



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Química

“Evaluación de la remoción de plomo en suelo mediante el
uso de *Plectranthus coleoides* (Lamiaceae)”

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de
Maestro en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta

Ing. Daniella Servín Cervantes

Dirigido por

Dr. Miguel Angel Ramos López

Santiago De Querétaro, Qro. a septiembre de 2026.

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciante no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:



Atribución — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciante.



NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).



SinDerivadas — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Química

Maestría Ciencia y Tecnología Ambiental

“Evaluación de la remoción de Pb en suelo mediante el uso
de *Plectranthus coleoides* (Lamiaceae)”

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado
de Maestro en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta

Ing. Daniella Servín Cervantes

Dirigido por

Dr. Miguel Angel Ramos López

Dr. Miguel Angel Ramos López

Presidente

Dr. Gilberto Vela Correa

Secretario

Dr. Juan Campos Guillén

Vocal

Dr. Aldo Amaro Reyes

Suplente

Dr. Luis Armando Galván Camacho

Suplente

Centro universitario, Querétaro, Qro.

México

Dedicatorias.

Dedico esta tesis a la Daniella del pasado, cuyo amor a la ciencia y al conocimiento era más que grande que las dudas. A mi esposo, gracias, mi cielo por el apoyo incondicional en este camino, has sido un rayo de luz desde el primer momento que llegaste a mi vida. A mis padres, mamá, papá, muchas gracias por el apoyo y el amor que me brindaron en estos dos años de trabajo. Y a mi hermano, que este trayecto no hubiera sido lo mismo sin ti, sin tus elocuencias y momentos de risas.

Agradecimientos.

Le agradezco a mi asesor de tesis el Dr. Miguel Ángel Ramos López por haber confiado en mi y en que podría llevar a cabo este trabajo de investigación, por todo el tiempo y recurso que invirtió en mí, ya que confiaba en mi proyecto y en que iba a lograr sacar la metodología sin problemas. Les agradezco a mis sinodales, gracias por su dedicación y el tiempo que me brindaron en este proyecto. Gracias a mis compañeros de la maestría y de laboratorio, fueron unos maravillosos dos años en el salón de clases y en laboratorio con ustedes. Gracias Iváncito, por ser un gran hermano y acompañarme en este camino, por todas las risas, todo el amor y el apoyo que siempre me has dado, gracias por echarme ánimo siempre. Le agradezco a mi mamá por siempre ser mi admiradora número uno, aunque no entienda a lo que me dedico, gracias por siempre estar orgullosa de mi y decirle al mundo que tienes una hija que hace ciencia, gracias por todas las comidas que compartimos y todos los cariñitos que me dabas cuando llegaba estresada contigo. Gracias, papá, sin tu apoyo no hubiera podido entrar, gracias por los desayunos y las llamadas infinitas mientras estaba en el laboratorio, gracias por siempre impulsarme a superarme.

Te agradezco con todo mi corazón a ti, Alejandro, gracias por ser un gran esposo y compañero de vida, gracias por aventurarte conmigo en estos dos años, por llevarme a recolectar mis muestras, por traerme al laboratorio así estuviera lloviendo, fuera domingo, vacaciones o las 10 de la noche. Gracias por las veces que me trajiste algo de comer porque estuve todo el día haciendo experimentación y no tuve tiempo de salir, gracias por los dulcecitos y chocolates infinitos que me regalabas o los cafés a las 12 de la noche que me preparabas para poder seguir escribiendo, gracias por amarme tanto.

Finalmente, gracias a SECIHTI y a la Facultad de Química por su ayuda financiera.

ÍNDICE GENERAL

Contenido	Pág.
ÍNDICE GENERAL	i
ÍNDICE DE CUADROS	ii
ÍNDICE DE FIGURAS	iii
RESUMEN	iv
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
2.1. Suelo	3
2.2. Contaminación del suelo	4
2.3. Agentes contaminantes del suelo	5
2.4. Contaminación en suelo por Pb	7
2.5. Técnicas de remediación de Pb en suelos	10
2.6. Tecnologías biológicas para la remediación de Pb en suelos	11
2.7. Fitorremediación de suelos contaminados con Pb	12
2.8. Plantas ornamentales para la fitorremediación de Pb en suelos	15
2.9. Agentes quelantes	16
2.10. <i>Plectranthus coleoides</i>	19
3. HIPOTESIS	21
4. OBJETIVOS	22
4.1. OBJETIVO GENERAL	22
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
5. METODOLOGÍA	23
5.1. Sitio de estudio	23
5.2. Obtención de <i>Plectranthus coleoides</i>	23
5.3. Obtención del suelo	24
5.4. Caracterización fisicoquímica del suelo	24
5.5. Determinación inicial de plomo	24
5.6. Dopaje del suelo con Pb	25
5.7. Adición de ácido N-(2-hidroxietil) iminodiacético (HEIDA) al suelo contaminado con Pb	25
5.8. Trasplante de <i>Plectranthus coleoides</i>	26
5.9. Respuesta biológica de <i>Plectranthus coleoides</i> ante las distintas concentraciones de Pb	26
5.10. Determinación de plomo por espectrofotometría UV-Vis en suelo, raíz, tallo, hojas de <i>Plectranthus coleoides</i>	27
5.11. Diseño experimental	28
5.12. Análisis estadísticos	29
6. RESULTADOS	30
6.1. Caracterización fisicoquímica inicial del suelo	30

6.2.	Caracterización fisicoquímica final del suelo	32
6.3 .	Respuesta biológica de <i>Plectranthus coleoides</i> al Pb	34
6.3.1.	Clorofila a	34
6.3.2.	Clorofila b	37
6.3.3.	Clorofila total	40
6.3.4.	Clorofila a con HEIDA	42
6.3.5.	Clorofila b con HEIDA	44
6.3.6.	Clorofila total con HEIDA	46
6.3.7.	Número de hojas	48
6.3.8.	Número de hojas HEIDA	50
6.3.9.	Grosor del tallo base	52
6.3.10.	Grosor del tallo base con HEIDA	53
6.3.11.	Grosor de tallo principal	55
6.3.12.	Grosor de tallo principal con HEIDA	56
6.3.13.	Longitud	58
6.3.14.	Longitud con HEIDA	59
6.4.	Contenido de Pb en suelo y <i>P. coleoides</i> .	61
6.5.	Contenido de Pb en suelo y <i>P. coleoides</i> con HEIDA	63
7.	CONCLUSIONES	68
8.	REFERENCIAS	69

ÍNDICE DE CUADROS

Contenido	Pág.
Cuadro 1. Clasificación de usos de suelo. Modificado de FAO (2009)	4
Cuadro 2. Concentraciones de plomo en suelo en distintos estados de la república mexicana.	9
Cuadro 3. Ventajas y desventajas de la fitorremediación.	14
Cuadro 4. Especies fitorremediadoras de Pb en suelos.	15
Cuadro 5. Especies de la familia Lamiaceae que han sido empleadas para la fitorremediación.	16
Cuadro 6. Taxonomía de <i>Plectranthus coleoides</i> .	19
Cuadro 7. Composición de soluciones nutritivas.	23
Cuadro 8. Concentraciones de Pb y HEIDA para <i>Plectranthus coleoides</i> .	26
Cuadro 9. Distribución de <i>Plectranthus coleoides</i> en el IIASMIP.	29
Cuadro 10. Distribución de <i>Plectranthus coleoides</i> + HEIDA en el IIASMIP.	29
Cuadro 11. Caracterización fisicoquímica inicial del suelo.	31
Cuadro 12. Caracterización fisicoquímica final del suelo.	34
Cuadro 13. Contenido de <i>Chla</i> (mg g ⁻¹ de hoja fresca).	35
Cuadro 14. Contenido de <i>Chlb</i> (mg g ⁻¹ de hoja fresca).	37
Cuadro 15. Contenido de <i>Chlt</i> (mg g ⁻¹ de hoja fresca).	40
Cuadro 16. Concentración de clorofila a + HEIDA (mg g ⁻¹ de hoja fresca).	42
Cuadro 17. Concentración de clorofila b + HEIDA (mg g ⁻¹ de hoja fresca).	44
Cuadro 18. Concentración de clorofila total + HEIDA (mg g ⁻¹ de hoja fresca).	46
Cuadro 19. Número de hojas.	48
Cuadro 20. Número de hojas con HEIDA.	51
Cuadro 21. Grosor de tallo base (mm).	52
Cuadro 22. Grosor de tallo base con HEIDA (mm).	54
Cuadro 23. Grosor de tallo principal (mm).	55
Cuadro 24. Grosor del tallo principal con HEIDA (mm).	57
Cuadro 25. Longitud (cm).	58
Cuadro 26. Longitud con HEIDA (cm).	59
Cuadro 27. Contenido de Pb en suelo y raíz, hoja y tallo de <i>P. coleoides</i> .	61
Cuadro 28. Contenido de Pb en suelo y raíz, hoja y tallo de <i>P. coleoides</i> con HEIDA.	64

ÍNDICE FIGURAS

	Contenido	Pág.
Figura 1.	Fases de la fitorremediación. Modificado de Kahlon y Bansal (2022). Creado en BioRender.	13
Figura 2.	<i>Plectranthus coleoides</i> .	19

RESUMEN

La contaminación del suelo por plomo (Pb) representa un riesgo ambiental y para la salud humana debido a su toxicidad, persistencia y una posible incorporación a la cadena trófica. Ante esta problemática, la fitorremediación se considera una alternativa biológica de bajo impacto ambiental, en la que se destacan especies de la familia Lamiaceae por su tolerancia y capacidad de acumulación. Se ha estudiado que su eficiencia puede aumentar mediante el uso de agentes quelantes, los cuales favorecen la disponibilidad del Pb en el suelo, incrementando su absorción vegetal. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la remoción de Pb en suelo mediante *Plectranthus coleoides* (Lamiaceae). Para ello, se caracterizó fisicoquímicamente el suelo y se establecieron tratamientos con diferentes concentraciones de Pb, con y sin aplicación del agente quelante biodegradable ácido N-(2-hidroxietil)iminodiacético (HEIDA). *P. coleoides* fue cultivada durante 120 d en condiciones de invernadero y cada 30 d se evaluaron longitud, grosor de tallo, número de hojas y contenido de clorofila a, b y total. Finalmente, se cuantificó Pb en suelo y tejidos vegetales mediante espectrofotometría UV-Vis utilizando el método de complejación con la ditizona. Los resultados mostraron una supervivencia del 100 % durante los 120 d de exposición al Pb. Las variables morfológicas y los pigmentos fotosintéticos presentaron respuestas no monotónicas, observándose una respuesta de adaptación más estable a 800 ppm. La mayor disminución de Pb en suelo y acumulación radical se registró en el tratamiento de 800 ppm con HEIDA, con 97.5 y 50.7 ppm, respectivamente. El Pb se acumuló predominantemente en las raíces y la aplicación de HEIDA incrementó su acumulación radical hasta 13.53 veces respecto a los tratamientos sin HEIDA. Estos resultados mostraron la tolerancia de *P. coleoides* a concentraciones de hasta 1200 ppm de Pb y una acumulación principalmente en la raíz, comportamiento que permite clasificarla como una especie fitoestabilizadora de Pb.

Palabras clave: contaminación de suelo, fitorremediación, absorción, cadena trófica, rizosfera.

ABSTRACT

Lead (Pb) contamination in soil poses a significant environmental and human health risk due to its toxicity, persistence, and potential entry into the food chain. Phytoremediation has emerged as a low-impact biological approach to address this issue, with species from the Lamiaceae family showing particular potential due to their tolerance and capacity for Pb accumulation. The efficiency of this process may be enhanced by using chelating agents, which increases Pb availability in soil and promotes its uptake by plants. This study aimed to evaluate Pb removal from soil using *Plectranthus coleoides* (Lamiaceae). The soil was physiochemically characterized, and treatments with different Pb concentrations were established with and without the biodegradable chelating agent N-(2-hydroxyethyl) iminodiacetic acid (HEIDA). *P. coleoides* plants were grown under greenhouse conditions for 120 days, and plant length, stem thickness, leaf number, and chlorophyll a, b, and total chlorophyll contents were evaluated every 30 days. At the end of the experiment, Pb concentrations in soil and plant tissues were quantified by UV–Vis spectrophotometry using the dithizone complexation method. The plants showed 100% survival throughout the 120-day Pb exposure period. Morphological traits and photosynthetic pigments exhibited non-monotonic responses, with the most stable adaptive response observed at 800 ppm Pb. The greatest decrease in soil Pb concentration and the highest root Pb accumulation was recorded in the 800 ppm treatment with HEIDA, reaching 97.5 and 50.7 ppm, respectively. Pb accumulated predominantly in the roots, and HEIDA application increased root accumulation by up to 13.53-fold compared with the corresponding treatments without HEIDA. Overall, these findings demonstrate the tolerance of *P. coleoides* to Pb concentrations of up to 1200 ppm and its preferential Pb accumulation in the roots, supporting its classification as a Pb phytostabilizing species.

Keywords: soil contamination, phytoremediation, uptake, food chain, rhizosphere.

DECLARACIÓN DE RESPONSABILIDAD DE ESTUDIANTE:

Declaro que los datos propios obtenidos en esta investigación fueron generados durante el desarrollo de mi trabajo de tesis de forma ética y que reporto detalles necesarios para que los resultados de esta tesis sean reproducibles en eventuales investigaciones futuras. Finalmente, este manuscrito de tesis es un trabajo original en el cual se declaró y dio reconocimiento a cualquier colaboración o cita textual presentadas en el documento.



Daniella Servín Cervantes

1. INTRODUCCIÓN

El suelo es un componente ambiental que puede sufrir contaminación por diversos agentes, entre estos se destaca al plomo (Pb), el cual es uno de los metales pesados más tóxicos, persistentes y constantes en suelos. Este se incorpora principalmente por actividades industriales, explotaciones mineras y vertederos sanitarios, favoreciendo su acumulación durante años. México es el cuarto productor a nivel mundial de este recurso, generando un volumen de producción total de 79,093 tn para el 2024, ya que es utilizado como materia prima en la fabricación de baterías, recubrimientos de cables, componentes de tuberías, materiales de soldadura y elaboración de pinturas. Esta sobreexplotación y su deposición mediante los residuos de la industria minera han aumentado sus concentraciones en suelos.

Este metal puede generar diversas alteraciones edáficas, como cambios en el pH, variaciones de temperatura, disminución de la materia orgánica, desplazamiento catiónico y reducción de los iones disponibles para las plantas, lo que compromete su fertilidad y calidad. Cuando este recurso se encuentra contaminado, representa un riesgo para el ecosistema y, en consecuencia, para la salud humana, ya que el Pb puede incorporarse a la cadena trófica. Se ha demostrado que su exposición afecta directamente los sistemas nervioso, inmunológico, reproductivo y cardiovascular, estimándose más de un millón de muertes anuales a nivel mundial asociadas a este metal. Debido a lo anterior, en 2018 la Agenda 2030 estableció la seguridad alimentaria, el hambre cero y la vida de ecosistemas terrestres como objetivos esenciales para proteger al ambiente, el cual se ve comprometido por la presencia de Pb.

Ante el incremento de la concentración de Pb en suelos, se han desarrollado diversas tecnologías para su remoción, las cuales se clasifican dependiendo del lugar donde se realicen, las cuales pueden ser *in situ*, *ex situ* y *on site*.

Estas incluyen tratamientos físicos como el aislamiento de suelo (*ex situ*), químicos como el lavado de suelo (*in situ*) y biológicos, donde se destacan los asistidos con plantas (*in situ*, *ex situ* y *on site*) debido a su alta eficacia, diversidad de especies y su bajo impacto ambiental. En este sentido, la remediación mediante plantas emplea diversas especies vegetales capaces de extraer el Pb del suelo a partir de su sistema radicular, trasladándolo y bioacumulándolo en sus tejidos aéreos. Especies como *Beta vulgaris* (Amaranthaceae), *Sorghum bicolor* (Poaceae) y *Brassica juncea* (Brassicaceae) han sido reportadas con esta capacidad, logrando remediar suelos contaminados con este metal. A pesar de su eficacia, estas especies tienen un inconveniente, son destinadas para la alimentación, lo que representa un riesgo para el hombre y los animales, ya que pueden ser ingeridos accidentalmente y ocasionar biomagnificación. Debido a esto, se ha optado por el uso de plantas no comestibles, como lo son *Phalaris arundinacea* (Poaceae), *Sapindus mukorosii* (Sapindaceae), *Suaeda salsa* (Amaranthaceae), *Erica australis* (Ericaceae), *Lavandula dentata* (Lamiaceae) y *Rosmarinus officinalis* (Lamiaceae), las cuales han demostrado ser eficaces en la remoción del Pb al ser hiperacumuladoras y tolerantes a este metal. *Plectranthus coleoides* es una planta herbácea perteneciente a la familia Lamiaceae la cual ha demostrado ser tolerante a estrés salino, hídrico y de la cual varias especies han demostrado ser eficiente en la absorción y acumulación de Pb. Por esta razón este trabajo buscó evaluar la capacidad de remoción de Pb en suelos mediante *Plectranthus coleoides*.

2. ANTECEDENTES

2.1. Suelo

El suelo es un componente esencial que garantiza la existencia y trascendencia de todas las especies en este planeta, el cual posee diversos enfoques y usos dependiendo del punto de vista científico del que sea analizado (Gallegos et al., 2023). La génesis de suelos, lo define como un material mineral no consolidado que se ha formado y transformado a lo largo de los siglos, debido a la meteorización de las rocas, el relieve, la actividad del agua y biológica, el viento, así como los cambios de temperatura y el tiempo (Buol, 1990; Piraneque-Gambasica et al., 2024). En un enfoque edafológico, el suelo es un conjunto de minerales y materiales orgánicos con la capacidad de soportar la vida (Thompson et al., 2021). La FAO ha clasificado el uso de suelo en 9 códigos, los cuales se presentan en el Cuadro 1 con la finalidad de instruir las actividades que se pueden desarrollar en el mismo.

El suelo tiene funciones específicas las cuales incluyen: dar soporte físico a las plantas, regular el ciclo de nutrientes, el flujo del almacenamiento de agua y el ciclo hidrológico, filtrar y formar una barrera ambiental para la inmovilización, mejorar y estabilizar la calidad del agua y el aire (Trujillo-González et al., 2018).

Los diversos usos, enfoques y funciones del suelo son esenciales para las actividades antropogénicas, entre las que destacan agricultura, ganadería, minería, industria y construcción; mismas que han contribuido a su contaminación y degradación (Cachada et al., 2018).

Cuadro 1. Clasificación de usos de suelo. Modificado de FAO (2009).

Código	Nombre	Clase
A	Agricultura	Agricultura de riego y temporal
M	Agricultura mixta	Agropastoril, agroforestería
H	Ganadería	Pastoreo intensivo y extensivo
F	Protección de la naturaleza	Bosque natural, plantación forestal
P	Asentamiento, industria	Preservación de la naturaleza y recreación
S	Asentamiento, industria	Residencial, transporte, excavaciones y tiraderos
Y	Área militar	Zona militar
O	Otros usos	Otros usos de la tierra
U	Sin usos ni manejo	Sin manejo aparente

2.2. Contaminación del suelo

Un suelo presenta contaminación cuando sus características fisicoquímicas y biológicas se han modificado de manera negativa, de tal forma que se ha superado su capacidad de amortiguación (obteniendo una concentración más alta de lo normal) (Rodríguez-Eugenio et al., 2019) y como resultado sus funciones se ven afectadas en el desarrollo, crecimiento y reproducción (Barrio-Vega, 2018).

2.3. Agentes contaminantes en el suelo

El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) define a los agentes contaminantes como: *-“Materia o sustancia, sus combinaciones o compuestos, derivados químicos o biológicos, así como toda forma de energía, radiaciones ionizantes, vibraciones o ruido que, al incorporarse y actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento del ambiente alteran o modifican su composición o afectan la salud”* clasificándolos en agentes físicos, químicos y biológicos (INECC, 2017).

El origen de la contaminación en el suelo se puede producir mediante dos formas: de manera endógena y exógena. La manera endógena es originada por un constituyente natural del suelo, esto sucede cuando una acción externa ocasiona un desequilibrio y hace que un constituyente natural modifique su forma química, se acumule y termine desempeñando una toxicidad. Cuando nos referimos a un origen exógeno, este se produce cuando los contaminantes provienen del exterior (Encinas-Malagón, 2012). Considerando específicamente los agentes químicos que pueden ocasionar una contaminación en el suelo, se pueden clasificar en dos tipos, los orgánicos e inorgánicos (FAO y PNUMA, 2022).

Los principales contaminantes orgánicos que se encuentran en los suelos son los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), compuestos orgánicos volátiles (VOCs), compuestos fenólicos, dioxinas y compuestos similares a las dioxinas (DDPCs y DFPCs), bifenilos policlorados (BPCs) y plaguicidas. Comenzando por los HAPs, estos son liberados de manera antropogénica mediante la extracción petróleo y sus derivados, la quema de residuos y la fabricación de creosota (Zeng et al., 2019). En cuanto a los VOCs, el grupo de los BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos) los que se encuentran con más asiduidad en los suelos. Los BTEX son liberados mediante la extracción, combustión de petróleo y gas natural, las actividades petroquímicas, así como por su uso en productos industriales, tales como pinturas, lubricantes,

adhesivos y otros productos del petróleo (FAO y PNUMA, 2022).

Los compuestos fenólicos pueden ser liberados al suelo en procesos industriales como la producción de tintes, polímeros, resinas, productos farmacéuticos, plaguicidas, fertilizantes, desinfectantes y conservadores orgánicos (ATSDR, 2020). Las DDPCs y DFPCs se producen mediante la quema de residuos electrónicos y los procesos industriales asociados a la combustión (FAO y PNUMA, 2022).

Los BPCs tienen diversas aplicaciones industriales debido tanto a su estabilidad química como a la resistencia eléctrica, la cual les otorga ciertas características deseadas por lo que son utilizados como fluidos en condensadores, transformadores, hidráulicos, retardantes de fuego y plastificantes. Por lo que, cuando llegan a los suelos tienen la capacidad de adsorberse fuertemente al carbono orgánico, ocasionando que el suelo se comporte como un reservorio de BPCs (Klocke y Lein, 2020).

Por otro lado, se encuentran los plaguicidas, los cuales son sustancias que se introducen intencionalmente en el ambiente para controlar o eliminar determinados organismos vivos (plagas) considerados lesivos para los intereses del hombre (de manera que los fungicidas, insecticidas, herbicidas, nematocidas rodenticidas y herbicidas son los más empleados (Kapeleka 2024). Empero, su uso excesivo e inadecuado, así como la mala gestión de las existencias de plaguicidas obsoletos y altamente nocivos, las fugas de depósitos, derrames accidentales y su eliminación inadecuada pueden ocasionar niveles excesivos y causar daños en los suelos (FAO y PNUMA, 2022).

En cuanto a los contaminantes inorgánicos, los más persistentes son los oligoelementos, los cuales son un grupo de elementos ubicuos de manera geogénica y se encuentran en niveles muy bajos en el ambiente. De los oligoelementos más estudiados en el suelo se encuentran los metales

pesados, aquellos con una masa atómica y densidad elevada. Algunos ejemplos como el plomo (Pb), cadmio (Cd), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr) y mercurio (Hg) presentan características de persistencia y no pueden ser degradados en el suelo por los procesos metabólicos (Sanchez-Castro et al., 2023). Estos metales pesados se incorporan al suelo a partir de zonas industriales, minas, vertederos sanitarios con eliminación de residuos que contienen oligoelementos, pinturas, aplicación excesiva de fertilizantes, riegos con aguas residuales, residuos de la combustión del carbón y los vertidos de productos petroquímicos (Rani et al., 2024; Song, et al., 2023).

