escasa y se concentran en zonas agrícolas de Cundinamarca, Córdoba y Norte de Santander. La microremediación y la fitorremediación fueron las estrategias más implementadas. Sin embargo, la combinación de la fitorremediación junto con la aplicación de enmiendas orgánicas ha demostrado tener resultados muy interesantes puesto que mejora las condiciones para que la planta pueda expresar su máximo potencial de extracción.

Abstract

The cultivation of vegetables in soils contaminated with heavy metals or trace elements represent a serious threat to human health due to the risk of their incorporation into the food chain. Therefore, the objective of this work was to analyze the scientific evidences of the presence of trace elements in soils cultivated with vegetables and the bioremediation strategies and some bioremediation strategies implemented successfully. The focus of this research was qualitative in which a systematic review of the literature and a documentary analysis with a descriptive scope were made. For this, a compilation of scientific articles from the last 10 years published in national and international journals was carried out in order to present the scientific evidence of contamination of agricultural soils with heavy metals, highlight the sources of contamination as well as highlight the different strategies of bioremediation used in the recovery of soils contaminated with heavy metals or trace elements. According to the results, the literature available at the national level on the presence of heavy metals in soils cultivated with vegetables is relatively scarce and they are concentrated in agricultural areas of Cundinamarca, Córdoba and Norte de Santander. Microremediation and phytoremediation were the most widely implemented strategies. However, the combination of phytoremediation together with the application of organic amendments has shown to have very interesting results since it improves the conditions for the plant to express its maximum extraction potential.

Introducción

En todos los ecosistemas, los suelos cumplen con importantes funciones de las cuales se derivan servicios ambientales indispensables para el sostenimiento tanto del ecosistema como de la vida humana. La función del suelo más conocida es la de soporte y suministro de nutrientes a las plantas. De ahí que la degradación del suelo esté considerada como el mayor problema ambiental que amenaza la producción mundial de alimentos (Cloter et al., 2007, Burbano-Orjuela, 2016).

El suelo es indispensable y determinante para la estructura y el funcionamiento de los ciclos del agua, del aire y de los nutrientes. Las funciones específicas que un suelo proporciona se rigen en gran medida por el conjunto de propiedades químicas, biológicas y físicas que se hallan en dicho suelo. Así mismo, los suelos son una reserva clave de biodiversidad mundial que abarca desde los microorganismos hasta la flora y la fauna. Esta biodiversidad tiene una función fundamental en el respaldo a las funciones del suelo y por tanto, a los bienes y servicios ecosistémicos asociados con los suelos (FAO, 2015).

Los metales pesados se refieren a un grupo de elementos tóxicos que se liberan en los suelos por fuentes naturales y antropogénicas. Los primeros pueden proceder de la propia roca madre en la que se formó el suelo, de la actividad volcánica o del lixiviado de mineralizaciones. Por el contrario, los antropogénicos se producen por los residuos peligrosos derivados de actividades industriales, agrícolas, mineras, etc. y de los residuos sólidos urbanos (Galán y Romero, 2008). Desde un punto de vista legal, los contaminantes antropogénicos son los verdaderos contaminantes. Los metales pesados más comúnmente encontrados en sitios contaminados son plomo (Pb), cromo (Cr), arsénico (As), zinc (Zn), cadmio (Cd), cobre (Cu), mercurio (Hg) y níquel (Ni). La toxicidad de los metales es una gran preocupación ambiental

global debido a su bioacumulación y no biodegradabilidad en la naturaleza y la mayoría de los metales no sufren degradación microbiana o química (Castebianco, 2018; Igiri et al., 2018).

Los suelos son el principal sumidero de metales pesados liberados al medio ambiente por actividades antropogénicas y su concentración puede persistir durante mucho tiempo después de su introducción. Los metales tienden a acumularse en la superficie del suelo quedando accesibles al consumo de las raíces de los cultivos (Puga et al., 2006; Wuana y Okieimen, 2011).

Los metales pesados pueden afectar negativamente la respiración y metabolismo de los microorganismos del suelo, reducir el número de microorganismos benéficos, inhibir la biodegradación de contaminantes orgánicos, disminuir la descomposición de la materia orgánica y aportes de nutrientes al suelo y en consecuencia afectar el crecimiento de las plantas (Oves et al., 2016; Igiri et al., 2018; Munive et al., 2020).

Las plantas cultivadas en suelos contaminados absorben en general más oligoelementos y la concentración de éstos en los tejidos vegetales está a menudo directamente relacionada con su abundancia en los suelos, especialmente los que se encuentran disponibles en la solución del suelo (Puga et al., 2006). De acuerdo con Peris (2006) la fitotoxicidad producida por la elevada concentración de metales pesados afecta al crecimiento y desarrollo vegetal. Los efectos negativos en las plantas son diversos. Algunos de los más destacables son la alteración de las relaciones planta-agua; el incremento de la permeabilidad de las raíces, que las hace menos selectivas para la absorción de elementos desde el medio; la inhibición de la fotosíntesis y respiración; y la modificación de las actividades de algunas enzimas metabólicas.

Los elementos traza o metales pesados constituyen una fuente importante de estrés oxidativo, aumentan la actividad antioxidante de las enzimas SOD (Superóxido dismutasa), catalasa y peroxidasas en plantas. Por ejemplo, la toxicidad del cadmio causa estrés oxidativo

produciendo cambios en las enzimas antioxidantes, aumenta la lipoperoxidación, reflejándose en un aumento en la concentración de malondialdehído (Gaete et al, 2010)

Además se ha reportado que el estrés por metales afecta a la fotosíntesis, la fluorescencia de la clorofila y a la resistencia estomatal, en el caso del cobre inhibe los procesos reproductores, el plomo reduce la producción de clorofila mientras que el arsénico interfiere con el proceso metabólico y disminuye la germinación de las semillas (Ruiz y Armienta, 2012)

Con respecto a la presencia excesiva de manganeso en las plantas se han reportado estudios como los realizados por Papadaki et al (2017) donde el exceso de Mn en los cloroplastos se expresa con disminución del crecimiento de grana, aumento del número y tamaño de plastoglobuli, aumento de las deposiciones en tilacoides de materiales oscuros y aumento de la presencia de granos de almidón.

Aspectos como la toxicidad específica, la bioacumulación, la persistencia y la no biodegradabilidad de los metales pesados guardan una relación directa con los riesgos por contaminación de los suelos, toxicidad en las plantas y los efectos negativos sobre la salud de las personas (Martínez et al., 2017).

Los suelos contaminados con metales pesados representan una seria amenaza para la salud humana a través de la ingestión directa o el contacto con el suelo contaminado, incorporación en la cadena alimentaria (suelo-planta-humano o suelo-planta-animal-humano) o consumo de agua subterránea contaminada (Oves et al., 2016). Según la literatura, los metales pesados pueden causar varios trastornos en los humanos, En exposición crónica se observa (cefalea, vértigo, alteración del sueño, temores, sudoración, paresia, contracciones musculares involuntarias), pérdida de peso y apetito, cáncer de próstata y pulmón. En intoxicación aguda hay neumonitis y edema pulmonar, gastroenteritis, náuseas, vómito, dolor abdominal, diarrea, fallo

renal, y finalmente puede ocurrir aberraciones cromosómicas, efectos teratogénicos y congénitos (londoño-franco et al 2016).

Cada día aumenta más la preocupación tanto a nivel nacional como internacional por la presencia de metales traza en hortalizas, ya que son productos que son parte de la dieta diaria de las personas y la mayoría de las veces se consumen en fresco aumentando así la posibilidad de que estos contaminantes presentes en los vegetales lleguen al organismo y puedan causar daños considerados.

La producción de hortalizas en Colombia, en términos generales, es una actividad riesgosa caracterizada por cultivos pequeños, dispersos, uso de mano de obra no calificada, carencia de tecnología, mal manejo pos cosecha entre otros. Los metales pueden acumularse en los cultivos, ya sea a través de su absorción por el agua de riego contaminada, por la tierra a través de las raíces o por la deposición en el follaje de partículas aerotransportadas (Arrieta et al. 2016).

De igual manera estudios internacionales han demostrado las altas concentraciones de metales traza en hortalizas y las diferentes fuentes que provocan esta contaminación. Se tiene preocupación constante por la calidad de cultivos en áreas donde existe un alto tráfico vehicular, ya que el aumento de todas las concentraciones de metales en la proximidad a la carretera sugiere fuentes de emisiones de vehículos, una mayor carga de tráfico global aumenta el contenido de metales traza en la biomasa (Vázquez et al. 2019), La horticultura urbana está asociada con riesgos para la salud, ya que los cultivos en entornos urbanos generalmente están expuestos a niveles más altos de contaminantes que los de las áreas rurales (Säumel et al., 2012).

En este sentido, es necesario buscar alternativas de remediación de suelos contaminados con metales pesados para reducir los riesgos asociados tanto a los ecosistemas como a la salud de

las personas. Entre estas alternativas se encuentra la biorremediación. La biorremediación es un concepto general que incluye todos los procesos y acciones que se realizan con el fin de transformar un ambiente alterado por la presencia de contaminantes, el término se refiere a la utilización de organismos para degradar dichas sustancias (Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez, 2015).

En la biorremediación se manejan técnicas como la fitorremediación que es el uso de las plantas para reducir las concentraciones o los efectos tóxicos de los contaminantes en los ambientes, es una tecnología relativamente reciente y se percibe como rentable, eficiente, respetuoso del medio ambiente. Un ejemplo de la fitorremediación la constituye el uso de la especie *Thlaspi caurulencens* J.Presl & C.Presl, en suelos contaminados con zinc y cadmio (Caviedes et al 2015).

Por su parte, en la bioaumentación se busca incrementar la población de bacterias nativas de un ecosistema, mediante la adición de bacterias adaptadas selectivamente para aumentar su habilidad de degradar compuestos considerados difíciles de degradar o no biodegradables, garantizando además, la presencia de microorganismos en cantidades suficientes para degradar y reducir los contaminantes a sus componentes básicos (Di Paola y Vicién, 2010).

En comparación con otras metodologías, la biorremediación es una técnica simple, de fácil aplicación, efectiva y aceptable desde el punto de vista ambiental, presenta riesgos mínimos para la salud humana, animal o vegetal y además, no requiere algún tratamiento posterior (Rivera et al., 2017).

En este trabajo se realizó una revisión y análisis de los trabajos publicados en los últimos diez años, sobre la contaminación de elementos traza o metales pesados en cultivos de hortalizas, las fuentes de contaminación y las diferentes técnicas de biorremediación utilizadas en la

recuperación de suelos degradados por metales pesados, cabe aclarar que en los casos donde la información fue limitada se procedió a utilizar contenido más antiguo del planeado debido a su alto nivel de estudio e importancia para el trabajo.

Problema

Planteamiento del problema

Los metales pesados hacen parte de las diferentes actividades realizadas por el hombre, por lo que prevalecen algunas enfermedades asociadas a estos elementos químicos y a sus compuestos. Las vías fundamentales de entrada de estos químicos al organismo, son las vías dérmica, por ingestión y por inhalación. La presentación y severidad de los signos, síntomas y alteraciones en el organismo se relaciona con las cantidades, el tiempo de exposición y con la vía de entrada del metal. En exposición crónica se observa anemia, disfunción renal, cálculos renales, osteoporosis, osteomalacia, trastornos respiratorios, hipertensión, trastornos nerviosos entre otros.

Entre los sistemas alimentarios, las verduras son los alimentos más expuestos a la contaminación ambiental debido a la carga aérea. Las verduras absorben metales pesados y los acumulan en sus partes comestibles y no comestibles en cantidades lo suficientemente altas como para causar problemas clínicos tanto a los animales como a los seres humanos (Jolly et al. 2013).

La presencia excesiva de metales pesados en el suelo puede ser tóxico para las plantas y afectar negativamente su crecimiento. Las principales vías de entrada de los metales a las plantas son el aire, el agua y el suelo, siendo las plantas un punto de conexión importante entre la parte abiótica y biótica del ecosistema en la transferencia de metales.

La actividad agrícola es una de las principales fuentes de contaminación de los suelos por metales pesados, especialmente cuando los sistemas de manejo son intensivos en los que se aplican grandes cantidades de fertilizantes en cuya composición se tienen elementos como el Cd, Cr, Mo, Pb, Zn; especialmente los fosforados los cuales son una fuente de Cd, debido a que los

contenidos de apatita, además de fósforo, contiene Cd en concentraciones que pueden estar entre 8 y 500 mg/kg. Algunos abonos orgánicos compostados derivados de residuos sólidos convencionales pueden contener también cantidades significativas de metales (Mahecha-Pulido et al., 2015).

Otra fuente de contaminación de los suelos agrícolas con metales pesados se debe a la utilización de aguas de riego provenientes de sistemas de tratamiento o de fuentes contaminadas (Mahecha-Pulido et al., 2015).

Para el caso particular del Cd, la presencia de éste en el suelo puede interferir en la entrada, transporte y utilización de elementos esenciales como el calcio (Ca), magnesio (Mg), fósforo (P) y potasio (K) y del agua, provocando desequilibrios nutricionales e hídricos en la planta. La presencia de Cd también reduce la absorción de nitratos y el transporte de éstos de la raíz al tallo, además de inhibir la actividad de la enzima nitrato reductasa en tallos. Las plantas expuestas a suelos contaminados con Cd presentan modificaciones en la apertura estomática, fotosíntesis y transpiración (Rodríguez-Eugenio et al., 2019).

La información científica existente en la literatura sobre las técnicas de biorremediación está más enfocada hacia la recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos. Pero en relación con la biorremediación de suelos agrícolas contaminados con metales pesados la información no es muy amplia, además se encuentra muy dispersa y poco accesible a la comunidad académica y a los agricultores

En atención a lo anterior, se planteó la siguiente interrogante ¿Es posible encontrar literatura científica que evidencie la contaminación de elementos traza en suelos agrícolas, las fuentes de contaminación y las técnicas de biorremediación implementadas a fin de poner a

disposición de los académicos y agricultores información precisa que permita contrarrestar los daños ocasionados por los metales pesados?

Justificación

Durante los últimos años se ha incrementado la contaminación de los suelos y del ambiente con elementos traza debido a las actividades industriales, agrícolas y domésticas. La contaminación de suelos y aguas subterráneas por metales es uno de los principales problemas medioambientales en los países industrializados y en vías de desarrollo. La acción tóxica de los metales pesados sobre los seres vivos ocurre a través del bloqueo de las actividades biológicas, es decir, la inactivación enzimática por la formación de enlaces entre el metal y los grupos sulfhidrilos y otros grupos funcionales de las proteínas y enzimas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos, desplazando otros iones metálicos o modificando la conformación activa de moléculas biológicas (Vullo, 2003).

