

FACULTAD DE INGENIERÍA

Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental

Tesis

**Efecto del biochar en la fitorremediación de Pb
por Llantén (Plantago major L.) en un suelo
contaminado de Mito, Concepción. 2021**

Jose De La Cruz Clemente

Para optar el Título Profesional de
Ingeniero Ambiental

Huancayo, 2023

Repositorio Institucional Continental
Tesis digital



Esta obra está bajo una Licencia "Creative Commons Atribución 4.0 Internacional" .

Tesis

INFORME DE ORIGINALIDAD

23%

INDICE DE SIMILITUD

22%

FUENTES DE INTERNET

9%

PUBLICACIONES

6%

TRABAJOS DEL
ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	www.revistas.unitru.edu.pe Fuente de Internet	2%
2	core.ac.uk Fuente de Internet	1%
3	repositorio.upn.edu.pe Fuente de Internet	1%
4	www.scribd.com Fuente de Internet	1%
5	repositorio.unas.edu.pe Fuente de Internet	1%
6	repositorio.unsa.edu.pe Fuente de Internet	1%
7	qdoc.tips Fuente de Internet	1%
8	distancia.udh.edu.pe Fuente de Internet	1%
9	repositorio.unal.edu.co Fuente de Internet	1%

10	repositorio.upsc.edu.pe Fuente de Internet	1 %
11	Submitted to Pontificia Universidad Catolica del Peru Trabajo del estudiante	1 %
12	repositorio.unasam.edu.pe Fuente de Internet	1 %
13	"Consideraciones para la implementación de tecnologías de información y comunicación en la enseñanza-aprendizaje : aplicación en el área de ciencias naturales en enseñanza básica", Pontificia Universidad Catolica de Chile, 2013 Publicación	<1 %
14	repositoriodemo.continental.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
15	alicia.concytec.gob.pe Fuente de Internet	<1 %
16	bibliotecadigital.udea.edu.co Fuente de Internet	<1 %
17	Ramos Zárate Queilenin. "Estudios de procesos de adsorción y retención competitiva de As, Pb y B, contenidos en aguas geotermales, en suelos agrícolas aledaños al campo geotérmico de cerro prieto Mexicali", TESIUNAM, 2019	<1 %

18	Submitted to consultoriadeserviciosformativos Trabajo del estudiante	<1 %
19	edoc.pub Fuente de Internet	<1 %
20	upc.aws.openrepository.com Fuente de Internet	<1 %
21	aprenderly.com Fuente de Internet	<1 %
22	diposit.ub.edu Fuente de Internet	<1 %
23	repositorio.unu.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
24	repositorio.unicordoba.edu.co Fuente de Internet	<1 %
25	Submitted to Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco Trabajo del estudiante	<1 %
26	repositorio.untels.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
27	issuu.com Fuente de Internet	<1 %
28	Ramos Bello Rosalía. "Contaminacion por metales pesados, salinidad y sodicidad en	<1 %

suelos de chinampa de Xochimilco, San Luis
Tlaxialtamalco, Tlahuac y Mixquic, D.F.",
TESIUNAM, 2006

Publicación

29

Submitted to Universidad Abierta para
Adultos

Trabajo del estudiante

<1 %

30

dspace.unitru.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

31

es.scribd.com

Fuente de Internet

<1 %

32

oa.upm.es

Fuente de Internet

<1 %

33

minerva.usc.es

Fuente de Internet

<1 %

34

PAZCE ZUÑIGA DANITZA KAROLY. "Informe de
Gestión Ambiental del Proyecto de Instalación
del Servicio de Agua para Riego de las
Localidades de Amañachay y Chinchilpo en el
Centro Poblado de Andas, Distrito de Cochas -
Concepción-Junín-IGA0012265", R.D.G. N° 081-
2018-MINAGRI-DVDIAR-DGAAA, 2020

Publicación

<1 %

35

repositorio.undac.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

36

repositorio.uandina.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

37

bibdigital.epn.edu.ec

Fuente de Internet

<1 %

38

lunazul.ucaldas.edu.co

Fuente de Internet

<1 %

39

www.repositorio.unu.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

40

repositorio.upeu.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

41

1library.co

Fuente de Internet

<1 %

42

Submitted to Universidad Rey Juan Carlos

Trabajo del estudiante

<1 %

43

biorem.univie.ac.at

Fuente de Internet

<1 %

44

Panizza de León Amalia. "Evaluación de la fitoextracción de aluminio en condiciones ácidas", TESIUNAM, 2009

Publicación

<1 %

45

cipav.org.co

Fuente de Internet

<1 %

46

Submitted to Universidad Ricardo Palma

Trabajo del estudiante

<1 %

47	digital.csic.es Fuente de Internet	<1 %
48	repositorio.cinvestav.mx Fuente de Internet	<1 %
49	repositorio.uca.edu.ar Fuente de Internet	<1 %
50	zaloamati.azc.uam.mx Fuente de Internet	<1 %
51	Vijendra Shah, Achlesh Daverey. "Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil", Environmental Technology & Innovation, 2020 Publicación	<1 %
52	repositorio.uaaan.mx:8080 Fuente de Internet	<1 %
53	repositorio.unheval.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
54	Submitted to Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo Trabajo del estudiante	<1 %
55	hemeroteca.unad.edu.co Fuente de Internet	<1 %
56	Pierdant Gallardo Eileane. "Efecto de diferentes coberturas vegetales sobre el	<1 %

funcionamiento biológico del suelo en una zona semiárida", TESIUNAM, 2022

Publicación

57

G & M CONSULTORIA AMBIENTAL S.A.C..
"DAAC del Centro de Acopio Concepcion-
IGA0010668", R.D.G. N° 274-2018-MINAGRI-
DVDIAR-DGAAA, 2020

Publicación

<1 %

58

repositorio.unh.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

59

www.mediambient.gencat.net

Fuente de Internet

<1 %

60

www.scielo.org.pe

Fuente de Internet

<1 %

Excluir citas

Activo

Excluir coincidencias < 20 words

Excluir bibliografía

Activo

AGRADECIMIENTO

Agradezco profundamente por su apoyo y orientación al Ing. Andrés Alberto Azabache Leyton, asesor de la presente tesis.

De igual manera, agradezco al laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, en especial a los técnicos encargados por su labor y paciencia en la realización de los ensayos.

Finalmente, agradecer a la empresa Bio Energy Ingenieros, quien proporcionó el biochar para los tratamientos.

DEDICATORIA

La presente tesis, primeramente, es dedicada a Dios, por darme sabiduría y fuerza, guiándome en el trayecto de mi vida. A mi familia, en especial a mis padres y hermanos, por siempre brindarme su amor, apoyo incondicional y comprensión. Ellos fueron quienes me inculcaron que con el trabajo y la perseverancia se encuentra el éxito profesional.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	ii
DEDICATORIA	iii
ÍNDICE GENERAL	iv
ÍNDICE DE TABLAS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
INTRODUCCIÓN	xiii
CAPÍTULO I	15
PLANTEAMIENTO DE PROBLEMA	15
1.1. Planteamiento y formulación del problema	15
1.1.1. Planteamiento	15
1.1.2. Formulación del problema	16
1.1.2.1. Problema general.....	16
1.1.2.2. Problemas específicos.....	17
1.2. Objetivos.....	17
1.2.1. General	17
1.2.2. Específicos.....	17
1.3. Justificación e importancia.....	17
1.3.1. Justificación	17
1.3.2. Importancia.....	18
1.4. Hipótesis.....	18
1.4.1. General	18
1.4.2. Específica	18
1.5. Descripción de variables.....	18
CAPÍTULO II	20
MARCO TEÓRICO	20
2.1. Antecedentes del problema.....	20
2.1.1. Nacionales.....	20
2.1.2. Internacionales.....	23
2.2. Bases teóricas.....	25
2.3. Definición de términos.....	36
CAPÍTULO III	39

METODOLOGÍA	39
3.1. Método y alcance de la investigación.....	39
3.1.1. Método de la investigación	39
3.1.2. Alcances de la investigación.....	41
3.1.2.1. Tipo de investigación.....	41
3.1.2.2. Nivel de investigación.....	42
3.2. Diseño de la investigación.....	42
3.1.3. Diseño experimental.....	42
3.1.4. Tratamientos.....	42
3.1.5. Conducción experimental.....	43
3.3. Población y muestra.....	44
3.1.6. Población.....	44
3.1.7. Muestra.....	44
3.4. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	46
 CAPÍTULO IV.....	 51
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	51
4.1. Resultados del tratamiento y análisis de la información.....	51
4.1.1. Resultados del analisis de caracterización del suelo experimental.....	51
4.1.2. Contenido de plomo (Pb) en la parte aérea.....	53
4.1.3. Contenido de Pb en la raíz de Plantago mayor	53
4.1.4. Factor de bioconcentración aérea (FBCa) de Pb en Plantago mayor	54
4.1.5. Factor de bioconcentración radicular (FBCr) de Pb en Plantago mayor	54
4.1.6. Factor de bioconcentración total (FBCtt) de Pb en Plantago mayor	55
4.1.7. Factor de translocación (FT) de Pb en Plantago mayor	55
4.1.8. Contenido final de Pb en el suelo.....	56
4.1.9. Eficiencia de la fitorremediación de Plantago mayor	56
4.2. Prueba de hipótesis	57

4.2.1. Hipótesis específica 1	57
4.2.2. Hipótesis específica 2	60
4.2.3. Hipótesis específica 3	64
4.3. Discusión de resultados	68
CONCLUSIONES.....	72
RECOMENDACIONES.....	73
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	74
ANEXOS	86

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Operacionalización de variables.....	19
Tabla 2. Métodos de análisis utilizados para determinar las propiedades físico – químicas del suelo.	40
Tabla 3. Métodos de análisis utilizados para determinar la concentración de plomo...	41
Tabla 4. Tratamientos en estudio.....	42
Tabla 5. Distribución de los tratamientos en cada unidad experimental.	43
Tabla 6. Esquema del análisis de varianza	49
Tabla 7. Resultados del análisis de caracterización del suelo del experimento.....	51
Tabla 8. Resultados del análisis de plomo en el suelo.	52
Tabla 9. Contenido de Pb (mg.kg ⁻¹) en la parte aérea de <i>Plantago major</i>	53
Tabla 10. Contenido de Pb (mg.kg ⁻¹) en la raíz de <i>Plantago major</i>	53
Tabla 11. Resultados del cálculo del FBCa de Pb en <i>Plantago major</i>	54
Tabla 12. Resultados del cálculo del FBCr de Pb en <i>Plantago major</i>	54
Tabla 13. Resultados del cálculo del FBCtt de Pb en <i>Plantago major</i>	55
Tabla 14. Resultados del cálculo del FT de Pb en <i>Plantago major</i>	55
Tabla 15. Resultados del contenido final de Pb en el suelo.	56
Tabla 16. Resultados del cálculo de la eficiencia de fitorremediación de <i>Plantago major</i>	56
Tabla 17. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el contenido de Pb en la parte aérea de <i>Plantago major</i>	57
Tabla 18. Análisis de varianza para el contenido de Pb en la parte aérea de <i>Plantago major</i>	58
Tabla 19. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el contenido de Pb en la parte radicular de <i>Plantago major</i>	59
Tabla 20. Análisis de varianza para el contenido de Pb en la parte radicular de <i>Plantago major</i>	59
Tabla 21. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el FBCa en <i>Plantago major</i> ...	60
Tabla 22. Análisis de varianza para el FBCa de <i>Plantago major</i>	60
Tabla 23. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el FBCr de <i>Plantago major</i>	61
Tabla 24. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el FBCtt de <i>Plantago major</i> ...	63
Tabla 25. Análisis de varianza para el FBCtt de <i>Plantago major</i>	63
Tabla 26. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el FT de <i>Plantago major</i>	64
Tabla 27. Análisis de varianza para el FT de <i>Plantago major</i>	64