2.4. Contaminación en suelo por Pb

El Pb se encuentra en el suelo de manera natural principalmente a partir del decaimiento de series radiactivas (Cauich-Correa et al., 2019), procesos de meteorización de rocas, minerales, emisiones volcánicas (Castro-Hinostroza et al., 2023), por lo que se estima que la abundancia media de plomo en la corteza terrestre es de aproximadamente 15 mg kg^{-1} (Kushwaha et al., 2018). Empero, las actividades antropogénicas como la generación de residuos urbanos, el uso de agroquímicos, la producción de energía, soldaduras y pinturas, la fabricación de baterías, la generación de lodos de depuración y la minería y todas sus actividades relacionadas, las industrias y vehiculares aumentan estas concentraciones en el suelo (Castro-Hinostroza et al., 2023).

El Pb es uno de los elementos tóxicos más abundantes y ubicuos del suelo sin función biológica (Kushwaha et al., 2018), por lo que cuando es originado de manera antropogénica puede permanecer como residuo un tiempo estimado de 1000 a 3000 años en los suelos de clima templado, dado que tiene la capacidad de acumularse en las capas superficiales y su disponibilidad depende de las condiciones y características del suelo (Chicoma-Pashanaste et al., 2020).

Este metal tiene diversos usos en las actividades antropogénicas, por lo que es utilizado como materia prima en la elaboración de placas de baterías y equipos para la producción de ácido sulfúrico, cubiertas de cables, componente

de cañerías, materiales de soldadura, blindajes en reactores atómicos, delantales y contenedores para materiales radiactivos, en las industrias de pigmento para pintura, cerámica, química, construcción, en la producción de cojinetes y fuentes de impresión, así como en la gasolina de aviación (Charkiewicz y Backstrand, 2020).

Debido a la sobreexplotación de este recurso, la contaminación por Pb ha aumentado y generado consecuencias tóxicas en los suelos, ocasionando una disminución en los nutrientes disponibles, variaciones de pH y en porosidad, reducción de la materia orgánica, fluctuaciones en la temperatura y la disminución de la diversidad microbiana en rizosfera, en tanto, para plantas las consecuencias que se han producido son fitotóxicas, dado que el Pb se acumula y es absorbido por las raíces de las plantas ocasionando alteraciones en la estructura celular, morfológicas y fisiológicas (Adewumi y Ogundele, 2023; Huaranga-Moreno et al., 2022).

La alta demanda de este recurso ha ocasionado que desde el 2018 México se encuentre posicionado en el cuarto lugar a nivel mundial en su producción, estimando cantidades de 96 mil toneladas mensuales en el año 2023, catalogándolo como el tercer metal industrial no ferroso más producido, destacando al estado de Zacatecas como el productor principal con un 64.6 % de la producción total (Gobierno de México, 2023).

El hecho de ser uno de los principales productores de Pb en el país ha implicado para Zacatecas una elevada contaminación asociada a este metal. Sin embargo, esta situación no es exclusiva de dicha entidad, ya que distintos estados de la República han reportado concentraciones que superan el límite máximo permisible establecido por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que es de 400 ppm (Cuadro 2).

Cuadro 2. Concentraciones de plomo en suelo en distintos estados de la república mexicana.

Estado	Municipio	ppm de Pb	Referencia
Zacatecas	Fresnillo	14,950	Manzanares-Acuña et al., 2006.
	Fresnillo	9,216	Soto-Jiménez & Olvera-Balderas, 2019.
	Vetagrande	7,730	Salas-Luevano et al., 2011.
Durango	Tejamen	6,700	Escobar-Flores, 2023.
Chihuahua	Ávalos	4,716	Flores-Ramírez et al., 2012.
Querétaro	Maconí	4,583	Santos-Jallath et al., 2013.
San Luis Potosí	Morales	5,187	Flores-Ramírez et al., 2012.
	Cedral	4,225	
	Matehuala	2,632	Hermenegildo-Ruiz, 2025.
Oaxaca	San Jerónimo Taviche	2,628	Von Thaden Ugalde et al., 2020.

Estas concentraciones elevadas generan acumulación en los distintos compartimientos del suelo, la cual depende de su distribución e interacciones con las distintas fases del suelo, esta translocación emplea diversos mecanismos los cuales incluyen procesos de dilución, acomplejamiento, adsorción, oclusión, unión con constituyentes orgánicos, migración, recepción, difusión en los minerales y absorción por la microbiota, no obstante, los factores que tienen influencia significativa y directa en el suelo son el pH, la calidad y el grado el contenido de materia orgánica (Reyes-Guzmán y Avendaño-Prieto, 2012).

El Pb se encuentra disponible en el suelo en su forma de ion metálico libre, el cual se asocia con moléculas inorgánicas $(\text{HCO}_3)^-$, $(\text{CO}_3)^{2-}$, $(\text{SO}_4)^{2-}$ y Cl^- , así como puede hacerlo con las moléculas orgánicas, creando complejos con ligandos orgánicos, asociándose al ácido fúlvico, ácido húmico, material

biológico, partículas de arcilla y materia orgánica. Generalmente la mayor concentración de Pb antropogénico se acumula en las capas superficiales del suelo y tiene una alta afinidad con los materiales orgánicos, lo cual lo deja fácilmente disponible para la absorción de las plantas (Kumar et al., 2020).

Los iones libres de Pb son la especie que se encuentra más biodisponible en los suelos, lo cual presenta un riesgo ambiental ya que este puede ser absorbido por las plantas en su forma disuelta a través de la solución del suelo. El factor más influyente en la biodisponibilidad del Pb es el pH del suelo, ya que este regula los procesos de adsorción y precipitación. En suelos ácidos, la disminución del pH generalmente favorece la movilidad y disponibilidad del Pb, mientras que, a valores más básicos, se favorece su adsorción en los componentes del suelo (Zulfiqar et al., 2019). Se estima que una vez que el Pb es adsorbido por las plantas, un 95 % se acumula principalmente en la raíz y solo una pequeña fracción se transporta a través del xilema y acumula en la biomasa (Kumar et al., 2020).

2.5. Técnicas de remediación de Pb en suelos

Debido a la gran acumulación y la biodisponibilidad de Pb que se encuentra en suelos se han desarrollado tecnologías eficientes para su remoción con la finalidad de preservar, asegurar y mejorar su estado (Shukla et al., 2022). Esta remediación comprende la reducción o la eliminación en su totalidad de múltiples contaminantes que afectan directamente a la salud del suelo y por ende a la salud de los ecosistemas (Amin et al., 2023).

Las tecnologías de remediación que se han desarrollado para el Pb se pueden dividir en la remediación físicas como el aislamiento del suelo, vitrificación y electrocinética, la remediación química como el lavado de suelos, las técnicas de inmovilización y encapsulación, así como las tecnologías biológicas como la fitorremediación y sus variantes, como lo es la fitorremediación asistida por agentes quelantes y microorganismos (Wang et al., 2024).

Las tecnologías físicas y químicas tienen la ventaja de que son tanto rápidas como efectivas, pero tienen desventajas considerables, las cuales pueden generar grandes cantidades de residuos contaminantes, complejidades de proceso, generación de lodos sustanciales, contaminación secundaria y viabilidad comercial limitada (Haghighizadeh et al., 2024). Debido a estas desventajas, se ha buscado optar por tecnologías que no impacten tanto al ambiente, por lo que las técnicas biológicas son una alternativa (Liu et al., 2024).

2.6. Tecnologías biológicas para la remediación de Pb en suelos

Las técnicas biológicas para remediar suelos contaminados con plomo se definen como el proceso en el que organismos vivos como plantas, hongos, microorganismos o sus enzimas son utilizados tecnológicamente para mitigar, con la posibilidad de eliminar por completo los efectos nocivos causados por contaminantes ambientales en sitios determinados (Brutti et al., 2018). Una característica por la cual es una de las tecnologías más empleadas es su capacidad de impactar mínimamente al ambiente después de su uso (Zulkernain et al., 2023).

La implementación de técnicas biológicas para la remediación de suelos contaminados con Pb depende de la concentración del contaminante y del sitio a remediar. Estas se pueden separar en tres categorías: el método *in situ*, el cual implica la extracción de contaminantes directamente en el sitio contaminado, el método *ex situ*, donde se realiza la excavación del suelo contaminado y es trasladado de su ubicación original a otros lugares para su restauración (Liao et al., 2022) y, por último, el método *on site*, donde el suelo es excavado y tratado en el mismo lugar (Irabén-Alcocer, 2025).

La técnica *ex situ* más utilizada por su bajo impacto ambiental es la biolabranza, la cual promueve la biodegradación aeróbica para remediar la contaminación del suelo mediante el transporte e incorporación al sitio de cultivo (Iturbe-Espinoza

et al., 2023). En cuanto a técnicas *in situ* se encuentran la bioaspersión y la bioventilación, las cuales implican una inyección de aire en el suelo con el fin de mejorar las actividades microbianas (Sharma, 2020). Por último, las técnicas *on site* más empleadas son la extracción de vapores y el bioventeo, en las cuales se realizan perforaciones en el suelo e instalaciones de pozos, donde el contaminante puede ser extraído mediante una bomba de presión o tratado con soluciones acuosas de microorganismos (Irabén-Alcocer, 2025).

La fitorremediación es una técnica biológica que puede ser empleada de manera *in situ*, *ex situ* y *on site*, que además permite remediar suelos contaminados con Pb y que es considerada ambientalmente sostenible (Deng et al., 2024).

2.7. Fitorremediación de suelos contaminados con Pb

La fitorremediación es una tecnología la cual emplea plantas para extraer contaminantes, como el Pb, que se encuentran en los suelos (Yin et al., 2024) a partir de sus procesos bioquímicos (Sepúlveda et al., 2019), este se divide en cinco mecanismos principales los cuales son: fitoestabilización, rizodegradación, fitoacumulación, fitoextracción y fitovolatilización (Liu et al., 2024).

La fitorremediación de Pb en suelo (Figura 1) comienza con el mecanismo de fitoestabilización, el cual puede inmovilizar a este metal dentro del sistema radicular a través de la conjugación con proteínas, aminoácidos o derivados de azúcares, reduciendo su movilidad e impidiendo su migración hacia aguas subterráneas; una vez que el Pb es absorbido, comienza el mecanismo de fitoextracción en el que se forma un complejo metal-fitoquelatina o metal-ligando en la célula vegetal. Estos complejos son se translocan y fitoacumulan tanto en la vacuola como en pared celular (Kafle et al., 2022).

Esta tecnología depende de distintos factores, como lo son la especie de planta, las condiciones ambientales, la naturaleza y concentración del contaminante,

por lo que se han encontrado diversas ventajas y desventajas para su uso en la remoción de Pb (Cuadro 3) (Bayuo et al., 2024).

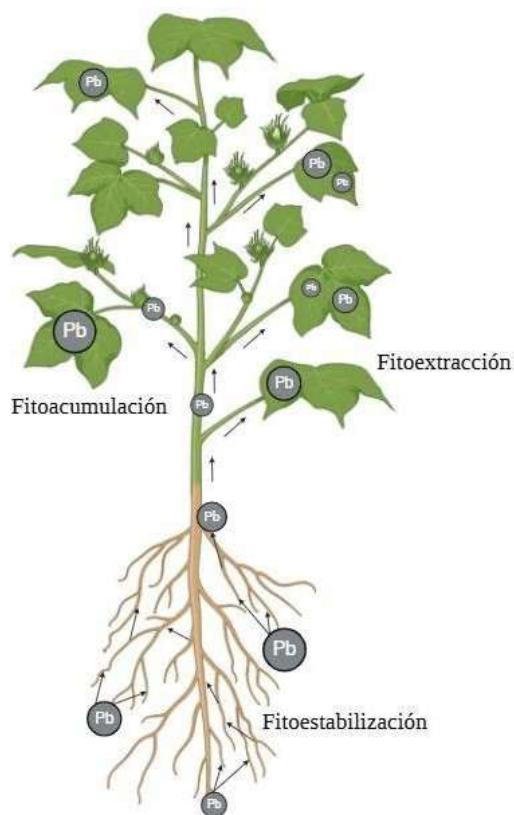


Figura 1. Fases de la fitorremediación. Modificado de Kahlon y Bansal (2022). Creado en BioRender.

Cuadro 3. Ventajas y desventajas de la fitorremediación.

Fitorremediación		Referencia
Ventajas	• Gran diversidad de plantas fácilmente disponibles. • Se puede tratar una amplia gama de contaminantes.	Bayuo et al., 2024.
	• Mínimo impacto ambiental. • Se puede mejorar con diversas prácticas agronómicas. • Puede ser asistida por diversos microorganismos.	Bayote et al., 2021; Changela et al., 2024.
Desventajas	• El contaminante de interés se puede encontrar a una profundidad mayor de la que alcanza la raíz. • Tiempo • Temperatura • La acumulación depende de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo. • La acumulación depende de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo.	Bayuo et al., 2024; Kahlon y Bansal, 2022.

Las distintas ventajas que presenta y la característica de que la energía motora para su proceso sea impulsada por el sol, hace a la fitorremediación una opción para la extracción, degradación y movilización del Pb en suelos (Torres-Gonzales et al., 2021).

Se han reportado diversas especies de plantas consideradas con la capacidad para la fitorremediación de suelos contaminados con Pb, ya que se ha demostrado su capacidad de fitotolerancia, fitoacumulación, fitoabsorción,

fitovolatilización y fitoestabilización (Goicochea-Trelles, 2023). En el Cuadro 4 se presentan algunas especies de plantas que tienen la capacidad de tolerar y acumular al Pb, y que se han empelado para la fitorremediación.

Cuadro 4. Especies fitorremediadoras de Pb en suelos.

Especie	Familia	Referencia
<i>Beta vulgaris</i>	Amaranthaceae	Arthur et al., 2022.
<i>Lemna minor</i>	Araceae	Al-Khafaji et al., 2018.
<i>Brassica juncea</i>	Brassicaceae	Rathika et al., 2021.
<i>Cannabis sativa</i>	Cannabaceae	Deng et al., 2024.
<i>Erica australis</i>	Ericaceae	Monaci et al., 2019.
<i>Phragmites australis</i>	Poaceae	Bernardini et al., 2016.
<i>Sorghum Bicolor</i>	Poaceae	Salehi et al., 2020.
<i>Typha angustifolia</i>	Typhaceae	Sricoth et al., 2018.

Sin embargo, se sabe que existe una gran diversidad de especies que pueden ser empleadas para la fitorremediación de Pb en suelos, donde la elección depende de sus económicos o sociales, pero, existe un factor fundamental a tomar en consideración antes de hacer su elección, la cual implica su capacidad de biomagnificación en la cadena alimentaria (Khan et al., 2021).

2.8. Plantas ornamentales para la fitorremediación de Pb en suelos

La biomagnificación del Pb es una preocupación ya que su masa se conserva a lo largo del tiempo mientras que la biomasa de las plantas por la cual se transporta y acumula disminuye, aumentando así su concentración (Saidon et al., 2023). Usar plantas de cultivo para la fitorremediación implica un riesgo para salud, ya que al estar destinadas para el consumo humano el Pb puede entrar a la red alimentaria, por lo que el uso de las plantas ornamentales es una alternativa (García-Ávila et al., 2023; Mahajan et al., 2023).

Las plantas ornamentales tienen la capacidad de absorber, almacenar,

distribuir y estabilizar al Pb dentro de las paredes celulares, vacuolas y tejidos metabólicamente inactivos (Khan et al., 2021). Asimismo, estas han sido empleadas en la fitorremediación por su rápido crecimiento, alta producción de biomasa y buen desarrollo radicular (García-Ávila et al., 2023). Se ha demostrado que distintas especies como *Opuntia humifusa* (Cactaceae), *Kalanchoe blossfeldiana* (Crassulaceae) y *Bryophyllum delagoensis* (Crassulaceae) son eficientes para remoción de Pb en suelos (Ziabari et al., 2024).

Las características previamente descritas de las plantas ornamentales las hacen una gran alternativa para la fitorremediación, por lo que en el Cuadro 5., se presentan algunas especies de la familia Lamiaceae que han sido empleadas en la fitorremediación para suelos contaminados con Pb.

Cuadro 5. Especies de la familia Lamiaceae que han sido empleadas para la fitorremediación.

Especie	Familia	Referencia
<i>Marrubium cuneatum</i>	Lamiaceae	Hosseinniaee et al., 2023.
<i>Mentha crispa</i>		Sá et al., 2015.
<i>Lavandura vera</i>		Violina et al., 2016.
<i>Lavandula angustifolia</i>		Rasouli et al., 2023.
<i>Rosmarinus officinails</i>		Ardalan et al., 2014.
<i>Satureja Hortensis</i>		Alavian et al., 2024.

Aunque la remediación mediante plantas tiene la capacidad de eliminar al Pb del suelo, esta tiene áreas de mejora mediante distintos apoyos, como las enmiendas asistidas por agentes quelantes (Kafle et al., 2022).

2.9. Agentes quelantes

Cuando la fitorremediación sigue un curso natural, es efectuada por la relación planta-suelo, puede presentar dos obstáculos cruciales, el primero es el tiempo, dado que este proceso puede llevar años en lograr su objetivo y el

segundo, en la bioacumulación de metales pesados, la biodisponibilidad del metal en el suelo es el principal inconveniente (Kanwar et al., 2020). Esta se ve directamente afectada por el pH del suelo, la textura o la tolerancia de la planta hacia los metales pesados. Debido a esta limitante, se han buscado alternativas que implican una fitorremediación asistida químicamente, la cual es conocida como fitoextracción mejorada con quelatos (Deng et al., 2024).

Los quelantes son compuestos orgánicos que aumentan la solubilidad de los metales al formar complejos estables con iones metálicos, asistiendo e incrementando la translocación y absorción de metales pesados por las plantas durante el proceso de fitorremediación (Yin et al., 2024).

Los agentes quelantes se dividen en dos categorías, los de origen sintético y los de origen orgánico; donde los sintéticos más empleados para asistir en la fitoextracción son el etilendiaminotetraacético (EDTA), la dietilentriamina pentaacetato (DTPA) y el ácido etilenglicol-tetraacético (EGTA) (Mousavi et al., 2021).

El EDTA ha sido el agente quelante sintético más empleado desde la década de 1950, popularidad que gana debido a su gran poder de movilizar metales pesados en suelos contaminados e incrementar la absorción de estos en las plantas debido a su alta afinidad, aumentar la solubilidad y biodisponibilidad de los iones en la etapa de solución del suelo, así como su absorción por el sistema radicular (Mousavi et al., 2021). A pesar de sus ventajas de acción, el EDTA se ha vuelto un problema ambiental, dado que puede movilizar a los metales pesados hacia el subsuelo, lo que propicia una contaminación en áreas fuera de la zona de tratamiento (Yin et al., 2024), tiende a generar una perturbación del ecosistema, su tiempo de degradación es lento debido a su baja biodisponibilidad y alta estabilidad, inhibiendo el crecimiento de las plantas y por lo tanto reduciendo la eficiencia de la fitorremediación (Luo et al., 2017).

Debido a las complicaciones que puede generar el EDTA tanto en el suelo como

en el resto del ecosistema, se ha optado por implementar en la fitorremediación agentes quelantes de origen orgánico, los cuales tienen la ventaja principal de ser biodegradables en un corto tiempo por lo que a su vez no generan residuos, tienen una baja o nula toxicidad, pueden trabajar en un rango amplio de pH y tienen una gran eficacia para movilizar metales pesados. Algunos ejemplos de estos son el ácido N, N-bis(carboximetil)-L-glutámico (GLDA), el ácido nitrilotriacético (NTA), éter de ácido aspartato dibutírico (AES), el ácido iminodisuccínico (IDSA) y el ácido N-(2-hidroxietil)iminodiacético (HEIDA) (Yin et al., 2024).

Wang et al. en el 2019 compararon la eficacia de la fitorremediación de *Amaranthus hypochondriacus* (Amaranthaceae) en suelos contaminados con Cd asistida por quelantes biodegradables, encontrando que el GLDA y el NTA promovieron la biodisponibilidad de Cd en el suelo, aumentaban significativamente la actividad enzimática del suelo y asistían en la acumulación de Cd.

Yang et al. en el 2021 evaluaron la influencia de cuatro agentes quelantes biodegradables, el ácido N, N-bis(carboximetil)-L-glutámico (GLDA), el ácido nitrilotriacético (NTA), éter de ácido aspartato dibutírico (AES) y ácido iminodisuccínico (IDSA) y del agente quelante sintético EDTA en la fitorremediación de suelos contaminados por Cd utilizando *Zea mays* (Poacea), encontrando que el tratamiento de AES a la concentración de 6 mmol kg⁻¹ aumentó significativamente la biomasa aérea, donde los niveles más altos de Cd se encontraron en brotes y raíces. Sin embargo, reportaron que a concentraciones de 9 mmol kg⁻¹ se reduce de manera significativamente la biomasa del *Zea mays* (Poacea).

Xiao et al. en el 2024 evaluaron los efectos del GLDA y el ácido poliaspártico (PASP) en la absorción de Cd por *Solanum nigrum* (Solanaceae), encontrando que los tratamientos con PASP aumentaron la acumulación y el transporte de Cd por *Solanum nigrum* (Solanaceae) en comparación con GLDA.

2.10. *Plectranthus coleoides*

Plectranthus coleoides (Figura 3) perteneciente a la familia de Lamiaceae (Cuadro 6) es una planta ornamental originaria de la India y tiene un gran historial en la medicina tradicional, la cual ha sido utilizada en el tratamiento de una variedad de enfermedades, incluidos los trastornos respiratorios, digestivos y hepáticos (Magalhães et al., 2024).

Cuadro 6. Taxonomía de *Plectranthus coleoides*.

Dominio	Eukarya
Reino	Plantae
Clase	Equisetopsida C. Agardh
Subclase	Magnoliidae Novák ex Takht.
Superorden	Asteranae Takht.
Orden	Lamiales Bromhead
Familia	Lamiaceae Martinov
Género	<i>Plectranthus</i> L'Hér.
Especie	<i>Plectranthus coleoides</i>



Figura 2. *Plectranthus coleoides*.

En cuanto a su uso en la farmacológica, Selvarasuvasuki et al. (2021) evaluaron la actividad del ácido eláídico, fenol, ácido ascórbico, escualeno y glicerol contra enfermedades diabéticas, cancerígenas y tuberculosas, mientras que Raafat (2021) identificó al hexadecano para el tratamiento de Alzheimer.

Esta especie no solo ha sido estudiada en la medicina, por ejemplo, Byrne et al. (2021) evaluaron su propiedad anticorrosiva en extractos acuosos sobre acero SAE 1010, encontrando una acción anticorrosiva, la cual fue comparable con el hidrato de polifosfato de zinc y aluminio.

A pesar de que esta planta ha sido empleada en diversos estudios aún no ha sido reportada como una especie fitorremediadora, sin embargo, comparte características con otras especies de la familia Lamiaceae, como la *Mentha crispa*, *Lavandura vera* y *Rosmarinus officinails*, las cuales han sido empleadas para la remediación de suelos con Pb; estas especies comparten las características de ciclo corto, fácil reproducción, rápido crecimiento vegetativo, aclimatación a distintos ambientes y la capacidad de crecer ante estrés hídrico y salino (Ardalan et al., 2014; Assaf et al., 2022; Byrne et al., 2021; Parra et al., 2014; Sá et al., 2015; Violina et al., 2016).

3. HIPOTESIS

La fitorremediación de suelos contaminados con Pb mediante el uso de *Plectranthus coleoides* (Lamiaceae) permitirá remover al menos el 50 % del Pb presente en el suelo mediante su absorción y fitoacumulación, principalmente en la raíz, así como su fitoextracción y posterior movilización, en menor proporción hacia los tallos y hojas; asimismo, la especie presentará una supervivencia del 100 % ante las diferentes concentraciones de Pb evaluadas.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad de remoción de plomo en suelo mediante *Plectranthus coleoides*.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar las propiedades fisicoquímicas del suelo tras el proceso de fitorremediación de plomo en suelo con *Plectranthus coleoides*.
2. Determinar el contenido de Pb en suelo antes y después de la fitorremediación con *Plectranthus coleoides*.
3. Evaluar la respuesta biológica y la concentración de plomo en rizosfera y en partes aéreas de *Plectranthus coleoides*.