En el suelo el mayor peligro reside en su acumulación por las plantas y la transferencia a los animales incluido el hombre. En general, la distribución de metales pesados en los suelos es un fenómeno complejo que se ve influenciada por factores como el potencial redox, el pH, el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, el nivel de las aguas subterráneas y sus fluctuaciones (Rodríguez-Eugenio et al., 2019).

Las técnicas tradicionales de remediación de los suelos contaminados con metales pesados generalmente involucran prácticas convencionales de ingeniería civil, aplicadas individualmente o en grupo. En estos procesos físicos, químicos y térmicos principalmente se requiere remover físicamente el suelo del sitio contaminado o bien minimizar el riesgo de exposición. Estas técnicas como lo es la contención y solidificación tienen un costo elevado, alto consumo de energía, devastación del sitio contaminado y problemas de organización, además que estos métodos físicos y químicos afectan las propiedades del suelo y alteran la microflora, creando posibles problemas de contaminación secundaria. Por tal motivo se hace necesario la

implementación de nuevas técnicas que generen menor impacto y vayan de la mano con el ambiente.

La biorremediación es una técnica utilizada para limpiar suelos contaminados de una forma muy práctica ya que se usa a los mismos microorganismos que viven en el suelo y el subsuelo para degradar y transformar contaminantes a sustancias inofensivas o formas menos tóxicas (Iturbe, 2010). Las estrategias de remediación basadas en procesos microbianos pueden minimizar la toxicidad y la biodisponibilidad de los metales pesados.

Dentro de estas técnicas se encuentra la fitorremediación, la cual es una tecnología sustentable basada en el uso de plantas para reducir *in situ* la concentración o peligrosidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos en suelos, sedimentos, agua y aire, a partir de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a su sistema de raíz que conducen a la reducción, mineralización, degradación, volatilización y estabilización de los diversos tipos de contaminantes (Wuana y Okieimen, 2011). Adicionalmente, las plantas participarán parcialmente en el control de la erosión hídrica y eólica y en el restablecimiento de la vegetación en dicha área.

Por otro lado, se encuentran las técnicas de bioestimulación en donde se activa a la población microbiana nativa y la bioaumentación que involucra la introducción artificial de poblaciones viables. Estas técnicas se caracterizan por ser tecnologías de remediación promisorias desde el punto de vista económico y de efectividad.

Este tipo de alternativas tienen un impacto ambiental mínimo, porque son procesos naturales y útiles para la completa transformación de una amplia variedad de contaminantes, además, puede recuperarse un sitio sin causar perturbación en sus actividades normales.

Desde el punto de vista social aporta a las comunidad tranquilidad y una mejor relación con el sitio donde viven. Desde el punto de vista económico se puede acceder de manera más fácil ya que se utilizan los principales autores de los ecosistemas como lo son las plantas y los microorganismos que habitan en el mismo. De igual manera beneficia en lo ecológico ya que a parte de la función de remediar estas técnicas están estimulando nuevos organismos al suelo que ayudan con la transformación de la materia orgánica e inorgánica.

Con este trabajo se busca contribuir al conocimiento actual que permita a su vez, alcanzar algunos de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de la ONU, como lo es garantizar una vida saludable y promover el bienestar para todos y todas en todas las edades, garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos, conservar y utilizar de forma sostenible los océanos, mares y recursos marinos para lograr el desarrollo sostenible, proteger, restaurar y promover la utilización sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar de manera sostenible los bosques, combatir la desertificación y detener y revertir la degradación de la tierra y frenar la pérdida de diversidad biológica.

Objetivo general

Analizar las evidencias científicas de la contaminación de elementos traza en suelos cultivados con hortalizas y las estrategias de biorremediación.

Objetivos específicos

Revisar las evidencias científicas de la contaminación de elementos traza en suelos cultivados con hortalizas.

Valorar las diferentes estrategias de biorremediación para la recuperación de suelos contaminados con elementos traza en cultivos de hortalizas.

Resaltar las experiencias más exitosas llevadas a cabo en la recuperación de suelos contaminados con elementos traza.

Marco teórico

Antecedentes

Los metales pesados sobre la salud de las personas

A nivel internacional se han realizado diferentes trabajos que abordan el efecto de los metales sobre la salud de las personas. Con respecto a esto tenemos el trabajo publicado por Soto-Benavente et al. (2020) De la Universidad Nacional de Trujillo– Perú donde analizaron las concentraciones de As, Cd, Pb y Hg en suelos y productos agrícolas como plátano y yuca en áreas abandonadas por minería aurífera, de igual manera la concentración y bioacumulación de metales pesados, según el órgano de la planta raíz, tallo, hoja y fruto que podrían afectar a las personas al ser consumidos.

A nivel nacional también se cuenta con algunos trabajos relacionados, cabe destacar el trabajo de Reyes et al. (2016) donde mencionan que el cadmio que ingresa por vía respiratoria o por vía oral, se transporta a la sangre y se concentra en el hígado y el riñón. Estos autores también mencionan los límites máximos permisibles de concentración de cadmio en algunos alimentos (mg/kg): hortalizas de bulbo (0,05), raíces y tubérculos (0,1), Carne de vacuno, porcino y ovino (0,1) hortalizas de hoja (0,1).

Trabajo realizado por Londoño-Franco et al. (2016) donde mencionan los riesgos potenciales que pueden representar los metales pesados en la salud del hombre y los animales, abordando las características de los principales metales pesados y las intoxicaciones que se han presentado a nivel mundial por estos elementos químicos, de igual manera presentado el origen de la contaminación y el metal pesado involucrado.

Los metales pesados y la actividad microbiana de los suelos

En los trabajos internacionales encontramos los realizados por Muñoz-Silva et al. (2019) en Perú en el que estudian la capacidad que tienen hongos y bacterias para tolerar los metales pesados con y sin rizósfera, esto con el fin de conocer su potencial para utilizarlos en aplicaciones para biorremediación. Los hongos y bacterias fueron aislados e identificados taxonómicamente mediante el análisis de la región ITS y 16S ADNr, respectivamente.

Metales pesados y efectos en las plantas

En estudios nacionales como los realizados por Madera-Parra et al. (2014) donde evalúan el efecto de las diferentes concentraciones de Hg^{+2} , Cd^{+2} , Cr^{+6} , Pb^{+2} y la respuesta fisiológica que presentan alguna de las especies como *Colocasia esculenta* (L), *Heliconia psittacorum* (Carl von Linné) y *Gynerium sagittatum* (Jean christophore) sembradas en humedales subsuperficiales de flujo horizontal, de igual manera evaluaron la distribución de los metales pesados en los tejidos de las plantas.

Estrategias de biorremediación para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados

Dentro de los estudios internacionales tenemos el realizado por Di Paola y Vicien (2010) donde se hizo una revisión donde describen que la creciente contaminación industrial y agrícola ha llevado a una mayor necesidad de procesos que eliminen contaminantes específicos, tales como compuestos de nitrógeno y fósforo y metales clorados. Destacan la importancia de la legislación ambiental para los países industrializados ya que fue puesta de manifiesto por la organización para la cooperación y desarrollo económico, dejando claro que en muchos países

fueron las regulaciones las que guiaron el desarrollo de las actividades concernientes a la biorremediación, igualmente mencionan algunas como la ley del Aire Limpio en EE.UU

En el trabajo realizado por Marrero-Soto et al. (2012) En Cuba se indica la fitorremediación como una nueva tecnología para enfrentar la contaminación presentada por los metales pesados en el ambiente, remplazando las técnicas costosas y que requieren largo tiempo para su ejecución, también mencionan la necesidad de brindar mayores conocimientos que aumenten la rentabilidad y eficacia de estas plantas ya que son de gran importancia para la conservación del medio ambiente.

Dentro de los estudios realizados a nivel nacional tenemos el publicado por Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez (2016) en el que se llevó a cabo una revisión sobre los mecanismos bioquímicos más importantes que utilizan los microorganismos para la biorremediación de metales pesados como el cadmio (Cd), el cromo (Cr) y el mercurio (Hg) entre los que destacan: i) unión a metales, bioacumulación y biosorción, ii) transformación de la valencia del metal, iii) biometilación y mecanismo de volatilización iv) mecanismo de precipitación química extracelular y v) mecanismo simbióticos. Los mencionados autores también destacan los microorganismos implicados en los procesos de biorremediación de Cd, Cr, Hg y entre ellos citan algunos como los hongos micorrízicos arbusculares y algunas especies de *Pseudomonas*. *Pseudomonas ambigua* (Walter Migula), *Pseudomonas aeruginosa* (Walter Migula) y *Pseudomonas baleárica*, entre otros.

De igual manera se registra el trabajo realizado por Casteblanco (2018) donde muestra las técnicas de remediación (fitorremediación y biorremediación) que han obtenido buenos resultados respecto a la limpieza de suelos contaminados o que evitan la translocación de los contenidos de plomo y cadmio del suelo a varios cultivos de interés comercial para tener

opciones de potencial aplicación en las zonas cacaoteras de Colombia o cualquier parte del mundo.

En el trabajo realizado por Trujillo y Ramírez (2012) se da a conocer una alternativa sostenible frente al deterioro progresivo de la calidad del medio ambiente por el derrame de hidrocarburos en Colombia, describen que las empresas petroleras han venido implementando la biorremediación de lodos contaminados con hidrocarburos como alternativas para el manejo de residuos resultantes de los derrames que se presenta. Resaltan el papel de algunos microorganismos degradadores de petróleo, entre ellos: *Achrornobacter leumthrix*, *Acinetobacter Moraxella*, *Bacillus spherotilus*, etc.

Bases conceptuales

Metales pesados y elementos traza

El término “metales pesados” se refiere al grupo de metales y metaloides de masa relativamente alta ($>4,5 \text{ g/cm}^3$) como Pb, Cd, Cu, Hg, Sn y Zn, que pueden causar problemas de toxicidad. Un metal pesado es un elemento que tiene propiedades metálicas como ductibilidad, conductividad, densidad, estabilidad como catión y especificidad a ligando (Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez, 2016; Rodríguez-Eugenio et al., 2019).

En la tabla periódica de los elementos existen unos 70 elementos metálicos, de los cuales 59 son considerados “metales pesados”. Existen otros elementos que no son metales como As, F y P. Debido a ello, Galán y Romero (2008) consideran que resulta más conveniente hablar de contaminación por “elementos traza”, aun cuando la mayoría de los contaminantes inorgánicos son “metales pesados”. A veces, la contaminación del suelo se puede producir también por altas concentraciones de elementos mayoritarios (Na, Fe, Al).

Los metales pesados pueden ser detectados ya sea en su estado elemental, lo que implica que no sufren modificaciones, o enlazados en varios complejos con sales. De cualquier manera, los iones metálicos no pueden ser mineralizados. Una vez en el ambiente, los metales pueden sufrir transformaciones a diferentes formas móviles y/o pueden ser inmovilizados en trampas ambientales (Cañizares, 2000).

Propiedades fisicoquímicas de los elementos traza

Los elementos traza se encuentran formando complejos como iones libres o participando en reacciones redox que resultan potencialmente tóxicas para los organismos. La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) afecta la biodisponibilidad del metal y depende del contenido de materia orgánica y arcillas del suelo; la toxicidad de los metales en suelos con alta CIC es baja,

mientras que en suelos con baja CIC la toxicidad aumenta (Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez 2016).

Los elementos se clasifican en tres clases de acuerdo a sus funciones y efectos biológicos: 1) metales esenciales con funciones biológicas conocidas que son requeridos en cantidades traza como nutrientes para la vida de los organismos (Na, K, Mg, Ca, V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo y W); 2) metales tóxicos, los cuales pueden ejercer un efecto nocivo aún en bajas concentraciones (Ag, Cd, Cr, Sn, Au, Hg, Ti, Pb, Al y metaloides Ge, As, Sb y Se) y 3) los metales no esenciales, que no son tóxicos y sus efectos biológicos son desconocidos (Rb, Cs y Sr) (Roane et al., 2015)

Dentro de los metales pesados se distinguen por un lado los oligoelementos o micronutriente que son aquellos requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza, por plantas y animales, y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral de concentración se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo se encuentran: arsénico, boro, cobalto, cromo, cobre, molibdeno, manganeso, níquel, selenio y cinc. Por otro lado, se encuentran los metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva aparejadas disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Ellos son, principalmente: cadmio, mercurio, plomo, antimonio y bismuto (Yagnentkovsky, 2011).

En los suelos los elementos traza más abundantes se han clasificado en cinco categorías, dependiendo de la forma química en la que se encuentran en la solución del suelo: cationes (Ag^+ , Cd^{+2} , Co^{+2} , Cr^{+3} , Cu^{+2} , Hg^{+2} , Ni^{+2} , Pb^{+2} , Zn^{+2}), metales nativos (Hg, V), oxianiones (AsO_4^{-3} , CrO_4^{-2} , MnO_4^{-2} , HSeO_3^- , SeO_4^{-2}), halogenuros (F^- , Cl^- , Br^- , I^-), y organocomplejos (Ag, As, Hg,

Se, Te, Tl). Algunos elementos pueden aparecer con más de una forma, por lo tanto, no son mutuamente excluyentes (Galán y Romero, 2008).

Las concentraciones de Cr, Ni, Pb, y Zn normalmente varían entre 1-1500 mg kg⁻¹, las de Co, Cu y As entre 0,1 y 250 mg kg⁻¹ y en menor proporción Cd y Hg (0,01-2 mg kg⁻¹). En la tabla 1 se señalan las concentraciones geoquímicas normales y anómalas de algunos elementos traza en los suelos (Bowen, 1979; Bowie y Thornton, 1985; Galán y Romero, 2008).

Tabla 1

Concentraciones Geoquímicas Normales Y Anómalas De Algunos Elementos Traza En Suelos

Elemento	Rango normal (ppm)	Concentraciones anómalas (ppm)
As	<5-40	Hasta 2500
Cd	<1-2	Hasta 30
Cu	<60	Hasta 2000
Mo	<1-5	10-100
Ni	2-100	Hasta 8000
Pb	10-150	10000 o más
Se	<1-2	hasta 500
Zn	25-200	10000 o más

Fuente: Bowie y Thornton, (1985).