Tabla 28. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el contenido final de Pb en el suelo.....	65
Tabla 29. Análisis de varianza para el contenido final de Pb en el suelo.....	65
Tabla 30. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para la eficiencia de la fitorremediación de Pb por <i>Plantago major</i> en el suelo contaminado de Mito.....	67
Tabla 31. Análisis de varianza para la eficiencia de fitorremediación de Pb por <i>Plantago major</i> en el suelo contaminado de Mito.....	67

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. El Pb en el sistema suelo – planta – microorganismos (41).	28
Figura 2. Presentación esquemática del proceso de fitorremediación (52)	30
Figura 3. Principales mecanismos a través de los cuales el biochar estabiliza los metales pesados en suelos contaminados (85).	35
Figura 4. Ilustración esquemática de los principales mecanismos involucrados en la adsorción de contaminantes (a) orgánicos y (b) inorgánicos con biochars (87).	36
Figura 5. Ubicación de la parcela agrícola contaminada.	45
Figura 6. Diagrama metodológico del proceso experimental.	50
Figura 7. Prueba de Kruskal- Wallis para el factor de bioconcentración en la raíz.	62
Figura 8. Prueba de Duncan para el contenido final de Pb en el suelo.	66
Figura 9. Prueba de Duncan para la eficiencia de la fitorremediación de Pb por <i>Plantago major</i>	68
Figura 10. Terreno donde se extrajo la muestra de suelo agrícola ubicado en el distrito de Mito, provincia de Concepción, departamento de Junín.	97
Figura 11. Muestra de suelo agrícola ubicado en el distrito de Mito, provincia de Concepción, departamento de Junín.	97
Figura 12. Pesado de tierra agrícola para el tratamiento N° 01 según la dosificación (100% de tierra agrícola y 0% de biochar).	98
Figura 13. Antes y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 01 (100% de tierra agrícola y 0% de biochar).	98
Figura 14. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 02 según la dosificación (98% de tierra agrícola y 2% de biochar).	99
Figura 15. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 02 (98% de tierra agrícola y 2% de biochar).	99
Figura 16. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 03 según la dosificación (96% de tierra agrícola y 4% de biochar).	100
Figura 17. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 03 (96% de tierra agrícola y 4% de biochar).	100
Figura 18. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 04 según la dosificación (94% de tierra agrícola y 6% de biochar).	101
Figura 19. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 04 (94% de tierra agrícola y 6% de biochar).	101
Figura 20. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 05 según la dosificación (92% de tierra agrícola y 8% de biochar).	102

Figura 21. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 05 (92% de tierra agrícola y 8% de biochar).....	102
Figura 22. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 06 según la dosificación (90% de tierra agrícola y 10% de biochar).....	103
Figura 23. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 06 (90% de tierra agrícola y 10% de biochar).....	103
Figura 24. Plantas de llantén que fueron transplantadas a cada tratamiento (N° 01, N° 02, N° 03, N° 04, N° 05 y N° 06).....	104
Figura 25. Plantas de llantén transplantadas a los maceteros de cada tratamiento (N° 01, N° 02, N° 03, N° 04, N° 05 y N° 06).....	104
Figura 26. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 01.	105
Figura 27 Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 02.	105
Figura 28. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 03.	105
Figura 29. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 04.	105
Figura 30. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 05.	106
Figura 31. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 06.	106
Figura 32. Muestras de suelo de cada tratamiento para el análisis de Plomo (Pb) en laboratorio.....	106

RESUMEN

Objetivo: Determinar el efecto del biochar en la fitorremediación de Pb por *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito. *Metodología:* Se ensayó seis dosis de biochar: 0, 2, 4, 6, 8 y 10 % de biochar, con el cultivo de *Plantago major* (llantén) en un suelo agrícola contaminado de plomo (Pb) del distrito de Mito. Los tratamientos fueron dispuestos en un Diseño Completamente al Azar (DCA), durante un periodo de 63 días. *Conclusiones:* La mayor absorción de Pb por *Plantago major*, en su parte aérea, fue 671.17 mg.kg⁻¹ con 8% de biochar. El mayor contenido de Pb en la raíz del llantén fue 347.673 mg.kg⁻¹ con 6% de biochar, sin mostrar diferencias significativas entre los tratamientos. El factor de bioconcentración total en *Plantago major* fueron todos menores que la unidad debido al alto contenido de plomo en el suelo, el mayor valor se obtuvo en el tratamiento con 8% de biochar y el más bajo en el tratamiento con 4% de biochar, sin diferencias significativas entre los tratamientos. El factor de translocación en todos los tratamientos fue mayor que la unidad, sin diferencias significativas entre los tratamientos. Estos datos caracterizan a *Plantago major* como una planta fitoextractora. En el contenido final de Pb en el suelo, sobresalió el tratamiento de 10% de biochar, con una eficiencia de remoción de 30.827%, atribuible a la menor disponibilidad de Pb en el suelo, debido a la adsorción por el biochar. Los demás tratamientos tuvieron valores superiores.

Palabras clave: fitorremediación, plomo, biochar, *Plantago major*

ABSTRACT

Objective: To determine the effect of biochar on the phytoremediation of Pb by *Plantago major* in a contaminated soil of Mito. *Methodology:* Six doses of biochar were tested: 0, 2, 4, 6, 8 and 10% biochar, with the cultivation of *Plantago major* (Llantén) in agricultural soil contaminated with lead (Pb) in the Mito district. The treatments were arranged in a completely randomized design (DCA), for a period of 63 days. *Conclusions:* The highest absorption of Pb by *Plantago major*, in its aerial part, was 671.17 mg.kg⁻¹ with 8% biochar. The highest Pb content in plantain root was 347,673 mg.kg⁻¹ with 6% biochar, without showing significant differences between treatments. The total bioconcentration factor in *Plantago major* were all less than unity due to the high lead content in the soil, the highest value was obtained in the treatment with 8% biochar and the lowest in the treatment with 4% biochar, without significant differences between treatments. The translocation factor in all treatments was greater than unity, with no significant differences between treatments. These data characterize *Plantago major* as a phytoextractive plant. In the final content of Pb in the soil, the 10% biochar treatment stood out, with a removal efficiency of 30.827%, attributable to the lower availability of Pb in the soil, due to adsorption by biochar. The other treatments had higher values.

Keywords: phytoremediation, lead, biochar, *Plantago major*

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo por metales pesados (Cd, Cr, Hg, Pb, Cu, Zn, As, Co, Ni y Se) y contaminantes orgánicos persistentes (hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorinados, dibenzo policlorado r-dioxina y dibenzofuranos policlorados) es un problema mundial que amenaza la sostenibilidad ambiental, seguridad alimentaria y salud humana (1)

Se ha desarrollado el control de los efectos peligrosos y la restauración de los servicios ecosistémicos de los suelos contaminados con una variedad de técnicas de remediación in situ y ex situ. Incluyendo recubrimiento superficial, encapsulación, vertederos, enjuague, lavado, ventilación, extracción de vapor, extracción térmica, electrocinética, degradación química, estabilización, solidificación, vitrificación, biorremediación y fitorremediación. En el campo práctico, todas las técnicas disponibles han demostrado ventajas y desventajas particulares de eficiencia de remediación, rentabilidad y aplicabilidad (2).

Recientes estudios sugieren que la aplicación de la enmienda biochar es una propuesta promisoría para mitigar la contaminación del suelo vía inmovilización de metales pesados y contaminantes orgánicos. El biochar obtenido de diferentes fuentes ha demostrado una alta capacidad y eficiencia para estabilizar contaminantes del suelo. Este producto incorporado al suelo puede inmovilizar Cd, Cu, Ni, Pb y Zn, reducir su disponibilidad a través de la adsorción y precipitación (3).

El proceso de fitorremediación se ha propuesto para rehabilitar los suelos contaminados y limitar su impacto negativo. Sin embargo, para ser eficiente, la fitorremediación necesita plantas establecidas en el lugar, lo cual puede ser difícil debido a las condiciones limitantes del suelo. Por lo tanto, necesitan aplicarse enmiendas para mejorar las condiciones del suelo. Una de esas enmiendas es el biochar (4).

En este estudio, en condiciones controladas, se evalúa la eficacia de *Plantago major* para remover plomo en un suelo contaminado, utilizando el biochar de residuos de aserríos forestales como enmienda orgánica para favorecer la fitorremediación.

En el Capítulo I, se plantea el problema de investigación, se proponen los objetivos, justificación, importancia e hipótesis, así como la descripción de variables.

En el Capítulo II, se presenta el marco teórico, con los antecedentes del tema de investigación, las bases teóricas de la fitorremediación, el uso del biochar y la definición de términos básicos.

El Capítulo III comprende la metodología del estudio, habiéndose utilizado el método general de investigación hipotético-deductivo, el tipo aplicado y nivel de investigación explicativo, así mismo señala el diseño de la investigación experimental, población y muestra, técnicas e instrumentos de recolección y tratamiento de datos.

El Capítulo IV presenta los resultados y discusión, presentando los valores de la fitorremediación y sus indicadores, discutiendo los resultados con los antecedentes reportados.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.1 Planteamiento y formulación del problema

1.1.1 Planteamiento

En los años actuales, de rápida industrialización, no es posible evitar los contaminantes tóxicos y metales en el ambiente. Especialmente la contaminación de metales es una seria amenaza para la seguridad alimentaria y ambiental debido al rápido crecimiento en las industrias y en la agricultura, así como la alteración del ecosistema natural debido al enorme incremento en la población mundial. A diferencia de los contaminantes orgánicos, la biodegradación de metales pesados está lejos de ser posible, y continuamente se acumulan en los diferentes sedimentos. La acumulación de metales pesados en suelos agrícolas y el agua es un gran riesgo para la salud humana debido a la posibilidad de entrar en los canales alimenticios (5).

Los metales pesados entran al agroecosistema por procesos naturales y antropogénicos. Algunos suelos heredan estos metales del material parental del cual se han originado. Los suelos que tienen alta concentración de estos metales tóxicos dañan a las plantas, así como afectan a los animales (6). Algunas fuentes antropogénicas incluyen la aplicación de fertilizantes fosfatados, lodos de depuradora y emisiones antropogénicas de estaciones de combustibles, industrias metálicas, tráfico urbano e industrias del cemento (7). Estos procesos contribuyen a las altas concentraciones de metales pesados en los suelos agrícolas.

Del suelo, los metales pesados son absorbidos por las plantas a través de los tejidos corticales de las raíces debido a su similitud con algunos micronutrientes esenciales (como por ejemplo el zinc) y adoptan el camino simplástico y apoplástico para alcanzar los vasos conductores del xilema (8). Los metales pueden causar estrés hídrico en algunas plantas al disminuir la conducción estomatal, tasa de transpiración y contenido relativo de agua en la hoja debido a la disminución del tamaño y número de vasos del xilema, cloroplastos y agrandamiento celular (9). Estos metales pueden acumularse en las partes cosechables de las plantas y, de esa manera, entrar a los canales alimenticios. De tal manera que es importante excluir estos metales del agroecosistema para mantener alimentos sanos y ambientes saludables.