5. METODOLOGÍA

5.1. Sitio de estudio

Esta investigación se llevó a cabo en el Laboratorio de Compuestos Naturales Insecticidas (LCNI) y en el Invernadero para la Investigación sobre Alternativas Sustentables para el Manejo de Insectos y Plantas (IIASMIP) de la Facultad de Química de la Universidad Autónoma de Querétaro.

5.2. Obtención de *Plectranthus coleoides*

Plectranthus coleoides fue reproducida en el IIASMIP partir de esquejes de plantas adultas donadas por el mismo, donde se siguió la metodología descrita por Osuna-Fernández et al. (2017). Estas se colocaron en bolsas de plástico para vivero (17x17 cm) y una mezcla de sustratos de peat moss y perlita en las proporciones 3:2 libre de plomo.

Los esquejes fueron regados con soluciones nutritivas (Cuadro 7) cada tres semanas donde por cada L de agua se agregaron 3.5 mL de la solución A, 1.5 mL de la solución B y cada dos días se regaron con agua de la llave.

Cuadro 7. Composición de soluciones nutritivas.

Solución nutritiva	Compuesto	Cantidad (g L ⁻¹)
A	NH ₄ PO ₄	34
	Ca(NO ₃)	90
	KNO ₃	200
	HNO ₃	40
	H ₂ PO ₄	10
B	MgSO ₄	100
	Micronutrientes (MIX)	5
	Fe	5

5.3. Obtención del suelo

El suelo que se utilizó en el presente estudio fue obtenido del estado de Querétaro, específicamente del municipio de Pinal de Amoles y la recolección se hizo de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000. Hasta diciembre de 2019, la Secretaría de Economía registró un total de 24,066 concesiones mineras vigentes en Querétaro, los cuales ocupan un área de 16.83 millones de hectáreas. Pinal de amoles es el distrito de mayor importancia en cuanto a yacimientos mineros, donde se explota principalmente oro, plata, plomo, zinc y mercurio (INNEC, 2021).

5.4. Caracterización fisicoquímica del suelo

Se realizaron las determinaciones de textura, color, densidad real y aparente, constantes de humedad, porosidad, fracción mineral y pH conforme a la NOM-021-RECNAT-2000, mientras que el tipo de suelo se determinó con la clasificación FAO/UNESCO.

5.5. Determinación inicial de plomo

Se determinó la concentración inicial de Pb en suelo con la finalidad de saber en qué condiciones se encontraba el suelo antes de los tratamientos, esto se realizó con base en la metodología descrita por Lang et al. (2008), la cual se modificó. Se utilizaron 0.25 g de suelo, los cuales se sometieron a una digestión ácida con 10 mL de HNO₃ concentrado, la cual se calentó hasta que la muestra adquiriera un color amarillo, donde posteriormente se realizó un proceso de clarificación con H₂O₂ al 35 % el cual fue calentado hasta su eliminación. Posteriormente se filtró la muestra, se llevó a sequedad a una temperatura constante y se le colocaron 15 mL de agua desionizada. Se dejó enfriar la muestra y se añadieron 2 mL de solución de citrato de amonio al 30 % y 2 mL de solución de clorhidrato de hidroxilamina al 20 %. A continuación, se añadieron dos gotas de rojo de fenol al 0.1 % en etanol, se ajustó gota a gota el pH con hidróxido de amonio y se dejó enfriar a temperatura ambiente. Una vez que la solución vió de amarillo a rosa y se obtuvo un pH de 8.5 se llevó a 50 mL en un matraz aforado con agua desionizada. Se tomaron 15 mL de ese volumen final el cual fue transferido a un embudo de decantación de 125 mL

para la extracción líquido-líquido del plomo.

En el embudo se añadieron 5 mL de ditizona al 0.003 % y se agitó durante 45 s para extraer al Pb y se dejó reposar por 2 minutos antes de realizar la lectura. Finalmente, el contenido de Pb en la muestra fue determinada mediante espectroscopia de UV-Vis a una longitud de onda de 510 nm.

5.6. Dopaje de suelo con Pb

Las concentraciones de Pb que se utilizaron fueron elegidas de acuerdo con el límite máximo permisible para Pb en suelos agrícolas establecido por la NOM-147SEMARNAT/SSA1-2004, el cual es de 400 ppm. A partir de este valor, se duplicó y triplicó la concentración, las cuales se presentan en el Cuadro 8.

Para la preparación del suelo se colocaron y extendieron 1.2 kg dentro de un contenedor de plástico rectangular con capacidad de 5 L, donde se añadieron las distintas soluciones a las distintas concentraciones de Pb en su forma de sal soluble ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$) hasta llegar al punto de saturación. El suelo contaminado fue homogeneizado y se dejó durante 7 d en el IIASMIP para garantizar que el suelo estuviera completamente cubierto con la solución. Una vez transcurrida esa semana se colocaron 200 g de suelo contaminado en bolsas de plástico para vivero (45 x 45 cm).

5.7. Adición de ácido N-(2-hidroxietil) iminodiacético (HEIDA) al suelo contaminado con Pb

Posterior a la dopación con Pb, se colocó en forma de solución de ácido N-(2-hidroxietil)iminodiacético (HEIDA) en el suelo contaminado con la finalidad de quelatar y aumentar la absorción de Pb. De acuerdo con Yang et al. (2021) se aplicó la concentración de 3 mmol kg^{-1} de HEIDA en los distintos tratamientos de suelo contaminado con Pb hasta llegar a punto de saturación. Posteriormente se dejó durante 7 d en el IIASMIP para garantizar que el suelo estuviera completamente cubierto con la solución. Una vez transcurridos esos 14 d, se colocaron 200 g de suelo contaminado en bolsas de plástico para vivero (45 x 45 cm).

Cuadro 8. Concentraciones de Pb y HEIDA para *Plectranthus coleoides*.

Tratamiento	Concentración de Pb (ppm)	Concentración de HEIDA
1*	0	0
2**	400	0
3	800	0
4	1200	0
6	0	0
7	400	3 mmol kg ⁻¹
8	800	3 mmol kg ⁻¹
9	1200	3 mmol kg ⁻¹

Control (*); Límite máximo permisible para suelos agrícolas establecido por la NOM-147SEMARNAT/SSA1-2004 (**).

5.8. Trasplante de *Plectranthus coleoides*

Una vez transcurridos los 4 meses del trasplante y los 7 o 14 días de las metodologías 5.2 y 5.6, *Plectranthus coleoides* fue trasplantada a las bolsas de vivero con los distintos tratamientos. El trasplante se realizó en la mañana con el fin de evitar estrés en las plantas siguiendo la metodología de Osuna-Fernandez et al. (2017), se dejaron durante 120 d en el IIASMPI donde fueron regadas únicamente con agua de la llave cada 2 días. Una vez cada 30 d se elegían tres plantas al azar de cada tratamiento y se sacrificaron con la finalidad de cuantificar Pb en suelo, raíz, tallo, hoja.

5.9. Respuesta biológica de *Plectranthus coleoides* ante las distintas concentraciones de Pb

Una vez al cada 30 d se realizaron las mediciones de altura, número de hojas y grosor de tallo. El número de hojas fue determinado mediante el conteo directo de las hojas presentes en cada planta a los 0, 30, 60, 90 y 120 d de experimentación,

donde cada tratamiento se evaluó por triplicado. Además, se determinó la producción neta de hojas como la diferencia entre el número de hojas final (120 d) e inicial (0 d). También, se determinó la variación en el número de hojas entre mediciones continuas mediante la diferencia entre el número de hojas registrado en cada medición para así identificar incrementos o disminuciones foliares.

Para la determinación del diámetro del tallo se realizaron mediciones en cada planta a los 0, 30, 60, 90 y 120 d de experimentación, evaluando cada tratamiento por triplicado. El diámetro basal se determinó mediante un vernier, colocándolo en la base del tallo, a 1 cm arriba del nivel del suelo de cada maceta. Por otro lado, el diámetro del tallo principal se determinó con un vernier a una altura de 15 cm respecto a la base del tallo. Los resultados se expresaron en milímetros (mm).

La longitud de la planta se determinó a los 0, 30, 60, 90 y 120 d de experimentación, evaluando cada tratamiento por triplicado. La medición se realizó con una cinta métrica, colocándola a 1 cm de la base del tallo y extendiéndola hasta el extremo superior de la planta. Los resultados se expresaron en centímetros (cm).

Además, se determinó la clorofila a, b y total con base en la metodología descrita por Karam et al 2021 y Fernández-León et al 2010, donde se realizó una extracción de los pigmentos en 2 g de hoja de *Plectranthus coleoides* con 5 mL de etanol, posteriormente estos fueron centrifugados durante 15 minutos a 14,000 rpm a 4 ± 8 °C. Después se decantó el sobrenadante y se realizaron 2 diluciones, con la finalidad de que todos los pigmentos fueran visibles mediante espectrofotometría UV-Vis. Las lecturas para la clorofila a fueron en una longitud de onda de 663 nm y para la clorofila b en una longitud de onda de 649 nm.

5.10. Determinación de plomo por espectrofotometría UV-Vis en suelo, raíz, tallo, hojas de *Plectranthus coleoides*

El Pb en suelo, raíz, tallo, hojas de *Plectranthus coleoides* fue determinado en el Laboratorio de Compuestos Naturales Insecticidas (LCNI) con base en la metodología descrita por Lang et al (2008) y modificada.

Se realizó una curva de calibración con una solución estándar de 1000 ppm de Pb,

de la cual se prepararán diferentes diluciones con las concentraciones de 0.0, 1.0, 5.0, 10.0 y 25 μg de Pb y se midió a una longitud de onda de 520 nm, donde la coloración del complejo color rojo de la fase orgánica es proporcional a la concentración de Pb en las muestras.

5.11. Diseño experimental

En el presente trabajo cada tratamiento contó con 15 unidades experimentales (UE). La UE corresponde a una bolsa de plástico para vivero (45 x 45 cm) que contuvo a los distintos tratamientos de suelo y a la especie vegetal *Plectranthus coleoides*. Estas unidades se dividieron en tres repeticiones, cada una con cinco UE, por lo que el experimento completo tuvo un total de 120 UE. Las unidades se distribuyeron completamente al azar en el IIASMIP (Cuadros 11 y 12), y a cada tratamiento se le asignó una nomenclatura específica de su número de tratamiento (T) y su repetición (R).

Cuadro 9. Distribución de *Plectranthus coleoides* en el IIASMIP.

T1R11	T4R24	T3R24	T2R33	T1R35
T3R35	T3R23	T1R22	T1R33	T4R34
T4R32	T1R12	T4R11	T3R11	T3R22
T2R23	T3R25	T2R12	T3R34	T4R35
T3R15	T1R13	T2R31	T1R14	T2R21
T4R33	T1R32	T3R12	T4R12	T3R33
T1R24	T3R21	T1R31	T4R22	T2R35
T4R31	T2R13	T2R34	T2R11	T4R13
T2R25	T4R21	T3R14	T4R14	T1R21
T4R25	T1R23	T1R34	T2R15	T4R23
T4R22	T2R24	T4R15	T3R31	T2R14
T1R25	T3R13	T2R32	T1R15	T3R32

Cuadro 10. Distribución de *Plectranthus coleoides* + HEIDA en el IIASMIP.

T1R32	T2R24	T3R24	T2R11	T1R14
T3R35	T3R15	T1R22	T1R31	T4R25
T4R21	T1R12	T2R12	T3R11	T3R22
T2R23	T3R32	T4R11	T3R34	T4R12
T3R23	T1R13	T2R31	T1R33	T2R21
T4R33	T1R11	T3R12	T4R23	T3R33
T1R24	T3R21	T1R35	T1R15	T2R35
T4R31	T2R13	T4R34	T2R33	T4R13
T2R25	T4R21	T3R14	T4R14	T1R15
T4R34	T3R33	T1R21	T2R15	T4R35
T4R22	T4R24	T2R34	T3R31	T2R14
T1R25	T1R23	T2R32	T2R22	T3R25

5.12. Análisis estadísticos

Los datos obtenidos fueron analizados con pruebas no paramétricas con la finalidad de determinar su normalidad (Ryan Joyner) y homocedasticidad (Prueba Levene). Una vez que se les determinó la normalidad, se les realizó un ANDEVA de una vía y una prueba de medias Tukey con un nivel de significancia de $p < 0.05$ con la finalidad de demostrar si existe diferencia significativa entre los tratamientos. Los análisis mencionados anteriormente se realizaron con el paquete estadístico Systat 9.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Caracterización fisicoquímica inicial del suelo

Los análisis fisicoquímicos iniciales del suelo se realizaron en muestras previas a la contaminación con $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ los cuales se muestran en el Cuadro 11. A estas se les determinó el color en condición seca y húmeda, registrándose tonalidades pardo (10YR 3/3) y pardo oscuro (10YR 5/3), respectivamente. Por otra parte, la densidad aparente fue de 1.08 Mg m^{-3} y la densidad real de 2.44 Mg m^{-3} . A partir de estos valores se estimó una porosidad de 44 %, encontrándose una fracción mineral de arena del 29.6 %, 34.4 % de limo y 35.9 % de arcilla lo que corresponde a una textura franco arcillosa. El valor promedio de pH fue de 5.5, lo que clasifica al suelo como moderadamente ácido de acuerdo con la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. De acuerdo con las características reportadas por el INEGI (2015) y el Compendio de información geográfica municipal de Pinal de Amoles (2010) el suelo utilizado en el presente trabajo corresponde a un Luvisol. Por otro lado, el INEGI clasifica a estos suelos con una tonalidad color rojo a pardo claro y una densidad aparente entre 1.40 a 1.80 Mg m^{-3} . Asimismo, se caracterizan por una fracción mineral dominada por arcilla, con valores que oscilan entre 40 y 70 %, acompañada 10–40 % de limo y arena en un 15–40 %. En cuanto al pH, estos suelos presentan valores ligeramente ácidos a neutros, generalmente en un intervalo de 5.5 a 7.5.

En cuanto a los valores obtenidos de color, porosidad, fracción mineral y pH en este trabajo son consistentes con los reportados por el INEGI (2010). En el caso de la densidad real, de encontraron valores 10 % mayores que el valor máximo promedio reportado, lo que podría significar un suelo menos compactado y una mayor disponibilidad de agua (INEGI, 2010).

Por otro lado, Sánchez-Corona et al en el 2008 realizaron un estudio en la Sierra Norte de Puebla donde encontraron que la textura arcillosa y franco-arcillosa predominaba mayoritariamente en los suelos Luvisoles de esa región. Asimismo, reportaron densidades reales de 1.98 a 2.39, densidades aparentes de 0.29 a 1.23 y pH de 4.54 a 6.8. Mientras que Medina-Méndez et al. en el 2006 reportaron para

el estado de Campeche valores de densidad real de 2.53 a 2.59, densidad aparente de 0.96 a 1.02, una porosidad de 63.8 a 64.4 y texturas arcillosas y franco-arcillosa. Asimismo, Martínez-Soto et al en el 2022 encontraron valores similares para suelos Luvisoles de la región de Nuevo León, predominando la textura arcillosa, un pH de 7.36 a 7.74. Estos resultados son semejantes a los obtenidos para todos los parámetros medidos, excepto para el pH, ya que los valores reportados por Martínez-Soto et al fueron 1.4 veces mayores que los encontrados en este trabajo. Esta diferencia se puede atribuir a que los suelos analizados por estos autores fueron de uso agrícola y también a la región donde se encuentran, ya que de acuerdo con Encinia-Urbe (2022) los suelos de Nuevo León son predominantemente alcalinos con valores de pH que oscilan entre 7.58 y 7.74.

Cuadro 11. Caracterización fisicoquímica inicial del suelo.

Determinación	Muestra 1	Muestra 2	Promedio
Profundidad (cm)	0-20	0-20	0-20
Color (seco)	Pardo (10YR 5/3)	Pardo (10YR 5/3)	Pardo (10YR 5/3)
Color (húmedo)	Pardo oscuro (10YR 3/3)	Pardo oscuro (10YR 3/3)	Pardo oscuro (10YR 3/3)
Densidad aparente Mg m ⁻³	1.07	1.08	1.08±0.014
Densidad real Mg m ⁻³	2.42	2.40	2.44±0.014
Porosidad (%)	44.21	45.08	44.23±0.615
Fracción mineral (arena)	31	28.20	29.60±1.980
Fracción mineral (limo)	30.84	38	34.42±5.063
Fracción mineral (arcilla)	38.16	33.80	35.98±3.083
Textura	Franco arcillosa	Franco arcillosa	Franco arcillosa
pH	5.50	5.60	5.53±0.071
Análisis fisicoquímico de dos muestras secas de suelo y su promedio antes del dopaje con Pb(NO ₃) ₂ y la remediación con <i>Plectranthus coloides</i> .			

6.2. Caracterización fisicoquímica final del suelo

Los análisis fisicoquímicos finales del suelo para los distintos tratamientos con Pb se muestran en el Cuadro 12, donde la descripción de los resultados se presenta en orden creciente de concentración de Pb (400, 800 y 1200 ppm).

Se determinó el color del suelo en condiciones seca y húmeda. En condición seca, los tratamientos de 400 y 800 ppm presentaron una tonalidad parda (10YR 3/3); en contraste, el tratamiento con 1200 ppm presentó una tonalidad pardo muy pálido (10YR 7/4). En condición húmeda, los tratamientos de 400 y 800 ppm presentaron una tonalidad pardo oscuro (10YR 3/3), a diferencia del tratamiento con 1200 ppm, en el que se registró una tonalidad pardo amarillento (10YR 5/6).

La densidad aparente presentó valores de 1.07, 1.08 y 1.08 Mg m⁻³, mientras que para la densidad real se obtuvieron valores de 2.42, 2.40 y 2.49 Mg m⁻³.

A partir de estos valores se estimó la porosidad de los tratamientos, obteniendo 44.2, 45.0 y 43.4 % de arcilla, 31.28, 34.0 y 39.2 % de limo y 27.4, 22.7 y 19.4 % para arena, clasificándolos como suelos arcillosos.

Los valores de pH fueron 6.33, 6.23 lo que los clasifica como un suelo moderadamente ácido y 7.33 lo que clasifica al suelo como neutro de acuerdo con la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

En comparación con los valores obtenidos antes del dopaje con Pb, todos los valores excepto pH, textura y color sufrieron modificaciones al terminó de los 120 d de experimentación.

El pH aumentó en todas las concentraciones, para 400 y 800 ppm se registraron elevaciones de 14.5 y 12.6 %, respectivamente, mientras que, para el tratamiento de 1200 ppm, el aumento fue más pronunciado con un 32.5 %.

Este incremento podría estar relacionado con la liberación de exudados radicales de carácter básico como respuesta al estrés ocasionado por el Pb. Además, el estrés pudo modificar la absorción y distribución de nutrientes, alterando el equilibrio iónico del suelo. Por otra parte, con el paso del tiempo, el Pb puede sufrir procesos de envejecimiento que disminuyen su disponibilidad debido a fenómenos como la

precipitación y su encapsulamiento por la materia orgánica (Javed et al., 2017; Custos et al., 2020; Manzoor et al., 2023).

Resultados similares fueron reportados por Ren et al. (2025), quienes estudiaron el comportamiento de *Panicum virgatum* (Poaceae) expuesta a distintas concentraciones de Pb durante 120 días. Estos autores observaron incrementos del pH de 2 % a 800 ppm y de 2.3 % a 1400 ppm. Asimismo, Javed et al. (2017) reportaron un aumento de 13.8 % en el pH de *Amaranthus viridis* (Amaranthaceae) al exponerla a 60 ppm de Pb.

Por otro lado, se observó un cambio en la textura del suelo para todos los tratamientos, pasando de franco arcillosa a arcillosa. La fracción de arcilla aumentó 17.1 % en los tratamientos de 400 y 1200 ppm, mientras que en el tratamiento de 800 ppm el incremento fue de 23 %. Este comportamiento podría estar relacionado con alteraciones en los agregados del suelo en presencia de Pb, debido a que su interacción con las partículas de arcilla puede modificar la doble capa difusa y los procesos de agregación y dispersión. Estas alteraciones podrían generar cambios en la distribución del tamaño de las partículas, favoreciendo el aumento en la proporción de partículas arcillosas durante el análisis de textura (Zhang et al., 2009; Li et al., 2022; Drahota et al., 2026).

Cuadro 12. Caracterización fisicoquímica final del suelo.

Determinación	400 ppm	800 ppm	1200 ppm
Profundidad (cm)	0-20	0-20	0-20
Color (seco)	Pardo (10YR 5/3)	Pardo (10YR 5/3)	Pardo muy pálido (10YR 7/4)
Color (húmedo)	Pardo oscuro (10YR 3/3)	Pardo oscuro (10YR 3/3)	Pardo amarillento (10YR 5/6)
Densidad aparente Mg m ⁻³	1.07	1.08	1.08
Densidad real Mg m ⁻³	2.42	2.40	2.49
Porosidad (%)	44.21	45.08	43.41
Fracción mineral (arena)	27.48	22.76	19.48
Fracción mineral (limo)	31.28	34.00	39.28
Fracción mineral (arcilla)	41.24	43.24	41.24
Textura	Arcillosa	Arcillosa	Arcillosa
pH	6.33	6.23	7.33
Análisis fisicoquímico de muestras secas de suelo después del dopaje con Pb(NO ₃) ₂ y la remediación con <i>Plectranthus coloides</i> .			

6.3. Respuesta biológica de *Plectranthus coleoides* al Pb

6.3.1. Clorofila a

Los resultados del contenido de clorofila *a* (*Chla*) en *P. coleoides* se presentan en el Cuadro 13. Al finalizar los 120 d de tratamiento, el control presentó el mayor contenido de *Chla* con 0.1319 mg g⁻¹. En comparación, el tratamiento de 400 ppm presentó un valor cercano al control, con una disminución de 11.3 %, mientras que los tratamientos de 800 y 1200 ppm mostraron reducciones de 38.0 y 37.4 %, respectivamente.

Este comportamiento fue diferente al reportado por Ahmed (2023) en *Rosmarinus officinalis* (Lamiaceae), quienes reportaron una disminución de 32.8 % en la *Chla* a una concentración de 100 ppm, la cual es aproximadamente cuatro veces menor que la concentración que se utilizó en el presente trabajo. A pesar de que ambas especies pertenecen a la misma familia, *P. coleoides* mantuvo valores de *Chla* más

estables y cercanos al control a concentraciones mayores de Pb, lo que sugiere una mayor tolerancia fisiológica ante el estrés ocasionado.

Cuadro 13. Contenido de *Chla* (mg g⁻¹ de hoja fresca).

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	0.0272±0.001 b	0.0609±0.005 d	0.0727±0.014 b	0.0825±0.006 c
800	0.0272±0.001 b	0.0622±0.012 c	0.0773±0.004 ab	0.0819±0.002 c
400	0.0157±0.001 c	0.0692±0.006 b	0.0746±0.001 b	0.1170±0.003 b
0	0.0687±0.008 a	0.0843±0.002 a	0.0950±0.013 a	0.1319±0.002 a

La respuesta en la *Chla* a su vez evidenció diferencias significativas entre los tratamientos. El control presentó un aumento progresivo durante los 120 d, el cual se puede asociar con un desarrollo y maduración normal del aparato fotosintético en ausencia de fitotoxicación ocasionada por Pb. Por otro lado, el tratamiento con 400 ppm inició con un valor de .0157 mg g⁻¹ a los 30 d y mostró una respuesta creciente constante durante el periodo experimental, hasta alcanzar valores cercanos al control, el cual presentó un aumento 2.13 veces mayor al observado en el control. Esta respuesta fue similar a la encontrada por De Carvalho et al. (2025) quienes observaron en *Inga laurina* (Fabaceae) bajo 400 ppm de Pb una acumulación de 1.35 veces mayor respecto a su control, lo que asociaron con el mantenimiento de la actividad fotosintética bajo exposición a este metal. Este comportamiento podría indicar una recuperación fisiológica ante un estrés inicial y una posible respuesta de adaptación con el tiempo a concentraciones moderadas de Pb (Vargas-Hernández et al., 2025).