De los elementos traza antes mencionado, hay 17 que han sido categorizados como muy tóxicos (Ag, As, Bi, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Pd, Pt, Sb, Se, Sn, Te, Tl y Zn), y además, su mayor peligrosidad está en su fácil disponibilidad en muchos suelos en donde sus concentraciones pueden superar los niveles de toxicidad. Diez de los elementos antes mencionados (Ag, As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn y Tl) son fácilmente movilizados por la actividad humana en

proporciones que exceden en gran medida la de los procesos geológicos. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés US Environmental Protection Agency) incluye en la lista de contaminantes prioritarios los siguientes trece elementos traza: antimonio, arsénico, berilio, cadmio, cromo, cobre, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y zinc, introduciendo al berilio, respecto a las listas anteriores de los más tóxicos y disponibles (Novotny, 1995; Galán y Romero, 2008).

Fuentes de contaminación por metales pesados

Algunos materiales parentales de los suelos son ricos en metales pesados por lo que su meteorización puede generar altas concentraciones en los suelos. Sin embargo, las principales fuentes de contaminación con metales son de origen antropogénico, derivado de áreas industriales, estériles de minas, desechos con alto contenido metálico, gasolina, pinturas con plomo, aplicación de fertilizantes, estiércol, lodos de depuradora, plaguicidas, riego con aguas residuales, residuos de combustión de carbón, derrames de petroquímicos y deposición atmosférica de diferentes fuentes (Rodríguez et al., 2019).

La explotación y extracción de metales libera grandes cantidades de metales pesados al ambiente, y en particular a los suelos. En estas áreas, las capas superiores de los suelos presentan concentraciones elevadas de Cu, Ni, As, Se, Cd, Fe, etc., dependiendo lógicamente del tipo de mineralización explotada y beneficiada (Galán y Romero, 2008).

Adicionalmente a las fuentes naturales y la explotación minera, las principales fuentes de contaminación por metales pesados provienen de las actividades antropogénicas como son:

Actividades agrícolas: uso de aguas de riego contaminadas, aplicación de fertilizantes inorgánicos, herbicidas, insecticidas, estiércol, enmiendas calizas, roca fosfórica y lodos residuales de plantas depuradoras.

Generación de energía eléctrica: la combustión de carbón y quema de combustibles fósiles para producir energía en las centrales térmicas pueden ser fuentes de Pb, Ni y V.

Actividades industriales: las áreas altamente industrializadas liberan importantes cantidades de As, Cd, Cr, Hg, Fe, Ni, Pb y Zn. La industria del hierro y el acero emiten metales asociados a las menas de Fe y Ni. En la fabricación de baterías se producen cantidades significativas de Pb. La industria farmacéutica, elaboración de pigmentos y tintes, curtido de pieles, etc. producen distintos tipos de contaminantes.

Residuos domésticos: aproximadamente el 10% de la basura está compuesta por metales, cuando estos son enterrados pueden llegar a contaminar las aguas subterráneas, mientras que si los residuos son incinerados pueden liberar metales volátiles a la atmósfera y volver al suelo causando su contaminación.

En Colombia, se han venido presentando problemáticas de índole ambiental por contaminación con metales pesados asociados al sector minero, energético, agrícola e industrial (Rudas et al., 2013). Lo anterior, ha llevado a que la contaminación química por metales pesados, constituya una de las más peligrosas amenazas para los ecosistemas acuáticos y las especies presentes. Sin embargo, es escaso el conocimiento que se tiene en el país acerca de la problemática generada por la disposición de metales pesados en los cuerpos de agua, su impacto sobre el recurso hídrico, el deterioro de ecosistemas y la salud humana (Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez, 2016).

Cadmio (Cd)

El cadmio ingresa a los suelos agrícolas debido al uso de productos agroquímicos, la adición de lodos de depuradora, el uso de aguas residuales para riego y las deposiciones atmosféricas de varias emisiones. El cadmio forma parte de la composición natural de algunas

rocas y suelos y provoca una liberación al medio ambiente cercana a 25000 toneladas. De otra parte, por vía antrópica las concentraciones en el ambiente pueden ser incrementadas considerablemente. Ya que es un metal ampliamente utilizado en la industria y productos agrícolas, esto ha producido un progresivo aumento en su producción. El 5% del metal es reciclado y debido a su notable movilidad, provoca una importante contaminación ambiental (Reyes et al., 2016)

Arsénico (As)

Número atómico es 33, se distribuye ampliamente en la naturaleza, peso atómico 74. Tiene 17 nucleídos radiactivos. La forma metálica es conductor térmico y eléctrico fácil de romper y de baja ductibilidad. En la naturaleza se encuentra como mineral de cobalto, aunque regularmente está en la superficie de las rocas combinado con azufre o metales como Mn, Fe, Co, Ni, Ag o Sn.

El arsénico se usa en tratamiento de maderas, bronceadores de piel, anticorrosivos, vidrio, cerámica, pinturas, pigmentos, medicamentos. Los compuestos agroquímicos, el estiércol del ganado alimentado con aditivos ricos en As y las actividades de minería y fundición representan la principal fuente de As en los suelos agrícolas (Londoño-Franco et al., 2016).

Plomo (Pb)

Es un contaminante de la atmósfera, hidrósfera y la edafoesfera. A los suelos llega a partir de residuos industriales, de la minería, de la deposición atmosférica y a partir de la roca madre, si presenta este compuesto. El suelo puede inmovilizarlo gracias a la materia orgánica y la arcilla, pero si hay pH ácido el Pb es móvil y será tomado por las plantas (Galán y Romero, 2008).

Mercurio (Hg)

Es un miembro del grupo II de los elementos metálicos con un Pm de 200,6. Su símbolo químico procede del latín *hydrargyros* que significa plata líquida, lo que indica su aspecto. Es el único elemento metálico líquido y algo volátil a temperatura ambiente. Su forma más frecuente en la naturaleza es como cinabrio, mineral compuesto de sulfato mercuríco (HgS). Se encuentra en tres formas primarias: Hg elemental o metálico en estado de valencia 0, compuestos inorgánicos mercuriosos (1+) y mercurícos (2+) y compuestos orgánicos alquilo, fenilo (Ferrer, 2003).

Cobre (Cu)

Los metales traza tales como el Cu presentes en plaguicidas inorgánicos y orgánicos representan un importante problema ambiental y toxicológico. Una vez en el suelo, el Cu puede ser fácilmente inmovilizado por la materia orgánica del suelo (MOS) y los óxidos de Fe y Mn, permaneciendo en altas concentraciones en las capas superiores de los suelos. Los fungicidas por su parte, son fuente de grandes cantidades de Cu en la fracción potencialmente disponible del suelo (Rodríguez-Eugenio et al., 2019).

Biomagnificación:

Hace referencia al incremento en la concentración de un contaminante a lo largo de la cadena trófica, El grado de biomagnificación puede cuantificarse mediante el factor de biomagnificación, el cual consiste en la proporción de un contaminante en un nivel trófico con respecto a la que presenta el nivel trófico inferior inmediato. Este factor puede ser estimado con individuos cuyo nivel trófico se conozca o se asuma (Roldán, 2017).

Biorremediación

El desarrollo de nuevas metodologías de remediación se ha intensificado desde las últimas dos décadas y dio origen a una nueva rama para la eliminación de xenobióticos del medio ambiente más rentable efectiva y menos dañina: la biorremediación (Jahan et al., 2006).

La biorremediación como lo indican Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez (2015) es un concepto general que incluye todos los procesos y acciones que se realizan con el fin de transformar un ambiente alterado por la presencia de contaminantes, el término se refiere a la utilización de organismos para degradar dichas sustancias, utiliza principalmente microorganismos o procesos microbianos para degradar y transformar contaminantes ambientales a sustancias inofensivas o formas menos tóxicas.

Los principales agentes de remediación son las plantas (fitorremediación), los microorganismos y las asociaciones entre éstos. Adicionalmente, en muchas ocasiones la biorremediación se utiliza en conjunto con procesos físicos o químicos para mejorar la fiabilidad y eficacia de la desintoxicación. Tales agentes de biorremediación son efectivos gracias a que sus componentes enzimáticos actúan como fuertes catalizadores que son capaces de modificar la estructura y las propiedades de los contaminantes; o incluso que pueden mineralizarlos completamente a productos inorgánicos inocuos (Alarcón, 2017).

Biorremediación de suelos

Es empleada para atacar o sustraer agentes contaminantes específicos del suelo, se realiza por medio de degradación o transformación de diferentes compuestos nocivos en otros de menor toxicidad o materia orgánica en descomposición. Estas degradaciones o cambios ocurren usualmente en la naturaleza y una adecuada manipulación de los sistemas biológicos puede aumentar la velocidad de cambio o degradación (Trujillo y Ramírez, 2012).

Tipos de biorremediación

El fundamento de estas técnicas está basado en que muchos de los compuestos xenobióticos son semejantes a los naturales y, por tanto, factibles de degradación o inertización. No obstante existen algunos compuestos más complejos, difíciles de degradar.

Según el organismo empleado

Degradación enzimática. Consiste en el empleo de enzimas en el sitio contaminado con el fin de degradar las sustancias nocivas, estas enzimas se consiguen en cantidades industriales a partir de bacterias que las producen naturalmente (Di Paola y Vicien, 2010).

Biorremediación microbiana. La biorremediación microbiana emplea microorganismos o sus enzimas para desintoxicar contaminantes en el suelo u otros ambientes, actúa transformando contaminantes hacia formas de menor riesgo ambiental, Aunque las bacterias son las más empleadas en el proceso de biorremediación, también se han empleado otros microorganismos como hongos, algas, cianobacterias y actinomicetos para la degradación de compuestos tóxicos en el suelo (Montenegro et al., 2009).

Fitorremediación. Consiste en el uso de plantas verdes para contener, remover o neutralizar compuestos orgánicos, metales pesados o radionucleidos. Un ejemplo de la fitorremediación la constituye el uso de la especie *Thlaspi caurulencens* (Jan Svatopluk) en suelos contaminados con zinc y cadmio (Rodríguez, 2003).

Según Montenegro et al. (2009) existen varias tecnologías de fitorremediación:

Rizofiltración. A través de esta técnica las plantas absorben los metales del agua y los mantiene consigo a través de las raíces, las cuales deben tener alta biomasa, área superficial amplia y tolerancia a cantidades elevadas de metales. Esta técnica es de fácil manejo y bajo costo de mantenimiento, genera pocos residuos secundarios, sirve para remediar varios metales como Pb,

Cr, Ni, Cd, Cu, V y radionucleótidos como Sr, U, y Cs, entre otros y actúa como tamiz para atrapar sólidos en suspensión (Montenegro et al., 2009).

Fitovolatilización. Las plantas son usadas para absorber metales tóxicos y transformarlos en menos tóxicos, volátiles, formados por el proceso de transpiración. A través de esta técnica pueden ser volatilizados metales como Hg, As y Se (Montenegro et al., 2009).

Fitodegradación o fitotransformación. Consiste en la transformación de los contaminantes orgánicos en moléculas más simples. En determinadas ocasiones, los productos de la degradación le sirven a la planta para acelerar su crecimiento, en otros casos los contaminantes son biotransformados (López et al., 2005)

Fitoextracción. Es la técnica más conocida, en ésta la planta toma los contaminantes por las raíces, los transloca y acumula en las partes que se cosechan de la planta. Después de la maduración las plantas son cosechadas y esta biomasa es descargada en contenedores o vertederos herméticos. Con este proceso se remueven metales tales como Pb, Cd, Cu, Cr, Ni y V de los suelos contaminados. Las especies de plantas ideales para este tipo de tecnología deben tener características tales como: tolerancia a la concentración de contaminantes acumulados, rápido crecimiento y alta biomasa, acumulación de contaminantes en las partes aérea y en las que se cosechan, fácil de cosechar, posibilidad de cultivar la planta fitoextractora adecuada/especies de cultivos en el lugar contaminado.

Según la técnica utilizada

Bioaumentación. Es la práctica de incrementar la población de bacterias nativas de un ecosistema, con la adición de bacterias adaptadas selectivamente, las cuales han sido desarrolladas para aumentar los rangos de reducción orgánica o proporcionar la habilidad de degradar compuestos previamente considerados como difíciles o no biodegradable. Esta técnica

no sustituye la población de bacterias existentes, pero aumenta su habilidad de responder a ciertas situaciones o degradar compuestos de la corriente de desechos, dando como resultado una mejora del tratamiento. La bioaumentación posibilita controlar la naturaleza de la biomasa, y garantizar que el tipo de microorganismo más idóneo esté presente en cantidades suficientes para degradar en forma efectiva los residuos contaminantes y reducirlos a sus componentes básicos (Di Paola y Vicién, 2010).

Inoculación. Es el proceso de agregar o adicionar microorganismos al suelo, cuando se aplica mayor diversidad se puede aprovechar las especies de microorganismos más eficientes en la degradación de estos compuestos (Trujillo y Ramírez, 2012).

Bioestimulación. Consiste en la estimulación de la población microbiana nativa de la zona contaminada mediante la utilización de microorganismos altamente especializados para incrementar y mejorar la capacidad de degradación de la población microbiana natural. Los microorganismos especializados son aislados y seleccionados para ser inoculados debido a su alta capacidad de degradar los contaminantes promoviendo su biodegradación o su biotransformación (Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez, 2015).

Biopila. La técnica conocida como bioceldas o biopilas es un tratamiento de biorrecuperación en condiciones no saturadas, que consiste en la reducción de la concentración de contaminantes derivados del petróleo en suelos excavados mediante el uso de la biodegradación a partir de la construcción de un sistema cerrado que permita controlar lixiviados, hidrocarburos volátiles y algunas variables de diseño mediante el suministro de nutrientes y oxígeno a través de la pila del suelo. La técnica consiste en la formación de pilas de material biodegradable de dimensiones variables, formadas por suelo contaminado y materia orgánica (compost) en condiciones

favorables para el desarrollo de los procesos de biodegradación de los contaminantes (Suárez, 2013).

Marco legal

El ministerio de Salud y Protección Social mediante la Resolución 4506 de 2013 emite lo siguiente “por lo cual se establecen los niveles máximos de contaminantes en los alimentos destinados al consumo humano y se dictan otras disposiciones”.