Diferentes técnicas, tanto químicas, físicas y biológicas, pueden ser utilizadas para remediar suelos. Sin embargo, la fitorremediación ha sido reconocida como un método de bajo costo para la remediación de suelos contaminados con metales. Esta técnica de descontaminación de suelos tiene gran importancia especialmente en el caso de metales en la medida que este sustrato es diferente al aire o al agua. Una de las razones de esto sería la mayor persistencia de los metales pesados en el suelo que en cualquier otro componente de la biosfera. Desde que las plantas son los principales absorbentes de metales pesados del suelo, la remediación de contaminantes usando plantas parece ser atractiva y efectiva en este escenario (6).

La fitorremediación puede ser utilizada junto con la aplicación de biochar, en lo que se denomina la fitorremediación asistida, debido a que favorece la disminución de disponibilidad de metales pesados e incrementa el crecimiento de la planta y producción de biomasa (10).

Por lo expuesto, en esta investigación, se propone la utilización del biochar para favorecer la fitorremediación, considerando como especie fitorremediadora a *Plantago major*.

1.1.2 Formulación del problema

1.1.2.1 Problema general

¿Cuál es el efecto del biochar en la fitorremediación de Pb por *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito?

1.1.2.2 Problemas específicos

¿En qué medida las dosis crecientes de biochar influyen en la cantidad de Pb absorbido por *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito?

¿Cómo influyen las dosis crecientes de biochar en los factores de bioacumulación y translocación de Pb por la planta de *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito?

¿En qué medida varía la concentración de Pb en un suelo contaminado de Mito debido a dosis crecientes de biochar en la fitorremediación por *Plantago major*?

1.2 Objetivos

1.2.1 General

Determinar el efecto del biochar en la fitorremediación de Pb por *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito.

1.2.2 Específicos

- Determinar el efecto de dosis crecientes de biochar en la absorción de Pb por la planta de *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito.
- Calcular los factores de bioacumulación y translocación de Pb en *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito, para determinar si la planta es fitoextractora, fitoacumuladora o exclusiva.
- Evaluar la concentración final de Pb en un suelo contaminado de Mito, por efecto de dosis crecientes de biochar en la fitorremediación por *Plantago major*

1.3 Justificación e importancia

1.3.1 Justificación

La fitorremediación se constituye en una técnica alternativa para descontaminar suelos que tienen exceso de metales pesados, junto con la aplicación de un material orgánico rico en carbono, como es el biochar, que favorecería la menor disponibilidad de los contaminantes en el suelo, haciendo más efectiva la remediación a través del mejor crecimiento de la planta, dándonos resultados que van a servir de base para mejorar la dosificación de biochar en suelos agrícolas altamente contaminados con plomo, como es en el distrito de Mito.

Con el presente estudio, buscamos reducir las concentraciones de plomo en el suelo y evitar que se acumulen en las plantas, favoreciendo su mejor crecimiento

y más eficiente absorción de los contaminantes presentes en el suelo, para que estos suelos agrícolas puedan seguir siendo utilizados para la agricultura.

1.3.2 Importancia

La técnica de fitorremediación, además de ser rentable o de bajo costo, no implica remoción de suelos contaminados y puede ser aplicado a gran escala, en comparación con otras técnicas, favoreciendo la eficiencia de extracción de contaminantes del suelo (11).

La planta utilizada en este trabajo de investigación tiene antecedentes de ser fitorremediadora, pero su evaluación permitirá calificarla como fitoestabilizadora o fitoextractora, y que sea una alternativa en el agroecosistema para remediar los suelos progresivamente.

1.4 Hipótesis

1.4.1 General

Ho: El biochar no influye significativamente en la fitorremediación de Pb por *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito

H1: El biochar influye significativamente en la fitorremediación de Pb por *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito.

1.4.2 Específicas

H1: Las dosis crecientes de biochar influyen significativamente en el contenido de Pb por *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito.

H2: Las dosis crecientes de biochar incrementan los factores de bioacumulación y translocación de Pb por la planta de *Plantago major*.

H3: Las dosis crecientes de biochar disminuyen la concentración de Pb en un suelo de Mito fitorremediado por llantén.

1.5 Descripción de variables

Variable independiente

X: Biochar

Variable dependiente

Y₁: Fitorremediación con *Plantago major*

Y₂: Concentración de plomo en el suelo

Tabla 1. Operacionalización de variables

Variables	Definición conceptual	Dimensiones	Indicadores
Independiente (X): Biochar	Material carbonáceo, poroso sintetizado como resultado de la pirólisis de residuos orgánicos como plantas, estiércoles y lodos (12).	- Dosis de biochar	- 00 % - 02 % - 04 % - 06 % - 08 % - 10 %
Dependiente (Y ₁): Fitorremediación	El uso de plantas verdes y microorganismos asociados para minimizar los efectos tóxicos de contaminantes potenciales en el ambiente (13)	Contenido de Pb en <i>Plantago major</i>	- Factor de Bioconcentración (FB) - Factor de Translocación (FT)
Dependiente (Y ₂): Plomo en el suelo	Metal pesado contaminante, no biodegradable y persistente en el ambiente. Su elevada biodisponibilidad supone un riesgo para todo organismo vivo (14).	Concentración de Plomo en el suelo	- mg Pb/kg suelo - Eficiencia remediación

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes del problema

2.1.1 Nacionales

El trabajo de tesis titulado: “El carbón activado y el biocarbón en la asimilación del cadmio por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.) bajo invernadero” tuvo dos objetivos específicos. Primero, evaluar el efecto del biocarbón y carbón activado en el potencial de adsorción de cadmio, en la producción de materia seca de tomate; segundo, determinar la distribución de Cd en los diversos órganos de la planta y sobre la absorción y distribución de micronutrientes. Para el procedimiento del experimento se utilizaron macetas de plástico con 5 kg de arena lavada, aplicando 50 mg Cd/kg, las dosis de biocarbón y carbón activado fueron: 0.5, 1.0, 2.5 y 5.0 g/kg, incluyendo un testigo absoluto. Los tratamientos con carbón activado mostraron un promedio de absorción de 3.40 mg Cd/maceta con diferencias significativas respecto a las plantas tratadas con biochar y testigo. Las plantas tratadas con biocarbón fueron más eficientes en la absorción de nutrientes, así como en la producción de materia seca. Concluyendo, que el carbón activado es más eficiente que el biochar en reducir la disponibilidad y absorción de Cd en las plantas de tomate, pero también reduce la absorción de nutrientes (15).

El objetivo del artículo de investigación titulado: “Biochar derived from pig manure with ability to reduce the availability of Pb in contaminated agricultural soils” fue evaluar el efecto del biocarbón derivado de las excretas porcinas sobre la disponibilidad de Pb en un suelo agrícola contaminado y enalado, de la

localidad de San Mateo de Huanchor, Lima. Se aplicó el diseño experimental aleatorizado administrando tres dosis de biocarbón: 5%, 10% y 20% a los suelos contaminados con Pb (165.7 mg/kg), que se dispusieron en macetas de 2 kg con excepción de la muestra control; además, se utilizó como especie a *Lactuca sativa* L. para evaluar la disponibilidad de Pb. Los resultados indicaron una mejora en la calidad del suelo en las dosis más altas de biocarbón logrando disminuir el contenido de Pb extraíble entre 27% y 62% en los suelos a los 60 días de la cosecha, la cual demostró que el contenido de Pb en los lixiviados no fue significativo (< 1 mg Pb/L), mientras que la presencia de Pb en las raíces de *Lactuca sativa* L. no fue detectada. Asimismo, la disponibilidad de Pb en el suelo disminuyó al aplicar mayores proporciones de biocarbón derivado de excretas porcinas (16).

“Mecanismo de inmovilización de metales pesados en suelos agrícolas mediante enmiendas orgánicas (compost y biochar) y Microorganismos Benéficos (MOBs)” es el título del trabajo de investigación que tuvo como objetivo general realizar una compilación sobre los mecanismos de inmovilización de metales pesados mediante enmiendas orgánicas (compost y biochar) y microorganismos benéficos de suelos agrícolas contaminados. Los efectos del análisis de bases de datos científicas precisan que las enmiendas orgánicas utilizan el mecanismo de adsorción, intercambio iónico y precipitación; en tanto los microorganismos benéficos favorecen la detoxificación de sustancias peligrosas debido a sus reacciones metabólicas. También, el compost puede inmovilizar Pb, Cd y Cr; el biochar y los MOBs, un 100% y 70% de Pb respectivamente. Recomendando aprovechar estas propiedades de los materiales utilizados y aplicarlos a suelos agrícolas contaminados (17).

La tesis que lleva por título: “Efecto del biocarbón obtenido a partir de biomasa residual agrícola en la inmovilización de cadmio en el suelo en fase de laboratorio” planteó tres objetivos. Primero, producir y caracterizar biocarbón en base a mazorca de cacao, cascarilla de café y arroz; segundo, evaluar su efecto en el desarrollo de plantas y los niveles de Cd en las plantas de cacao y, por último, determinar la eficiencia de inmovilización del Cd en el suelo para las cuales se utilizó bolsas con suelo agrícola mezclado con biocarbón en proporciones de 6%, 8%, 10% sembrando las plantas de *Theobroma cacao*. El diseño experimental fue DCA con arreglo factorial de 3 x 3 con 5 repeticiones más un tratamiento sin biocarbón como testigo. El biocarbón obtenido de la cascarilla de *C. arabica* y *O. sativa* presentó efectos significativos en el número

de hojas, diámetro de tallo y peso fresco de las plantas. El biocarbón disminuyó el contenido de Cd en las plantas, *con efectos significativos en la cascarilla de Theobroma cacao* en proporciones de 6%, 8% y 10%. Observando que la mayor eficiencia de inmovilización de cadmio en el suelo fue en la combinación del biocarbón de la cascarilla de *O. sativa* en una dosis de 8.0% con una inmovilización de 88.22%. Concluyendo que la aplicación de biocarbón fue efectiva en la inmovilización Cd en el suelo para poder reducir la biodisponibilidad en las plantas de *Theobroma cacao* (18).

El trabajo de tesis titulado: “Capacidad de fitoacumulación de Zinc (Zn) y Plomo (Pb), utilizando las especies de chocho silvestre (*Lupinus tormentosus*) y llantén (*Plantago major*) del relave de la planta concentradora de minerales “Santa Rosa de Jangas”; Huaraz-Ancash-2017”, expone dos objetivos; tomar datos biométricos del chocho silvestre y llantén como indicadores en condiciones del experimento y determinar el tratamiento más eficiente en fitoacumulación. Instalando el experimento en un invernadero durante siete meses y utilizando muestras de relave de la planta concentradora “Santa Rosa de Jangas” – Ancash, así como la tierra agrícola de Wilcahuain. Por lo que, se administró cinco tratamientos en un diseño completamente randomizado, resultando que ambas especies tuvieron capacidad fitoestabilizadora de Pb y Zn en un suelo ácido, siendo la raíz el órgano de la planta que acumuló más metales pesados (19).