En cambio, los tratamientos con 800 y 1200 ppm iniciaron con un contenido de 0.0272 mg g⁻¹ de *Chla* y presentaron elevaciones relativamente bajas de 6.0 y 13.5 % respectivamente al finalizar los 120 d de experimentación. A pesar de este

aumento temporal, ambos tratamientos presentaron reducciones del 38.0 y 37.4 % con respecto al control. Esta disminución observada podría relacionarse con un daño gradual del aparato fotosintético relacionado a mayores concentraciones de Pb. En este sentido, Manzo et al. (2024) reportaron una tendencia similar en *Arthrocaulon macrostachyum* (Amaranthaceae), donde la exposición a 621 y 1243 ppm de Pb ocasionó reducciones de *Chla* de aproximadamente 24 y 43.8 % respecto al control, lo que atribuyeron a alteraciones en el aparato fotosintético.

Los contenidos de *Chla* reportados durante el periodo experimental sugieren una alteración en el aparato fotosintético asociado con la exposición persistente al Pb. En especies de la familia Lamiaceae cultivadas bajo condiciones de estrés se han reportado contenidos de *Chla* mayores. Zaid et al. (2022) reportaron un contenido de 1.5 mg g⁻¹ *Chla* para *Mentha arvensis* (Lamiaceae) en ausencia de estrés por metales pesados. Asimismo, Yu et al. (2024) reportaron un contenido de 1.61 mg g⁻¹ en *Mentha haplocalyx* (Lamiaceae) bajo condiciones control, mientras que Rezaei-Chiyaneh et al. (2023) registraron 1.02 mg g⁻¹ en *Satureja hortensis* (Lamiaceae) cultivada sin déficit hídrico. Estos trabajos evidencian que, bajo las condiciones experimentales evaluadas, las especies Lamiaceae presentaron una concentración de *Chla* entre 1.02 y 1.61 mg g⁻¹. Tomando como referencia el valor mínimo de este rango, los contenidos encontrados para *P. coleoides* fueron 89 % menores en los tratamientos de 400 ppm y 92 % para los tratamientos de 800 y 1200 ppm.

Sin embargo, se ha encontrado que para especies del género *Plectranthus*, estos valores pueden ser menores incluso en ausencia de estrés por Pb. Autores como Rajalekshmi et al. (2009) reportaron concentraciones de *Chla* de 0.0781-0.0808 mg g⁻¹ para *Plectranthus vettiveroides* (Lamiaceae) y 0.0122–0.067 mg g⁻¹ para *Plectranthus aromaticus* (Lamiaceae) en ausencia de estrés. Con estos antecedentes, los resultados para el control de *P. coleoides* en el presente trabajo fueron aproximadamente 60 % mayores. Esta diferencia podría relacionarse con las variaciones entre especies en la acumulación de pigmentos fotosintéticos, así como las condiciones de crecimiento, edad y estado fisiológico de las hojas (Rezaei-

Chiyaneh et al., 2023).

6.3.2. Clorofila *b*

Los resultados del contenido de clorofila *b* (*Chlb*) se presentan en el Cuadro 14. Al finalizar los 120 d de tratamiento, el mayor contenido correspondió al tratamiento de 400 ppm de Pb, con 0.0717 mg g⁻¹, seguido del tratamiento de 800 ppm, con 0.0710 mg g⁻¹. Aunque el tratamiento de 400 ppm presentó un contenido de *Chlb* 2.9 % superior al control, esta diferencia no fue estadísticamente significativa, por lo que ambos tratamientos se consideran similares. Este comportamiento sugiere que, a concentraciones moderadas de Pb, *P. coleoides* fue capaz de conservar el contenido de *Chlb*. En cambio, cuando se expuso a 1200 ppm se presentó una respuesta diferente, al ser el único que no mostró un aumento continuo durante el periodo experimental y registrar una disminución del 30.5 % entre los 90 y 120 d.

Cuadro 14. Contenido de *Chlb* (mg g⁻¹ de hoja fresca).

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	0.0248±0.003 a	0.0499±0.005 c	0.0735±0.001 a	0.0511±0.001 b
800	0.0011±0.001 b	0.0427±0.004 d	0.0568±0.003 c	0.0701±0.006 a
400	0.0183±0.007 a	0.0523±0.001 b	0.0668±0.001 ab	0.0717±0.004 a
0	0.0265±0.002 a	0.0538±0.011 a	0.0654±0.005 b	0.0695±0.001 a

Esta disminución en *Chlb* observada a la concentración más elevada coincide con lo reportado en otras especies expuestas a concentraciones altas de Pb. Song et al (2020) observaron reducciones de 34.2, 25.8, 33.7 y 51.3 % en *Hemerocallis fulva* (Asphodelaceae), *Canna generalis* (Cannaceae), *Pennisetum clandestinum* (Poaceae) y *Miscanthus sinensis* (Poaceae) respectivamente, a 1000 ppm de Pb. Mientras que Taha et al. (2026) reportaron una disminución del 47.3% en *Chlb* en *Zea mays* (Poaceae) expuesta a 1000 pm de Pb, mientras que Osman et al. (2023)

registraron para *Sorghum bicolor* (Poaceae) una reducción promedio del 67.3 % a 800 ppm. En conjunto, estos resultados indican que, a concentraciones elevadas de Pb, se puede superar la capacidad de conservación y estabilidad del aparato fotosintético (Song et al., 2020).

Este efecto podría estar relacionado con el estrés oxidativo provocado por Pb y sus efectos sobre las membranas fotosintéticas. La generación de especies reactivas de oxígeno puede favorecer la peroxidación lipídica y alterar la composición y estabilidad de las membranas de los tilacoides, lo que podría afectar en la organización de los complejos captadores de luz, donde se encuentra asociada principalmente la *Chlb* (Collin et al., 2025). Por tanto, la disminución observada a 1200 ppm podría reflejar un deterioro de la estructura y funcionamiento del aparato fotosintético conforme aumenta la exposición al Pb.

Por otra parte, los tratamientos de 400 y 800 ppm presentaron un comportamiento similar al control, con diferencias finales menores al 1 %. Particularmente, el tratamiento de 800 ppm mostró un incremento pronunciado de *Chlb*, de 0.0011 a 0.0427 mg g⁻¹, durante las primeras etapas de exposición al Pb. Posteriormente, el contenido de *Chlb* se estabilizó, lo que podría indicar una respuesta fisiológica de compensación o adaptación frente a la exposición al Pb. Asimismo, la constancia en los valores de *Chlb* relativamente elevados en los tratamientos de 400 y 800 ppm, incluso cuando la *Chla* presentó mayores alteraciones, podría reflejar un ajuste del aparato fotosintético orientado a conservar la capacidad de captación de luz (Collin et al., 2025). Bajo condiciones de estrés moderado, las plantas pueden mantener o modificar la proporción de sus pigmentos fotosintéticos como mecanismo de compensación, favoreciendo la captación de energía lumínica (Meng et al., 2025).

Los resultados obtenidos para *Chlb* en el presente trabajo fueron menores que los reportados en la literatura para distintas especies de la familia Lamiaceae. Kuru y Orcan (2025) reportaron un contenido de *Chlb* de 0.181 mg g⁻¹ en *Salvia limbata* sin condiciones de estrés por Pb. Asimismo, Zaid et al. (2020) encontraron un contenido de 0.350 mg g⁻¹ de *Chlb* en *Mentha arvensis* (Lamiaceae), mientras que

Elallem et al. (2024) registraron valores de 0.111 y 0.103 mg g⁻¹ para *Lavandula dentata* (Lamiaceae) y *Rosmarinus officinalis* (Lamiaceae) respectivamente. Por su parte Kulbat-Warycha et al. (2024) reportaron contenidos de *Chlb* de 0.396 mg g⁻¹ para *Thymus vulgaris* (Lamiaceae) y 0.428 mg g⁻¹ para *Thymus serpyllum* (Lamiaceae). Estos valores evidencian la variabilidad del contenido de *Chlb* entre especies de la familia Lamiaceae, con valores que variaron entre 0.103 y 0.428 mg g⁻¹.

Tomando como referencia el valor mínimo de este rango, el contenido de *Chlb* obtenido en el tratamiento control de *P. coleoides* (0.0695 mg g⁻¹) se encontró por debajo de los valores reportados para las especies anteriormente mencionadas. Sin embargo, este valor fue cercano al intervalo reportado específicamente para *P. coleoides* por Vidović et al. (2014), quienes registraron concentraciones de *Chlb* de 0.0745 a 0.1397 mg g⁻¹ bajo diferentes condiciones de estrés por radiación solar. Por lo tanto, el bajo contenido de *Chlb* observado en el tratamiento control no puede atribuirse solamente a la presencia de Pb. En cambio, las diferencias respecto a los valores reportados en la literatura podrían estar asociadas con las condiciones particulares de crecimiento, las condiciones ambientales y las características fisiológicas de la especie.

Sin embargo, al comparar los tratamientos expuestos a Pb con el valor mínimo de *Chlb* reportado para *P. coleoides* por Vidović et al (2014), los contenidos obtenidos a 400, 800 y 1200 ppm de Pb fueron 3.8, 5.9 y 31.4 % inferiores, respectivamente, al valor de 0.0745 mg g⁻¹. Esta comparación permite interpretar los resultados con respecto a los valores reportados en la literatura para *P. coleoides*, sin embargo, debido a las diferencias entre las condiciones experimentales no se puede atribuir este efecto al Pb. Aun así, este intervalo logra visualizar que los resultados obtenidos se encuentran cercanos al reportado previamente para *P. coleoides*.

En el presente estudio, el contenido de *Chlb* fue de 0.0695 mg g⁻¹ en el control y 0.0511 mg g⁻¹ a 1200 ppm de Pb, lo que representa una disminución de 26.5 % respecto al control. Además, este tratamiento presentó diferencias significativas respecto al control, mientras que los tratamientos de 400 y 800 ppm no mostraron

diferencias significativas. En conjunto, estos resultados sugieren que la exposición a 1200 ppm de Pb produjo una afectación significativa en el contenido de *Chlb* de *P. coleoides*, posiblemente asociada con el efecto fitotóxico del Pb.

6.3.3. Clorofila total

Los resultados correspondientes al contenido de clorofila total (*Chlt*) se presentan en el Cuadro 15. Al finalizar los 120 d de experimentación, se observaron diferencias significativas entre los tratamientos, siendo el control el que presentó el mayor contenido, con 0.2001 mg g⁻¹. Todos los tratamientos, excepto el de 1200 ppm de Pb que presentó una disminución del 6.56 %, presentaron un aumento en el contenido de *Chlt* durante el periodo experimental.

Asimismo, respecto al control, los tratamientos con Pb presentaron reducciones consistentes conforme aumentó la concentración del metal, correspondientes a 6.3, 25 y 37 % para 400, 800 y 1200 ppm de Pb, respectivamente. Esta disminución progresiva del contenido de *Chlt* podría estar relacionada con alteraciones en el funcionamiento fisiológico de las plantas ocasionadas por la fitotoxicidad del Pb, las cuales tienden a ser más pronunciadas a concentraciones elevadas del metal (Wang et al., 2024).

Cuadro 15. Contenido de *Chlt* (mg g⁻¹ de hoja fresca).

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	0.0559±0.003 ab	0.1130±0.010 d	0.1463±0.013 a	0.1367±0.002 d
800	0.0249±0.004 c	0.1029±0.011 b	0.1342±0.001 a	0.1498±0.003 c
400	0.0458±0.005 b	0.1231±0.005 a	0.1498±0.008 a	0.1741±0.007 b
0	0.0674±0.005 a	0.0727±0.013 c	0.1495±0.004 a	0.2001±0.002 a

Por otro lado, los resultados obtenidos para *Chlt* durante el periodo experimental evidenciaron una disminución en el contenido de estos pigmentos en *P. coleoides* expuesta a Pb, encontrando valores inferiores a los reportados para algunas

especies de la familia Lamiaceae. Kuru y Orcan (2025) reportaron un contenido de 0.692 mg g^{-1} de *Chlt* para *Salvia limbata* (Lamiaceae) en condiciones sin exposición a Pb, mientras que Elallem et al. (2024) reportaron valores de 0.465 mg g^{-1} para *Rosmarinus officinalis* (Lamiaceae) y 0.478 mg g^{-1} para *Lavandula dentata* (Lamiaceae).

Aunque los valores obtenidos para *Chlt* fueron inferiores a los reportados para las especies anteriormente mencionadas, al compararlos con los resultados obtenidos para la misma especie por Vidović et al. (2014), se observa una diferencia menor. El valor mínimo de *Chlt* reportado para *P. coleoides* por estos autores fue de 0.352 mg g^{-1} , el cual fue 1.76 veces mayor que el obtenido en el tratamiento control del presente estudio. Esto evidencia que el contenido de *Chlt* puede mostrar cambios considerables incluso dentro de la familia Lamiaceae y, particularmente, entre diferentes condiciones de crecimiento para una misma especie.

En conjunto, los resultados de *Chla*, *Chlb* y *Chlt* evidenciaron que la respuesta de *P. coleoides* al Pb estuvo relacionada tanto con la concentración del metal como con el tiempo de exposición. El tratamiento control presentó, en general, los mayores contenidos de pigmentos fotosintéticos, lo que indica un mayor contenido basal de estos pigmentos en ausencia de estrés por fitotoxicación.

Por su parte, el tratamiento de 400 ppm presentó valores similares al control e incluso ligeramente superiores para algunos pigmentos, lo que podría ser consistente con una respuesta hormética, en la que a concentraciones bajas o moderadas de un agente estresante se puede inducir a respuestas fisiológicas de compensación o estimulación (Altun & Orcan, 2024).

A 800 ppm se observó una respuesta intermedia, caracterizada por incrementos iniciales y una posterior estabilización de los pigmentos fotosintéticos, lo que podría indicar una respuesta de ajuste de la planta ante el estrés ocasionado por el Pb.

En contraste, el tratamiento de 1200 ppm presentó las mayores reducciones en los contenidos de *Chla*, *Chlb* y *Chlt*, particularmente durante las últimas etapas del experimento. Esta respuesta sugiere que la exposición sostenida a una concentración elevada de Pb pudo superar la capacidad de respuesta de la planta

y favorecer el desarrollo de efectos fitotóxicos (Aryal, 2024).

6.3.4. Clorofila a con HEIDA

Los resultados para el contenido de clorofila a en presencia de HEIDA (*ChlaH*) se presentan en el Cuadro 16. El control presentó el mayor contenido de *ChlaH* al finalizar los 120 d de tratamiento, con un valor de 0.1724 mg g^{-1} , representando un incremento del 30.7 % respecto a su control sin HEIDA. Este incremento con la presencia de un agente quelante también fue observado por Mallhi et al. (2019) quienes reportaron un incremento del 35% en el contenido de *Chla* de *Ricinus communis* (Euphorbiaceae) en presencia de ácido cítrico. Del mismo modo, Gul et al. (2025) observaron que la aplicación de ácido cítrico en *Vigna radiata* (Fabaceae) incrementaba la tasa fotosintética entre un 11 y 14 %. Estos aumentos evidencian un efecto favorable en la aplicación de un agente quelante sobre el contenido de la *Chla*.

Cuadro 16. Concentración de clorofila a + HEIDA (mg g^{-1} de hoja fresca).

Tratamiento (ppm de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$)	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	0.0876 ± 0.001 a	0.1128 ± 0.002 b	0.0615 ± 0.005 b c	0.0610 ± 0.003 c
800	0.0711 ± 0.006 b	0.1138 ± 0.008 b	0.0583 ± 0.004 c	0.0683 ± 0.001 b
400	0.0692 ± 0.002 b	0.0738 ± 0.003 c	0.0678 ± 0.003 b	0.0689 ± 0.001 b
0	0.0893 ± 0.002 a	0.1535 ± 0.003 a	0.1354 ± 0.003 a	0.1724 ± 0.002 a

Este incremento observado en la *ChlaH* podría estar relacionado con la capacidad de los agentes quelantes de modificar la biodisponibilidad y movilidad de elementos esenciales para el metabolismo fotosintético como el Mg, Fe y Mn. Lopez-Rayó et al. (2023) evaluaron la capacidad de incrementar la solubilidad de micronutrientes en el suelo mediante del agente quelante biodegradable [S,S]-EDDS y reportaron aumentos de 1.7 y 2.8 veces en la solubilidad de Fe y de 6 a 15 veces en la del Mn

respecto a la fracción naturalmente disponible. Esto sugiere que al aplicar un agente quelante se puede favorecer e incrementar la movilización y disponibilidad de elementos minerales esenciales para la fotosíntesis.

Por otro lado, el tratamiento de 400 ppm presentó un comportamiento estable durante los 120 d de exposición al Pb, con una variación final de 1.45 % respecto a su medición inicial. En contraste, el tratamiento de 800 ppm mostró variaciones en sus respuestas con un aumento del 59 % entre los 30 y 60 d, seguido de una disminución del 50 % entre los 60 y 90 d. Sin embargo, se observó una recuperación del 19.3 % en los últimos 30 d, aunque el contenido final de ChlaH permaneció 4.3% por debajo de su valor inicial. Por último, el tratamiento con 1200 ppm presentó un aumento del 26.4 % entre los 30 y 60 d, seguida de un descenso del 44.5 % entre los 60 y 90 d. A diferencia del tratamiento con 800 ppm, este no mostró una recuperación durante los últimos 30 d, manteniendo un valor final de 0.061 mg g⁻¹.

En general, estos resultados muestran que la respuesta de *P. coleoides* al Pb en presencia de HEIDA estuvo determinada por la concentración y el tiempo de exposición. Esto podría indicar que, bajo concentraciones bajas y moderadas de Pb, *P. coleoides* conserva una mayor capacidad para activar mecanismos de adaptación y mantener el contenido de *Chla*, mientras que a concentraciones elevadas esta capacidad puede verse superada por el estrés a largo plazo.

Sin embargo, la estabilización o recuperación parcial observada en los tratamientos con HEIDA no resultó en un mayor contenido final de *Chla* respecto a los tratamientos sin agente quelante. Un ejemplo fue el tratamiento de 800 ppm, el tratamiento sin HEIDA presentó un contenido final de 0.0819 mg g⁻¹, mientras que con HEIDA alcanzó 0.0683 mg g⁻¹, representando una reducción del 25 %. Este comportamiento podría estar relacionado con el incremento en la movilidad y biodisponibilidad del Pb ocasionado por la aplicación del agente quelante, favoreciendo su interacción con la planta. Un comportamiento similar fue reportado por Li et al. (2021) en *Sedum alfredii* (Crassulaceae) donde la aplicación de ácido cítrico incrementó la biodisponibilidad de Pb en el suelo y, simultáneamente, se

redujo el rendimiento máximo del fotosistema, efecto asociaron con un mayor estrés sobre el aparato fotosintético. Por lo tanto, aunque HEIDA pudo favorecer la movilización del Pb y modificar la respuesta fisiológica de *P. coleoides*, su aplicación no necesariamente mitigó la afectación del contenido de *Chla*, particularmente bajo concentraciones elevadas de Pb (Deng et al., 2024).

6.3.5. Clorofila *b* con HEIDA

Los resultados correspondientes al contenido de clorofila *b* en presencia de HEIDA (*ChlbH*) se presentan en el Cuadro 17. El valor más alto de *ChlbH* se registró en el tratamiento control, con 0.0880 mg g⁻¹ a los 120 d de experimentación, lo que representó un incremento de 26.6 % respecto al valor obtenido en el control sin HEIDA. A lo largo de los 120 d de periodo experimental, el contenido de *ChlbH* presentó variaciones en todos los tratamientos. En el caso del control, se observó una elevación de 23.2 % entre los 30 y 60 d, seguido de una disminución y un incremento final de 2.4 % respecto al su valor inicial.

Cuadro 17. Concentración de clorofila *b* + HEIDA (mg g⁻¹ de hoja fresca).

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	0.0675±0.001 b	0.0853±0.003 b	0.0683±0.006 b	0.0745±0.001 b
800	0.0380±0.002 c	0.0542±0.003 d	0.0458±0.001 d	0.0538±0.003 c
400	0.0674±0.004 b	0.0736±0.003 c	0.0575±0.002 c	0.0561±0.001 c
0	0.0859±0.002 a	0.1058±0.001 a	0.0825±0.001 a	0.0880±0.001 a

El valor final reportado para el control con HEIDA fue inferior a los reportados para otras especies en condiciones experimentales similares. Naaz et al. (2023) registraron un contenido de *Chlb* de 0.32 mg g⁻¹ en *Brassica juncea* (Brassicaceae) tratada con EDTA en ausencia de Pb. Este valor fue aproximadamente 3.6 veces mayor que el obtenido en el presente estudio. Sin embargo, los autores observaron

que la aplicación de EDTA no conservó la concentración del pigmento, disminuyendo 45.7 % respecto al control sin EDTA. En contraste, en el presente estudio, la aplicación de HEIDA incrementó el contenido de *Chlb* de 0.0695 a 0.0880 mg g⁻¹, lo que representa un aumento de 26.6 %. Este incremento sugiere un posible efecto favorable de HEIDA sobre la conservación del contenido de *Chlb* (Yin et al., 2024).

En los tratamientos expuestos a Pb, la respuesta de *ChlbH* fue variable y no presentó un comportamiento lineal respecto a la concentración del metal. Al finalizar el periodo experimental, el tratamiento de 1200 ppm de Pb presentó un contenido de *ChlbH* significativamente mayor que los tratamientos de 400 y 800 mg kg⁻¹, aunque permaneció por debajo del control. Este comportamiento podría estar relacionado con una respuesta fisiológica no lineal frente al estrés o con modificaciones en la disponibilidad del Pb asociadas con la aplicación de HEIDA. La literatura ha demostrado que la respuesta de los pigmentos fotosintéticos ante la aplicación de agentes quelantes puede variar dependiendo del tipo de agente, su concentración y las condiciones de exposición al metal (Mahamud et al., 2026).

En este sentido, Malhi et al. (2019) observaron en *Ricinus communis* (Euphorbiaceae) que la aplicación de ácido cítrico bajo estrés de 600 ppm de Pb incrementó el contenido de *Chlb* aproximadamente 42 % respecto al tratamiento con Pb sin ácido cítrico. De manera similar, Saman et al. (2022) reportaron en *Brassica juncea* (Brassicaceae) un incremento de 48–78 % en *Chlb* mediante la aplicación de 2.5 mM de EDTA respecto a los tratamientos expuestos a Pb sin el agente quelante. Asimismo, Mahamud et al. (2026) observaron en *Solanum lycopersicum* (Solanaceae) incrementos de *Chlb* de aproximadamente 224 y 334 % mediante la aplicación de ácido cítrico bajo concentraciones de 150 y 300 ppm de Pb, respectivamente, en comparación con los tratamientos sin aplicación del agente. En general los antecedentes muestran que la aplicación de agentes quelantes biodegradables puede modificar la respuesta de *Chlb* en presencia de Pb y en condiciones determinadas favorecer su conservación o recuperación a lo largo

del tiempo.

6.3.6. Clorofila total con HEIDA

Los resultados obtenidos para el contenido de clorofila total en presencia de HEIDA (*ChltH*) se presentan en el Cuadro 18. El tratamiento que presentó el mayor contenido de *ChltH* fue el control, con un valor de 0.2561 mg g^{-1} a los 120 d de experimentación. En comparación con el control con HEIDA, los tratamientos de 400, 800 y 1200 ppm de Pb presentaron disminuciones de 49.9, 44.0 y 46.6 %, respectivamente, mostrando una diferencia significativa respecto al control. Al igual que lo observado para *ChlaH* y *ChlbH*, el contenido de *ChltH* del control fue 28.1 % mayor que el registrado en el control sin HEIDA.