El ministerio de Ambiente y desarrollo Sostenible mediante Ley 1658 de 2013 decreta que se establecen las disposiciones para la comercialización y el uso de mercurio en las diferentes actividades industriales del país, se fijan requisitos e incentivos para su reducción y eliminación.

Ley 99 de 1993, SINA Expedido por el Congreso de la República de Colombia, Por el cual se crea el Ministerio de medio Ambiente y se organiza el Sistema Nacional Ambiental SINA. Se ordena al sector público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y recursos naturales

Proyecto de Ley 1892 de 2018 emitido por la Presidencia de la república de Colombia donde se aprueba el “convenio de minamata sobre el mercurio”. A partir de 2020 quedará prohibido el uso de mercurio en Colombia.

Reglamento (ce) no 1881/2006 de la Comisión de las Comunidades Europeas, 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios.

Ley 23 de 1973: El Congreso de Colombia concede facultades extraordinarias al presidente de la República para expedir el Código de Recursos Naturales y protección al medio ambiente y se dictan otras disposiciones

Resolución 0170 de 2009: Usos de los suelos expedido por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial donde Abarca el uso del suelo y se adoptan medidas para la conservación

y protección de los suelos en territorio nacional, garantizando un desarrollo sostenible, su conservación y restauración, previniendo así los factores del deterioro ambiental.⁵⁴⁵

En cuanto al cadmio, el Comité Científico de la Alimentación Humana (CCAH) aprobó en su dictamen de 2 de junio de 1995 la PTWI de $7 \mu\text{g} / \text{kg pc}$ y recomendó que se realizaran mayores esfuerzos para reducir la exposición al cadmio en la dieta, puesto que los productos alimenticios son la principal fuente de ingesta humana de cadmio.

La Comisión Técnica Científica de Contaminantes de la Cadena Alimentaria (Contam) de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) adoptó el 30 de enero de 2009 un dictamen sobre el cadmio en los alimentos. En dicho dictamen se estableció una nueva ingesta semanal tolerable (IST) de $2,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corporal.

El 30 de enero de 2009, la Comisión Técnica de Contaminantes de la Cadena Alimentaria (Contam) de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) adoptó un dictamen sobre el cadmio en los alimentos. En dicho dictamen, la EFSA estableció una ingesta semanal tolerable (IST) de $2,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corporal para el cadmio.

En relación con el mercurio, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) adoptó el 24 de febrero de 2004 un dictamen sobre el mercurio y el metilmercurio en los alimentos y aprobó una ingesta semaprovisional tolerable de $1,6 \mu\text{g} / \text{kg ud}$.

Acuerdo No.186 02 de diciembre de 2005 Por el cual compila y actualiza el Reglamento Académico Estudiantil de Pregrado.

Artículo 36 .Modalidades de Trabajo de Grado: El Trabajo de Grado, puede desarrollarse en las siguientes modalidades:

Realización de un Diplomado: Orientado a la complementación y actualización de los componentes de formación del programa. Tendrá una duración de mínimo 120 horas y estará

sujeto a su programación, el sistema de evaluación implica la elaboración y sustentación de un ensayo, monografía o artículo publicado en una revista institucional, como resultado del mismo. La propuesta debe ser concertada entre los estudiantes y la dirección, como mínimo con tres (3) semanas antes de terminar el semestre, previo a la matrícula del Trabajo de Grado.

Aprobación de la modalidad de Diplomado con sustentación de una tesis monográfica

El Consejo de Facultad de Ciencias Agrarias según FAC-08 Acta de Reunión No. 007 con fecha del 19 de junio de 2020 aprobó para el programa Ingeniería Agronómica la modalidad de Diplomado, la cual se desarrollará, según lo expuesto, con el desarrollo y sustentación de una monografía, según acta de aprobación del Consejo de Facultad (FAC-08 Acta de Reunión No. 007 con fecha del 19 de junio de 2020).

Metodología

Tipo de investigación

El enfoque de esta investigación fue cualitativo en el cual se hizo una revisión sistemática de la literatura y un análisis documental con un alcance de tipo descriptivo. Para ello, se llevó a cabo una compilación de artículos científicos actualizados publicados en revistas nacionales e internacionales a fin de presentar las evidencias científicas de contaminación de suelos agrícolas con metales pesados, resaltar las fuentes de contaminación así como resaltar las diferentes estrategias de biorremediación empleadas en la recuperación de suelos contaminados con metales pesados o elementos trazas. Se hizo una revisión de literatura de no menos de 40 referencias de artículos científicos relacionados con el tema de la monografía, de las cuales el 50% corresponden a los últimos 10 años y el 25% de éstos están publicados en inglés.

El trabajo se realizó en dos fases:

Fase 1. Recopilación de información actualizada sobre las evidencias científicas de contaminación de suelos agrícolas con metales pesados y estrategias de recuperación.

Se realizó una compilación de artículos científicos publicados en los últimos diez años (2010 en adelante) en revistas internacionales y nacionales, que abordan el tema de la presencia y concentración de elementos traza en diferentes cultivos agrícolas especialmente hortalizas, la fuente de contaminación impacto que tienen los metales pesados en los suelos agrícolas y las técnicas de biorremediación.

Búsqueda de información

Se hizo una revisión exhaustiva a través del buscador Google de los trabajos científicos publicados en revistas especializadas en los últimos diez años (2010 en adelante) a nivel nacional

relacionados con los problemas de contaminación con metales pesados en suelos agrícolas y las estrategias de biorremediación de los suelos.

Adicionalmente se consultaron revistas tanto nacionales como internacionales entre las que se destacan: Revista de Investigación Agraria y Ambiental, Revista Ingeniería Investigación y Desarrollo, Ecología Aplicada, Revista Orinoquia, Temas Agrarios, Biotecnología en el sector Agropecuario y Agroindustrial, Revista Internacional de Contaminación Ambiental, La Granja: Revista de Ciencias de la Vida, Anales de Ciencias Agrícola, Revista Facultad de Ciencias Básicas, Revista Latinoamericana de Microbiología, Journal of Toxicology, Water, Air, and Soil Pollution, Scientia Agropecuaria, Journal of Bioremediation & Biodegradation, International Scholarly Research Notices, Revista de la Sociedad Española de Mineralogía, entre otros documentos de instituciones oficiales como la FAO, EPA, etc.

De igual forma, se consultó las bases de datos tales como Scopus, Science Direct, SpringerLink, Web of Science disponibles en los recursos bibliográficos que ofrece la Universidad de Pamplona.

Fase 2. Análisis de las diferentes estrategias de biorremediación de recuperación de suelos contaminados con metales pesados

Se hizo un filtro de toda la información consultada para valorar cuáles han sido las estrategias de biorremediación más utilizadas para minimizar el impacto de los metales pesados en suelos agrícolas y se resaltó de estas experiencias cuáles han sido las más exitosas tanto en el ámbito internacional como nacional, esto permitió hacer recomendaciones en función de las limitaciones y potencialidades para su implementación. Para el procesamiento de la información, se elaboraron tablas de análisis con la información debidamente clasificada.

Resultados

Presencia de elementos traza en suelos cultivados con hortalizas

Se realizó una revisión exhaustiva de la literatura publicada en los últimos 10 años que refieren la presencia de metales traza en suelos cultivados con hortalizas. En la tabla 2 se reportan seis estudios a nivel nacional y 28 trabajos internacionales. En la mayoría de los estudios analizados se pudo precisar el tipo de cultivo establecido, la concentración de los elementos traza encontrados, la fuente responsable de la contaminación, así como el lugar donde fue reportado.

Tabla 1.

Presencia De Metales Pesados En Hortalizas A Nivel Nacional E Internacional

Cultivo	Tipo de metal	Concentración (mg kg ⁻¹)	Fuente de los metales pesados	Lugar, País	Referencia	
Zanahoria Perejil Alcachofa	Zanahoria					
	Cd	0,15				
	Co	0,10				
	As	1,54				
	Zn	2,87				
	Pb	6,96				
	Ni	4,17				
	Cu	8,99				
	Cr	5,70				
	Perejil					
	Cd	0,15				
	Co	0,02				
	As	2,22				
	Zn	6,37		Aguas de riego	Sibaté, Cundinamarca, Colombia	Herrera y Lizarazo, (2018)
	Pb	9,46				
	Ni	1,67				
	Cu	19,47				
	Cr 1	15,46				
	Alcachofa					
	Cd	0,17				
	Co	0,09				
	As	3,73				
	Zn	4,17				
	Pb	7,24,				
	Ni	3,22				
	Cu	17,57				
	Cr	6,16				

Diferentes cultivos agrícolas	Hg	0,06-0,26	Explotación minera informal	Córdoba, Colombia	Martínez et al. (2017)
	Fe	20,60-310,90			
	Cu	59,84-1453,58			
Zonas agrícolas	Cd	0,1-170	Agua de riego	Colombia	Mahecha-Pulido et al. (2017)
	Co	1-12			
	Cr	66-245			
	Cu	1-300			
	Mn	40-2000			
	Ni	7-38			
Repollo, Cebollín Cebolla	Pb	7-225	Minería y refinería de hidrocarburos	Norte de Santander, Colombia	Arrieta et al. (2016)
	Cd	85%			
	Pb	72%			
Acelga	Pb	14,7 (suelo) 0 (material vegetal)	Suelo cultivado, el agua de riego y la atmósfera.	Bogotá, Cundinamarca	Vega y Salamanca (2016)
	Pb				
Lechuga Apio Repollo Brócoli	Lechuga y Apio:	0,40 y 0,43	Agua de riego	Mosquera, Cundinamarca, Colombia	Miranda et al. (2008)
	Cd				
	Repollo y Brócoli				
	Pb	< 0,05 y < 0,06			
Fuentes internacionales					
Lechuga, tomate	Tomate	<0,058 0,145 0,034 0,066	Empresas industriales y comerciales, tráfico relativamente pesado.	Quito, Ecuador	Romero-Estévez et al. (2020)
	Cd				
	Pb				
	Lechuga				
Cebollín	Cd	0,0188-0,030	Emisiones de gas, cenizas y lava.	Ecuador	Briceño et al. (2020)
	Pb	0,040-0,058			
	Ni	5,1-6,9			
	Co	0,085-0,12			
	Sr	0,84-0,95			
	Cu	0,44-0,61			
	Zn	5,0-6,16			
	K	652-829			
	Mg	128-147			
	Fe	8,6-10,3			
Mn	1,43-1,61				
Zanahoria, ajo, cebolla, nabo, tomate, coliflor, brócoli, cebollín, lechuga, aba.	Ar	0,056	Emisiones industriales	Polonia	Gruszecka-Kosowska (2019)
	Cd	0,375			
	Co	0,029			
	Cu	7,638			
	Hg	0,163			
	Ni	0,299			
	Pb	0,580			
	Sb	0,163			
Ti	0,128				
Lechuga	Pb	0,0765	Vehículos y combustibles.	Azuay, Ecuador	Vázquez et al. (2019)
Lechugas y habas	As	por encima del límite máximo permisible	Suelos ricos en As y aguas de riego contaminadas con As	Pastos Chicos, Jujuy, Argentina.	Yañez et al. (2019)
Papa	Cu	0,83	Aguas residuales tratadas inadecuadamente	Egipto	El-Kady y Abdel-Wahhab (2018)
	Cr	Nulo			
	Pb	0,08			
	Cd	0,02			
	Zn	7,16			

Cebolla, cilantro, perejil	Cebolla				
	Cr	6,67			
	Cu	10			
	Mn	0,00			
	Pb	1,67			
	Zn	108,33			
	Cilantro				
	Cr	10,00			
	Cu	16,67		Aguas residuales.	Atlixco, México
	Mn	153,33			Jano (2017)
	Pb	51,67			
	Zn	30,00			
	Perejil				
	Cr	5,00			
Cu	46,67				
Mn	0,00				
Pb	6,67				
Zn	31,67				
Col China	Cd	0,12-1,70	Parcelas experimentales con suministro exógeno de Cd	China	Lu et al. (2017)
Soya	Metales (Pb y Zn)	muy por encima de los límites máximos permisibles	Residuos industriales (baterías) en Suelo	Argentina	Rodríguez et al. (2014); Blanco et al. (2017)
Lechuga	Cu	0,58			
	Pb	42			
	Cd	7,4		Contaminación atmosférica y vehicular	Pernambuco, Brasil
	Ni	131			Franca et al. (2017)
	Zn	204			
Zanahoria, rábano blanco, repollo, col china, lechuga, alcaravea, espinaca, repollo chino, Pai-tsai, Caitai rojo, Caitai blanco	Pb	0,004-2,361			
	Cd	0,002-2,918			
	Cu	0,155-3,125			
	Zn	1,151-54,65	Minería	Hunan, Chenzhou, China	Zhou et al. (2016)
	As	0,014-1,780			
Zanahoria, col	Zn	40,708-448,469			
	As	2700-5460,060	Quema de combustibles fósiles, riego con aguas residuales, eliminación de residuos sólidos		
	Fe	11809,818-25626,379		India	Tasrina et al. (2015)
	Pb	0,119-1,596			
Coles de Bruselas, Repollo, Coliflor, Zanahoria, Tomate.	Cd (ng g ⁻¹ f.wt)	6,8			
	Coles de Bruselas	3,2			
	Repollo	1,8			
	Coliflor	26,6			
	Zanahoria	2,5			
	Tomate			Suelo cultivado	Reino unido
	Pb (ng g ⁻¹ f.wt)	36,9			Norton et al. (2015)
	Coles de Bruselas	5,4			
	Repollo	4,0			
	Coliflor	24,1			
Zanahoria 24,1	4,0				
Tomate 4,0					

Judías verdes, remolacha y col rizada	Cr	0,00078-0,049	Aguas pluviales urbanas	Australia	Tom et al. (2014)
	Pb	0,001-0,11			
	Cu	0,016-0,66			
	Zn	0,038-0,145			
Trigo, tomate, rábano, espinaca, berenjena, zanahoria, ajo, cilantro	Cr > 0,18	> 0,18	Aguas subterráneas contaminadas con metales pesados	Pakistán	Hazrat et al. (2013)
	Pb 0,91-3,96	0,91-3,96			
Hortalizas	Cu	0,06-4,71	Deposiciones procedentes del vertedero de las avenidas con alto tráfico vehicular y la inundación de los suelos con aguas contaminadas	Habana, Cuba	Olivares (2013)
	Pb	<0,08-0,28			
	Zn	0,3-20,7			
	Cd	<0,025-0,100			
Zanahoria, coliflor, rábano entre otras	As	0,08-0,04	No reporta	Pabna, Bangladesh	Jolly et al. (2013)
	Se	0,20-0,03			
	Pb	0,98-0,13			
Hortalizas	Cd	0,007-0,053	No reporta	Hon Kong, China	Hu et al. (2013)
	Pb	0,62-3,0			
	Cr	0,05-0,17			
	Ni	0,05-0,24			
	Cu	0,26-1,1			
	Zn	0,96-4,3			
Colinabo, zanahoria	Pb	2,3	Contaminación atmosférica por el tráfico.	Berlín, Alemania	Säumel et al (2012)
	Cu	5,4			
	Ni	0,4			
	Cr	0,39			
Perejil Zanahoria	Fe	106,75	Minería contaminada	Condado de Banat, Rumanía	Harmanescu et al. (2011)
	Mn	10,47			
Cebolla	Zn	16,30			
	Cd	0,09			
Lechuga	Cu	4,79			
Pepino	Pb	0,90			

Fuente: El autor

La literatura disponible a nivel nacional sobre la presencia de metales pesados en suelos cultivados con hortalizas es relativamente escasa. Los estudios analizados dan cuenta de la presencia de metales pesados en suelos de zonas agrícolas de Cundinamarca, Córdoba y Norte de Santander.