La tesis titulada: “Fitorremediación con especies nativas en suelos contaminados con plomo” presentó los siguientes objetivos: (i) seleccionar en campo especies nativas que se desarrollan en zonas contaminadas con plomo para ser cultivadas en invernadero, (ii) caracterizar el suelo contaminado para remediarlo con las especies seleccionadas, y (iii) evaluar el crecimiento de las especies nativas con tres niveles de plomo. Se recolectaron 37 muestras vegetales de 12 lugares de la localidad de La Oroya y Lago Junín (departamentos de Cerro de Pasco y Junín), seleccionando dos especies: *Calamagrostis* y *Nicotiana*, debido a su alto contenido de Pb en raíces, tallos, hojas y flores, para su cultivo con tres niveles de Pb: 700 ppm, 1000 ppm y 1200 ppm, junto también se cultivó *Vetiveria zizanioides*. El diseño experimental fue completamente al azar con arreglo factorial durante 60 días; concluyendo, que *Nicotiana* tiene un mejor potencial de fitorremediación por su desarrollo de biomasa aérea, extracción del metal, capacidad de translocación y mejor adaptación a las condiciones climáticas (20).

2.1.2 Internacionales

En España, se desarrolló la tesis que lleva por título: “Efectos de la aplicación del biochar en un suelo contaminado con elementos traza” en la cual se formuló dos objetivos: (i) determinar los efectos del biochar obtenido a base de aceituna y cascarilla de arroz en las propiedades físicas y químicas de dos suelos contaminados con elementos traza después de dos años de aplicación, y (ii) estudiar el efecto del biochar aplicado en suelos contaminados, en la composición de los ácidos húmicos del suelo. Los resultados mostraron que el biochar incrementa el pH del suelo, retención de agua, carbono orgánico total y materia orgánica del suelo. También, se comprobó que la fracción de ácidos húmicos no fue alterada, indicando baja degradabilidad del biochar (21).

“Efecto de enmiendas con biocarbones sobre propiedades físicas, químicas y fitoabsorción de cadmio en suelos disímiles sembrados con lechuga” es el título de la tesis que fue expuesta en Bogotá – Colombia en el año 2021, que sostuvo como objetivo determinar la variabilidad de uso en la agricultura de biocarbones obtenidos a partir de raquis de palma, cuesco de palma, pulpa de café, tallos de rosas y residuos de podas como enmienda agrícola, para mejorar las propiedades físicas y químicas de suelos disímiles contaminados con cadmio y mitigar la fitoabsorción de este metal pesado en el cultivo de lechuga. Evaluando los tratamientos de 0, 3, 6, 9 y 12 t/ha de biocarbón y fertilización convencional durante dos ciclos de siembra. Demostrando, que la pulpa de café y tallos de rosa tenían una alta correlación negativa en la concentración de Cd en el tejido foliar de lechuga frente al aumento de las dosis de biocarbón aplicadas. De igual manera, se encontró que el uso de biocarbón mejora la densidad aparente y real, porosidad, retención de humedad, aumenta el pH y la CIC. Concluyendo, que los biocarbones permiten mitigar la contaminación de cadmio (22).

La Universidad de Antioquia, Medellín publicó en el año 2017 la tesis titulada: “Remediación de suelos alterados por actividad de minería del carbón a cielo abierto, mediante la aplicación de biochar procedente de residuos biomásicos de la palma de aceite en la zona carbonífera del departamento del César”, presentando como objetivos: (i) evaluar propiedades de los suelos disturbados en la zona carbonífera para conocer las limitantes en remediación, (ii) evaluar las características del biochar obtenido de residuos del cultivo de palma aceitera para determinar su influencia en la remediación de suelos. Resultando que, la adición de biochar como enmienda a los suelos mineros con materiales edáficos reduce el efecto de la fitotoxicidad de las sales o el alto contenido de metales fitotóxicos (Cu, Zn, Al, Mn y Fe), la germinación de las semillas de pasto

brachiaria y pasto beuffel, además, de influir sobre la elongación de las raíces (23).

En Madrid, 2019, se desarrolló la tesis titulada: “Tratamiento de suelos contaminados por metales mediante combinación de técnicas de fitorremediación con adición de biochar”, la cual tuvo por finalidad tratar suelos contaminados por metales pesados combinando la fitorremediación con aplicación de biochar procedente de residuos ganaderos. Los resultados mostraron que el biochar de gallinaza y de conejo aumentó el pH y CE, haciendo variar la biomasa microbiana, las actividades enzimáticas, mineralización del carbono y movilidad de los metales pesados. Además, la combinación de biochar y *Brassica napus* disminuye la biomasa microbiana; de igual forma, reduce el Pb total por debajo del Nivel General de Referencia y el Factor de Bioacumulación de Pb, Co, Ni y Zn (24)

El artículo científico publicado en 2016 en Colombia cuyo título: “Presencia de cadmio y plomo y su bioacumulación en tejidos vegetales en especies de *Brachiaria* en el Magdalena Medio Colombiano” sostuvo como objetivo general estimar la frecuencia de pasturas tropicales como *Brachiaria* en la región, adaptadas a suelos metalíferos, complementada con índices de diversidad biológica en corredores aledaños a explotaciones y refinerías petrolíferas. En la cual, se realizó un inventario de pasturas en función de la distancia: 100, 500, 2500 y 5000 m al foco emisor, muestreando en zonas próximas a la refinería de crudo y en pozos de extracción, siendo el testigo el Campus Académico de la Universidad de la Paz. Los resultados indican una alta frecuencia de representantes de la familia Poaceae y de sus géneros de *Brachiaria* spp., con importantes diferencias. Concluyendo, que los mayores niveles de bioacumulación de metales en tejidos vegetales representaron el siguiente orden: raíz > tallo > hojas, y la acumulación en el suelo fue mayor a la profundidad de 5 cm (25).

En 2015, Galal y Shehata presentaron el artículo científico: “Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution” donde plantearon como objetivo examinar el destino y absorción de metales pesados en suelos relacionados con el tráfico en órganos subterráneos y superficiales de *Plantago major* cultivado cerca de la carretera. En consecuencia, se demostró que todos los metales pesados del suelo variaron significativamente, excepto el Cd, mientras que el pH y la CE no tuvieron diferencia significativa, conforme se incrementa la distancia de la

carretera. Igualmente, hubo una disminución significativa de metales pesados en las partes de la planta. También, no hubo diferencia significativa entre la mayor parte de metales en el suelo y la raíz a 20 y 100 m, así como de 500 a 750 m de distancia de la carretera. El Factor de Bioacumulación de todos los metales fueron menores que la unidad acorde al incremento de la distancia; sin embargo, el Factor de Translocación (FT) de Cd, Co, Cu, Pb y Zn era mayor. El factor de enriquecimiento mostró pequeñas variaciones entre los metales investigados, variando con la distancia de la fuente de contaminación. Asimismo, los altos Ft de Cd, Fe y Pb en los tallos de *Plantago major*, indica que este es adecuado para la fitoextracción; por lo tanto, esta planta puede ser utilizada como bioindicadora o biomonitor para metales pesados relacionados al tráfico (26).

El objetivo del artículo de investigación titulado: “Effect of biochar aging on the adsorption and stabilization of Pb in soil”, fue evaluar el efecto del envejecimiento del biochar sobre la adsorción y estabilización de Pb en el suelo para proporcionar una guía teórica de su utilización a largo plazo. Para ello, se diseñó un procedimiento de extracción continua para analizar los efectos de tres métodos de envejecimiento (natural, a alta temperatura y congelación – descongelación), y tiempo de envejecimiento (7, 60 y 150 días) sobre las fracciones químicas de Pb en el suelo. Los efectos de los tres métodos de envejecimiento sobre la estabilización de Pb en el suelo se ordenaron de la siguiente forma: alta temperatura \approx congelamiento – descongelamiento > natural; asimismo, la secuencia para las especies de biochar fueron: paja de maíz > paja de trigo > cáscara de maní > astillas de pino. La estabilización de Pb en el suelo mejoró con el aumento del tiempo de envejecimiento y los mecanismos de estabilización de Pb en el suelo por el biochar incluyen complejación superficial, co-precipitación, intercambio iónico, adsorción física, y atracción electrostática. Concluyendo que, la adsorción y estabilización de Pb en el suelo mejoraron con el envejecimiento del biocarbón mediante la disminución de Pb extraíble con ácido y el acrecentamiento de Pb residual (27).

2.2 Bases teóricas

2.2.1 La contaminación de Pb en el suelo

Los problemas asociados con la acumulación de metales pesados y la contaminación ambiental son sustanciales y llaman cada vez más la atención debido a sus efectos adversos sobre la salud humana y el ecosistema en general (28).

Los procesos naturales, la rápida industrialización, los combustibles fósiles, fundición del hierro y actividades mineras intensivas, entre otras, son frecuentemente responsables para la contaminación global de metales pesados. Por décadas, se ha establecido que las actividades mineras son las principales contribuyentes al incremento de concentración de muchos metales pesados en diferentes componentes ambientales (29).

Entre estos metales pesados se incluye, entre otros, al zinc (Zn), arsénico (As) y plomo (Pb) (30). Similarmente, los niveles de elementos potencialmente tóxicos en suelos industriales fueron mayores que los encontrados en suelos agrícolas y no agrícolas (31).

En particular, la minería para Pb - Zn, oro (Au) y galena (PbS) es una práctica poco segura que no sólo contamina el ambiente, sino que posee un alto riesgo para la salud humana y los productos agrícolas debido al alto grado de toxicidad del Pb (29).

El Pb es un metal tóxico que se presenta naturalmente y que se encuentra en la corteza terrestre. Este elemento ha sido ampliamente usado alrededor del mundo en baterías, productos de cerámica, combustibles, pinturas, y otros productos de consumo. La contaminación de Pb puede ser antropogénica o natural (32).

El suelo contaminado con plomo puede, en principio, ser tratado usando tres tipos de técnicas de remediación, contención, remoción o extracción, y solidificación o estabilización (2). La contención puede incluir recubrimiento superficial, encapsulación, o transferencia a rellenos y es usada para remover el suelo desde un sitio contaminado. La remoción puede involucrar lavado del suelo (33), enjuague del suelo (34), extracción electrocinética (35), y la fitorremediación (36).

El Pb es un contaminante antropogénico principal, que ha sido liberado al ambiente desde la revolución industrial. Por lo tanto, ha sido considerado como un contaminante objetivo de estudios de remediación, debido a su amplia distribución, persistencia, y toxicidad en relación a la salud humana (37). Además, el Pb está clasificado como el número uno de los metales pesados contaminantes (y el número dos de todas las sustancias peligrosas) por la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (38).

La restauración de un suelo contaminado con plomo es un desafío, debido a su no degradabilidad, persistente en la naturaleza, baja movilidad y alta toxicidad

(39). Está naturalmente presente en cantidades traza. Altas concentraciones de Pb en el suelo son debido principalmente a la actividad antropogénica (40).

El suelo con alta cantidad de plomo afecta a los microorganismos al inhibir su división celular, desnaturalización de proteínas y puede enlazarse con grupos funcionales y afectar la membrana celular (41).