Cuadro 18. Concentración de clorofila total + HEIDA (mg g^{-1} de hoja fresca).

Tratamiento (ppm de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$)	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	0.1550 ± 0.003 b	0.1929 ± 0.007 b	0.1280 ± 0.005 b	0.1367 ± 0.002 c
800	0.1107 ± 0.008 d	0.1430 ± 0.005 c	0.1032 ± 0.002 c	0.1433 ± 0.001 b
400	0.1387 ± 0.005 c	0.1426 ± 0.004 c	0.1300 ± 0.006 b	0.1283 ± 0.001 c
0	0.1753 ± 0.003 a	0.2552 ± 0.004 a	0.2158 ± 0.007 a	0.2561 ± 0.003 a

A lo largo de los 120 d de experimentación, los contenidos de *ChltH* en todos los tratamientos presentaron respuestas variables en sus distintas mediciones. Durante los primeros 30 d los valores se mantuvieron entre 0.110 y 0.175 mg g^{-1} , mientras que para la segunda medición todos incrementaron el contenido de *ChltH* en un rango de 7.7 % y 47.1 %. Sin embargo, para los resultados a los 90 d todos los tratamientos disminuyeron, con un rango del de 7.1 % a 36.8 %.

Este comportamiento puede deberse a la respuesta de adaptación que está generando *P. coleoides* al estrés provocado por el contenido de Pb, ya que, para la última medición, los contenidos de *ChltH* aumentaron para el control, 800 y 1200

ppm un rango de 8.33 % y 40 %, mientras que, para 400 ppm, se presentó una disminución del 7.6 % en el *ChltH*.

Del mismo modo, los resultados registrados evidenciaron que la aplicación de Pb ocasiona una disminución significativa en el contenido de pigmentos fotosintéticos, sin embargo, las reducciones observadas para *ChltH* no siguieron una tendencia lineal a la concentración de Pb aplicada, ya que el tratamiento con 800 ppm obtuvo un valor mayor de *ChltH* que los tratamientos con 400 y 1200 ppm, aunque permaneció por debajo del control.

Resultados similares fueron observados por Sarfraz et al. (2022), quienes estudiaron el comportamiento de *Ricinus communis* (Euphorbiaceae) bajo diferentes concentraciones de Pb, con y sin la aplicación de EDTA. Los autores observaron que la respuesta de la *Chlt* no presentó una disminución lineal conforme el aumento de la concentración de Pb. Además, registraron una mayor conservación de los pigmentos fotosintéticos en los tratamientos que incluían EDTA respecto a aquellos sin el agente quelante, lo que muestra que la incorporación de un agente en la fitorremediación puede alterar la respuesta de la planta frente al estrés por Pb.

De manera similar, Shakoore et al. (2014) evaluaron *Brassica napus* (Brassicaceae) expuesta a 10 y 20 ppm de Pb aplicando ácido cítrico como agente quelante. Los autores observaron que la aplicación de ácido cítrico incrementó el contenido de *Chlt* aproximadamente 10 % respecto al control sin ácido cítrico. Asimismo, al comparar los tratamientos con Pb respecto al control con ácido cítrico, se observaron disminuciones de aproximadamente 30.4 % y 54.1 % para 10 y 20 ppm de Pb, respectivamente. Estos resultados muestran que, aunque la aplicación de un agente complejante puede favorecer la conservación de los pigmentos fotosintéticos, el incremento de la concentración de Pb puede intensificar su disminución y modificar la magnitud en la respuesta de la *Chlt*.

Esta respuesta no monotónica observada en la *ChltH* podría estar relacionada con las interacciones entre el Pb y la aplicación de HEIDA. Se ha observado que la aplicación de agentes quelantes puede modificar la acumulación, distribución y

disponibilidad del Pb en los tejidos vegetales, por lo que la respuesta de los pigmentos fotosintéticos no necesariamente sigue una relación lineal con la concentración del Pb (Yin et al., 2024).

6.3.7. Número de hojas

Los resultados obtenidos para el número de hojas se presentan a continuación en el Cuadro 19. El tratamiento con mayor número de hojas al finalizar el periodo experimental fue el control con un total de 700 hojas. En comparación con el control, los todos los tratamientos con Pb tuvieron una disminución en la medición final de hojas, 14.3 % para el tratamiento con 400 ppm, 73.8 % para 800 ppm y 45 % para 1200 ppm.

Cuadro 19. Número de hojas.

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	0 d	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	168±2 a	256±2.0 c	365±15.3 c	380±17.0 c	384±13.8 c
800	166±3 a	192±2.0 d	242±8.6 d	202±12.6 d	183±6.0 d
400	169±1 a	339±1.5 b	553±22.0 b	593±24.1 b	600±23.0 b
0	169±2 a	380±1.5 a	646±7.5 a	693±12.6 a	700±9.0 a

A lo largo de los 120 d de experimentación, las plantas del control generaron en promedio 177 hojas nuevas por planta, mientras que, en el tratamiento de 400 ppm de Pb se produjeron 144 hojas nuevas, lo que representó una disminución del 18.8 % en la producción neta respecto al control. En contraste, el tratamiento con 800 ppm obtuvo una producción neta de apenas 6 hojas nuevas por planta, representando una disminución del 96.8 % respecto al control. Además de la reducción en la producción neta de hojas, entre los 90 y 120 d se observó una pérdida promedio de 20 hojas por planta. Por último, el tratamiento con 1200 ppm presentó una producción neta de 72 hojas nuevas por planta, representando una disminución del 59.3 % con respecto al control.

Resultados similares han sido reportados en la literatura. Tian et al. (2014) observaron en *Brassica napus* (Brassicaceae) una disminución del 46.4 % en la

generación de hojas nuevas respecto al control cuando las plantas fueron expuestas a 82 ppm de Pb. De manera similar, Mallhi et al. (2019) reportaron disminuciones del 7.3 y 12 % en la generación de nuevas hojas de *Ricinus communis* (Euphorbiaceae) cuando las plantas fueron tratadas con 300 y 600 ppm de Pb, respectivamente. Estos resultados señalan que la exposición a Pb puede afectar la producción de hojas nuevas, aunque la respuesta puede variar de acuerdo con la especie vegetal y la concentración de Pb.

En especies de la familia Lamiaceae cultivadas bajo condiciones sin estrés, se han reportado valores similares para la generación de nuevas hojas. Ly et al. (2022) evaluaron el crecimiento de nuevas hojas para *Plectranthus hadiensis* cultivado en maceta durante un periodo de 60 días y reportaron que a condiciones óptimas se generaban aproximadamente 201 hojas nuevas por planta. Por su parte, Mitra et al. (2025) reportaron para *Coleus forskohlii* en condiciones *in vitro* sin y ausencia de estrés, una producción aproximada de 120-138 hojas por mes. En el presente trabajo, *P. coleoides*, genero aproximadamente 132 hojas nuevas por mes en el control. Estos resultados sugieren que, bajo las condiciones experimentales empleadas, las plantas del control mantuvieron una producción foliar adecuada.

A lo largo de los 120 d de experimentación, se observó la generación de nuevas hojas para todos los tratamientos, sin embargo, la respuesta para el tratamiento con 800 ppm fue considerablemente menor. Este comportamiento sugiere que *P. coleoides* no siguió un comportamiento dependiente a la dosis, ya que, la mayor disminución en la generación de hojas no se presentó en la concentración más elevada. En particular, el tratamiento de 1200 ppm mostró una recuperación durante su última medición, al pasar de 365 a 384 hojas entre los 90 y 120 días, lo que representa un incremento del 5.2 % respecto al número registrado a los 90 días.

Se ha observado que a exposiciones moderadas de Pb las plantas pueden tener la capacidad de activar mecanismos fisiológicos de tolerancia y adaptación. Estas respuestas pueden dar una explicación a los comportamientos no monotónicos a ciertas concentraciones, en las cuales el efecto observado no aumenta

proporcionalmente conforme se incrementa la concentración del agente estresante (Dhiman et al., 2025).

En este contexto, diversas plantas expuestas Pb a concentraciones bajas o moderadas pueden presentar una respuesta hormética, en la que se observa una dosis-respuesta no lineal. En este fenómeno, las plantas expuestas a una determinada concentración de Pb y dependiendo de la especie vegetal, pueden activar mecanismos antioxidantes y de regulación que les permite mantener o incluso estimular ciertos procesos metabólicos (Małkowski et al., 2020).

Dhiman et al. (2025) describieron esta respuesta hormética inducida por Pb para *Brassica juncea* (Brassicaceae) en la que asociaron modificaciones en el crecimiento, pigmentos fotosintéticos y mecanismos antioxidantes. De manera similar, El-Mahrouk et al. (2025) evaluaron a *Jacaranda mimosifolia* (Bignoniaceae) bajo concentraciones de 400, 800 y 1200 ppm de $Pb(NO_3)_2$ y observaron una reducción en los parámetros de crecimiento bajo estrés por Pb, además, también observaron una elevada supervivencia de las plantas y una disminución de los síntomas de toxicidad conforme avanzó el desarrollo, lo que sugiere la participación de mecanismos de tolerancia y adaptación al estrés.

6.3.8. Número de hojas HEIDA

Los resultados obtenidos para el número de hojas se presentan a continuación en el Cuadro 20. El tratamiento con la mayor generación de hojas nuevas al finalizar los 120 d fue el control con 696 hojas nuevas. En comparación con el control, los tratamientos con Pb disminuyeron su generación de hojas en la medición final un 21 % para el tratamiento con 400 ppm, 51.6 % para 800 ppm y 52 % para 1200 ppm. La generación de hojas nuevas a lo largo de los 120 d de exposición al Pb también se vio afectada en una disminución del 28 % para el tratamiento con 400 ppm, 67.7 % para 800 ppm y 69.2 % para 1200 ppm.

Cuadro 20. Número de hojas con HEIDA.

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	0 d	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	162±2 a	239±8.0 c	267±3.0 c	309±5.5 c	327±7.5 c
800	164±3 a	244±6.1 c	272±2.6 d	315±3.5 c	337±3.5 c
400	164±3 a	342±11.5 b	404±5.1 b	498±2.0 b	550±6.8 b
0	160±1 a	417±6.5 a	505±5.8 a	657±2.5 a	696±4.6 a

En comparación con la generación de nuevas en los 120 d de experimentación con los tratamientos sin HEIDA, los controles solo presentaron una variación de aproximadamente 0.9 %. Esto podría sugerir que, bajo las condiciones experimentales estudiadas en este trabajo, el HEIDA no estimula la generación de hojas nuevas, sino que ayuda a disminuir el daño ocasionado por el Pb, un efecto de mitigación que se pudo observar en el tratamiento de 800 ppm. Por otro lado, la adición de HEIDA disminuyó de 96.8 % a 67.7 % en la generación de hojas nuevas, lo que representa una reducción del 30 % en la pérdida foliar al aplicar un agente quelante.

Este comportamiento observado en el control es similar a los efectos benéficos reportados de utilizar agentes quelantes en plantas estresadas con Pb. Estos no necesariamente se manifiestan en la estimulación del crecimiento en ausencia de un contaminante, sino que pueden manifestarse como una reducción en efectos adversos fisiológicos (Gul et al., 2025). Este efecto ha sido reportado por diversos autores, donde Saman et al. (2022) encontraron que cuando aplicaban EDTA a *Brassica juncea* en presencia de Pb, su disminución en biomasa total se había conservado en un 67 % y, además, observaron variaciones positivas en la actividad antioxidante. Esto les permitió concluir que la aplicación de EDTA había mitigado significativamente los efectos adversos del Pb. Del mismo modo, Gul et al. (2025) estudiaron los efectos de la aplicación de ácido cítrico y ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA) en la fitorremediación de Pb asistida por quelantes para *Vigna radiata*, reportando que la adición de estos agentes quelantes

amortiguó los efectos tóxicos del Pb en un 6.25 %- 10%.

Sin embargo, este efecto mitigante no se observó en los tratamientos de 400 y 1200 ppm, lo que podría sugerir que el efecto en el crecimiento de hojas para *P. coleoides* depende de la interacción del HEIDA con la concentración de Pb (Kamal et al., 2023). Cuando la concentración de Pb aumenta o cambia, la relación Pb-HEIDA también se puede modificar, lo que podría cambiar la proporción de Pb que esta complejada y disponible en el suelo para que pueda ser absorbida por *P. coleoides* (Diarra et al., 2021).

6.3.9. Grosor del tallo base

Los resultados obtenidos para el grosor de tallo basal se presentan en el Cuadro 21. Al concluir los 120 d de experimentación, el mayor grosor se registró en el tratamiento de 400 ppm, con 9.7 mm. En comparación con el control, este tratamiento presentó un aumento final de 16.3 %, mientras que los tratamientos de 800 y 1200 ppm mostraron disminuciones del 0.48 y 6.27 % respectivamente.

Cuadro 21. Grosor de tallo base (mm).

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	0 d	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	8.8±0.03 a	8.5±0.01 b	7.6±0.2 c	7.8±0.01 c	7.8±0.1c
800	8.8±0.01 a	8.6±0.01 a	8.1±0.01 bc	8.1±0.02 bc	8.2±0.1 b
400	8.8±0.02 a	8.5±0.01 a	9.4±0.4 a	9.5±0.3 a	9.7±0.3 a
0	8.7±0.02 a	8.5±0.02 b	8.4±0.3 b	8.3±0.05 b	8.3±0.05 b

A lo largo de los 120 d de experimentación el control y el tratamiento con 800 pm presentaron un comportamiento de estable de los 0-60 d, sin embargo, ambos tratamientos presentaron una disminución del 4.60 % y 6.14 % respectivamente por debajo de su valor inicial al concluir el experimento. A pesar de estas variaciones, estadísticamente estos tratamientos no presentan una diferencia significativa entre ellos. Esta ligera disminución del grosor basal puede tener distintas explicaciones en las que se puede destacan la variabilidad en la medición, así como cambios en

la forma del tallo relacionados con el contenido de agua y la turgencia celular (Fernández et al., 2022; Van de Put et al., 2022).

En el tratamiento de 400 ppm, el grosor del tallo basal aumentó 11 % respecto al valor inicial. Su mayor incremento entre mediciones se registró entre los 30 y 60 d, con un aumento de 10.5 %. Este comportamiento sugiere que *P. coleoides* no solo presentó una recuperación posterior al estrés inicial ocasionado por el Pb, sino también una estimulación del engrosamiento del tallo después de la disminución de 2.3 % observada a los 30 d. Por el contrario, esta estimulación no se presentó en el tratamiento de 1200 ppm, cuyo grosor final disminuyó 10.3 % respecto al valor inicial. De forma general, este comportamiento puede demostrar una respuesta no monotónica en el grosor del tallo basal expuesto a Pb y es compatible con una respuesta hormética (El-Mahrouk et al., 2025).

Estos comportamientos en la reducción y estimulación de engrosamiento en el tallo no monotónico también han sido registrados por otros autores. Xu et al. (2025) encontraron que *Cannabis sativa* (Cannabaceae), expuesta a 500 ppm de Pb, presentó un aumento de 22.5 % en el grosor del tallo; sin embargo, al incrementar la concentración a 1000 ppm, este grosor disminuyó. De manera similar, Huang et al. (2017) reportaron que en *Robinia pseudoacacia* (Fabaceae) a una concentración de 90 ppm de Pb produjo un aumento aproximado de 4 % en el grosor del tallo, mientras que a 900 ppm se observó una disminución cercana al 7 %. Estos resultados sugieren que el aumento o disminución en el grosor de tallo puede estar relacionado a la concentración de Pb, encontrando una estimulación a concentraciones bajas o medianas y efectos inhibitorios a concentraciones más elevadas.

6.3.10 Grosor del tallo base con HEIDA

Los resultados obtenidos para el grosor de tallo basal en presencia de HEIDA se presentan en el Cuadro 22. El tratamiento con el mayor diámetro registrado al finalizar los 120 d de experimentación correspondió al control con 10.3 mm. En comparación con el control, los tratamientos de 400, 800 y 1200 ppm presentaron

una disminución del 22.6 %, 18.7 % y 22.9 % respectivamente. A pesar de que todos los tratamientos tuvieron un valor menor al control ninguno de ellos terminó por debajo de su propio valor inicial.

Cuadro 22. Grosor de tallo base con HEIDA (mm).

Tratamiento (ppm de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$)	0 d	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	7.8±0.01 a	7.8±0.04 c	7.8±0.02 c	7.9±0.01 c	7.9±0.02 c
800	7.7±0.01 a	7.0±0.09 b	8.1±0.01 b	8.2±0.02 b	8.4±0.02 b
400	7.7±0.01 a	7.8±0.09 c	7.9±0.01 c	7.8±0.005 c	8.0±0.06 c
0	7.7±0.02 a	8.9±0.15 a	9.3±0.04 a	9.9±0.20 a	10.3±0.03 a

El control presentó un aumento continuo a lo largo de los 120 d de experimentación alcanzando una elevación final de 34.2 %. Del mismo modo, los tratamientos de 400 y 1200 ppm tuvieron un aumento a lo largo del tiempo experimental con un incremento final del 3.9 % y 3.5 % respectivamente. Para el tratamiento de 800 ppm, se observó inicialmente una disminución de 9 % a los 30 d, sin embargo, entre los 30 y 60 d, el grosor aumentó 16 %, mostrando una recuperación que le permitió finalizar 9 % por encima de su valor inicial.

Al comparar estos resultados con los obtenidos sin la aplicación de HEIDA, el control con HEIDA presentó al final de los 120 d de experimento un grosor basal 23.8 % mayor que el control sin HEIDA. Este comportamiento sugiere que el agente quelante pudo favorecer el desarrollo del tallo mediante modificaciones en la disponibilidad de nutrientes (Yin et al., 2024). Este comportamiento también fue reportado por Roebuck y Klink (2025), quienes encontraron que cuando aplicaban ácido cítrico como agente quelante se favorecía el crecimiento de *Cannabis sativa* (Cannabaceae) en suelo contaminado con Pb.

En cuanto a los resultados de los tratamientos con Pb, cuando estos se evaluaron sin HEIDA se obtuvo una respuesta benéfica para el tratamiento de 400 ppm mientras que a 800 y 1200 ppm dicha estimulación se perdió y se observó una reducción del grosor con respecto a los valores iniciales. Sin embargo, cuando se

aplicó el HEIDA para 400 ppm, se observó una disminución del 16.6 %, efecto que también ha sido reportado en la literatura por Liu et al. (2023) para *Cannabis sativa* (Cannabaceae), quienes encontraron que cuando aplicaban 2 mmol L⁻¹ de ácido cítrico se producía una reducción del 16 % en los diámetros del tallo respecto al control sin quelante. En contraste a lo que se observó en los resultados obtenidos con HEIDA, todos los tratamientos con Pb terminaron aumentando su grosor basal a lo largo de los 120 d de experimentación, desapareciendo esa reducción a concentraciones más elevadas.

En comparación con los tratamientos sin HEIDA, los tratamientos con 800 y 1200 ppm mostraron un aumento del 1.6 % y 2.4 % respectivamente en su grosor basal. Resultados similares fueron reportados por Deng et al. (2024) quienes evaluaron la respuesta de *Cannabis sativa* (Cannabaceae) cultivada en un suelo contaminado con Pb, encontrando que la adición de EDTA incrementaba el diámetro basal en un 17.1 %.

6.3.11. Grosor de tallo principal

Los resultados obtenidos para el grosor de tallo principal se presentan en el Cuadro 23. El tratamiento con el mayor grosor al finalizar los 120 d de experimentación fue el control con 4.5 mm. En comparación con el control, el tratamiento con 400 ppm presentó una variación del 2.6 %, sin embargo, no fue estadísticamente significativa. En contraste, para los tratamientos con 800 y 1200 ppm se produjeron disminuciones del 22.4 % y 20 % respectivamente.

Cuadro 23. Grosor de tallo principal (mm).

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	0 d	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	4.8±0.02 a	4.8±0.01 a	3.2±0.02 c	3.4±0.03 b	3.7±0.16 b
800	4.8±0.04 a	4.1±0.01 d	3.2±0.02 c	3.3±0.02 b	3.4±0.05 c
400	4.8±0.01 a	4.7±0.02 b	4.2±0.09 a	4.3±0.14 a	4.4±0.02 a
0	4.8±0.02 a	4.2±0.01 c	3.9±0.03 b	4.2±0.10 a	4.5±0.03 a

Con respecto a su valor inicial, el control y el tratamiento con 400 ppm mostraron variaciones pequeñas, mostrando un aumento del en 0.7 % para el control y 2.2 % para el 400 ppm de Pb sin estar por encima del control. En cambio, para el tratamiento de 800 ppm se observó una disminución del 28.4 % para la medición a los 60 d, sin embargo, para la medición a los 90 y 120 d se registró una recuperación del 6.3 %. En cuanto al tratamiento con 1200 ppm, se observó un incremento inicial del 7.4 % a los 30 d, pero para la medición de los 60 d se registró una disminución del 32 %. Posteriormente, para la última medición, el tallo principal mostró una recuperación del 19.5 %, sin embargo, esta recuperación no fue lo suficientemente alta como para superar de su valor inicial.

Estos resultados sugieren que, a concentraciones moderadas de Pb el grosor del tallo principal se mantiene estable y presenta un crecimiento similar al de las plantas en ausencia de fitotoxicidad (Liu et al., 2023). Sin embargo, al aumentar la concentración a 800 y 1200 ppm de Pb, se observaron disminuciones marcadas, reduciendo así su poder de recuperación al finalizar los 20 d. A pesar de ver disminuciones en ambos tratamientos, el mayor daño no correspondió a la concentración más elevada de Pb.

Este comportamiento refuerza que *P. coleoides* no presenta una respuesta lineal frente al incremento de Pb. En comparación con el tallo basal, la principal diferencia se observó en el tratamiento de 400 ppm, donde no se registró la misma estimulación en el grosor. En *P. coleoides* la región basal puede presentar un mayor desarrollo de tejidos, ocasionando que la posición de medición sea distinta y presentando un grosor no uniforme hacia las regiones superiores del tallo debido al distinto desarrollo anatómico (Velarde-Montero et al., 2011).

6.3.12. Grosor de tallo principal con HEIDA

Los resultados obtenidos para el grosor del tallo principal en presencia de HEIDA se presentan en el Cuadro 24. El mayor grosor al finalizar los 120 d de experimentación correspondió al tratamiento de 400 ppm, con 5.3 mm. En comparación con el control, este tratamiento presentó un incremento del 3.5 %,

mientras que los tratamientos de 800 y 1200 ppm registraron disminuciones del 4 y 6.4 %, respectivamente.

Cuadro 24. Grosor del tallo principal con HEIDA (mm).

Tratamiento (ppm de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$)	0 d	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	4.4±0.5 a	4.6±0.08 b	4.6±0.02 d	4.8±0.01 c	4.9±0.02d
800	4.4±0.01 a	4.7±0.05 ab	4.7±0.02 c	4.9±0.01 b	4.9±0.02 c
400	4.4±0.02 a	4.8±0.04 a	4.9±0.01 a	5.1±0.01 a	5.3±0.01 a
0	4.4±0.02 a	4.7±0.02 ab	4.8±0.03 b	4.9±0.01 b	5.1±0.01 b

Todos los tratamientos presentaron un incremento en el grosor del tallo principal durante los 120 d de experimentación, observándose diferencias significativas entre todos los tratamientos. Para el control se registró un incremento de 17 % respecto a su valor inicial, mientras que en el tratamiento de 400 ppm este aumento fue de 21.4 %. En comparación, en los tratamientos de 800 y 1200 ppm, los aumentos fueron de 12.2 y 9.7 %, respectivamente. Estos resultados muestran que, a pesar de que el grosor del tallo principal aumentó en todos los tratamientos, el tamaño de este incremento fue menor conforme la concentración de Pb pasó los 400 ppm. Sin embargo, incluso a las concentraciones más elevadas evaluadas, no se registró una reducción en el grosor respecto a sus valores iniciales.