De acuerdo con los resultados presentados por Herrera y Lizarazo (2018) en los que se cuantificó la presencia de metales pesados en hortalizas producidas en la cuenca media del río Bogotá, Sibaté, todos los elementos evaluados excedieron los límites permisibles tanto nacional como internacionalmente tanto en el suelo como en la planta. La presencia de esos metales en los

suelos fue atribuida al agua de riego proveniente de embalse del Muña en el municipio Sibaté, en los que se han encontrado concentraciones altas ($\mu\text{g L}^{-1}$) de arsénico: 32-52; plomo: 0,9-3,4; cromo: 5,3-16,5; cadmio: 0,16-1,3; mercurio: 0-0,61, cuyos niveles se consideran tóxicos. Otras de las fuentes de metales pesados señaladas provienen de las emanaciones de la zona industrial cercana a las áreas cultivadas. En los suelos cultivados con zanahoria y perejil se encontraron altas concentraciones de cobre (62%), cromo (17%) y plomo (13%) con porcentajes de transferencias hacia la planta de 1, 3 y 5%, respectivamente para el caso del cultivo de zanahoria y 3, 8 y 6% en el perejil. En los suelos bajo alcachofa se encontraron concentraciones de cobre de 72%, cromo de 10% y 11% de plomo con porcentajes de transferencias hacia la planta de 2, 10 y 4%. Metales como el cadmio se encontró en bajo porcentaje en el suelo (0,67%) pero con porcentaje de transferencia hacia la planta de 13% en zanahoria y perejil. De acuerdo a esto es posible señalar la amenaza que esto representa a la salud pública de acuerdo con cada elemento y los riesgos de enfermedades. Se enfatiza que la legislación en Colombia carece de normatividad para todos los metales, actualmente solo existen datos de permisividad de dos metales únicamente (Resolución 4506 de 2013), como lo son Cadmio (Cd) y Plomo (Pb), metales cuya presencia en las especies analizadas, exceden los límites; por esta parte se ve la falta de control con respecto a un tema tan importante que trae repercusiones en la salud

En la zona minera del Alacrán, municipio de Puerto Libertador, departamento de Córdoba, Martínez et al. (2017) reportan altas concentraciones de hierro y cobre por encima de los límites máximos permisibles según la normativa internacional. Tales contaminantes provienen de la explotación minera informal de oro cuyos suelos están siendo utilizados para la actividad agrícola sin considerar el grave impacto ambiental que ello ocasiona.

En una recopilación de estudios llevada a cabo por Mahecha-Pulido et al. (2017) se identificó la presencia de diferentes metales pesados en áreas agrícolas a nivel nacional los cuales se destacan según el nivel de concentración en el siguiente orden: Cd > Pb > Hg > Cr > Ni > Cu = Zn = As > Mn > Fe, destacándose el Cd, Pb, Hg y Cr. Según lo reportan los mencionados autores, la producción científica en Colombia relacionada con la presencia de metales pesados en la producción agrícola (suelo, cultivos o insumo) es relativamente baja, con un importante sesgo hacia la región Andina y Caribe del país, mientras que otras regiones de importancia agrícola como la Orinoquia son pocos los estudios publicados en los últimos años.

Es importante señalar que los estudios llevados a cabo a nivel nacional en los últimos diez años relacionados con la presencia de metales cultivados con hortalizas han sido bastante escasa.

En un estudio realizado por Vega y Salamanca (2016) se determinó los contenidos de presente en suelos cultivados con acelga común (*Beta vulgaris* L.) producida en el contexto de la agricultura urbana: Adicionalmente se evaluó las concentraciones de este elemento en el agua para riego, con la finalidad de obtener un diagnóstico preliminar sobre los contenidos de este metal pesado en estas dos posibles fuentes de contaminación: Los resultados arrojaron como resultado 0 ppm de plomo. Según los autores, en las condiciones de su investigación se demostró que la producción agrícola urbana es una realidad factible que fomenta en gran medida la seguridad alimentaria.

En el estudio realizado por Arrieta et al. (2016) en el departamento de Norte de Santander, se determinaron los niveles de Cd, Cu y Pb en los sub productos hortícolas de cebollín, lechuga y repollo realizando un muestro intencional en cinco veredas del municipio en el cual se tomaron muestras por triplicado de cebollín, lechuga y repollo. Los resultados

arrojaron una mayor concentración de Cd y Pb en lechuga cultivada en la vereda Juan Pérez (85 y 72%, respectivamente). La problemática verificada por este estudio es relevante debido a que los pequeños y medianos productores proveen a las principales centrales de abasto de estos productos en la región.

El uso del agua para riego del río Bogotá ha ocasionado diversos problemas de contaminación en los cultivos de hortalizas que se encuentran en la Sabana de Bogotá, tal y como lo reportan Miranda et al. (2008) donde mencionan el cultivo de lechuga y apio con una concentración de Cd de 0,40 y 0,43 mg kg⁻¹ de peso fresco respectivamente, superando el límite de la norma de la Unión Europea. De acuerdo con esto, es de gran importancia que los suelos hortícolas urbanos sean monitoreados considerando el riesgo de entrada de metales en la cadena alimentaria.

Al analizar la literatura internacional se encontró el trabajo publicado por Romero-Estévez et al. (2018) en el que se demostró la presencia de cadmio y plomo en partes comestibles de tomate y lechuga provenientes de los principales mercados orgánicos y no orgánicos de Quito. En Ecuador, dos de los cultivos más consumidos son el tomate (*Solanum lycopersicum*) y lechuga (*Lactuca sativa*). Los resultados mostraron que los niveles de cadmio fueron menores a 0,058 en tomates y 0,034 mg kg⁻¹ en lechugas. En cuanto al plomo, se detectaron niveles inferiores a 0,066 mg / kg en lechugas, mientras que los niveles en tomates estuvieron cerca o excedieron el valor umbral (0,100 mg kg⁻¹). Los autores recomiendan que esta información debe ser considerada por los agricultores para poder utilizar técnicas de remediación que reduzcan la presencia de metales traza en sus cultivos.

Por su parte, Briceño et al. (2020), evaluó el contenido de los metales cadmio, plomo, níquel, estroncio, cobalto, cobre y cinc) y nutrientes (potasio, magnesio, hierro y manganeso

provenientes de las emisiones del volcán Tungurahua, ubicado en la cordillera oriental de Ecuador y presentes en suelos agrícolas, así como su biodisponibilidad y el contenido en el cultivo de *Allium fistulosum* L. Los resultados mostraron que el contenido de metales, tanto en las muestras de suelo como en la cebolla de rama, estuvo por debajo de los valores máximos permitidos en las normas locales para todos los metales estudiados; además, la ingesta del metal por la cebolla de rama fue independiente de la fracción biodisponible. Esta respuesta es atribuida a que la cebolla de rama es de ciclo corto, lo cual limita su exposición a los metales por periodos prolongados, considerando que las plantas absorben metales en diferentes grados dependiendo de la especie vegetal y de la exposición del metal.

En Polonia, Gruszecka-Kosowska (2019) evaluó la presencia de elementos potencialmente dañinos (PHE) (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Tl y Zn en ocho grupos de hortalizas cultivadas en suelos arables. Adicionalmente se estimaron los índices de transferencia del suelo a la planta y la contribución de los PHE a las tasas de ingesta diaria a través del consumo de verduras y los riesgos para la salud a partir del contenido de PHE en las verduras consumidas. Según lo reportado por los autores antes mencionado, las concentraciones de PHE (mg kg^{-1} de peso húmedo) no superaron los límites máximo permisibles por la Unión Europea.

Este autor señala que a diferencia de otras zonas en las que las parcelas de huertas se encuentran ubicadas en ciudades altamente industrializadas, donde los niveles permisibles de PHE son significativamente altos, las hortalizas investigadas en el estudio se cultivaron en suelos arables totalmente aptos para la agricultura. Por otro lado, las concentraciones de PHE esenciales disminuyeron de la siguiente manera: raíz > hoja > semilla > tubérculo > leguminosa > inflorescencia > brote > fruto. Los factores de transferencia de suelo a planta revelaron capacidades para adsorber Cd, Hg y Tl en las raíces; Cd, Hg, Tl y Zn en hojas; Cd, Hg y Sb en

tubérculos; y Cu, Sb y Zn en leguminosas y semillas. Por otro lado, las tasas de ingesta diaria, como porcentaje de la ingesta diaria máxima tolerable permisible, ascendieron a las siguientes proporciones: Cd 23%, Tl 13%, Hg 5,0%, Ni 3,1%, Pb 2,6% y As 0,4%. El riesgo no cancerígeno descrito como cociente de peligro (HQ) se superó en las hortalizas de raíz (HQ = 12,1), de hoja (HQ = 2,1) y de tubérculo (HQ = 1,4). El riesgo carcinogénico de As (CR = 8,54 × 10 como porcentaje de la ingesta diaria máxima tolerable permisible, ascendió a las siguientes proporciones: Cd 23%, Tl 13%, Hg 5,0%, Ni 3,1%, Pb 2,6% y As 0,4%. El riesgo no cancerígeno descrito como cociente de peligro (HQ) se superó en las hortalizas de raíz (HQ = 12,1), de hoja (HQ = 2,1) y de tubérculo (HQ = 1,4). Los márgenes de exposición para adultos (MOE = 3,1) y niños (MOE = 1,6), respectivamente, indicaron un bajo riesgo para la salud del Pb en las verduras consumidas.

En un trabajo llevado a cabo por Vázquez et al. (2019) se compararon los niveles de plomo en un cultivo de lechuga bajo condiciones de invernadero y a cielo abierto, en la provincia del Azuay, sierra sur del Ecuador. Los valores promedio de concentración de plomo en el follaje de las lechugas producidas a cielo abierto fueron mayor que las producidas bajo invernadero, aunque estos valores estuvieron por debajo de los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Características como el tipo de sustrato utilizado, pH, alto contenido de materia orgánica, concentración de plomo, exceso de calcio y fósforo, no permiten una fácil movilidad del Pb en el suelo, por lo que difícilmente las hortalizas absorbieron plomo de este, con lo que se podría considerar que la fuente de contaminación de las lechugas con plomo no proviene de vehículos y combustibles.

El uso de aguas de riego con altos contenidos de metales pesados constituye otra fuente de contaminación de los suelos así como los cultivos que en ellos se establezcan. En una

investigación llevada a cabo por Yañez et al (2019) se evaluó la absorción de As en cultivos de habas y lechugas creciendo en suelos con contenido de As y regados con aguas contaminadas con este elemento tóxico, en la localidad de Pastos Chicos, Jujuy (Argentina). La biomasa seca total (TDB) y el As total se determinaron en suelos, raíces, hojas, vainas y semillas y se encontró que las plantas de haba tuvieron la menor producción de biomasa cuando se expusieron al As en el agua de riego y el suelo. Las plantas de lechuga presentaron reducciones de TDB de 33,3 y 42,8% cuando se cultivaron en el suelo contaminado con As y en el suelo control bajo riego con agua contaminada, respectivamente.

Debido a su solubilidad en agua y tendencia a la bioacumulación en diferentes matrices del medio ambiente, algunos metales pesados son extremadamente tóxicos incluso a bajos niveles de exposición y pueden transportarse a la cadena alimentaria. Es por ello que El-Kady y Abdel-Wahhab (2018) hacen énfasis en que la exposición alimentaria es una ruta importante para los metales traza en los seres humanos y constituye aproximadamente el 90% de la exposición. La exposición prolongada a metales a través del consumo de alimentos, agua potable u otras fuentes ocupacionales conduce a problemas graves, por ejemplo, hepatotoxicidad, insuficiencia renal y neurotoxicidad., Un aspecto que destacan estos autores es la insuficiencia de datos correspondientes a la carga corporal de los grupos potencialmente expuestos a altas concentraciones de metales y sus concentraciones en los alimentos.

En un estudio llevado a cabo por Lu et al. (2017) se evaluó el coeficiente de transferencia del Cd del suelo a los tejidos de la col china (*Brassica chinensis* L.) y los niveles máximo de Cd en suelos para su producción según la norma de seguridad alimentaria para Cd. Para ello, se recolectaron ocho suelos de diferentes regiones de China con propiedades contrastantes. A los suelos se les añadió Cd de forma exógena en dosis de 0-4 mg kg⁻¹ y se equilibró durante dos

semanas antes de que la col china se cultivara en condiciones de invernadero. Los resultados mostraron que la concentración de Cd en la parte comestible de la col china aumentó linealmente con la concentración de Cd en el suelo en cinco de los ocho suelos, pero mostró un patrón curvilíneo con una meseta en la dosis más alta de Cd exógeno en los otros tres suelos. El coeficiente de transferencia de Cd del suelo a la planta varió significativamente entre los diferentes suelos y disminuyó al aumentar el pH del suelo de 4,7 a 7,5. Sin embargo, un mayor aumento en el pH del suelo $a > 8,0$ resultó en una disminución significativa en el coeficiente de transferencia de Cd. De acuerdo con el coeficiente de transferencia de Cd medido y con referencia a los Estándares Nacionales de Seguridad Alimentaria de China, se predijo que el umbral de seguridad de la concentración de Cd en el suelo estaría entre $0,12$ y $1,7 \text{ mg kg}^{-1}$ para los suelos evaluados. Los valores umbral predichos fueron más altos que el estándar de calidad del suelo actual para Cd en cinco suelos, pero más bajos que el estándar en los otros tres suelos. A través de un análisis de regresión se demostró una relación positiva significativa entre el valor umbral de seguridad de Cd del suelo predicho y el pH del suelo en combinación con la materia orgánica del suelo o el contenido de arcilla.