Las plantas son también afectadas por el Pb en muchas maneras tales como: (i) disminución de la absorción de nutrientes (Ca, K, P, Mg, Zn, Fe, Cu), (ii) inhibición de la germinación de la semilla, debido a que el Pb se enlaza con las enzimas proteasa y amilasa, (iii) reduce el contenido de clorofila, crecimiento de la planta, biomasa, tamaño de estomas y tasa de transpiración, (iv) disminuye el contenido de proteína y aminoácidos debido a la producción de especies de oxígeno reactivos (42).

La preocupación por la toxicidad del Pb es alta, ya que también es absorbido por las plantas comestibles y finalmente afecta a los humanos (43). El Pb es clasificado como posible carcinógeno humano por la Agencia Internacional para la investigación sobre el cáncer (44).

En el suelo, el Pb es adsorbido inicialmente por reacciones rápidas, seguido por reacciones de adsorción lentas y luego redistribuido en diferentes formas químicas con una variable biodisponibilidad, movilidad, y toxicidad (45). Su distribución está controlada por reacciones del Pb en el suelo, tales como: (i) precipitación y disolución mineral, (ii) intercambio iónico, adsorción y desorción, (iii) complejación acuosa, (iv) inmovilización y movilización biológica, y (v) absorción por la planta (46).

En los suelos, el plomo se presenta como ion de metal libre, complejado con constituyentes inorgánicos (bicarbonatos, carbonatos, sulfatos y cloruros), o puede estar como ligantes orgánicos (aminoácidos, ácidos fúlvicos, y ácidos húmicos); alternativamente, el Pb puede estar adsorbido sobre la superficie de partículas (óxidos de hierro, material biológico, materia orgánica, y partículas de arcilla) (47).

Las fuentes antropogénicas de plomo generalmente se acumulan en la capa superficial del suelo, y su concentración disminuye con la profundidad (48). La migración y distribución de plomo dentro del suelo resulta de la combinación de factores que incluyen procesos químicos tales como oxidación y reducción, adsorción de cationes en el complejo de cambio, quelación por la materia orgánica y otros óxidos de metales y ciclaje en la vegetación. Debido a su fuerte

enlace con la materia orgánica y materiales coloidales, se cree que solo unas pequeñas cantidades del plomo en el suelo son solubles, y por lo tanto disponibles para la absorción de la planta (49).

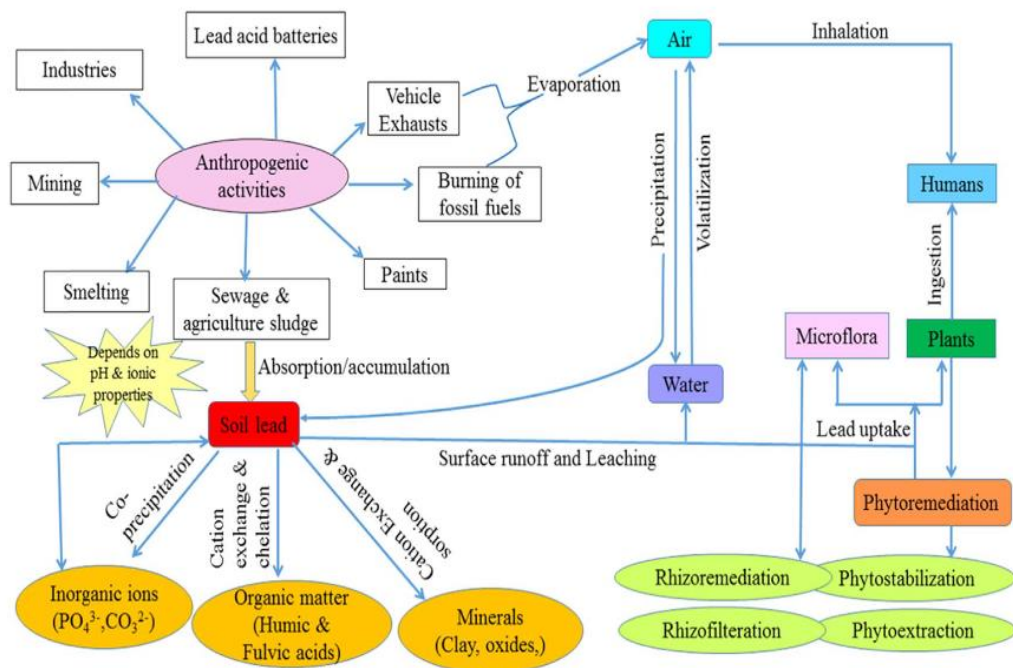


Figura 1. El Pb en el sistema suelo – planta – microorganismos (41).

2.2.2 La fitorremediación

2.2.2.1 Principios

La fitorremediación es un proceso de descontaminación mediado por las plantas. Las plantas incluyen gramíneas, arbustos y árboles en asociación con microorganismos que remedian el ambiente (suelo, agua y aire) a través de la degradación, acumulación y estabilización de contaminantes (50). Es una “tecnología verde” con el potencial de remover contaminantes (metales pesados, contaminantes orgánicos, entre otros) del suelo, minimizando la generación de residuos secundarios (51).

Es una tecnología operacionalmente simple, factible, económicamente viable, estéticamente agradable y aceptada públicamente. Además, la implementación no requiere personal experto o equipos de alto costo (2). Sin embargo, hay algunas limitaciones como lento crecimiento de la planta, menos biomasa, proceso que consume tiempo, y sensibilidad para los metales pesados. La exposición de los metales pesados a

diferentes concentraciones muestra fitotoxicidad, que afecta negativamente el proceso de fitorremediación (52).

Las revisiones bibliográficas mostraron que las diferentes concentraciones de metales pesados (Cd, Pb, As, Cu, Zn, Cr) impactan negativamente el crecimiento y fisiología de la planta. Por ejemplo, 15 a 30 mg/kg de Cd reducen la fitomasa así como nitrógeno y fósforo en *Triticum aestivum*, 50 μM de Cd mostraron inhibición del crecimiento, reducida transpiración y tasa fotosintética en *Pisum sativum*. Las concentraciones de Pb (150 a 1500 μM y 0.025 a 2.5 μM) disminuyeron el crecimiento de la planta, contenido de clorofila y pelos radiculares en *Brassica juncea*. La concentración de As y Cu a 5 – 50 μM disminuyeron la germinación de la semilla, crecimiento de la planta y longitud de raíz y tallo en *Brassica juncea*, Zn a 35 – 700 μM y Cr a 0.5 – 100 mg/kg también disminuyeron el crecimiento de raíz, tallo y hoja en *Pisum sativum* y disminuyeron la tasa de germinación, altura de planta, contenido de biomasa y clorofila en *Hibiscus esculentus* (53).

La fitorremediación del suelo contaminado con metales pesados incluye varios pasos y procesos, que comprenden la absorción de metales pesados (fitoextracción), acumulación y translocación de metales pesados (fitoacumulación), emisión a la atmosfera (fitovolatilización) y su estabilización en la zona radicular (fitoestabilización). En la fitoextracción, los metales pesados son absorbidos por las plantas junto con el agua y nutrientes. El metal pesado es entonces absorbido, precipitado y acumulado en la parte aérea de la planta (tallos, hojas, flores y frutos) por el proceso llamado fitoacumulación. Se conocen diferentes plantas tales como *Brassica juncea*, *Arabidopsis thaliana*, *Cynodon dactylon*, *Bidens pilosa*, *Helianthus annuus*, *Calandula officinales*, que pueden acumular Cd, Zn, Ni, Cr, Pb y Cu (54).

Lo que hace más concebible el proceso de fitorremediación es una relación colaborativa y diversa entre suelo, metales pesados, plantas y microorganismos del suelo. Las plantas solo responden a la fracción de metales pesados que está disponible para ellas (55). La biodisponibilidad y la fitodisponibilidad de metales pesados en el suelo son importantes para absorber fácilmente o puedan ser tomados por los microorganismos rizosféricos y plantas, respectivamente. Sin embargo, la biodisponibilidad y fitodisponibilidad dependen de factores relacionados, tales como

fisiología de la planta, química del suelo e interacción microbio – planta (56).

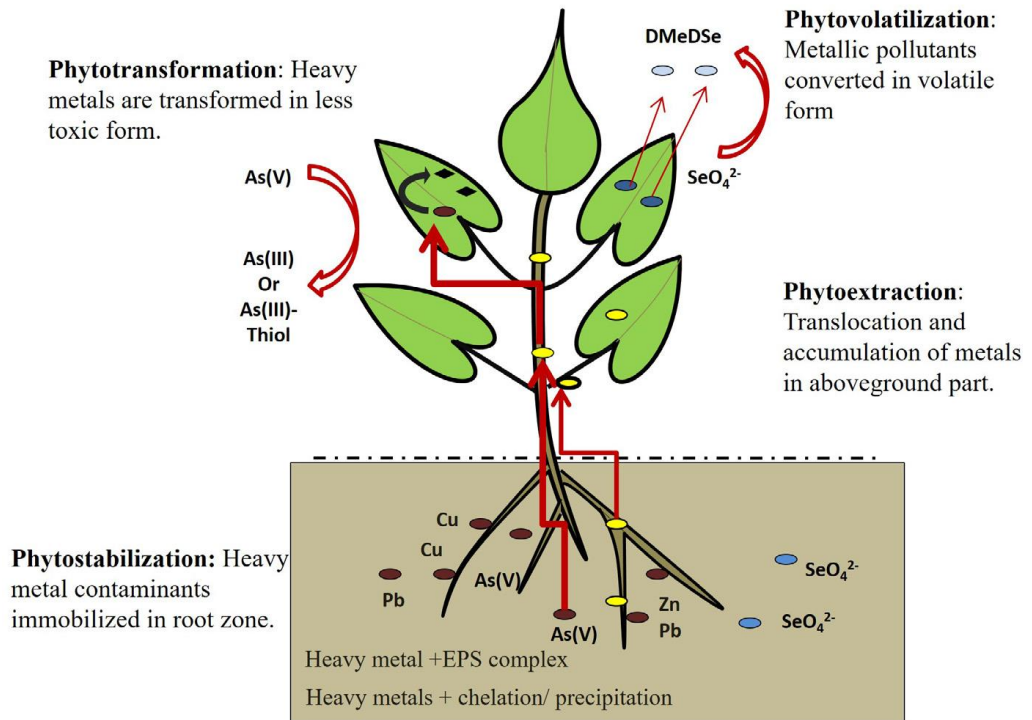


Figura 2. Presentación esquemática del proceso de fitorremediación (52)

Aunque la fitorremediación tiene muchas ventajas en comparación con otras tecnologías de remediación, también tiene algunas limitaciones (57). La fitorremediación es un proceso lento que depende de los ciclos biológicos y necesita unos pocos meses a varios años, y ciclos de cultivo múltiples para remediar el suelo (58). La fitorremediación es posible en suelos contaminados, poco o medianamente contaminados de tal manera que la fitotoxicidad sea menor y las plantas puedan crecer. La tasa de crecimiento de la planta, baja biomasa aérea, y la profundidad de raíces son factores limitantes para la fitorremediación (59).

2.2.2.2 Estrategias de fitorremediación

Las estrategias usadas para el proceso de fitorremediación pueden ser categorizadas en cinco tipos, lo cual incluye fitoextracción, fitoacumulación, fitoestabilización, fitodegradación, rizofiltración y fitovolatilización (60).