En comparación con los valores obtenidos para el grosor de tallo principal sin HEIDA, se observó un cambio en el comportamiento del tallo principal en presencia de Pb. En ausencia del agente quelante, para los tratamientos de 800 y 1200 ppm presentaron disminuciones de 23.9 % y 19.4 % respectivamente con respecto a sus valores iniciales. Sin embargo, este efecto no se observó al aplicar el HEIDA ya que todos los tratamientos presentaron un aumento, el control con un 14.4 %, mientras que, para los tratamientos de 400 y 1200 ppm se presentaron crecimientos del 21.6 % y 33. 8% respectivamente. El mayor contraste observado en *P. coleoides* en el grosor final del tallo se presentó en el tratamiento de 800 ppm con un incremento final del 45.2 % cuando se aplicó HEIDA. Este aumento sugiere que el efecto del

agente quelante sobre el grosor de tallo fue más evidente en donde el Pb produjo una mayor reducción en el engrosamiento.

6.3.13. Longitud

Los resultados que se obtuvieron para longitud a lo largo del periodo experimental se presentan en el Cuadro 25. El tratamiento con la mayor longitud registrada fue el de 400 ppm con 165 cm a los 120 d. Seguido se encontró el control con 144 cm y por ultimo los tratamientos de 800 y 1200 ppm con 118 cm y 87 cm respectivamente, presentando diferencias significativas entre todos los tratamientos. En comparación con el control, el tratamiento con 400 ppm tuvo un aumento del 14.8 %, mientras que para los tratamientos de 800 y 1200 ppm obtuvieron un crecimiento por debajo del control del 17.7 y 39.7 % respectivamente.

Cuadro 25. Longitud (cm).

Tratamiento (ppm de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$)	0 d	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	62.5±0.5 a	70.8±0.8 c	78±4.4 d	84.7±4.6 d	87.0±5.2 d
800	64.7±1.1 a	88.6±1.2 b	106.3±4.6 c	116.3±9.0 c	118.7±9.2 c
400	65.7±2.3 a	96.3±0.9 a	159.3±7.6 a	163±5.20 a	165.7±4.1a
0	63.2±1.5 a	95.0±1.0 a	125.7±6.4 b	133.±3.0 b	144.3±4.0b

Los resultados obtenidos muestran que a 400 ppm se presentó una estimulación significativa en la longitud de *P. coleoides*. Asimismo, el crecimiento neto durante los 120 d fue mayor que en el control, alcanzando 100 cm, en comparación con los 81 cm registrados en el tratamiento de 400 ppm.

En contraste, los tratamientos de 800 y 1200 ppm presentaron longitudes finales menores que el control y alcanzaron crecimientos netos de 54.1 y 24.5 cm, respectivamente. Esta reducción en el crecimiento longitudinal sugiere que, a partir de 800 ppm, el Pb comenzó a ejercer un efecto inhibitorio sobre la elongación del tallo, el cual aumentó al incrementar la concentración de Pb a 1200 ppm. Sin embargo, la estimulación observada a 400 ppm evidencia nuevamente una

respuesta no lineal frente al incremento en la concentración de Pb, sugiriendo que a 400 ppm se puede estimular el crecimiento longitudinal de *P. coleoides*. Este comportamiento podría estar relacionado con la activación de mecanismos de tolerancia y compensación fisiológica frente al estrés ocasionado por Pb (Guo et al., 2020).

Dabgar et al. (2023) reportaron un comportamiento similar en *Cascabela thevetia* (Apocynaceae) expuesta a 400, 800 y 1200 ppm de Pb, donde observaron disminuciones en la longitud de 3.8, 19.1 y 31.2 %, respectivamente. Estos resultados son similares a los obtenidos en *P. coleoides* a 800 y 1200 ppm, en los que se registraron disminuciones de 17.7 y 39.7 %, respectivamente.

6.3.14. Longitud con HEIDA

Los resultados obtenidos para la longitud con HEIDA durante los 120 d de experimentación se presentan en el Cuadro 25. El tratamiento con mayor longitud fue el control con 140.4 cm.

Cuadro 26. Longitud con HEIDA (cm).

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	0 d	30 d	60 d	90 d	120 d
1200	54.0±1.5 a	68.0±2.5 b	72.7±1.5 c	78.7±1.5 c	87.7±1.5 c
800	54.0±2.0 a	84.0±2.6 a	82.3±2.5 b	90.7±2.0 b	104.0±2.6 b
400	54.3±3.0 a	66.3±2.5 b	72.7±1.5 c	75.7±1.5 c	86.3±1.5 c
0	54.7±3.0 a	85.0±3.0 a	98.7±0.6 a	100.3±2.0 a	140.4±3.2 a

En comparación con el control todos los tratamientos con HEIDA reportaron disminuciones de 38.5 %, 25.9 % y 37.6 % para los tratamientos de 400, 800 y 1200 ppm respectivamente. En cuanto al crecimiento neto durante el periodo experimental, el control alcanzó el valor más alto con 85.8 cm en comparación con los 32 cm y 33.6 cm para los tratamientos de 400 y 1200 ppm.

Sin embargo, para el tratamiento con 800 ppm se registró crecimiento neto de 50 cm, lo que equivale a una conservación del 58.3 % del crecimiento observado en el control. Datos similares fueron reportados por Natasha et al. (2025), quienes

evaluaron la respuesta de *Zea mays* (Poaceae) y *Triticum aestivum* (Poaceae) a 800 ppm de Pb y observaron que, con la aplicación de ácido cítrico como agente quelante, ambas especies conservaron el 88 y 85 % de su longitud, respectivamente.

En comparación con los resultados obtenidos para el crecimiento neto durante los 120 de experimento de tratamientos sin HEIDA, se observó un comportamiento específico para cada concentración de Pb. En el control, la aplicación de HEIDA estimuló el crecimiento de *P. coleoides*, con un incremento en el crecimiento neto de 5.9 %. Este efecto se ha reportado de manera similar por Mallhi et al. (2019) en *Ricinus communis* (Euphorbiaceae), donde la aplicación de 5 mmol kg⁻¹ de ácido cítrico incrementó aproximadamente 24 % la longitud del brote.

En contraste, la aplicación de HEIDA redujo el crecimiento neto en 68 % para el tratamiento de 400 ppm y en 7.6 % para el de 800 ppm respecto a los tratamientos sin HEIDA. Guo et al. (2020) reportaron para *Sedum alfredii* (Crassulaceae) una disminución del 19 % en su crecimiento vegetal cuando aplicaban 5 mmol kg⁻¹ de EDTA. De manera similar, Diarra et al. (2020) encontraron que cuando *Brassica juncea* (Brassicaceae) era tratada con 5 mmol kg⁻¹ de EDDS y ácido cítrico, se disminuía la longitud en un 38.5 % y 45.2 % respectivamente, mientras que para *Brassica rapa* (Brassicaceae) los mismos agentes quelantes y a la misma concentración, el crecimiento tuvo una disminución mayor con un 45.2 % y 100 % respectivamente. Estos resultados sugieren que la disminución en el crecimiento de *P. coleoides* bajo estas condiciones se puede deber a que una mayor parte del Pb quedo disponible con la aplicación del HEIDA, ocasionando una mayor movilidad y por lo tanto, una reducción en el crecimiento.

Por el contrario, a 1200 ppm de Pb, la aplicación de HEIDA incrementó 37 % el crecimiento neto respecto al tratamiento sin agente quelante. Este comportamiento también ha sido reportado por Kanwal et al. (2021) para *Alternanthera bettzickiana* (Amaranthaceae) expuesta a 1000 ppm de Pb en adición con ácido cítrico y encontraron un aumento en el crecimiento del 43 %. Asimismo, Mallhi et al. (2019)

reportaron un incremento en el crecimiento de *Ricinus communis* (Euphorbiaceae) de aproximadamente 27 % cuando era evaluada a una concentración de 600 ppm de Pb en presencia de ácido cítrico.

En conjunto, estos resultados evidencian una respuesta no lineal de *P. coleoides* al incremento en la concentración de Pb en presencia de HEIDA. Los resultados observados entre tratamientos sugieren que el efecto del agente quelante sobre el crecimiento depende de su interacción con la concentración de Pb y de la respuesta fisiológica de *P. coleoides* frente al estrés (Kanwal et al., 2021).

6.4. Contenido de Pb en suelo y *P. coleoides*.

Los resultados obtenidos para el contenido de Pb en suelo y raíz, tallo y hoja de *P. coleoides* se presentan en el Cuadro 27.

Cuadro 27. Contenido de Pb en suelo y raíz, hoja y tallo de *P. coleoides*.

Tratamiento (ppm de Pb(NO ₃) ₂)	Suelo inicial 7 d	Suelo final 127 d	Raíz 127 d	Tallo 127 d	Hoja 127 d
1200	29.9±0.3 b	19.6±0.3 b	9.6±0.2 b	ND	ND
800	43.4±0.7 a	21.0±0.3 a	23.0±0.5 a	ND	ND
400	10.9±1.3 c	6.5±0.7 c	3.1±0.1 c	ND	ND
0	6.4±0.06 d	3.6±0.1 d	3.3±0.1 c	ND	ND

A lo largo de los 120 d de experimentación se observaron disminuciones en la concentración de Pb en el suelo para todos los tratamientos evaluados con *P. coleoides*. Asimismo, se observó una supervivencia del 100 % en las plantas evaluadas y se cuantificó Pb en el tejido radicular de todos los tratamientos. En conjunto, estos resultados evidencian la tolerancia de *P. coleoides* a las distintas concentraciones evaluadas, así como su capacidad para absorción y acumulación de Pb.

A pesar de que al tratamiento control no se le adicionó Pb de manera experimental, los análisis realizados mostraron un valor inicial de 6.42 ppm de Pb en suelo. Al finalizar el periodo experimental, se registró una disminución de 2.9 ppm, lo que equivale al 44.6 % de la concentración inicial. A su vez, se cuantificaron 3.27 ppm

de Pb en el tejido radicular, lo que evidencia la capacidad de *P. coleoides* de retener al Pb en la raíz.

Por otra parte, se observó que el incremento en la concentración de Pb en el suelo se relacionó con una mayor concentración de éste en el tejido radicular, sin embargo, se presentó una respuesta no monotónica para el tratamiento de 800 ppm. Este tratamiento presentó la mayor disminución final de Pb en suelo con 22.4 ppm, equivalente al 51.6 % con respecto a su concentración inicial.

En contraste, los tratamientos de 400 y 1200 ppm tuvieron una disminución final de 4.47 ppm y 10.3 ppm de Pb en suelo correspondientes a 40.7 % y 34.5 % de su valor inicial respectivamente. Este comportamiento indica que *P. coleoides* tiene la capacidad para desarrollarse en presencia de Pb y, en conjunto con los resultados obtenidos para raíz, tuvo la capacidad de absorberlo del suelo.

Esta absorción se evidenció mediante la cuantificación de Pb en las raíces de todos los tratamientos, registrándose la mayor concentración en el tratamiento de 800 ppm, con un valor de 23 ppm. Por otro lado, el control y el tratamiento con 400 ppm obtuvieron una concentración de 3.27 ppm y 3.17 ppm respectiva y finalmente, el tratamiento de 1200 ppm registró una concentración de 9.5 ppm.

Por otro lado, se estimó el potencial de fitorremediación de *P. coleoides* mediante el factor de bioconcentración (BCF), calculado a partir de la relación entre la concentración de Pb en la raíz y la concentración residual en el suelo a los 120 d de experimentación. El valor más alto se registró en el tratamiento de 800 ppm, con un BCF de 1.09, seguido del control, con 0.92. En contraste, los tratamientos de 400 y 1200 ppm presentaron valores inferiores y similares entre sí, con un BCF de 0.48 y 0.49 respectivamente.

De acuerdo con la literatura, valores de BCF > 1 indican que una planta tiene la capacidad efectiva de absorber y acumular al Pb, mientras que valores entre 0.1 y 1 se asocian con una capacidad moderada (El-Mahrouk et al., 2024). El BCF obtenido para *P. coleoides* en el presente estudio varió entre 0.48 y 1.09 dependiendo de la concentración de Pb, encontrándose todos en el rango de una

capacidad moderada y efectiva para la fitorremediación de Pb.

El tratamiento de 800 ppm presentó un BCF de 1.09, indicando que, bajo esta concentración, *P. coleoides* mostró capacidad para bioconcentrar de manera eficiente Pb en su raíz. Por otro lado, el control presentó un BCF de 0.92, mientras que los tratamientos de 400 ppm y 1200 ppm registraron valores de 0.48 y 0.49 respectivamente, mostrando una capacidad moderada de acumulación de Pb en las raíces.

Valores variables de BCF para Pb han sido reportados en diferentes especies de la familia Lamiaceae. Vidican et al. (2023) evaluaron *Lavandula angustifolia* expuesta a 100 ppm de Pb y reportaron un BCF de 1.09. Asimismo, González-Morales et al. (2026) evaluaron *Lavandula stoechas* en suelos con concentraciones de 48, 60 y 1500 ppm de Pb, obteniendo valores de BCF de 0.38, 0.42 y 0.25, respectivamente. Por otro lado, Golrizkhatami et al. (2018) reportaron para *Ocimum basilicum* valores considerablemente menores, con BCF de 0.009 y 0.006 en plantas expuestas a 50 y 100 ppm de Pb, respectivamente.

En cuanto a la distribución de Pb en tallo y hoja, las concentraciones presentes en se encontraron por debajo del límite de detección de la técnica empleada, por lo que no fue posible su cuantificación. En conjunto, los resultados obtenidos evidenciaron la capacidad de *P. coleoides* para absorber Pb del suelo y acumularlo en el tejido radicular (Vidican et al., 2023).

6.5. Contenido de Pb en suelo y *P. coleoides* con HEIDA

Los resultados obtenidos para el contenido de Pb en suelo y raíz, tallo y hoja de *P. coleoides* en presencia de HEIDA se presentan en el Cuadro 28.

Cuadro 28. Contenido de Pb en suelo y raíz, hoja y tallo de *P. coleoides* con HEIDA.

Tratamiento (ppm de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$)	Suelo inicial 14 d	Suelo final 134 d	Raíz 134 d	Tallo 134 d	Hoja 134 d
1200	135.8±1.3 b	98.7±0.7a	16.2±0.9 c	2.3±0.1 b	ND
800	185.8±1.2a	97.6±0.5 a	50.8±0.2 a	8.5±0.08 a	ND
400	106.6±0.4 d	63.4±2.4 c	42.9±0.9 b	1.6±0.2 c	ND
0	113.7±0.5c	68.8±3.3 b	6.268±0.4 d	2.5±0.05 b	ND

Durante de los 120 d de experimentación se observaron disminuciones en la concentración de Pb en el suelo para todos los tratamientos evaluados con *P. coleoides* en conjunto con el HEIDA. Además, también se observó una supervivencia del 100 % en las plantas evaluadas y se cuantificó Pb en el tejido radicular y tallo para todos los tratamientos.

Los resultados obtenidos para el control con HEIDA mostraron un valor inicial de 113.74 ppm de Pb en suelo pese a que no se adicionó Pb de manera experimental. Al finalizar los 120 d del periodo experimental, se obtuvo una reducción de 44.92 ppm de Pb, lo que equivale al 39.4 % de la concentración inicial. Del mismo modo, se cuantificaron 6.26 ppm de Pb en el tejido radicular y 2.54 ppm en el tallo, lo que evidencia que *P. coleoides* no solo tiene la capacidad de retener al Pb en la raíz, sino que también de movilizarlo a sus partes aéreas.

Por otra parte, se observó nuevamente una respuesta no monotónica, similar a la registrada en los tratamientos sin HEIDA, ya que el tratamiento de 800 ppm presentó la mayor disminución de Pb en el suelo, con una reducción de 88.2 ppm al finalizar el periodo experimental, equivalente al 39.4 % con respecto a su concentración inicial.

Por el contrario, los tratamientos de 400 y 1200 ppm tuvieron una disminución final de 43.2 ppm y 37.1 ppm de Pb en suelo correspondientes a 40.5 % y 27.3 % de su valor inicial respectivamente. Estos resultados muestran que *P. coleoides* tiene la capacidad para crecer en presencia de concentraciones más elevadas de Pb.

Para la cuantificación de Pb en las raíces de *P. coleoides*, se registró un

comportamiento similar al observado en los tratamientos sin HEIDA, siendo nuevamente el tratamiento de 800 ppm el que presentó la mayor concentración de Pb, con un valor de 50.7 ppm. En cuanto al control y a los tratamientos de 400 y 1200 ppm, se obtuvieron concentraciones de 6.2, 42.9 y 16.2 ppm, respectivamente. En cuanto a los valores de BCF obtenidos en presencia de HEIDA, el tratamiento que obtuvo el valor más alto fue el de 400 ppm con 0.67, seguido de 800 ppm con 0.52, el tratamiento de 1200 ppm con 0.13. Todos los tratamientos mostraron una capacidad moderada de acumulación de Pb en las raíces a excepción del control, que obtuvo un valor de 0.09, colocándolo en un intervalo de acumulación baja (Ariyachandra et al., 2023).

A diferencia de los tratamientos sin HEIDA, en los cuales las concentraciones de Pb en tallo se encontraron por debajo del límite de detección de la técnica empleada, la aplicación de HEIDA permitió registrar concentraciones de Pb en este tejido, registrando un el valor más alto de 8.5 ppm para el tratamiento de 800 ppm. Por otro lado, el control obtuvo una concentración de 2.5 ppm, mientras que el tratamiento de 400 ppm registró un valor de 1.6 ppm y finalmente, 2.3 ppm para el tratamiento con 1200 ppm.

Las concentraciones cuantificadas para Pb en tallo permitieron calcular el factor de movilización para *P. coleoides*, encontrando que el control tuvo el valor más alto con 0.40, mientras que, para los tratamientos de 400, 800 y 1200 ppm, los valores fueron de 0.03, 0.16 y 0.14 respectivamente. Todos los tratamientos presentaron valores de movilización inferiores a 1, por lo que la movilización de Pb de las raíces hacía el tallo ve vio limitada y se mantuvo una mayor retención en las raíces (Collin et al., 2022).

Resultados similares han sido reportados por Song et al. (2020) en las plantas ornamentales *Hemerocallis fulva* (Asphodelaceae), *Iris germanica* (Iridaceae), *Canna generalis* (Cannaceae), *Pennisetum clandestinum* (Poaceae) y *Miscanthus sinensis* (Poaceae), expuestas a concentraciones de Pb de hasta 1000 ppm. Los autores encontraron que *C. generalis* presentó valores de BCF entre 2.21 y 1.03,

mientras que en las otras cuatro especies los valores fueron inferiores a 1. Asimismo, las cinco especies presentaron valores de movilización < 1 .

De manera similar, Sagimbayeva et al. (2025) reportaron que *Sorghum bicolor* (Poaceae), al ser expuesta a Pb, presentó una baja movilidad del metal hacia los tejidos aéreos y una acumulación predominante en las raíces, acompañada de valores de movilización < 1 . Elik y Gül (2025) observaron un comportamiento semejante en *Zea mays* (Poaceae) expuesta a concentraciones elevadas de Pb (1000, 2000 y 3000 ppm), registrando valores de movilización entre 0.03 y 0.06. En conjunto, estos resultados muestran que valores de movilización < 1 se relacionan con una mayor concentración de Pb en las raíces que en los tejidos aéreos, indicando una translocación limitada hacia la parte aérea.

Por último, la cuantificación de Pb en los tallos registrada únicamente en los tratamientos con HEIDA y un incremento significativo en las concentraciones radicales de Pb en presencia de este agente quelante sugiere una mayor absorción de Pb por *P. coleoides*. En comparación con sus respectivos tratamientos sin HEIDA, el control presentó una concentración en raíz equivalente a 1.91 veces el valor registrado sin el agente quelante, mientras que en el tratamiento con 400 ppm la concentración fue 13.53 veces el valor obtenido sin HEIDA. De manera similar, en los tratamientos con 800 y 1200 ppm, las concentraciones radicales correspondieron a 2.20 y 1.71 veces los valores registrados en ausencia de HEIDA, respectivamente.

Este incremento en la concentración de Pb cuantificada en raíces y tallos podría estar relacionado con una mayor movilización del metal en presencia de agentes quelantes. Este comportamiento ha sido reportado por diferentes autores mediante la aplicación de diversos agentes quelantes. Attinti et al. (2017) evaluaron la aplicación de EDDS y NTA en *Athyrium wardii* cultivada en suelos contaminados con Pb y reportaron un incremento en la concentración de Pb disponible en el suelo tras la aplicación de los agentes quelantes.

Asimismo, Gul et al. (2020) estudiaron la fitorremediación de Pb mediante

Pelargonium hortorum (Geraniaceae) con la adición de ácido cítrico y EDTA, encontrando incrementos en las concentraciones de Pb tanto en raíces como en brotes. En presencia de EDTA y ácido cítrico, las concentraciones de Pb en los brotes aumentaron 0.9 y 0.8 veces, mientras que en las raíces los incrementos fueron de 1.8 y 1.7 veces, respectivamente.

De manera similar, Hosseinniaee et al. (2023) reportaron que la aplicación de EDTA incrementó la fracción extraíble de Pb en el suelo y su acumulación en raíces y brotes de *Marrubium cuneatum* (Lamiaceae), *Stipa arabica* (Poaceae) y *Verbascum speciosum* (Scrophulariaceae). A la dosis más alta de EDTA, las concentraciones de Pb en las raíces fueron entre 2.54 y 6.36 veces mayores que en los tratamientos sin agente quelante, mientras que en los brotes fueron entre 3.11 y 6.63 veces mayores.

7. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en el presente estudio permiten concluir que *P. coleoides* presenta la capacidad de desarrollarse en presencia de Pb, relacionando su respuesta de adaptación, acumulación y movilización de las raíces hacia los tallos con la concentración de Pb en el suelo y la aplicación de HEIDA.

En conjunto, bajo las condiciones experimentales evaluadas, *P. coleoides* puede clasificarse como una especie con comportamiento fitoestabilizador. Asimismo, las respuestas de adaptación más estables se observaron a una concentración de 800 ppm. Sin embargo, la respuesta de las variables analizadas no fue proporcional al incremento en la concentración de Pb, observándose comportamientos no monotónicos entre los tratamientos en múltiples variables. A pesar de ello, la tolerancia observada durante la experimentación no implicó la ausencia de efectos fitotóxicos asociados a la exposición al Pb.

La disminución de Pb en el suelo y su acumulación principalmente en las raíces al término del periodo experimental confirmó que *P. coleoides* fue capaz de absorber y retener Pb, incluso cuando este se encontró a bajas concentraciones.

Por otro lado, la aplicación de HEIDA modificó el comportamiento del Pb dentro del sistema suelo-planta. Su aplicación estuvo asociada con una mayor cuantificación de Pb en el suelo, un incremento en su acumulación en las raíces y su movilización hacia los tallos. Estos resultados sugieren que el uso de este agente quelante biodegradable favorece la movilización del Pb en el sistema y su incorporación a los tejidos vegetales. De esta manera, la aplicación de HEIDA modificó la manera de acumulación y distribución del Pb observado en ausencia del agente quelante.

Los resultados obtenidos proporcionan una base para futuras investigaciones encaminadas a la estandarización y optimización del método de la ditizona, particularmente para mejorar sus límites de detección y cuantificación, lo que podrá permitir la determinación de concentraciones menores de Pb, así como evaluar su aplicabilidad en diferentes especies vegetales.