Las diferentes especies vegetales pueden acumular cantidades distintas de metales pesados en sus tejidos. Esto fue comprobado por Zhou et al. (2016) en un estudio llevado a cabo en el área minera de Shizhuyuan en el distrito Suxian de la ciudad de Chenzhou, China. En este estudio se cultivaron seis tipos de vegetales en tierras de cultivo contaminadas con metales pesados (Pb, Cd, Cu, Zn y As). Adicionalmente se utilizó el método del cociente de riesgo máximo (THQ) para evaluar los riesgos para la salud humana que plantean los metales pesados a través del consumo de vegetales. Se encontraron claras diferencias en las concentraciones de metales pesados en las partes comestibles de los diferentes vegetales. Las concentraciones de

metales pesados disminuyeron en la secuencia como hortalizas de hoja > hortalizas de tallo/hortalizas de raíz/hortalizas solanáceas > hortalizas legumbres/hortalizas de melón. La capacidad de las hortalizas de hoja para absorber y acumular metales pesados fue la más alta, y la de los melones fue la más baja. Esto indicó que los acumuladores bajos (melón) eran aptos para ser plantados en suelo contaminado, mientras que los acumuladores altos (hortalizas de hoja) eran inadecuados. Por otro lado, los valores totales de THQ de adultos y niños a través del consumo de verduras fueron 4,12 y 5,41, respectivamente, lo que sugiere que los residentes pueden estar enfrentando riesgos para la salud debido al consumo de verduras y que los niños son vulnerables a los efectos adversos por ingestión de metales pesados en los alimentos.

La quema de combustibles fósiles, el riego con aguas residuales no tratadas debidamente y la eliminación de residuos sólidos son algunas de las fuentes de contaminación de suelos con metales pesados en diversas regiones de la India.

Tasrina et al. (2015) investigaron la fuente y la magnitud de la contaminación por metales pesados en el suelo y varios tipos de vegetales, incluyendo papa, amaranto rojo, espinaca, amaranto, zanahoria, repollo, tomate y brinjal en Pakshi, Bangladesh, en áreas de cultivo de vegetales comerciales y residenciales. La concentración de As y Fe en todas las muestras de suelo analizadas fueron mayores que las de los límites permisibles según los estándares internacionales. La concentración de Co, Pb, Mn y Zn en los suelos también estuvieron por encima de los niveles estándar. De todos los elementos, el nivel de plomo en las verduras en todas las áreas analizadas fue el más alto incluso por encima de los límites permitidos de diferentes normas internacionales. Esto permitió a los autores concluir que si tanto el suelo como las verduras están contaminados existe el riesgo de que ocurra una acumulación progresiva de estos metales en la cadena alimentaria, y además es posible que se produzcan profundas alteraciones

del ecosistema con posibles efectos nocivos para la salud humana. Estos metales pueden transferirse a las partes comestibles de la planta, por lo que el área de estudio debe monitorearse regularmente para evitar riesgos para la salud humana debido a la exposición a niveles tóxicos.

El establecimiento de cultivos agrícolas en lugares cercanos a centros industriales, actividad minera, centros poblados, etc., representa un riesgo de contaminación con metales pesados. En un estudio desarrollado por Rodríguez et al. (2014) en las cercanías de una antigua planta de reciclaje de baterías, con contenido de metales pesados (Pb y Zn), se evaluó el riesgo toxicológico del consumo de semillas de cultivos de soja [*GlycineMax* (L.) Merr.] Con Pb y Zn en soja (raíces, tallos, vainas y semillas) y en suelos superficiales. Los resultados muestran que las concentraciones de Pb en la soja en todos los sitios (controles y cerca de la fundición) estuvieron por encima de los niveles máximos permitidos. La calidad de la semilla disminuyó a medida que aumentó la concentración de plomo en las semillas de sitios cercanos a la antigua planta de reciclaje de baterías. Además, la mayor acumulación de Zn en semillas se encontró en sitios con altas concentraciones de Pb en el suelo. Teniendo en cuenta estos hallazgos, es necesario realizar estudios futuros para evaluar los parámetros que influyen en la movilidad y biodisponibilidad de los metales tóxicos en los suelos agrícolas, con el propósito no solo de evaluar el estado actual de los cultivos en términos de seguridad alimentaria sino también de evaluar posibles técnicas de remediación del suelo.

Estrategias de biorremediación para la recuperación de suelos contaminados con elementos traza con énfasis en cultivos de hortalizas.

En la tabla 3 se presenta un resumen con algunos de los artículos científicos que se han publicado en los últimos diez años sobre diferentes estrategias de biorremediación que se han implementado para la recuperación de suelos contaminados con elementos traza. Se puede

apreciar que de los artículos consultados, se hizo especial énfasis en la fitorremediación como una alternativa económicamente viable.

Tabla 2.

Estrategias De Biorremediación De Suelos Contaminados Con Metales Pesados Implementadas

Metal presente	Concentración (mg kg ⁻¹)	Tipo de estrategia de biorremediación	Organismo/compuesto utilizado	Lugar, País	Referencia
Cd Pb	7,51 691,32	Fitorremediación	Girasol Compost Vermicompost	El Mantaro, Perú	Munive et al. (2020)
Cd Pb Zn Cu Ni Cr	0,083 9,11 1,86 0,47 0,02	Microrremediación	<i>Fusarium temperatum</i> , <i>Fusarium oxysporum</i> , <i>Fusarium inflexum</i> y <i>Penicillium vanluykii</i> . <i>Bacillus licheniformis</i> , <i>Bacillus subtilis</i> , <i>Serratia</i> sp, <i>Serratia</i> sp y <i>Bacillus cereus</i>	Jangas, Perú	Muñoz-Silva et al. (2019)
Pb		Fitorremediación	<i>Helianthus annuus</i> L.	Baghdad	AL-Jobori y Kadhim (2019)
Cd Pb		Fitorremediación	<i>Helianthus annuus</i> L.	Australia	Alaboudi et al. (2018)
As Pb	50 500	Micofitorremediación	<i>Helianthus annuus</i> L <i>Trichoderma</i> sp.	India	Govarthanan et al. (2018)
As	27,3	Fitorremediación, enmiendas orgánicas	<i>Pteris vittata</i> <i>Latuca sativa</i>	Estados Unidos (Florida)	De Oliveira et al. (2017)
Cd Cr Hg		Fitorremediación, Micro remediación	Hongos Bacterias Plantas	Bogotá, Colombia	Beltrán- Pineda y Gómez- Rodríguez (2016)
Cd Pb Zn Cu Mn Fe	238.9 1224.1 1557.1 435.3 47.9 184.9	Fitorremediación	<i>Brachiaria decumbens</i>	Bogotá, Colombia	Cordero (2015)
Cd Cr Pb Hg		Fitorremediación	<i>Colocasia esculenta</i> <i>Heliconia psittacorum</i> <i>Gynierium sagittatum</i>	Cali, Colombina	Madera-Parra (2014)
Pb	23,313	Fitorremediación	<i>Helianthus annuus</i> <i>Sorghum bicolor</i> <i>Brassica chinensis</i>	Kabwe, Zambia	Hamvumba et al. (2014)
Cu Pb Mo Cr Zn Ar Ni Co	818,3 151,9 73,9 57,1 40,1 44,6 96,8 26,7	Fitorremediación	<i>Baccharis sarothroides</i>	Arizona, EE.UU	Haque et al. (2008)

Fuente: El autor

Son diferentes las técnicas de biorremediación que pueden ser implementadas para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados. En la tabla previa se aprecian estrategias como la fitorremediación, microrremediación, microrremediación y estrategias combinadas.

De esta última, se puede mencionar el estudio realizado por Munive et al. (2020) en el que se evaluó el efecto de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost) en combinación con girasol como planta fitorremediadora sobre la recuperación de suelos contaminados con Pb y Cd. Se encontró que la planta de girasol presentó una mayor acumulación de plomo y cadmio en la raíz.

Por otro lado, la aplicación de las enmiendas orgánicas contribuyó a solubilizar el Pb y Cd del suelo favoreciendo un mayor desarrollo del cultivo. El factor de bioconcentración (FBC) de cadmio (0,53 - 0,66) fue mejor que para el plomo (0,07 - 0,08), mientras que Factor de Translocación (FT) demostró una alta capacidad del girasol como un fitoestabilizador, especialmente en combinación con el uso de vermicompost y el compost.

La biorremediación puede ser llevada a cabo también por microorganismos del suelo que son capaces de tolerar altas concentraciones de metales pesados en los suelos. El trabajo realizado por Muñoz-Silva et al. (2019) reporta el grado de tolerancia a metales pesados de hongos y bacterias aisladas de suelos con y sin rizósfera, para utilizarlos en aplicaciones de biorremediación de suelos contaminados con plomo, cobre, níquel, zinc, plata, cromo y cadmio. En total se aislaron 23 hongos y 18 bacterias. Las cepas de hongos con mejores índices de tolerancia fueron: *Fusarium temperatum*, *Fusarium oxysporum*, *Fusarium inflexum* y *Penicillium vanluykii*. Las cepas de bacterias con mayores índices de tolerancia fueron *Bacillus*

licheniformis, *Bacillus subtilis*, *Serratia sp*, *Serratia sp* y *Bacillus cereus*. En suelos del pasivo minero de Santa Rosa donde se llevó a cabo el estudio se ha encontrado una microflora de hongos y bacterias resistente a metales pesados, los cuales podrían jugar el rol como promotores de crecimiento vegetal protegiendo a las plantas de los efectos tóxicos de los metales.

Los estudios llevados a cabo para evaluar diferentes estrategias de fitorremediación incluyen tanto experimentos de laboratorio como de campo. Dentro de los trabajos llevados a cabo a nivel de laboratorio se puede citar el de AL-Jobori y Kadhim (2019) en el cual se evaluó la capacidad que tienen las plantas de girasol (*Helianthus annuus* L.). Para absorber plomo. El trabajo fue realizado en condiciones de invernadero en donde se examinó la absorción de plomo en diferentes órganos del girasol (raíces, tallos, hojas, planta entera) así como su potencial de bioacumulación. El experimento consistió en someter las plantas de girasol a diferentes concentraciones de plomo en el suelo (0; 50; 100; 150, 200 y 250 mg kg⁻¹) de suelo.

Variables como nivel clorofila a y b, carotenoides, raíz, brote y peso seco de toda la planta, no se vieron afectados significativamente con el aumento de las concentraciones de Pb, en comparación con el control. Sin embargo, cuando se usaron concentraciones muy altas de Pb, hubo una disminución significativa en el contenido de agua relativo de los tejidos y en la altura de la planta. El contenido de Pb en las plantas aumentó linealmente con el aumento en la concentración Pb en el medio y la concentración de Pb la planta fue en el siguiente orden: raíces > tallo > hojas. De acuerdo con las conclusiones de los autores el factor de bioconcentración, translocación y el índice de tolerancia mostró que el girasol es apto para ser usado en la fitoextracción de Pb puesto que no se afecta la producción de biomasa, lo que indica la posibilidad de utilizarla como hiperacumulador con éxito.

Las plantas de girasol han sido evaluadas en muchos experimentos por su alta capacidad de bioacumulación de metales pesados. En un estudio llevado a cabo en condiciones de invernadero, Alaboudi et al. (2018) compararon la biomasa de *Helianthus annuus* L. cultivada en suelos contaminados con Pb y Cd a fin de evaluar su eficacia para la eliminación de Pb y Cd. Los resultados obtenidos mostraron que a medida que la concentración de metales pesados aumentaba en el suelo, los pesos frescos y secos de las plantas en crecimiento disminuyeron gradualmente. La mayor bioacumulación de Cd se registró en la raíz, además, el valor del factor de translocación (TF) de Cd aumentó en la medida que los niveles de Cd en el suelo aumentaron; mientras que el factor de translocación de Pb disminuyó al aumentar los niveles de Pb en el suelo. El estudio concluye que la planta de *H. annuus* fue más favorable para la absorción de Cd en comparación con Pb.

La micofitorremediación es otra técnica que se ha implementado para la recuperación de suelos contaminados. Al respecto, Govarthanan et al. (2018) utilizaron *Helianthus annuus* con el hongo *Trichoderma* sp. aislado de madera podrida en suelos contaminado con arsénico (As) y plomo (Pb). El hongo mostró una alta tolerancia a altas concentraciones As (650 mg/L) y Pb (500 mg/L), y pudo eliminar más del 70% de los metales en solución acuosa con una concentración inicial de 100 mg/L cada uno.

El tratamiento de *H. annuus* con el hongo *Trichoderma* permitió una máxima acumulación de metal en los brotes (As; 67%, Pb; 59%). Además, se observó un aumento significativo en las actividades de las enzimas extracelulares del suelo como la fosfatasa, deshidrogenasa, celulasa, ureasa, amilasa e invertasa en un 12%, 14%, 12%, 22%, 19% y 14% en el suelo contaminado con As, respectivamente. Del mismo modo, las actividades de la fosfatasa, deshidrogenasa, celulasa, ureasa, amilasa e invertasa aumentaron significativamente en un 11%, 15%, 11%, 18%, 20% y

14% en suelos contaminados con Pb, respectivamente. Los resultados obtenidos indican que el aislado de *Trichoderma* sp. aislado de madera podrida podría ser una cepa potencial para la micofitorremediación de suelos contaminados con As y Pb.

Algunos cultivos presentan una mayor acumulación de metales y elementos traza en sus tejidos. Ello fue demostrado por de Oliveira et al. (2017) en un experimento de invernadero en el que se investigó la capacidad de *Pteris vittata* como planta hiperacumulador de As. De igual forma, en este estudio se evaluó el efecto de enmiendas orgánicas sobre la reducción de la absorción de As por la lechuga (*Lactuca sativa*) sobre un suelo contaminado con arseniato de cobre cromado (CCA) ($63,9 \text{ mg kg}^{-1}$ de As). *P. vittata* se cultivó durante 150 días en un suelo contaminado con CCA enmendado con biocarbón, carbón activado o residuos de café al 1%. Seguidamente se cultivó lechuga durante otros 55 días. Después de la cosecha, se determinó la biomasa vegetal y las concentraciones de As en la planta y el suelo.