- La fitoextracción

La fitoextracción consiste en la absorción de contaminantes por las plantas y su almacenamiento en las partes cosechables, que son las

hojas, los tallos, y raíces. Ejemplos: mostaza de la India, girasol, colza, entre otras. Su costo es bastante razonable y los contaminantes son constantemente removidos del suelo. Las desventajas: mayormente, las plantas hiperacumuladoras tienen bajas tasas de crecimiento, con menor biomasa y sistemas radiculares superficiales (61).

Se usan plantas que tienen la habilidad genética para tolerar altas concentraciones de contaminantes no favorables (62). Estas plantas crecen en sitios contaminados por algún tiempo, se cosechan, y luego se incineran para procesar los contaminantes. Para disminuir la concentración de estos contaminantes en suelos altamente contaminados a límites permisibles, se usan varios ciclos de crecimiento, cosecha, e incineración. Después de la incineración, la ceniza es depositada en vertederos siguiendo las pautas para la disposición de residuos peligrosos (60).

Las especies de plantas que van a ser utilizadas para la fitoextracción deben tener algunas características necesarias, tales como alto factor de translocación, alto factor de bioconcentración, alta tolerancia a los contaminantes, rápido crecimiento, alta producción de biomasa, buen sistema radicular, buena tasa de asimilación y ser de fácil cosecha (63). Se ha reportado que las plantas de las familias Asteraceae, Brassicaceae, Lamiaceae, Euphorbiaceae y Scrophulariaceae son más adecuadas para ser usadas en la fitoextracción (64). Conforme los procesos biológicos son realizados por las plantas, la fitoextracción remueve contaminantes de los sitios contaminados sin algún efecto adverso sobre las propiedades del suelo, agua y sedimentos (65).

- **La fitoestabilización**

La fitoestabilización es el uso de la vegetación para restringir la movilidad y biodisponibilidad de contaminantes en el suelo, agua, y sedimentos a través de modificaciones físicas, químicas y biológicas. Es un método in situ, simple y rentable con baja invasión ambiental utilizando plantas seleccionadas (66).

El principal enfoque es la aplicación de enmiendas, que influyen en las características químicas y biológicas de los suelos contaminados, incrementando la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico (67). Adicionalmente, los otros objetivos de la fitoestabilización,

son la prevención de dispersión de contaminantes peligrosos vía lixiviación (contaminación del agua freática) y erosión (dispersión de elementos tóxicos a través del agua o viento a otros lugares), así como su entrada a los canales alimenticios (68).

- **La fitodegradación**

El término fitodegradación es utilizado para designar la degradación enzimática de contaminantes en productos más simples y menos tóxicos a través de las plantas, que puede realizarse en la rizosfera antes de su absorción o algunas veces en la raíz después de su absorción, seguido de una posterior síntesis. Es un proceso de descontaminación influyente y también conocido como fitotransformación. Si la fitodegradación se presenta en la rizosfera, las enzimas requeridas son liberadas de las raíces de las plantas (69).

Si la degradación toma lugar dentro de la planta, es importante que la planta debería ser capaz de absorber los contaminantes y translocarlos al lugar de transformación en su forma original, sin efectos letales sobre las células de las plantas (62).

Se tiene un amplio rango de contaminantes que pueden ser metabolizados, incluyendo herbicidas, insecticidas, pesticidas, solventes clorinados, municiones y contaminantes inorgánicos (70). Las enzimas de las plantas usadas en este proceso están también identificadas; algunos ejemplos son la dehalogenasa, nitrilasa, fosfatasa, nitroreductasa, y oxidoreductasa (63).

- **La rizofiltración**

La rizofiltración es el proceso de absorción de contaminantes presentes en la rizosfera dentro del sistema radicular de las plantas. Este proceso de remediación es usado para descontaminar sistemas acuáticos usando plantas terrestres o acuáticas. Durante la utilización de este proceso, las plantas crecen en el sitio contaminado (in situ) o en un ambiente ex situ contaminado. Los contaminantes son absorbidos a través de las raíces de las plantas hasta que la saturación es alcanzada, y finalmente, las plantas son cosechadas con sus raíces. En la medida que la acumulación de contaminantes se presenta en las raíces sin translocación a los tallos, hay una posibilidad extremadamente baja de contaminación atmosférica (71).

La rizofiltración puede ser aplicada en la remediación de metales (Cr, Cd, Co, Cu, Ag, Hg, Ni, Mn, Pb, Zn, Mo), metaloides (As, Se), y elementos radioactivos (^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{90}Sr , ^{234}U) (72). La mostaza de la India, centeno, girasol, tabaco, y espinaca, son algunas plantas importantes utilizadas para esta técnica (73). En esta técnica, las plantas terrestres han sido usadas ampliamente debido a su rápido crecimiento y sistema radicular fibroso. En condiciones in situ, estas plantas son usadas como balsas flotantes; mientras que en condiciones ex situ, sistemas de tuberías o tanques diseñados han sido utilizados para el crecimiento de estas plantas. La introducción de microorganismos en la rizosfera también ha sido reportada para estimular la absorción de contaminantes (74).

- **La fitovolatilización**

La fitovolatilización es un proceso en el cual las plantas extraen contaminantes de suelos contaminados a través de sus raíces, convierte los elementos tóxicos en menos tóxicos dentro de la planta, y lo liberan a la atmosfera a través de sus hojas. Este método está basado en el mecanismo de la evapotranspiración y es principalmente usado para Hg, Se, y contaminantes solventes orgánicos (75).

La eficiencia de la fitovolatilización está influenciada por el clima de los lugares de remediación, así como por la capacidad genérica de las especies de plantas utilizadas. Al mismo tiempo, la absorción, translocación, y destino químico de estos contaminantes es fuertemente dependiente de su concentración en el lugar contaminado (76).

Aunque este método ha sido reportado para remediar diferentes contaminantes peligrosos, no resuelve el problema completamente. Simplemente atrae los contaminantes del suelo, agua y sedimentos y los libera en la atmosfera. Se conoce que la concentración de este material liberado es baja y frecuentemente menos tóxica pero aun así altera el equilibrio natural de la atmosfera (60).

2.2.2.3 Indicadores de evaluación de la fitorremediación

- **Factor de bioconcentración (FBC)**

El factor de bioconcentración es también conocido como índice de bioconcentración, coeficiente de absorción biológica, coeficiente de transferencia, factor de concentración o coeficiente de bioacumulación. Se utiliza para medir la capacidad de absorción de un metal por la planta

(raíz y parte aérea) con relación a su concentración en el suelo. Para las plantas, el FBC se utiliza como una medida de eficiencia de acumulación de metales en biomasa, donde los valores > 1 indican que las especies son potencialmente hiperacumuladoras, y aquellas especies con valores de FBC < 1 son especies exclusoras (77).

El factor de bioconcentración en la raíz de la planta, también conocido como factor de concentración biológica, se calcula como la relación entre la concentración de metales en la raíz de la planta respecto a la concentración de metales en el suelo (78).

El factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta, también conocido como factor de bioacumulación, coeficiente de acumulación biológica, o factor de remediación, es la proporción del elemento contaminante contenido en la parte aérea de la planta con respecto al contenido del mismo elemento en el suelo (79).

- **Factor de translocación (FT)**

El factor de translocación es el cociente entre la concentración del metal en los órganos aéreos en relación a la raíz (81). Cuando el FT es mayor que 1, la planta tiene gran capacidad para transportar metales desde las raíces a los vástagos, explicada mayormente por eficientes sistemas de transporte de metales (82), y probablemente, por el secuestro de metales en las vacuolas de las hojas y en el apoplasto (83).

Un valor de Factor de Translocación mayor a 1 indica una eficiente traslocación de metales a puntos de crecimiento, por lo que la planta puede usarse con fines de fitoextracción. Si, por el contrario, el FT es menor que 1, la translocación del metal es baja, por lo que éste es retenido principalmente en las raíces y puede usarse como fitoestabilizadora (80).

2.2.3 Efecto del biochar en suelos contaminados

Recientes investigaciones sugieren que la enmienda biochar es una propuesta promisoría para mitigar la contaminación del suelo vía inmovilización de metales pesados y contaminantes orgánicos. Las características de calidad del biochar como una enmienda del suelo varía grandemente con los materiales utilizados y las condiciones de pirólisis. Los productos de biochar de diferentes fuentes han demostrado capacidades y eficiencias remarcables diversificadas para estabilizar contaminantes del suelo. El biochar agregado al suelo puede

estabilizar Cd, Cu, Ni, Pb, y Zn y reduce su biodisponibilidad a través de la adsorción mejorada (basada en atracción electrostática, intercambio iónico, y complejación superficial) y precipitación química (debido a la elevación del pH del suelo y adición de cenizas de carbonatos y fosfatos) (84).

La incorporación de biochar a suelos contaminados con metales pesados es un concepto relativamente novedoso para la remediación, restauración y revegetación y aún no se ha evaluado a largo plazo. El biochar adsorbe un amplio rango de metales pesados contaminantes del suelo y puede proporcionar una solución ambientalmente respetuosa al ambiente para su remediación, con un bajo riesgo de causar peligros ecológicos a corto plazo. La aplicación de biochar a suelos contaminados tiene un gran impacto cuando no altera los caracteres inherentes del suelo, tales como el ambiente biótico y su estado de nutrientes. La literatura muestra la importancia de tomar en consideración un enfoque ecosistémico multifuncional cuando se evalúa el impacto de la remediación de metales pesados del suelo. Los beneficios del biochar a los suelos contaminados son dependientes del tipo de suelos, insumos que se utilizan para producir biochar, y el ambiente. El alcance de la remediación, combinado con los factores anteriores, implica la necesidad de un diseño inteligente para la producción, que aproveche el conocimiento existente sobre la materia prima, las condiciones de pirólisis y la tasa de aplicación (86).

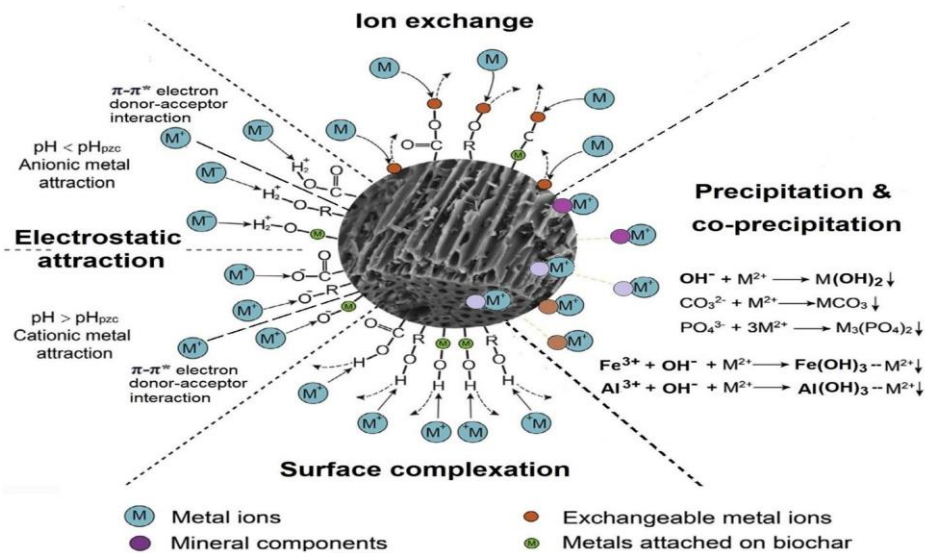


Figura 3. Principales mecanismos a través de los cuales el biochar estabiliza los metales pesados en suelos contaminados (85).