8. REFERENCIAS

- Adewumi, A.,** Ogundele, O. (2023). Hidden hazards in urban soils: A meta-analysis review of global heavy metal contamination (2010-2022), sources and its Ecological and health consequences. *Sustainable Environment*, 10(1). <https://doi.org/10.1080/27658511.2023.2293239>
- Alavian, A.,** Osouledini, N., & Hakimi, L. (2024). Biochar and vermicompost modulated Pb toxicity in summer savory (*Satureja Hortensis* L.) plants through inducing physiological and biochemical changes. *Arabian Journal of Chemistry*, 17(2), 105547. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2023.105547>
- Al-Khafaji, M. S.,** Al-Ani, F. H., Ibrahim, A. F. (2018). Removal of Some Heavy Metals from Industrial Wastewater by *Lemna Minor*. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 22(4), 1077–1082. <https://doi.org/10.1007/s12205-017-1112-x>
- Altun, H., & Orcan, P. (2024).** Responses to exogenous elicitor treatment in lead-stressed *Oryza sativa* L. *BMC Plant Biology*, 24(1), 897. <https://doi.org/10.1186/s12870-024-05600-9>
- Amin, K. F.,** Gulshan, F., Asrafuzzaman, F., Das, H., Rashid, R., Hoque, S. M. (2023). Synthesis of mesoporous silica and chitosan-coated magnetite nanoparticles for heavy metal adsorption from wastewater. *Environmental Nanotechnology Monitoring & Management*, 20, 100801. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100801>
- Ardalan, F.,** Vakili, M., Kourepaz, S. (2014). Lead phytoremediation of *Rosmarinus officinalis* and its effect on the plant growth. *International Journal of Biosciences*, 4, 75-76. <https://10.12692/ijb/4.5.75-79>
- Ariyachandra, S. P.,** Alwis, I. S., & Wimalasiri, E. M. (2023). Phytoremediation Potential of Heavy Metals by *Cyperus rotundus*. *Reviews in Agricultural Science*, 11(0), 20–35. https://doi.org/10.7831/ras.11.0_20
- Arshad, M.,** Naqvi, N., Gul, I., Yaqoob, K., Bilal, M., Kallerhoff, J. (2020). Lead phytoextraction by *Pelargonium hortorum*: Comparative assessment of EDTA and

DIPA for Pb mobility and toxicity. *The Science of the Total Environment*, 748, 141496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141496>

Arthur, G. Aremu, A., Kulkarni, M., Stirk, W., Davies, T., Penaye, J., Van Staden, J. (2022). Phytoremediation potential of *Beta vulgaris* L. (Swiss chard) using soil from the vicinity of Kette-Batouri Goldmine (Eastern Cameroon). *South African Journal of Botany*, 151, 713–719. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2022.10.034>

Aryal, M. (2024). Phytoremediation strategies for mitigating environmental toxicants. *Heliyon*, 10(19), e38683. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e38683>

Assaf, M., Korkmaz, A., Karaman, Ş., Kulak, M. (2022). Effect of plant growth regulators and salt stress on secondary metabolite composition in Lamiaceae species. *South African Journal of Botany*, 144, 480–493. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2021.10.030>

ATSDR. (2020). Toxicological Profile for Chlorobenzene. p.132. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health & Human Services. <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp131.pdf>

Bayuo, J., Rwiza, M., Choi, J., Njau, K., Mtei, K. (2024). Recent and sustainable advances in phytoremediation of heavy metals from wastewater using aquatic plant species: Green approach. *Journal of Environmental Management*, 370, 122523. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122523>

Bernardini, A., Salvatori, E., Guerrini, V., Fusaro, L., Canepari, S., & Manes, F. (2015). Effects of high Zn and Pb concentrations on *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. Steudel: Photosynthetic performance and metal accumulation capacity under controlled conditions. *International Journal of Phytoremediation*, 18(1), 16–24. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1058327>

Brusseau, M., Anderson, R., Guo, B. (2020). PFAS concentrations in soils: Background levels versus contaminated sites. *Science of The Total Environment*, 740: 140017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140017>

Brutti L, Beltrán M, García-Salomone I. (2018). Biorremediación de los Recursos.

Buol, S., Hole, F., MccRacken, R. (1990). Génesis Y Clasificación De Suelos. (2da edición). Trillas.

Byrne, C., Ramírez, M., Di Santo, E., Cristiano, N., Deyá, C., & D'Alessandro, O. (2021). Study of the anticorrosive properties on SAE 1010 steel of rosemary (*Rosmarinus officinalis*), laurel (*Laurus nobilis*) and false incense (*Plectranthus coleoides*). <https://doi.org/10.1590/S1517-707620210003.13052>

Cachada, A., Rocha-Santos, T., Duarte, A. (2018). Soil and Pollution. *Soil Pollution*, 1–28. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-849873-6.00001-7>

Castro-Hinostra, N., Mestenza-Novao, G., Vizarreta-Luna, G., Gutierrez-Vílchez, P., Guerrero-Barrantes, J., Nazario-Ríos, J., Tello-Peramas, L. (2023). Distribución espacial del plomo en el suelo urbano de Callao, Perú. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 40, 423–436. <https://doi.org/10.20937/RICA.54942>

Cauich-Correa, L., Letechipía de León, C., Vega Carrillo, H., Corona Martínez, L., Hernández Dávila, V. (2019). Estimación del origen de plomo en suelo agrícola cercano a una actividad minera por la relación isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$. *International Nuclear Information System*. <https://inis.iaea.org/records/rtzmt-mq306>

Changela, D., Ramani, K., Dangar, K., Changela, B. (2024). Exploring the potential of endophytes in phytoremediation. *Microbial Biotechnology for Sustainable Agriculture*, 2, 195–211. https://doi.org/10.1007/978-981-97-2355-3_8

Charkiewicz, A., Backstrand, J. (2020). Lead Toxicity and Pollution in Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17, 4385. <https://doi.org/10.3390/ijerph17124385>

Chicoma-Pashanaste, A., Yshuiza-Cachique, D. (2020). Eficiencia de *Amaranthus Spinosa* y *Ricinus Communis* en la absorción de suelo contaminados por plomo, una revisión. <https://purl.org/pe-repo/ocde/ford2.07.00>

Clark, A., Mutiti, S. (2024). Identifying Phytoremediation Performing Plant Species that can be Utilized in the Improvement of Heavy Metal Contaminated Soils.

Graduate Research Showcase, 125. <https://kb.gcsu.edu/grposters/125/>

Collin, S., Baskar, A., Geevarghese, D. M., Ali, M. N. V. S., Bahubali, P., Choudhary, R., Lvov, V., Tovar, G. I., Senatov, F., Koppala, S., & Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100064. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100064>

Custos, J., Moyne, C., & Sterckeman, T. (2020). How root nutrient uptake affects rhizosphere pH: A modelling study. *Geoderma*, 369, 114314. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114314>

Dabgar, S., Bhavsar, S., & Modi, N. (2023). Effects of lead and cadmium on shoot length and root length of *Cascabela thevetia* (L.) Lippold. *International Association of Biologicals and Computational Digest*, 2(1), 301–306. <https://doi.org/10.56588/iabcd.v2i1.167>

De Carvalho, I. F., Rosalem, P. F., De Lima Frachia, C., Alves, P. B., Cozin, B. B., De Almeida Gonçalves, R., Bomfim, N. C. P., De Souza, R. P., Martins, A. R., & De Camargos, L. S. (2025). Increase in Lead (Pb) Concentration in the Soil Can Cause Morphophysiological Changes in the Leaves of *Inga vera* subsp. *affinis* (DC.) T.D.Penn. and *Inga laurina* (Sw.) Willd. *Plants*, 14(6), 856. <https://doi.org/10.3390/plants14060856>

De Oliveira-Barbosa, M., Wilairatana, P., De Lacerda-Leite, G., De Araújo Delmondes, G., Da Silva, L., Júnior, S., Dantas, L., Bezerra, D., De Beltrão, I., De Queiroz-Dias, D., Ribeiro-Filho, J., Felipe, C., Coutinho, H., De Menezes, A., Mendonça, M. (2023). Plectranthus Species with Anti-Inflammatory and Analgesic Potential: A Systematic Review on Ethnobotanical and Pharmacological Findings. *Molecules*, 28(15), 5653. <https://doi.org/10.3390/molecules28155653>

Deng, G., Zaman, Q. U., Liu, C., Luo, Y., Xia, X., Guo, L., Sultan, K., He, X., Fahad, S., Cheng, X. (2024). Phytoremediation of lead polluted mine soil by synergistic effect of chelating agents and nitrogen in hemp. *Industrial Crops and Products*, 222, 119815. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2024.119815>

Dhiman, S, Singh, S. D, Kapoor, n, & Bhardwaj, R. (2026). Hormetic doses of lead

metal ion stimulated photosynthetic attributes in *Brassica juncea* during various stages of growth. *Turkish Journal of Botany* 50 (1): 46-64.

Dhiman, S., Naresh, R., Singh, R. K., Pandey, S. S., Bhardwaj, R., Alsahli, A. A., & Ahmad, P. (2025). Insights into the biophysical and molecular mechanisms underlying enhanced growth in *Brassica juncea* L. under lead-induced hormesis. *South African Journal of Botany*, 181, 105–116. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2025.04.007>

Diarra, I., Kotra, K. K., & Prasad, S. (2020). Assessment of biodegradable chelating agents in the phytoextraction of heavy metals from multi-metal contaminated soil. *Chemosphere*, 273, 128483. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128483>

Dinu, C., Gheorghe, S., Tenea, A. G., Stoica, C., Vasile, G., Popescu, R. L., Serban, E. A., & Pascu, L. F. (2021). Toxic Metals (As, Cd, Ni, Pb) Impact in the Most Common Medicinal Plant (*Mentha piperita*). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(8), 3904. <https://doi.org/10.3390/ijerph18083904>

Drahota, P., Mihaljevič, M., & Ettler, V. (2026). Mineral and pedogenic controls on metal(loid) retention in contaminated agricultural topsoils. *Geoderma Regional*, 44, e01067. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2026.e01067>

Durán, C., Peñaloza, A. (2018). Sustratos de basura verde para cultivo de geranio (*Pelargonium* spp.) en contenedor. *Revista Mexicana De Ciencias Agrícolas*, 9(5), 899–910. <https://doi.org/10.29312/remexca.v9i5.265> *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 272, 116113.

Elallem, K. A., Bakrim, W. B., Yasri, A., & Boularbah, A. (2024). Growth, biochemical traits, antioxidant enzymes, and essential oils of four aromatic and medicinal plants cultivated in Phosphate-Mine residues. *Plants*, 13(18), 2656. <https://doi.org/10.3390/plants13182656>

Elik, Ü., & Gül, Z. (2025). Accumulation Potential of Lead and Cadmium Metals in Maize (*Zea mays* L.) and Effects on Physiological-Morphological Characteristics. *Life*, 15(2), 310. <https://doi.org/10.3390/life15020310>

El-Mahrouk, E. M., Eldawansy, S. M., El-Tarawy, A. M., Ebrahim, H. M. A., Eisa, E. A., Tilly-Mándy, A., & Honfi, P. (2024). Evaluation of the growth, enzymatic activity,

electrolyte leakage, and phytoremediation efficiency of *Conocarpus erectus* under cadmium and lead stress. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1466697. <https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1466697>

Encinas-Malagon. (2012). Medio ambiente y Contaminación. Principios básicos. International (1ra edición). Recuperado el 4 de Abril del 2025 en: https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/siarpuno/archivos/public/docs/medio_ambiente_y_contaminacion._principios_basicos.pdf

Encinia-Urbe, V. (2022). Morfología y fertilidad diacrónica en suelos de sistemas de producción agrícola en región seca-semiárida. Universidad Autónoma de Nuevo León. *Environmental Research*, 262, 119945.

FAO y PNUMA. (2022). Evaluación mundial de la contaminación del suelo Resumen para los formuladores de políticas. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb4827es>

Fernández-León, M. F., Lozano, M., Ayuso, M. C., Fernández-León, A. M., González-Gómez, D. (2010). Fast and accurate alternative UV-chemometric method for the determination of chlorophyll A and B in broccoli (*Brassica oleracea* Italica) and cabbage (*Brassica oleracea* Sabauda) plants. *Journal of Food Composition and Analysis*, 23(8), 809–813. doi: 10.1016/j.jfca.2010.03.024

Gallegos, A. (Ed)., Mahecha, J. (Ed)., Ramos, S. (Ed). (2023). El papel de los suelos en la sostenibilidad del medio ambiente y la sociedad. Vol 4. En: Hacia un conocimiento global y multidisciplinario del recurso suelo. Sociedad mexicana de la ciencia del suelo.

Gao, J., Han, H., Gao, C., Wang, Y., Dong, B., Xu, Z. (2023). Organic amendments for in situ immobilization of heavy metals in soil: A review. *Chemosphere*, 335, 139088. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139088>

García-Ávila, F., Avilés-Añazco, A., Cabello-Torres, R., Guanuchi-Quito, A., Cadme Galabay, M., Gutiérrez-Ortega, H., Alvarez-Ochoa, R., Zhindón-Arévalo, C. (2023). Application of ornamental plants in constructed wetlands for wastewater treatment:

A scientometric analysis. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 7, 100307. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100307>

Gharib, F. a. E. L., & Ahmed, E. Z. (2023). Spirulina platensis improves growth, oil content, and antioxidant activity of rosemary plant under cadmium and lead stress. *Scientific Reports*, 13(1), 8008. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-35063-1>

Gobierno de México. (2023). Prontuario estadístico Enero-Septiembre 2023. Recuperado de

Goicochea-Trelles, Y. (2023). Fitorremediación para recuperar suelos contaminados por metales pesados: discusión de revisión sistemática. Universidad de Lima. <http://doi.org/10.17268/agroind.sci.2022.03.08>

González-Morales, M., Díaz-Rodríguez, N., Fernández-Pozo, L. F., & Rodríguez-González, M. Á. (2026). Circular Management of *Lavandula stoechas* L. Post-Phytoremediation of Contaminated Soils—From Essential Oil to Potential Biochar for Supercapacitors. *Life*, 16(5), 716. <https://doi.org/10.3390/life16050716>

Gul, H. S., Hussain, M., Sanaullah, T., Athar, H., Al-Ashkar, I., Kamran, M., Antar, M., & Sabagh, A. E. (2025). Citric Acid Optimizes Lead (Pb) Phytoextraction in Mung Bean (*Vigna radiata*) (L.) Wilczek by Regulating Nutrient Uptake and Photosynthesis. *Phyton*, 94(9), 2893–2909. <https://doi.org/10.32604/phyton.2025.058816>

Gul, I., Manzoor, M., Hashmi, I., Bhatti, M. F., Kallerhoff, J., Arshad, M. (2019). Plant uptake and leaching potential upon application of amendments in soils spiked with heavy metals (Cd and Pb). *Journal of Environmental Management*, 249, 109408. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109408>

Gul, I., Manzoor, M., Kallerhoff, J., Arshad, M. (2020). Enhanced phytoremediation of lead by soil applied organic and inorganic amendments: Pb phytoavailability, accumulation and metal recovery. *Chemosphere*, 258, 127405. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127405>

Gul, I., Manzoor, M., Silvestre, J., Rizwan, M., Hina, K., Kallerhoff, J., Arshad, M.

- (2019). EDTA-assisted phytoextraction of lead and cadmium by *Pelargonium* cultivars grown on spiked soil. *International Journal of Phytoremediation*, 21(2), 101–
- Guo**, J., Lv, X., Jia, H., Hua, L., Ren, X., Muhammad, H., Wei, T., & Ding, Y. (2020). Effects of EDTA and plant growth-promoting rhizobacteria on plant growth and heavy metal uptake of hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance. *Journal of Environmental Sciences*, 88, 361–369. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.10.001>
- Haghighizadeh**, A., Rajabi, O., Nezarat, A., Hajyani, Z., Haghmohammadi, M., Hedayatikhah, S., Asl, S., Beni, A. (2024). Comprehensive analysis of heavy metal soil contamination in mining Environments: Impacts, monitoring Techniques, and remediation strategies. *Arabian Journal of Chemistry*, 17(6), 105777. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2024.105777>
- Hosseinniaee**, S., Jafari, M., Tavili, A., Zare, S., & Cappai, G. (2023). Chelate facilitated phytoextraction of Pb, Cd, and Zn from a lead–zinc mine contaminated soil by three accumulator plants. *Scientific Reports*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-48666-5>
- Huaranga**, F., E. Méndez., F. Bernui., N. Costilla., F. Huaranga. (2022). Fitoextracción de Pb, As y Cd, presentes en suelos agrícolas contaminados por relaves mineros por el “maíz” (*Zea mays*) y “beterraga” (*Beta vulgaris*). *Arnaldoa* 29(1): 99-118. <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.291.29106>
- Ikkonen**, E., & Kaznina, N. (2022). Physiological Responses of Lettuce (*Lactuca sativa* L.) to Soil Contamination with Pb. *Horticulturae*, 8(10), 951. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8100951>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC)**. (2017). Glosario de Términos. Recuperado el 2 de Enero del 2025 en:<http://www.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/234/glosario>.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC)**. (2021). Martínez-Arroyo A., Ruíz-Suárez L.G., Gavilán-García A., Ramírez-Muñoz T. Evaluación de la línea base de actividades mineras en la Sierra Gorda de Querétaro.

Iqbal, A., Mushtaq, Ali Khan, A., Nawaz, I., Yousaf, S., Iqbal, Z. (2020). Influencia de *Pseudomonas japonica* y enmiendas orgánicas en el crecimiento y la tolerancia a los metales de *Celosia argentea* L. *Environmental Science and Pollution Research* 27, 24671–24685. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06181-z>

Irabién-Alcocer. (18 de febrero de 2025). Curso-Taller en materia de Suelo y Subsuelo. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/155843/1_introduccionmuestreo_de_suelos_contaminados.pdf

Iturbe-Espinoza, P., Brown, D., Weedon, J., Braster, M., Brandt, B., Bonte, M., Van Spanning, R. (2023). Microbial communities associated with landfarming amendments during bioremediation of crude oil in Niger Delta soils. *Applied Soil Ecology*, 191, 105058. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105058>

Javed, M. T., Akram, M. S., Habib, N., Tanwir, K., Ali, Q., Niazi, N. K., Gul, H., & Iqbal, N. (2017). Deciphering the growth, organic acid exudations, and ionic homeostasis of *Amaranthus viridis* L. and *Portulaca oleracea* L. under lead chloride stress. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(3), 2958–2971. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0735-2>

Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, 8, 100203.

Kahlon, N., Bansal, M. (2022). Phytoremediation of Polluted Components of Environment. En Bayote, S., Mamta, B., Shabanam (Eds.), *Environmental Phytoremediation* (1-19). Publisher and Authors.

Kamal, M. A., Perveen, K., Khan, F., Sayyed, R. Z., Hock, O. G., Bhatt, S. C., Singh, J., & Qamar, M. O. (2023). Effect of different levels of EDTA on phytoextraction of heavy metal and growth of *Brassica juncea* L. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1228117. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1228117>

Kanwal, U., Ibrahim, M., Abbas, F., Yamin, M., Jabeen, F., Shahzadi, A., Farooque,

A. A., Imtiaz, M., Ditta, A., & Ali, S. (2021). Phytoextraction of Lead Using a Hedge Plant [*Alternanthera bettzickiana* (Regel) G. Nicholson]: Physiological and Biochemical Alterations through Bioresource Management. *Sustainability*, 13(9), 5074. <https://doi.org/10.3390/su13095074>

Kanwar, VS, Sharma, A., Srivastav, A. (2020). Phytoremediation of toxic metals present in soil and water environment: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(36), 44835–44860. <https://doi.org/10.1007/s11356->

Kapeleka, J. A. (2024). Pesticide dosage and determinants of excessive pesticide use in smallholder vegetable production systems in Tanzania. *Heliyon*, 10(24), e41070. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e41070>

Karagüzel, Ö., Kahraman, M., Alp, Ş. (2024). Enhancing genetic diversity in *Pelargonium*: insights from crossbreeding in the gene pool. *PeerJ*, 12, 17993. <https://doi.org/10.7717/peerj.17993>

Karam, A. L., Lai, Y.-C., de los Reyes, F. L., Ducoste, J. J. (2021). Chlorophyll a and non-pigmented biomass are sufficient predictors for estimating light attenuation during cultivation of *Dunaliella viridis*. *Algal Research*, 55, 102283. doi: 10.1016/j.algal.2021.102283

Khan, A. H. A., Kiyani, A., Mirza, C. R., Butt, T. A., Barros, R., Ali, B., Iqbal, M., Yousaf, S. (2021). Ornamental plants for the phytoremediation of heavy metals: Present knowledge and future perspectives. *Environmental Research*, 195, 110780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110780>

Khan, A. H. A., Kiyani, A., Mirza, C. R., Butt, T. A., Barros, R., Ali, B., Yousaf, S. (2021). Ornamental plants for the phytoremediation of heavy metals: Present knowledge and future perspectives. *Environmental Research*, 195, 110780. <https://doi:10.1016/j.envres.2021.110780>

Klocke, C., Lein, P.J. (2020). Evidence Implicating Non-Dioxin-Like Congeners as the Key Mediators of Polychlorinated Biphenyl (PCB) Developmental Neurotoxicity. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(3).

<https://doi.org/10.3390/ijms21031013>

Kok, D., Scherer, L., De Vries, W., Van Bodegom, P. (2024). MIPrIME: a model for the microbially mediated impacts of organic amendments on measurable soil organic carbon fractions and associated priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 109618. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109618>

Kulbat-Warycha, K., Nawrocka, J., Kozłowska, L., & Żyżelewicz, D. (2024). Effect of Light Conditions, Trichoderma Fungi and Food Polymers on Growth and Profile of Biologically Active Compounds in *Thymus vulgaris* and *Thymus serpyllum*. *International Journal of Molecular Sciences*, 25(9), 4846. <https://doi.org/10.3390/ijms25094846>

Kumar, A., Kumar, A., MMS, C., Chaturvedi, A., Shabnam, A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., Gupta, D., Malyan, S., Kumar, S., Khan, S., Yadav, K. (2020). Lead toxicity: health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7), 2179. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072179>

Kuru, İ. S., & Orcan, P. (2025). Biochemical responses in *Salvia limbata* CA Mey. towards mercury and lead induced in vitro oxidative stress. *Scientific Reports*, 15(1), 32119. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-99945-2>

Kushwaha, A., Hans, N., Kumar, S., Rani, R. (2018). A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, ISSN 0147-6513.