La presencia de *P. vittata* redujo el contenido de As en la lechuga en un 21% de 27,3 a $21,5 \text{ mg kg}^{-1}$, mientras que la enmienda redujo aún más el As en la lechuga entre un 5,6% y un 18%, siendo el C activado el más eficaz.

Los datos mostraron que tanto *P. vittata* como las enmiendas orgánicas fueron efectivas para reducir la concentración de As en la lechuga. Aunque no existe un estándar basado en la salud para el As en vegetales en los EE. UU., Se debe tener cuidado al cultivar lechuga en suelos contaminados. Estos datos mostraron que la aplicación de enmiendas orgánicas con *P. vittata* redujo los peligros de As en suelos contaminados con CCA.

Los hongos endofíticos han sido utilizados en asociación con ciertas especies de plantas a fin de mejorar la eficiencia de la fitorremediación o fitoestabilización en la limpieza de suelos contaminados con Cd. Tal es el caso del estudio desarrollado por Khan et al. (2017) en el que se

evaluó la diversidad fúngica endofítica asociada con una planta hiperacumuladora de cadmio *Solanum nigrum* L. En este estudio, se aisló y caracterizó la comunidad fúngica endofítica asociada con una planta hiperacumuladora de cadmio (*Solanum nigrum*) por su tolerancia al cadmio (Cd) y modulación del crecimiento de la planta hospedante bajo contaminación con Cd. Entre los géneros identificados, *Colletotrichum* (18%) representó el género dominante seguido de *Alternaria* (14%) y *Fusarium* (14%). La mayoría de los aislamientos endofíticos fueron sensibles a una concentración menor (0,5 mM) de Cd. Sin embargo, *Glomerella truncata* PDL-1 y *Phomopsis fukushii* PDL-10 mostraron la mayor tolerancia a un gradiente de concentración de Cd ($0,5 \pm 2$ mM). Debido a los niveles de tolerancia al Cd detectados, para simular una interacción tripartita planta-microbio-metal, se inocularon plantas de *S. nigrum* con PDL-1 y PDL-10 con adiciones de Cd de 0, 5, 15 y 25 mg kg⁻¹.

Los resultados indicaron que las plantas inoculadas con PDL-10 tenían un contenido de Cd significativamente mayor en los brotes así como en las raíces que el observado en las plantas inoculadas con PDL-1. Además, independientemente del estrés por Cd, la inoculación de PDL-1 y PDL-10 mejoró significativamente los atributos de crecimiento de las plantas en comparación con los de las plantas de control no inoculadas. Los resultados de este estudio destacan el posible papel de los hongos endófitos alojados dentro de *S. nigrum* con potencial de mejorar la eficiencia de la fitorremediación o fitoestabilización en la limpieza de suelos contaminados con Cd.

En una revisión realizada por Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez (2016) se abordan los mecanismos bioquímicos que utilizan los microorganismos y las plantas para contrarrestar la toxicidad de los metales pesados. Destacan mecanismos bioquímicos desarrollados por los microorganismos como lo son la unión a metales, bioacumulación y biosorción, precipitación química extracelular, mecanismo simbiótico. Entre los microorganismos implicados en los

Procesos de biorremediación de metales pesados se encuentra *Cunninghamella echinulata*, *Fusarium oxysporum*, *Rhizopus stolonifer*, *Trichoderma viride* y hongos micorrízicos vesículo arbusculares (HMA) como *Glomus* sp, *Gigaspora* sp, *Acaulospora* sp etc.

Por otro lado, ciertas especies de plantas pueden para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar diferentes tipos de contaminantes presentes en suelo, aire, agua o sedimentos en un proceso conocido como fitorremediación. Las plantas pueden hiperacumular metales pesados y sustancias tóxicas en sus tejidos. Se han reconocido más de 400 especies vegetales como hiperacumuladoras, incluidas 300 especies que acumulan Ni y algunas que tienen la capacidad de acumular Cd, Cu, Pb y Zn (Ücüncü et al., 2013).

En la tabla 4, Beltrán-Pineda y Gómez-Rodríguez (2016) resumen algunas especies de plantas reportadas en la literatura que han sido evaluadas como hiperacomuladoras de metales pesados así como los metales asociados.

Tabla 4

Lista de plantas hiperacumuladoras de metales pesados

Planta	Metal
<i>Salvinia natans</i> Kunth	Cd
<i>Helianthus annuus</i>	Cd, Cr
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Cd
<i>Limnocharis flava</i> , <i>Thalia geniculata</i> , <i>Typha latifolia</i>	Hg
<i>Spirulina platensis</i>	Cd
<i>Azolla pinnata</i>	Cr, Hg, Cd
<i>Eichhornia crassipes</i> Mart	Cd, Cr
<i>Lemma minor</i> L.	Cd, Cr, Hg
<i>Pistia stratiotes</i> L.	Cd
<i>Limnocharis flava</i> <i>Thalia geniculata</i> <i>Typha latifolia</i>	Hg

<i>Spirulina platensis</i>	Cd
<i>Brassica</i> sp.	
<i>Alyssum</i> sp.	
<i>Arabidopsis</i> sp.	Cr
<i>Petrisis</i> sp.	

Fuente: Beltrán-Pineda, M. y Gómez-Rodríguez A. (2016).

Algunas de las especies de plantas implicadas en los procesos de fitorremediación son:

Eloдея canadensis Michx. *Pistia stratiotes* L. *Spirulina platensis*, *Helianthus annuus*, *Spirulina platensis* entre otras.

En un estudio llevado a cabo a nivel nacional, Cordero (2015) evaluó la capacidad de reducción de metales pesados de dos especies de gramíneas: *Brachiaria decumbens* y *Mombasa* con el fin de determinar cuál de las dos era más conveniente utilizar por su capacidad de remoción y acumulación de estos elementos tóxicos en sus tejidos. Se determinaron las concentraciones de los contaminantes de plomo, cadmio, cromo, mercurio y selenio de los suelos por separado para establecer si había diferencia en la concentración de los elementos contaminantes en el suelo de la zona. El tratamiento con *Mombasa* demostró una eficiencia para fitorremediación media

Por su parte, Hamvumb et al. (2014) realizaron un estudio a nivel de invernadero en macetas para evaluar la efectividad del girasol (*Helianthus annuus*), sorgo (*Sorghum bicolor*) y col china (*Brassica chinensis*) para eliminar el plomo de suelos contaminados por la actividad minera. Las plantas se cultivaron durante 10 semanas, después de lo cual se determinó los rendimientos de biomasa seca aérea y subterránea y se analizó la concentración y absorción de plomo.

Los resultados obtenidos por Hamvumba et al. (2014) demostraron que la col china es más eficaz en la absorción de plomo que el girasol y el sorgo. Los resultados también muestran

que una alta concentración de plomo en el suelo da como resultado un crecimiento deficiente de las plantas, un bajo rendimiento de biomasa y una mayor acumulación de plomo en el tejido vegetal.

Madera-Parra (2014) evaluaron la respuesta fisiológica y acumulación de metales pesados (MP) de las especies: *Colocasia esculenta* (Ce), *Heliconia psittacorum* (He) y *Gynerium sagittatum* (Gs) a las concentraciones de los metales pesados Hg^{+2} , Cd^{+2} , Cr^{+6} , Pb^{+2} . En relación con el potencial hídrico no hubo diferencias entre las especies evaluadas. La distribución de los metales pesados en los tejidos de las plantas decreció en el siguiente orden: raíz > hoja > tallo. Ce y en algunos casos He, mostraron mayor capacidad de eliminación de MP. No obstante, las especies evaluadas no alcanzaron la concentración de metales en sus tejidos para ser catalogadas como hiperacumuladoras, pero mostraron un buen desempeño para ser clasificadas como acumuladoras de los metales pesados estudiados. *G. sagittatum* fue la especie con el mejor desempeño para los cuatro metales, seguido de *H. psittacorum* y *C. esculenta*.

Experiencias más exitosas llevadas a cabo en la recuperación de suelos contaminados con metales traza

La recuperación de suelos contaminados con metales pesados o elementos trazas mediante la microremediación y la fitorremediación son estrategias muy prometedoras y con alto potencial de ser implementadas. Sin embargo, de acuerdo con la literatura analizada, la fitorremediación fue la técnica de más amplia utilización probablemente por su fácil implementación, por la posibilidad de utilizar especies de plantas nativas con alto potencial de fitoextracción. Adicionalmente, la combinación de la fitorremediación junto con la aplicación de enmiendas orgánicas ha demostrado tener resultados muy interesantes puesto que mejora las condiciones para que la planta pueda expresar su máximo potencial de extracción.

Desde el punto de vista de la aplicación en campo, a los agricultores se les hará más fácil implementar la fitorremediación.

Conclusiones

Se encontró escasa literatura publicada a nivel nacional donde se evidencian la presencia de metales pesados o elementos traza en suelos cultivados con hortalizas lo que evidencia la necesidad de desarrollar más estudios en esta área.

De los estudios analizados, las principales fuentes de metales pesados en los suelos fueron relacionadas con el uso de aguas residuales inadecuadamente tratadas, suelos contaminados por actividad minera, cultivo de hortalizas en zonas adyacentes a centros poblados y en menor proporción a un origen geogénico.

De las estrategias de biorremediación, la que ha sido más exitosa es la fitorremediación la cual se ve favorecida cuando se combina con la aplicación de enmiendas orgánicas.

Existen diversas especies que se pueden utilizar con éxito en la fitorremediación entre las que se destacan *Helianthus annuus* L., y *Pteris vittata* por su capacidad hiperacumuladora.

Recomendaciones

Enfocar las investigaciones en la detección de metales pesados en suelos cultivados con hortalizas puesto que la información disponible a nivel nacional es muy escasa.

Es necesario monitorear los niveles de metales pesados o elementos traza en cultivos de hortalizas debido a la amenaza que ello representa a la salud de las personas si esta es ingerida.

Se recomienda seguir profundizando en las estrategias que han sido probadas como las más exitosas y que además puedan ser implementadas por los agricultores por su bajo costo y su fácil ejecución.

Referencias

- Alaboudi, K., Ahmed, B., y Brodie, G. (2018). Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. *Annals of Agricultural Sciences*, 63, 123-127. <https://doi.org/10.1016/j.aoas.2018.05.007>
- Alarcón, P. (2017). Diseño de nanopartículas de quitosano con actividad peroxidasa para la degradación de contaminantes (Tesis de maestría). Recuperado el 20 de septiembre de 2020 de https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1007/833/1/tesis_Alarc%C3%B3n_Pay%C3%A1n_Dulce_Biblioteca_ECL_EGM_Corregida_11_ene_2016.pdf
- Arrieta, A., Taron, A., y Fuentes, L. (2016). Evaluación de residuos de cadmio, cobre y plomo en cebollín, lechuga y repollo cosechado en Toledo Norte de Santander. *Vitae*, (1) <https://search.proquest.com/openview/18b90d0feb702b9b19c7d86fc993df13/1.pdf?pq-origsite=gscholar&cbl=1806352>
- AL-Jobori, K.M. y Kadhim, A.K. (2019). Evaluation of sunflower (*Helianthus annuus* L.) for phytoremediation of lead contaminated soil. *Journal of Pharmaceutical Sciences & Research*, 11(3), 2019, 847-854.
- Beltrán-Pineda, M. y Gómez-Rodríguez A. (2016). Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg), mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: una revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12(2), 172-197. <http://dx.doi.org/10.18359/rfcb.2027>
- Bowen, H.J.M. (1979). Environmental chemistry of the elements. *Academic Press, London*.
- Bowie, S.H.U. y Thornton (1985): Environmental Geochemistry and Health. *Kluwer Academic Publ., Hingham. MA*.

- Briceño, J., Tonato, E., Silva, M., Paredes, M. y Armado, A. (2020). Evaluación del contenido de metales en suelos y tejidos comestibles de *Allium fistulosum* L. cultivado en zonas cercanas al volcán Tungurahua. *LA GRANJA: Revista de Ciencias de la Vida*, 32(2):114-126.
- Burbano, H. (2016). El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 33(2),117-124. Doi: <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.163302.58>.
- Caviedes, D., Muñoz, R., Perdomo, A., Rodriguez, D. y Sandoval, I. (2015). Tratamientos para la Remoción de Metales Pesados Comúnmente Presentes en Aguas Residuales Industriales. *Una Revisión. Revista Ingeniería y Región*. 13(1):73-90
- Cañizares, R. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 42, 141-143. <https://www.medigraphic.com/pdfs/lamicro/mi-2000/mi003f.pdf>
- Casteblando, J. (2018). Técnicas de remediación de metales pesados con potencial aplicación en el cultivo de cacao. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*, 27(1), 21-35.
- Cordero (2015). Fitorremediación in situ para la recuperación de suelos contaminados por metales pesados (plomo y cadmio) y evaluación de selenio en la finca furatena alta en el municipio de útica (cundinamarca). (tesis de pregrado).Universidad libre, Bogotá, Colombia
- Cloter, H., Sotelo, E., Dominguez, J., Zorilla, M., Cortina, S., y Quiñones L. (2007). La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta ecológica*, 83, 55-71. <file:///C:/Users/jhonatan/Downloads/Dialnet-LaConservacionDeSuelos-2875596.pdf>

- De Oliveira, L., Das, S., Gress, J. y Rathinasabapathi B. (2107) Arsenic uptake by lettuce from As-contaminated soil remediated with *Pteris vittata* and organic amendment. *Chemosphere*, 176 249-254. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.124>
- Di Paola, M. y Vicien, C. (2010) Biorremediación: vinculaciones entre investigación, desarrollo y legislación. CEUR Documento de trabajo N° 5. *Conicet*, 33 pp. (<http://www.ceur-conicet.gov.ar/>).
- El-Kady, A.A. y Abdel-Wahhab, M.A. (2018). Occurrence of trace metals in foodstuffs and their health impact. *Trends in Food Science & Technology*, 75, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.03.001>
- Franca, F., Albuurque, A., Almeida, A., Silveira, P., Filho, C., hazin, C. y Honorato, E. (2017) Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil. *Food Chemistry*, 215, 171-176 Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.07.168>
- Fabelo, J. (2016). Propuesta de metodología para la recuperación de suelos contaminados. *Centro Azúcar*, 44(1), 53-60. <http://scielo.sld.cu/pdf/caz/v44n1/caz06117.pdf>
- FAO, (2015) Alianza mundial sobre los suelos: Carta Mundial de los Suelos, Roma. <http://www.fao.org/3/a->
- Ferrer, A., (2003). Intoxicación por metales. *Anales Sis San Navarra*, 26 (1) 141-153 <http://scielo.isciii.es/pdf/asisna/v26s1/ocho.pdf>