Los biochars se consideran materiales ecológicos y multifuncionales con un potencial significativo para la remediación de aguas y suelos contaminados,

mientras que los biochars diseñados con área superficial ampliada y abundantes grupos funcionales superficiales pueden funcionar incluso mejor en la remediación ambiental. Las propiedades físicas y químicas de los biochars, como contenido de cenizas o minerales, aromaticidad, estructuras superficiales, pH y grupos funcionales superficiales (C=O, -COOH, -OH y -NH₂) dependen principalmente de sus fuentes de materia prima (planta, lodo o estiércol) y la temperatura de la pirólisis. Los principales impulsores de la adsorción de contaminantes son los enlaces de hidrógeno, el llenado de poros, la atracción electrostática, la interacción hidrofóbica y las fuerzas de Van der Waals. A pesar de sus significativas características, se necesitan más investigaciones en campo para demostrar la aplicabilidad práctica y la viabilidad en la remediación de suelos (87).

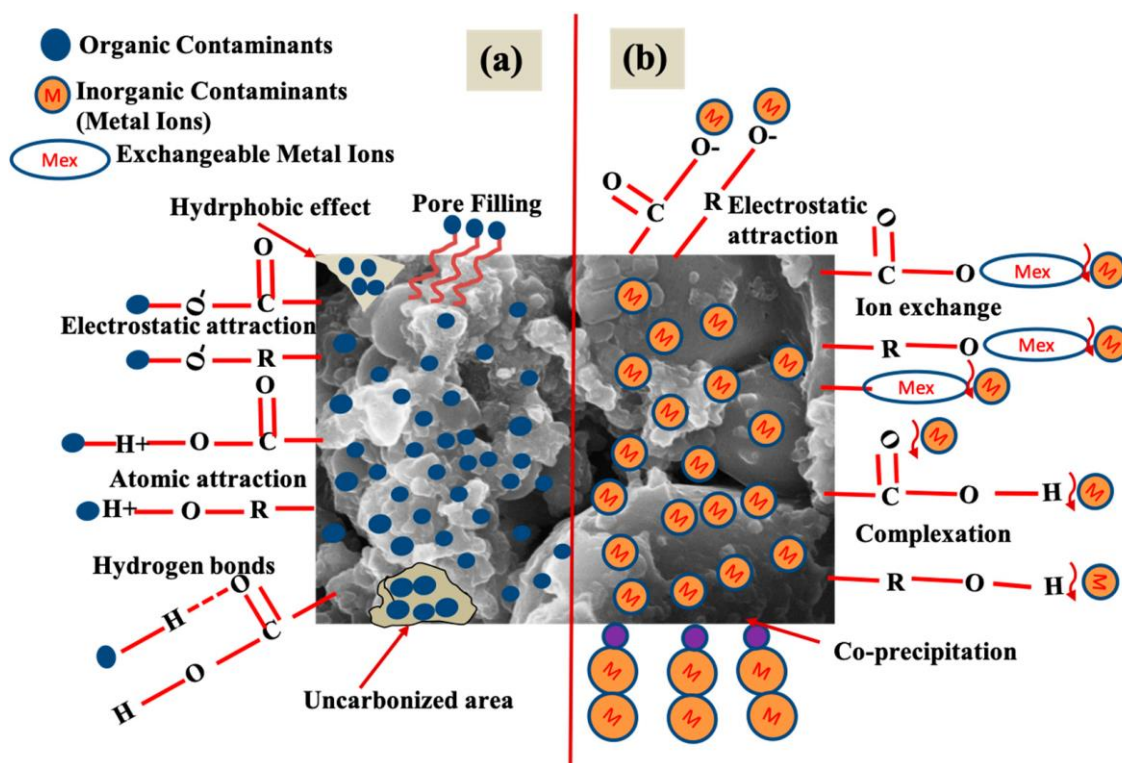


Figura 4. Ilustración esquemática de los principales mecanismos involucrados en la adsorción de contaminantes (a) orgánicos e (b) inorgánicos con biochars (87).

2.3 Definición de términos básicos

Contaminación del suelo. La contaminación del suelo es usualmente una consecuencia de diferentes prácticas agrícolas inadecuadas y métodos incorrectos de disposición de residuos sólidos y líquidos, pero también puede resultar de la contaminación atmosférica a través de la lluvia (88).

Metales pesados. Los metales pesados son elementos que tienen una densidad mayor de 5 en su forma elemental y comprenden 38 elementos. Sin embargo, el término usualmente se refiere a 12 metales que son usados y descargados por la industria, estos son Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn y Zn. Los metales pesados mayormente se hallan en sitios de adsorción específica en el suelo donde ellos son retenidos muy fuertemente en los coloides orgánicos o inorgánicos (88).

Suelo agrícola. Suelo dedicado a la producción de cultivos, forrajes y pastos cultivados. Es también aquel suelo con aptitud para el crecimiento de los cultivos y el desarrollo de la ganadería. Esto incluye tierras clasificadas como agrícolas, que mantienen un hábitat para especies permanentes y transitorias, además de flora y fauna nativa, como es el caso de las áreas naturales protegidas (89).

Fitorremediación. Es el uso de plantas y sus microorganismos asociados para degradar y secuestrar contaminantes orgánicos e inorgánicos (90).

Biochar. Producto carbonáceo, poroso, obtenido de la pirólisis de materiales orgánicos. Tienen típicamente alta capacidad de intercambio catiónico y es alcalino. Tienen muchos beneficios potenciales sobre las propiedades del suelo, así como un incremento de la actividad biológica (91).

Adsorción. Remoción de un contaminante del aire, agua o suelo mediante la recolección del contaminante en la superficie por un material sólido, por ejemplo: un método avanzado de tratar desperdicios en donde el carbón activado es el componente principal (92).

Ambiente. La suma de todas las condiciones externas que afectan la vida, el desarrollo y la supervivencia de un organismo (92).

Macroporos. Características secundarias de suelos tales como huecos hechos por raíces o grietas hechas por desecación que pueden crear conductos significativos para el movimiento de líquidos en fases no acuosas, contaminantes disueltos o contaminantes en forma de vapor (92).

Materia orgánica. Desperdicios carbonosos encontrados en materia animal o vegetal proveniente de fuentes domésticas o industriales (92).

Mitigación. Medidas tomadas para reducir los impactos negativos en el ambiente (92).

Zona saturada. El área encima del nivel freático del agua en donde los poros del suelo no están completamente saturados con agua, pero algo de agua puede estar presente (92).

Biodisponibilidad. Medida de la capacidad de ser absorbido y disponible para ser metabolizado por un organismo (92).

Contaminante. Cualquier sustancia o materia física, química, biológica o radiológica que tiene un efecto adverso en el aire, agua o suelo (92).

Plomo. Un metal pesado que es peligroso para la salud si es aspirado o tragado. Su uso en gasolinas, pinturas y tuberías ha sido restringido fuertemente o eliminado por leyes o reglamentos (92).

CAPÍTULO III METODOLOGÍA

3.1 Método y alcance de la investigación

3.1.1 Método de la investigación

3.1.1.1 Método general de la investigación

El método general de investigación es hipotético-deductivo, basado en la hipótesis de que la aplicación de biochar tiene efecto en la fitorremediación de un suelo, de Mito, contaminado con cadmio, y los resultados que se obtengan de las evaluaciones permitirán deducir la influencia específica de las enmiendas orgánicas.

El método de investigación hipotético - deductivo consiste en un procedimiento que parte de unas aseveraciones en calidad de hipótesis y busca refutar o falsear tales hipótesis, deduciendo de ellas conclusiones que deben confrontarse con los hechos (93).

Este método es ampliamente usado en la vida real como en la investigación científica. Consiste en generar hipótesis acerca de las posibles soluciones del planteamiento del problema y en la respectiva comprobación de estos a partir de los datos, si estos coinciden con ellos. La generación de la hipótesis plantea dos escenarios, cuando la investigación está más próxima al nivel observacional, que se podría decir, el nivel más simple, se formulan hipótesis, del tipo empírico llevado a la experiencia y, el segundo escenario, cuando el sistema es más teórico se generan hipótesis de tipo abstracto (94).

Estos fundamentos no indican que la línea de investigación termine en este sentido, ya que este método tiene como naturaleza someter nuevamente el tema a un razonamiento observacional planteando nuevas hipótesis, convirtiéndose así en una siguiente línea de investigación futura, abierta a nuevas hipótesis.

3.1.1.2 Método específico de la investigación

Se utilizó el método de análisis: Al iniciar el experimento, la muestra compuesta de suelo que se extrajo del predio agrícola de Mito fue analizado en sus propiedades físico — químicas (textura, pH, carbonato de calcio, conductividad eléctrica, materia orgánica, fósforo, potasio, capacidad de intercambio catiónico, y cationes cambiables), así como el contenido de plomo en el suelo y al finalizar el experimento, se realizó el análisis del contenido de plomo tanto en el suelo y en la planta (raíz y parte aérea).

Los métodos de análisis utilizados para determinar las propiedades físico — químicas del suelo, se muestran en la **tabla N° 02**:

Tabla 2. Métodos de análisis utilizados para determinar las propiedades físico — químicas del suelo.

PROPIEDADES FÍSICO – QUÍMICAS DEL SUELO	MÉTODOS DE ANÁLISIS
Textura	Método del hidrómetro
pH	Método del potenciómetro
Carbonato de calcio (CaCO ₃)	Método del calcímetro
Conductividad eléctrica (CE)	Método del conductímetro
Materia orgánica	Método de Walkley — Black
Fósforo disponible	Método de Olsen modificado
Potasio disponible	Se utilizó como extractante el acetato de amonio
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	Método del acetato de amonio

Cationes cambiabiles	El extracto preparado durante el proceso de saturación con acetato de amonio para el análisis de la CIC contiene los cationes cambiabiles del suelo
----------------------	---

Fuente: Bazán, 2017 (95).

En la tabla N° 3, se indica el método utilizado para determinar la concentración de plomo en la planta (raíz y parte aérea) y suelo:

Tabla 3. Métodos de análisis utilizados para determinar la concentración de plomo.

CONCENTRACIÓN DE PLOMO EN LA PLANTA (RAÍZ Y PARTE AÉREA) Y SUELO		MÉTODO DE ANÁLISIS
Contenido de Pb	Método de digestión ácida	

Fuente: Bazán, 2017 (95)

3.1.2 Alcances de la investigación

3.1.2.1 Tipo de investigación

La investigación es aplicada, pues es de naturaleza eminentemente práctica, donde se aplicó las bases teóricas del efecto de las enmiendas orgánicas en la fitorremediación de suelos contaminados con plomo, utilizando *Plantago major*.

La investigación aplicada consiste en realizar trabajos aplicados con la finalidad de adquirir nuevos conocimientos; sin embargo, está dirigida fundamentalmente a un objetivo práctico específico; se emprende para determinar los posibles usos de los resultados de la investigación básica o para determinar nuevos métodos o formas de alcanzar objetivos específicos predeterminados (94).