L. B., Saniger, J. M., Siebe, Ch. (19 de mayo del 2021). Por una gestión sostenible del suelo que promueva su reconocimiento, recuperación, preservación y gobernanza. <https://pueis.cic.unam.mx/wpcontent/uploads/2022/03/Pronunciamiento-PUEIS.pdf>

Lang, L., Chiu, K., Lang, Q. (2008). Spectrophotometric Determination of Lead. *Pharmaceutical Technology*, 32 (4): <https://www.pharmtech.com/view/spectrophotometric-determination-lead>

- Li, Q., Tian, R., & Yang, Q. (2022).** Insight into mechanisms of heavy metal-induced natural clay aggregation. *Applied Clay Science*, 231, 106746. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2022.106746>
- Li, X., Huang, S., & McBride, M. (2020).** Rhizosphere effect on Pb solubility and phytoavailability in Pb-Contaminated soils. *Environmental Pollution*, 268(Pt B), 115840. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115840>
- Li, X., Zhang, X., Wang, X., Yang, X., Cui, Z. (2019).** Bioaugmentation-assisted phytoremediation of lead and salinity co-contaminated soil by *Suaeda salsa* and *Trichoderma asperellum*. *Chemosphere*, 224, 716–725. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.184>
- Liang, X., Chen, X., Zeng, Z., Lin, K., Huang, Y., Han, Z., Zheng, Ye, K., Xu, Z., & Ni, J. (2026).** A comprehensive transcriptomic and hormonal analysis reveals a hormetic effect of low-level lead exposure on plant growth. *Plant Stress*, 21, 101360. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2026.101360>
- Liao, X., Li, Y., Miranda-Avilés, R., Zha, X., Anguiano, J. H. H., Sánchez, C. D. M., Puy-Alquiza, M. J., González, V. P., Garzon, L. F. R. (2022).** In situ remediation and ex situ treatment practices of arsenic-contaminated soil: An overview on recent advances. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 8, 100157. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100157>
- Liu, F., Hu, J., Zhang, Y., Li, X., Yang, Y., Du, G., & Tang, K. (2023).** Hemp (*Cannabis sativa* L.) Tolerates Chelator Stress Showing Varietal Differences and Concentration Dependence. *Agronomy*, 13(9), 2325. <https://doi.org/10.3390/agronomy13092325>
- Liu, N., Zhao, J., Du, J., Hou, C., Zhou, X., Chen, J., Zhang, Y. (2024).** Nonphytoremediation and phytoremediation technologies of integrated remediation for water and soil heavy metal pollution: A comprehensive review. *The Science of the Total Environment*, 948, 174237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174237>
- Luo, J., Cai, L., Qi, S., Wu, J., Gu, X. S. (2017).** Improvement effects of cytokinin on

EDTA assisted phytoremediation and the associated environmental risks. *Chemosphere*, 185, 386–393. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.036>

Magalhães, M., Domínguez-Martín, E. M., Jorge, J., Gonçalves, A. C., Massenzio, F., Spigarelli, R., Ribeiro-Rodrigues, T., Catarino, S., Girão, H., Monti, B., Spisni, E., Ferreira, L., Oliveira, P. J., Efferth, T., Rijo, P., & Cabral, C. (2024). Unveiling the antitumor mechanism of 7 α -acetoxy-6 β -hydroxyroyleanone from *Plectranthus hadiensis* in glioblastoma. *Journal of Ethnopharmacology*, 335, 118689. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2024.118689>

Mahajan, P., Kaushal, J. & Pandey, V. (2023). Assessment of herbaceous ornamental plant species as potential remediation agents for cadmium contaminated environments. *Journal of Geochemical Exploration*, 256, 107333. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2023.107333>

Małkowski, E., Sitko, K., Szopiński, M., Gieroń, Ż., Pogrzeba, M., Kalaji, H. M., & Zieleźnik-Rusinowska, P. (2020). Hormesis in plants: The role of oxidative stress, auxins and photosynthesis in corn treated with Cd or Pb. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(6), 2099.

Mallhi, Z. I., Rizwan, M., Mansha, A., Ali, Q., Asim, S., Ali, S., Hussain, A., Alrokayan, S. H., Khan, H. A., Alam, P., & Ahmad, P. (2019). Citric acid enhances plant growth, photosynthesis, and phytoextraction of lead by alleviating the oxidative stress in castor beans. *Plants*, 8(11), 525. <https://doi.org/10.3390/plants8110525>

Manzanares-Acuña, E., Vega-Carrillo, H., Salas-Luévano, M., Hernández-Dávila, V., Consuelo, L., Bañuelos-Valenzuela, R. (2006). Niveles de plomo en la población de alto riesgo y su entorno en San Ignacio, Fresnillo, Zacatecas, México: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S003636342006000300005

Manzoor, A., Aziz, I., Mujeeb, A., Abideen, Z., & Yong, J. W. H. (2024). Lead tolerance and accumulation in *Arthrocaulon macrostachyum*: Growth, physiological and antioxidant responses. *South African Journal of Botany*, 174, 988–999.

<https://doi.org/10.1016/j.sajb.2024.10.006>

Manzoor, M., Gul, I., Manzoor, Kamboh, U., Hina, K., Kallerhoff, J., Arshad M. (2020). Disponibilidad de plomo y fitoextracción en la rizosfera de especies de Pelargonium. *Environ Sci Pollut Res* 27, 39753–39762. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08226-0>

Manzoor, M., Shafiq, M., Gul, I., Kamboh, U. R., Guan, D., Alazba, A. A., Tomforde, S., & Arshad, M. (2023). Enhanced lead phytoextraction and soil health restoration through exogenous supply of organic ligands: Geochemical modeling". *Journal of Environmental Management*, 348, 119435. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119435>

Meng, F., Ma, M., Li, S., Liang, P., Liang, Y., Shi, H., Huang, S., Su, H., Deng, Y., Akram, M. A., Shen, X., Feng, R., Zhan, X., & Ma, F. (2025). Genome-wide identification of light-harvesting chlorophyll a/b-binding (LHC) gene family in tomato and functional analysis of SILhcb1.11 and SIELIP1 under cold stress. *Genomics*, 117(2), 111022. <https://doi.org/10.1016/j.ygeno.2025.111022>

Mensah, A. K., Sekyi-Annan, E., & Amoakwah, E. (2025). Availability and mobilisation of potentially harmful elements in contaminated mining sites: a systematic review of using soil amendments and plants for remediation. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 100234. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2025.100234>

Mitra, M., Das, A., Ghorbanpour, M., Malik, S., & Mandal, N. (2024). High-frequency shoot regeneration, assessment of genetic fidelity, and histochemical analysis of forskolin production in *Coleus forskohlii* Briq. *PROTOPLASMA*, 262(3), 435–454. <https://doi.org/10.1007/s00709-024-02004-2>

Monaci F, Trigueros D, Mingorance MD, Rossini-Oliva S. (2019). Phytostabilization potential of *Erica australis* L. and *Nerium oleander* L.: a comparative study in the Riotinto mining area (SW Spain). *Environmental geochemistry and health*, 42(8): 2345-60.

Mousavi, A., Pourakbar, L., Moghaddam, S., Popović-Djordjević, J. (2021). The effect of the exogenous application of EDTA and maleic acid on tolerance, phenolic

compounds, and cadmium phytoremediation by okra (*Abelmoschus esculentus* L.) exposed to Cd stress. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105456. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105456>

Murillo-Montoya, S., Mendoza-Mora, A., Fadul-Vasquez, C. (2020). The importance of organic amendments in soil conservation and agricultural production. *Revista Colombiana de Investigaciones Agroindustriales*, 7(1), 58-68. <https://doi.org/10.23850/24220582.2503>

Nam, H., Choo, B. (2020). *Geranium koreanum*, a medicinal plant *Geranii Herba*, ameliorate the gastric mucosa injury in gastritis-induced mice. *Journal of Ethnopharmacology*, 113041. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2020.113041>

Nunn, B., Lord, R., Minto, J., Davidson, C., Manzoor, N. (2024). Surface soil-dust contamination of *Phalaris arundinacea* grown on former lead mine sites: Implications for biomass use, phytoremediation and phytomanagement. *The Science of the Total Environment*, 958, 178013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178013>

Osuna Fernández, H., Osuna Fernández, A., Fierro Álvarez, A. (2017). *Manual de propagación de plantas superiores* (1.^a ed.). Universidad Autónoma Metropolitana; Universidad Nacional Autónoma de México. ISBN 978-607-28-1054-9 / 978-607-02-9297-2

Parra, A., Zornoza, R., Conesa, E., Gómez-López, M., Faz, A. (2014). Seedling emergence, growth and trace elements tolerance and accumulation by Lamiaceae species in a mine soil. *Chemosphere*, 113, 132–140. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.090>

Patel, A., Patra, D. (2015). Phytoextraction capacity of *Pelargonium graveolens* L'Hér. grown on soil amended with tannery sludge – Its effect on the antioxidant activity and oil yield. *Ecological Engineering*, 74, 20–27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.013>

Piraneque-Gambasica, N., Aguirre-Forero, S., Cruz-O'Byrne, R. (2023). *Introducción a la génesis y física de suelos*. (1ra edición) Unimagdalena.

<https://doi.org/10.21676/9789587465952>

Raafat, K. (2021). Identification of phytochemicals from North African plants for treating Alzheimer's diseases and of their molecular targets by in silico network pharmacology approach. *Journal of Traditional and Complementary Medicine*, 11(3), 268–278. <https://doi.org/10.1016/j.jtcme.2020.08.002>

Rani, M., Vikas, N., Kumar, R., Lathwal, M., Kamboj, A. (2024). Effect and responses of lead toxicity in plants. In *Environmental contamination remediation and management*. 211–241. https://doi.org/10.1007/978-3-031-46146-0_10

Rasouli, F., Hassanpouraghdam, M. B., Pirsarandib, Y., Aazami, M. A., Asadi, M., Ercisli, S., Mehrabani, L. V., Puglisi, I., & Baglieri, A. (2023). Improvements in the biochemical responses and Pb and Ni phytoremediation of lavender (*Lavandula angustifolia* L.) plants through *Funneliformis mosseae* inoculation. *BMC Plant Biology*, 23(1), 252. <https://doi.org/10.1186/s12870-023-04265-0>

Rathika, R., Srinivasan, P., Alkahtani, J., Al-Humaid, L., Alwahibi, M., Mythili, R., Selvankumar, T. (2021). Influence of biochar and EDTA on enhanced phytoremediation of lead contaminated soil by *Brassica juncea*. *Chemosphere*, 271, 129513. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129513>

Ren, W., Wilson, G. W., Zhang, Y., Trussell, F., & Xu, T. (2025). Impact of indigenous soil microbes on switchgrass tolerance to lead stress. *Chemosphere*, 394, 144797. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144797>

Reyes Guzmán, M., Avendaño Prieto, G. (2012). Estudio ambiental sobre el riesgo ecológico representado pelo chumbo presente no solo. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S012081602012000100005

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M., Pennock, D. (2019). La contaminación del suelo: una realidad oculta. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura. FAO.

Sá, R. A., Sá, R. A., Alberton, O., Gazim, Z. C., Laverde Jr, A., Caetano, J.,

Dragunski, D. C. (2015). Phytoaccumulation and effect of lead on yield and chemical composition of *Mentha crisper* essential oil. *Desalination and Water Treatment*, 53(11), 3007-3017.

Sagimbayeva, A. M., Tomlekova, N. B., Saparov, G. A., Abduraimov, Y. O., Kerimbayev, A. A., Nurabayev, S. S., Assanzhanova, N. N., Akmyrzayev, N. Z., Iskakova, K. M., Omarova, A. S., & Anapiyayev, B. B. (2025). Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soil Using Drought-Adapted Sweet Sorghum (*Sorghum bicolor* L.) in Arid Regions of Kazakhstan. *Plants*, 14(23), 3627. <https://doi.org/10.3390/plants14233627>

Sahito, Z. A., Zehra, A., Yu, S., Chen, S., He, Z., Yang, X. (2023). Chinese sapindaceous tree species (*Sapindus mukorosii*) exhibits lead tolerance and long-term phytoremediation potential for moderately contaminated soils. *Chemosphere*, 338, 139376. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139376>

Saidon, N., Szabó, R., Budai, P., Lehel, J. (2023). Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, 340, 122815. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>

Salas-Luevano, M., Manzanares-Acuña, E., Leon, C., Hernandez-Davila, V., VegaCarrillo, H. (2011). Lead concentration in soil from an old mining town. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 289(1),35–39. <https://doi.org/10.1007/s10967-011-1054-6>

Salehi, N., Azhdarpoor, A., & Shirdarreh, M. (2020). The effect of landfill leachate and Pyrene on *Sorghum bicolor* growth parameters and soil bacterial communities. *Journal of Health Science & Surveillance System*, 2(8), 85-92. <https://doi.org/10.30476/jhsss.2020.86548.1093>

Salehi, N., Azhdarpoor, A., Shirdarreh, M. (2020). The effect of different levels of leachate on phytoremediation of pyrene-contaminated soil and simultaneous extraction of lead and cadmium. *Chemosphere*, 246, 125845. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125845>

Saman, R. U., Shahbaz, M., Maqsood, M. F., Lili, N., Zulfikar, U., Haider, F. U., Naz, N., & Shahzad, B. (2022). Foliar Application of Ethylenediamine Tetraacetic Acid (EDTA) Improves the Growth and Yield of Brown Mustard (*Brassica juncea*) by Modulating Photosynthetic Pigments, Antioxidant Defense, and Osmolyte Production under Lead (Pb) Stress. *Plants*, 12(1), 115. <https://doi.org/10.3390/plants12010115>

Sánchez-Castro, I., Molina, L., Prieto-Fernández, M., Segura, A. (2023). Past, present and future trends in the remediation of heavy-metal contaminated soil - Remediation techniques applied in real soil-contamination events. *Heliyon*, 9(6), e16692. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16692>

Sarfraz, W., Farid, M., Ejaz, U. Naeem, N., Yousaf, A., Kabir, Z., Fatima, Z., Hadayat, N., Khalid, N. (2022). Edta could enhance the bioaccumulation of Pb and Cd in *Ricinus communis* for potential decontamination of roadside soils. *Fresenius environmental bulletin* 31, 81-91.

Secretaría de medio ambiente y recursos naturales. (2003). Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. (NOM-021-SEMARNAT-2000).

Secretaría de medio ambiente y recursos naturales. (2004). Que establece criterios para la caracterización y determinación de concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio, vanadio y sus compuestos inorgánicos; así como los criterios de remediación. (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004). https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/1392/1/nom-147-semarnat_ssa1-2004.pdf

Selvarasuvasuki, M., Sabeerali, A., Manikandan, P., Ganapathy Murugan, A. (2021). Pharmacoinformatics approach of identified biological compounds from selected *Plectranthus* (L.) Species in tamil nadu, india: an in-silico approach. *International research journal of pharmacy*, 12(7).

Sepúlveda, J., Yáñez, J., Sepúlveda, T., Quintero, V., Junco, L., Bautista, P.,

Umbacía, M., Márquez, L., Camacho., García, L., Casallas, M. (2019). Remediación de suelos contaminados: fundamentos y casos de estudio. In Universidad EAN eBooks. <https://doi.org/10.21158/9789587566116>

Shahzad, A. S., Younis, U., Naz, N., Danish, S., Syed, A., Elgorban, A. M., Eswaramoorthy, R., Huang, S., & Battaglia, M. L. (2023). Acidified biochar improves lead tolerance and enhances morphological and biochemical attributes of mint in saline soil. *Scientific Reports*, 13(1), 8720. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-36018-2>

Shakoor, M. B., Ali, S., Hameed, A., Farid, M., Hussain, S., Yasmeen, T., Najeeb, U., Bharwana, S. A., & Abbasi, G. H. (2014). Citric acid improves lead (pb) phytoextraction in brassica napus L. by mitigating pb-induced morphological and biochemical damages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 109, 38–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.07.033>

Sharma, I. (2020). Bioremediation Techniques for Polluted Environment: Concept, Advantages, Limitations, and Prospects. *Trace Metals in the Environment New Approaches and Recent Advances*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.90453>

Shukla, M., Baksi, B., Mohanty, S., Mahanty, B., Mansi, A., Rene, E., Behera, S. (2022). Remediation of chromium contaminated soil by soil washing using EDTA and N-acetyl-L-cysteine as the chelating agents. *Progress in Organic Coatings*, 165, 106704. <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2022.106704>

Song, J., Wang, X., Yu, D., Li, J., Zhao, Y., Wang, S., Ma, L. (2023). Incorporation of source contributions to improve the accuracy of soil heavy metal mapping using small sample sizes at a county scale. *Pedosphere*, 34(1), 170–180. <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2023.06.004>

Song, X., Zhang, C., Chen, W., Zhu, Y., & Wang, Y. (2020). Growth responses and physiological and biochemical changes in five ornamental plants grown in urban lead-contaminated soils. *Plant-Environment Interactions*, 1(1), 29–47. <https://doi.org/10.1002/pei3.10013>

- Song**, X., Zhang, C., Chen, W., Zhu, Y., & Wang, Y. (2020). Growth responses and physiological and biochemical changes in five ornamental plants grown in urban lead-contaminated soils. *Plant-Environment Interactions*, 1(1), 29–47. <https://doi.org/10.1002/pei3.10013>
- Soto-Jiménez**, M., Olvera-Balderas, D. (2019). Elementos potencialmente tóxicos (Cd, Hg, Pb y Zn) en suelos impactados por planta recicladora de plomo (Zacatecas, México), a una década de operaciones. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(3), 651-669. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.03.11>
- Sricoth**, T., Meeinkuirt, W., Pichtel, J. (2018). Synergistic phytoremediation of wastewater by two aquatic plants (*Typha angustifolia* and *Eichhornia crassipes*) and potential as biomass fuel. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 5344–5358. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0813-5>
- Ștefan**, D. S., Șerban, E. A., Boșomoiu, M., Ungureanu, C., & Ștefan, M. (2025). Lavender as a bioindicator: Bioaccumulation Assessment of CD, PB, and ZN. *Environments*, 12(7), 214. <https://doi.org/10.3390/environments12070214>
- Taha**, A. S., Soliman, S. A., & Metwally, R. A. (2026). Mitigation of lead stress in *Zea mays* L. plants: the role of *Trichoderma harzianum* Zag-1 in enhancing antioxidant defense and physiological stability. *BMC Plant Biology*, 26(1). <https://doi.org/10.1186/s12870-026-09299-8>
- Thompson**, L. Troeh, R. (2021). Los suelos y su fertilidad. McGraw-Book Company.
- Torres-Gonzales**, Y., Rojas-Carrizales, A. G., Salas-Contreras, W. H., & Hinojosa-Benavides, R. A. (2021). Fitorremediación de Suelos Contaminados por Metales Pesados. *Scientific Research Journal CIDI*, 1(1), 25–36. <https://doi.org/10.53942/srjcidi.v1i1.43>
- Trujillo-González**, J., Mahecha-Pulido, J., Torres-Mora, M. (2018). El recurso suelo: un análisis de sus funciones, capacidad de uso e indicadores de calidad. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*. <https://10.22490/21456453.2095>
- UNAD**. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. ECAMPA. (2019). Prácticas de biorremediación en suelos y aguas. (1ra edición), UNAD, 1:8-24.

- Vargas-Hernandez**, M., Munguia-Fragozo, P. V., De Jesus Rivero-Montejo, S., **Amaya-Cruz**, D. M., Vera-Morales, J. M., Ocampo-Velazquez, R. V., Macias-Bobadilla, I., & Torres-Pacheco, I. (2025). Novel perspective of Hormesis in Evolution. *Biology*, 15(1), 12. <https://doi.org/10.3390/biology15010012>
- Vidican**, R., Mihăiescu, T., Pleșa, A., Mălinaș, A. & Pop, B. (2023). The phytoremediation potential of *Lavandula angustifolia* Mill. grown in soils historically polluted with heavy metals: a case study from Baia Mare, Romania. *Journal of Applied Life Sciences and Environment*, 55(4), 495–504. DOI: 10.46909/alse-554078.
- Vidović**, M., Morina, F., Milić, S., Zechmann, B., Albert, A., Winkler, J. B., & Jovanović, S. V. (2014). Ultraviolet-B component of sunlight stimulates photosynthesis and flavonoid accumulation in variegated *Plectranthus coleoides* leaves depending on background light. *Plant Cell & Environment*, 38(5), 968–979. <https://doi.org/10.1111/pce.12471>
- Violina** R, Angelova, F., Grekov Veselin K, Kisyov Krasimir, Ivanov I. (2015). Potential of Lavender (*Lavandula vera* L.) for Phytoremediation of Soils Contaminated with Heavy Metals. *International Journal of Biological, Food, Veterinary and Agricultural Engineering*, 9(5).
- Wang**, K., Liu, Y., Song, Z., Wang, D., Qiu, W. (2019). Chelator complexes enhanced *Amaranthus hypochondriacus* L. phytoremediation efficiency in Cdcontaminated soils. *Chemosphere*, 237, 124480.
- Wang**, Z., Zhang, Z., Peng, J., Zhang, Y., Zhou, F., Yu, J., Chi, R., Xiao, C. (2024). Magnesium polypeptide combined with microbially induced calcite precipitation for remediation of lead contamination in phosphate mining wasteland soil.
- Wei**, X., Tian, H., Yan, H., Mou, L., Fub, I., Xiangying, L., Huang, C., Ruxiang Cen, Zhuoyan, Z., Sanwei, Y., Tengbing, E. (2024). Organic and inorganic amendments under flooded irrigation reduce Cd bioavailability and its uptake by rice in Cdcontaminated soil. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103879>
- Wen**, S., Jiang, R., Yang, X., Chen, X., Xia, T., Wu, L., & Hou, X. (2024). *Bacillus*

velezensis combined with phosphogypsum promotes the growth of *Cynodon dactylon* L. by influencing rhizosphere soil nutrients, Pb bioavailability and microbial community composition in lead-contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation*, 37, 103956. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103956>

World Health Organization (WHO). (7 de septiembre de 2024). Intoxicación por plomo. Recuperado de: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>

Wu, Z., He, C., Han, W., Song, J., Li, H., Zhang, Y., Jing, X., Wu, W. (2020). Exposure pathways, levels and toxicity of polybrominated diphenyl ethers in humans: A review. *Environmental Research*, 187, 109531.

Xiao, Q., Huang, X., Chen, Y., Zhang, X., Liu, X., Lu, J., Mi, L., Li, B. (2024). Effects of N, N-bis (carboxymethyl)-L-glutamic acid and polyaspartic acid on the phytoremediation of cadmium in contaminated soil at the presence of pyrene: Biochemical properties and transcriptome analysis. *Journal of Environmental Management*, 366, 121825. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121825>

Xing, W., Fang, L., Ippolito, J. A., Cai, F., Wang, Y., Wang, Y., Yang, Y., & Li, L. (2023). Effect of soluble phosphate and bentonite amendments on lead and cadmium bioavailability and bioaccessibility in contaminated soil. *The Science of the Total Environment*, 900, 166370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166370>

Yang, Q., Yang, C., Yu, H., Zhao, Z., Bai, Z. (2021). The addition of degradable chelating agents enhances maize phytoremediation efficiency in Cd-contaminated soils. *Chemosphere*, 296, 129373.

Yin, F., Li, J., Wang, Y., & Yang, Z. (2024). Biodegradable chelating agents for enhancing phytoremediation: Mechanisms, market feasibility, and future studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 272, 116113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116113>

Yin, F., Li, J., Wang, Y., Yang, Z. (2024). Biodegradable chelating agents for enhancing phytoremediation: Mechanisms, market feasibility, and future studies.

Yuan, J., Zhao, X., Cao, X., Wang, G., Guo, Y., Ji, X., Hu, W., Li, M. (2022). Effects

and mechanisms of phosphate solubilizing bacteria on enhancing phytoextraction of lead from contaminated soil by *Celosia cristata* L. *Journal of Cleaner Production*.

Zeng, R., Zhang, D., Li, J., Zhang, S., Wang, G., Xu, X., Li, T., Pan, X., Jia, Y., Pu, Y., & Zhou, W. (2025). Combined effects of Cd and Cr pollution on *Eisenia fetida*: Influence of soil texture and toxicological mechanisms. *Environmental Technology & Innovation*, 39, 104278. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104278>

Zeng, S., Ma, J., Ren, Y., Liu, G.J., Zhang, Q., Chen, F. (2019). Assessing the spatial distribution of soil PAHs and their relationship with anthropogenic activities at a national scale. *International Journal of Environmental Research and Public Health*,

Zhang, L. Y., Li, L. Q., Pan, G. X., Cui, L. Q., Li, H. L., Wu, X. Y., & Shao, J. Q. (2009). Effects of heavy metals pollution on paddy soil aggregates composition and heavy metals distribution. *The journal of applied ecology*, 20(11), 2806–2812.

Ziabari, S. Z. N., Sedaghatoor, S., Kaviani, B., Baniasad, M. (2024). Phytoremediation ability of three succulent ornamental plants; cactus (*Opuntia humifusa*), kalanchoe (*Kalanchoe blossfeldiana*) and bryophyllum (*Bryophyllum delagoensis*) under heavy metals pollution. *The Science of the Total Environment*, 947, 174579. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174579>

Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., Ahmad, M., Anjum, MJ. (2019). Toxicidad del plomo en plantas: impactos y remediación. *J. Environ. Manag*, 250.

Zulkernain, N., Uvarajan, T., Ng, C. (2023). Roles and significance of chelating agents for potentially toxic elements (PTEs) phytoremediation in soil: A review. *Journal of Environmental Management*, 341, 117926.