- Galán, H. E. y Romero, B. A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. , *Macla Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, 10, 48-60. Depósito legal: M-38920-2004 • ISSN: 1885-7264. http://www.ehu.eus/sem/macla_pdf/macla10/Macla10_48.pdf
- Gaete, H., Hidalgo, M., Neaman, A. y Avila, G. (2010) Evaluación de la toxicidad de cobre en suelos a través de biomarcadores de estrés oxidativo en eisenia foetida. *Quimica Nova*. 33 (3) Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422010000300014>
- Govarthanan. M., Mythili, R., Selvankumar, T., Kamala-Kannan, S., Kim, H. (2018). Myco-phytoremediation of arsenic- and lead-contaminated soils by *Helianthus annuus* and wood rot fungi, *Trichoderma* sp. isolated from decayed wood. *Ecotoxicol Environ Saf.*, 151:279-284. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.01.020. Epub 2018 Feb 3. PMID: 29407561.
- Gruszecka-Kosowska, A. (2019). Potentially Harmful Element Concentrations in the Vegetables Cultivated on Arable Soils, with Human Health-Risk Implications. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 4053; doi:10.3390/ijerph16204053.
- Haque, N., Peralta-Videa, J., Jones, G., Gill, T., Gardea-Torresdey, J. (2008). Screening the phytoremediation potential of desert broom (*Baccharis sarothroides* Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA. *Environmental Pollution*, 153(2), 362-368 Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.024>.
- Hazrat, A., Khan, E.y Sajad, M. (2013) Phytoremediation of heavy metals Concepts and applications. *Chemosphere*, 91 (7) 869-881 Doi <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>

- Herrera, C., lizarazo, M. (2018). Cuantificación de metales pesados en hortalizas producidas en la cuenca media del río Bogotá, Sibaté. (trabajo de investigación). Universidad El Bosque, Bogotá, Colombia.
- Hamvumba, R., Mataa, M., Mweetwa, A.(2014) Evaluation of Sunflower (*Helianthus annuus* L.), Sorghum (*Sorghum bicolor* L.) and Chinese Cabbage (*Brassica chinensis*) for Phytoremediation of Lead Contaminated Soils. *Environment and Pollution*, 3(2) Doi: 10.5539/ep.v3n2p65.
- Harmanescu, M., Alda, L., Bordean, D., Gogoasa, I. y Gergen, I.(2011). Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania. *Chemistry Central Journal*, 5 (64)
Doi. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-5-64>
- Hu, J., Wu, F., Wu, S., Cao, Z., Lin, X. y W, M. (2013). Bioaccessibility, dietary exposure and human risk assessment of heavy metals from market vegetables in Hong Kong revealed with an in vitro gastrointestinal model. *Quimiosfera*, 91 (4) 455-461. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.066>
- Igiri, B., Okoduwa, S., Idoko, G., Akabuogu, E., Adeyi, A. y Ejiogu I. (2018). Toxicity and bioremediation of heavy metals contaminated ecosystem from tannery wastewater: A Review. *Journal of Toxicology*, Volume 2018, Article ID 2568038, 16 pages.
<https://doi.org/10.1155/2018/2568038>
- Iturbe, R. (31 de marzo de 2010). ¿Qué es la biorremediación? Recuperado el 20 de septiembre de 2020 de http://www.dgdc.unam.mx/assets/cienciaboletocb_11.pdf

Jahan, K., Mosto, PMattson, C., Frey, E., y Derchak, L. (2006). Microbial removal of arsenic.

Water, Air, and Soil Pollution, 6 : 71-82 <https://doi.org/10.1007/s11267-005-9014-1>

Jolly, Y., Islam, A. & Akbar, S. (2013). Transferencia de metales del suelo a los vegetales y posible evaluación de riesgos para la salud. *SpringerPlus*, (2) 385.

Doi: <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-385>

Lu J. H., Yang X. P., Meng, X. C., Wang, G. Q., Lin, Y. S., Wang, Y. J. y Zhao, F. J. (2017).

Predicting cadmium safety thresholds in soils based on cadmium uptake by Chinese cabbage. *Pedosphere*, 27(3), 475-481.

López, S., Gallegos, M., Pérez, L., y Gutiérrez, M. (2005). Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 21 (2), 91-100.

<http://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v21n2/0188-4999-rica-21-02-91.pdf>

Londoño-Franco, I., Londoño-Muñoz, P. y Muñoz-García, F. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Bioteología en el sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14 (2), 145-143. [Http://dx.doi.org/10.18684/bsaa\(14\)145-153](http://dx.doi.org/10.18684/bsaa(14)145-153)

Madera-Parra, C., Peña-Salamanca, E. y Solarte, J. (2014). Efecto de la concentración de metales pesados en la respuesta fisiológica y capacidad de acumulación de metales de tres especies vegetales tropicales empleadas en la fitorremediación de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. *Ingeniería y Competitividad*, 16 (2), 179 -188

<http://www.scielo.org.co/pdf/inco/v16n2/v16n2a16.pdf>

- Marrero-Coto, J., Amores-Sánchez I. y Coto-Pérez, O. (2012). Fitorremediación, una tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 46 (3), 52-61
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=2231/223124988007>
- Martínez, Z., y González, M. (2017). Contaminación de suelos agrícolas por metales pesados, zona minera El Alacrán, Colombia. *Temas Agrarios*, 22(2), 21-31.
<https://doi.org/10.21897/rta.v22i2.941>
- Mahecha-Pulido, J., Trujillo-Gonzalez, J. y Torres-Mora M. (2017). Análisis de estudios en metales pesados en zonas agrícolas de Colombia. *Revista Orinoquia* 21 (1) Doi:
[10.22579/20112629.434](https://doi.org/10.22579/20112629.434)
- Miranda, D., Carranza, C., Rojas, C., Jerez, C., Fischer, G. y Zurita, J. Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con agua del río Bogotá. *Revista Colombiana De Ciencias Hortícolas*, 2(2), 180-191. Doi:
<https://doi.org/10.17584/rcch.2008v2i2.1186>
- Montenegro, S., Pulido, S., y Calderon, L. (2009). *Prácticas de biorremediación en suelos y aguas*. Recuperado el 20 de septiembre del 2020.
https://co.creativecommons.org/?page_id=13.
- Munive, R., Gamarra, G., Munive, Y., Puertas, F., Valdivienzo, L. y Cabello, R. (2020). Absorción de plomo y cadmio por girasol de un suelo contaminado y remediado con enmiendas orgánicas en forma de compost y vermicompost. *Scientia Agropecuaria* 11(2), 177-186. Doi: <http://dx.doi.org/10.17268/sci.agropecu.2020.02.04>

- Muñoz-Silva, L., Olivera-Gonzales, P., Santilla, M., y Tamariz-Ángeles, C. (2019).
Microorganismos tolerantes a metales pesados del pasivo minero Santa Rosa, Jangas
(Perú). *Revista Peruana de Biología*, 26 (1) <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v26i1.15912>
- Novotny, V. (1995). Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters.
In "Heavy Metals", W. Salomons, U. Förstner & P. Mader, eds. Springer-Verlag, Berlin,
33-52.
- Norton, J., Deacon, M., Mestrot, A., Feldmann, J., Jenjinks, P., Baskaran, C. y Meharg, A.
(2015). Cadmium and lead in vegetable and fruit produce selected from specific regional
areas of the UK. *The Science of the total environment*, 533, 520-527. Doi:
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.130>
- Oves, M., Saghir, K., Huda, Q., Nadeen, M., y Almeelbi, T. (2016). Heavy Metals: Biological
Importance and Detoxification Strategies. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*,
7 (2), 334. Doi: 10.4172/2155-6199.1000334
- Olivares, S (2013). Niveles de cadmio, plomo, cobre y zinc en hortalizas cultivadas en una zona
altamente urbanizada de la ciudad de la Habana, Cuba. *Revista internacional de
contaminación ambiental*. 29 (4) 285-293.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s0188-49992013000400006
- Papadakis, I., Giannakoula, A., N. Therios, I., Bosabalidis, M., Moustakas, M. y Nastou. (2017)
Mn-induced changes in leaf structure and chloroplast ultrastructure of *Citrus
volkameriana* (L.) plants. *Journal of Plant Physiology*, 164 (1) 100-103
<https://doi.org/10.1016/j.jplph.2006.04.011>
- Peris, M. (2006). Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de
Castellón (tesis doctoral). Universidad de Valencia, Valencia, España.

- Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintanal, C. y Campos, A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecología Aplicada*, 5 (1-2), 149-155.
http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162006000100020
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz, M. y González, E. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66-77.
https://revistas.uptc.edu.co/index.php/ingenieria_sogamoso/article/view/5447/4518
- Rivera, P., Rivera, J., Andrade, E., Rodríguez, L., De la Garza, F. y Castro, B. (2017). Bioestimulación y biorremediación de recortes de perforación contaminados con hidrocarburos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34 (2), 249-262.
DOI: 10.20937/RICA.2018.34.02.06
- Roane, T., Pepper, I., y Gentry, T. (2015). Microorganismos y contaminantes metálicos. *Micribiología ambiental*, (25) 415-439 <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394626-3.00018-1>
- Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M., y Pennock, D. (2019). La contaminación del suelo: una realidad oculta. *FAO*, Roma 144 pp. <http://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>
- Rodríguez, J. H., Salazar, M. J., Steffan, L., Pignata, M. L., Franzaring, J., Klumpp, A. y Fangmeier, A. (2014). Assessment of Pb and Zn contents in agricultural soils and soybean crops near to a former battery recycling plant in Córdoba, Argentina. *Journal of Geochemical Exploration*, 145; 10-2014; 129-134.
DOI:<http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.05.025>
- Romero-Estévez, D., Yáñez-Jácome, G., Simbaña-Farinango, K., Vélez-Terreno, P. y Navarrete, R. (2020). Determinación de cadmio y plomo en tomate (*Solanum lycopersicum*) y

lechuga (*Lactuca sativa*) consumido en Quito, Ecuador. *Toxicology Reports*, (7), 893-899

Doi: <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.07.008>

Roldan, N. (2017) Bioacumulación y biomagnificación de elementos potencialmente tóxicos en el pulpo octopus hubbsorum del puerto minero de santa rosalia, golfo de california. (tesis de maestría) recuperado el 04 de diciembre de 2020 de <http://www.biblioteca.cicimar.ipn.mx/oasis/Medios/tesis/roldanwo1.pdf>

Ruiz, E. Y Armienta M. (2012) Acumulación De Arsénico Y Metales Pesados En Maíz En Suelos Cercanos A Jales O Residuos, Revista Internacional De Contaminación Ambiental. 28 (2) 103-117 <http://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v28n2/v28n2a1.pdf>

Säumel, I., Kotsyuk, I., Holscher, M., Lenkerei, C., Weber, F. y Kowarik, I. (2012) How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Contamination ambiental*, 165, 124-132 Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.019>

Soto-Benavente, M., Rodríguez-Achata, 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. *Scientia Agropecuaria*, 11(1), 49-59. DOI: 10.17268/sci.agropecu.2020.01.06

Suarez, R. (2013). Guía de métodos de biorremediación para la recuperación de suelos contaminados por hidrocarburos. Recuperado el 20 de septiembre de 2020

<https://repository.unilibre.edu.co/bitstream/handle/10901/10607/TRABAJO%20FINAL%20cd.pdf?sequence=1>

- Tasrina, R.C., Rowshon, A., Mustafizur, A. M. R., Rafiqul, I., y Ali, M. P. (2015). Heavy Metals Contamination in vegetables and its growing soil. *J. Environ Anal Chem.*, 2: 142.
doi:10.4172/jreac.1000142
- Torres, R. (2003). El papel de los microorganismos en la biodegradación de compuestos tóxicos. *Ecosistemas*, 12 (2), 1-5. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=540/54012219>.
- Trujillo, M. y Ramírez J. (2012). Biorremediación en suelos contaminados con hidrocarburos en Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 3(2), 37-48.
<https://doi.org/10.22490/21456453.952>
- Üçüncü, E., Tunca, E., Fikirdeşici, S., Özkan, D., Altında. (2013). Phytoremediation of Cu, Cr and Pb Mixtures by *Lemna minor*. *Bull Environ Contam Toxicol*, 91:600–604.
- Vázquez, J., Sangurima, C., Álvarez-Vera, M. (2019). Concentraciones de plomo (Pb) en cultivos de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en Azuay, Ecuador. *Scientia Agropecuaria*, 10(3): 423-427. DOI: 10.17268/sci.agropecu.2019.03.13
- Vega, C. A. y Salamanca, R. A. (2016). Contenidos de plomo en acelga común *Beta vulgaris* L., producida en el contexto de la agricultura urbana (Bogotá, Colombia). *Revista Luna Azul*, 42: 44-53. DOI: 10.17151/luaz.2016.42.5
- Vullo, D. (2003). Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente. *Química Viva*, 2 (3).
<http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar/Actualizaciones/metales/metales.htm>

- Wuana, R., y Okieimen, F. (2011). Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notices*, volume 2011 |Article ID 402647. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
- Yagnentkovsky, N. (2011). Aplicación de técnicas de biorremediación para el tratamiento de residuos industriales con alto contenido de metales pesados. Tesis doctoral, Universidad Nacional de la Plata, Facultad de Ciencias Exactas, Departamento de Química, 173 pp. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/2706/Documento_completo.pdf?sequence=1
- Yañez, L. M., Alfaro, J. A., Ávila, N. M. E. y Bovi Mitre, G. (2019). Arsenic accumulation in lettuce (*Lactuca sativa* L.) and broad bean (*Vicia faba* L.) crops and its potential risk for human consumption. *Heliyon* 5 (2019) e01152. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01152>
- Zhou, Y., Yang, W.T., Zhou, X., Liu, L., Gu, J-F., Wang, W.L., Zou, J-L., Tian, T., Peng, P-Q. y Liao, B.H. (2016). Accumulation of heavy metals in vegetable species Planted in contaminated soils and the health risk assessment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13, 289; doi:10.3390/ijerph13030289