3.1.2.2 Nivel de investigación

La investigación, según su profundidad u objetivo es experimental, pues estudia las relaciones de causalidad utilizando la metodología experimental con la finalidad del control de los fenómenos (94).

Según el tratamiento de datos, la investigación es cuantitativa, pues se centra fundamentalmente en los aspectos observables y susceptibles de cuantificación de los fenómenos. Es coherente con la metodología empírica y se sirve de pruebas estadísticas (94).

3.2 Diseño de la investigación

3.2.1 Diseño experimental

En la presente investigación experimental, se utilizó el Diseño Completamente Aleatorizado (DCA), con seis tratamientos y tres repeticiones, haciendo un total de 18 unidades experimentales.

El modelo aditivo lineal del diseño experimental es el siguiente (96):

$$\gamma_{ik} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ik}$$

Donde:

γ_{ik} = Cualquier observación del experimento

μ = Media poblacional

τ_i = Efecto del i-ésimo tratamiento

ε_{ij} = Error experimental

3.2.2 Tratamientos

Los tratamientos en estudio se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 4. Tratamientos en estudio

N°	Tratamiento	Clave
1	0 % biochar	T1
2	2 % biochar	T2
3	4 % biochar	T3
4	6 % biochar	T4
5	8 % biochar	T5

Fuente: Elaboración propia

3.2.3 Conducción experimental

- Instalación del experimento

El suelo muestreado de la capa arable de una parcela agrícola de Mito fue secado al aire libre, tamizado con el tamiz N° 10, de 2 mm de apertura de malla, y distribuido en macetas de plástico de 3 kg de capacidad, donde se aplicaron los tratamientos.

Tabla 5. Distribución de los tratamientos en cada unidad experimental.

Tratamiento	Suelo (kg)	Biochar (kg)	Peso de sustrato/maceta (kg)
T1 : 0 % Biochar	3.00	0.00	3.00
T2 : 2 % Biochar	2.94	0.06	3.00
T3 : 4 % Biochar	2.88	0.12	3.00
T4 : 6 % Biochar	2.82	0.18	3.00
T5 : 8 % Biochar	2.76	0.24	3.00
T6 : 10 % Biochar	2.70	0.30	3.00

Fuente: Elaboración propia

Una vez distribuidos los tratamientos, se saturó el suelo con agua, y se dejó drenar durante dos días. Posteriormente, se transplantó llantén (*Plantago major*). Se utilizó tres plantas por maceta.

Se mantuvo la humedad del suelo de cada maceta al 80% de capacidad de campo. La capacidad de campo del suelo fue de 30 %. El 80 % de la capacidad fue de 24.0 % ($30 \times 0.80 = 24.0$). Para tal efecto, se agregó un promedio de 720 mL de agua ($3000 \text{ g/maceta} \times 0,24 = 720 \text{ mL}$); llegando a tener cada maceta un peso promedio de 3.720 kg ($3000 \text{ g} + 720 \text{ g} = 3720$). Después de la instalación, se pesó cada maceta cada cuatro días y si pesaba menos, se agregó agua hasta lograr el peso promedio de 3.720 kg. Esto se realizó hasta finalizar el experimento.

- **Conducción del experimento**

Durante el experimento se eliminó manualmente todo tipo de insectos y malezas encontradas en las unidades experimentales.

3.3 Población y muestra

3.3.1 Población

La población estuvo constituida por el suelo agrícola del terreno seleccionado que tiene un área aproximada de 1736 m² y se encuentra ubicado en el distrito de Mito, provincia de Concepción y departamento de Junín.

3.3.2 Muestra

Para obtener la muestra de suelo, se trazó una rejilla en la parcela de suelo contaminada, y se extrajo una muestra simple de cada parte central, totalizando un total de 20 muestras simples a una profundidad de 0 a 30 cm, haciendo un total aproximado de 70 kg de muestra compuesta de suelo. El muestreo fue dirigido a juicio de expertos (97).

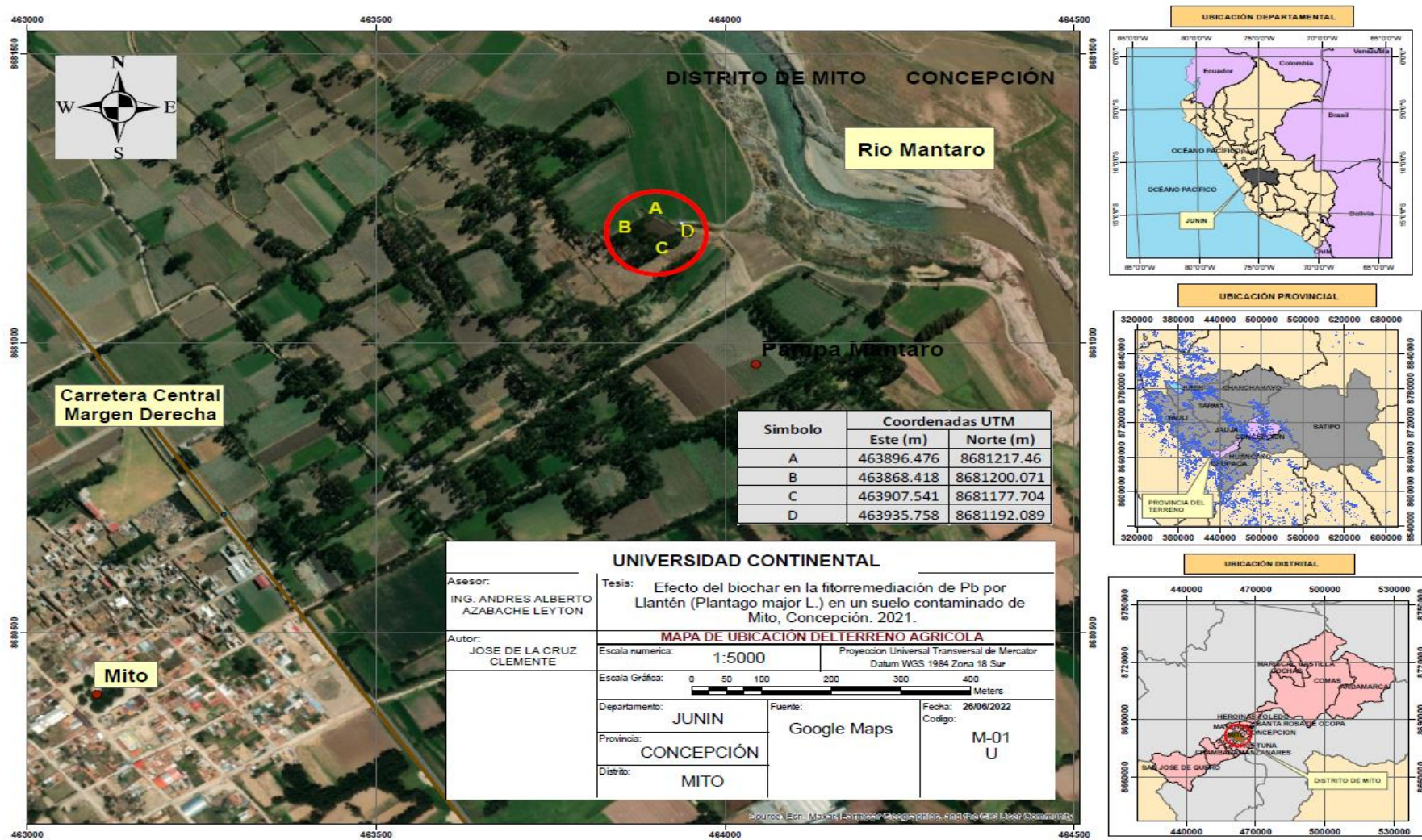


Figura 5. Ubicación de la parcela agrícola contaminada.

3.4 Técnicas e instrumentos de recolección de datos

Las técnicas e instrumentos de recolección de datos se clasifican según los objetivos específicos del presente trabajo:

Objetivo específico 1: Determinar el efecto de dosis crecientes de biochar en la absorción de Pb por la planta de *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito.

En este primer objetivo específico, se realizó tres tipos de análisis; para ello, previamente se efectuaron los siguientes procedimientos:

Paso 1: Para realizar el experimento ex situ, se extrajo la muestra de suelo del terreno agrícola seleccionado ubicado en el distrito de Mito, provincia de Concepción, departamento de Junín (Figura 5) y se adquirió el biochar (Anexos: ficha técnica del biochar). Simultáneamente, se sembró las semillas de llantén en un almácigo.

Paso 2: Una vez extraída la muestra de suelo del terreno agrícola y adquirido el biochar, se realizó el tamizado para ambos con un tamiz N°10 de 2 mm.

Paso 3: Se pesó la muestra de suelo y biochar para seis tratamientos, en concentraciones distintas tal como se muestra en la Tabla N° 5, cabe resaltar que cada tratamiento tiene tres repeticiones.

Paso 4: Se mezcló el suelo y el biochar previamente pesados para cada tratamiento; estas mezclas se vertieron en las macetas de plástico debidamente identificadas según el tratamiento que correspondía.

Paso 5: Luego de la germinación de las plantas de llantén y alcanzando un tamaño de 4 a 5 cm, se realizó el trasplante a las macetas de plástico (tres plantas por maceta) y se mantuvo en observación el crecimiento de las plantas.

Paso 6: Después de 63 días del trasplante, y habiendo observado que algunas plantas ya no crecían, por limitaciones de volumen de suelo para su desarrollo, se procedió a realizar la evaluación final del experimento.

Luego de realizar esto seis pasos, se lleva a cabo los siguientes análisis, cada análisis tiene sus propios procedimientos.

Análisis de plomo total en la parte aérea

Paso 1: Se cortaron a ras del suelo las plantas de cada unidad experimental.

Paso 2: Luego, se colocaron las plantas en una bolsa de papel kraft, debidamente identificadas.

Paso 3: Se remitió al laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la UNALM, para el análisis de plomo total.

Análisis de plomo total en la raíz

Paso 1: Las raíces de las plantas en cada unidad experimental (maceta), fueron extraídas cuidadosamente, lavadas y puestas a secar.

Paso 2: Se colocaron las raíces en bolsas de papel kraft, debidamente identificadas y fueron enviadas al Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Agraria La Molina para el análisis de plomo total en la raíz.

Análisis de plomo total en el suelo después del experimento

Paso 1: El suelo de cada unidad experimental fue homogenizado y se extrajo una muestra de aproximadamente un kilogramo.

Paso 2: Se etiquetó según el tratamiento y repetición

Paso 3: Se envió al laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Agraria La Molina para la determinación de plomo total.

Cabe señalar que para hallar la concentración de plomo en los tres análisis realizados se empleó el método de digestión ácida, en cada muestra de suelo y planta.

Objetivo específico 2: Calcular los factores de bioacumulación y translocación de Pb en *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito, para determinar si la planta es fitoextractora, fitoacumuladora o exclusiva.

Cálculo del factor de bioacumulación (FBC)

Paso 1: El laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Agraria La Molina reportó la concentración de plomo de la parte aérea y raíz de la planta, así como del suelo.

Paso 2: Para hallar el FBC de plomo, en la parte aérea, parte radicular y total, se utilizó la siguiente expresión:

$$FBC \text{ parte aérea} = \frac{\text{Concentración de Pb en parte aérea}}{\text{Concentración de Pb en el suelo}}$$

$$FBC \text{ parte radicular} = \frac{\text{Concentración de Pb en la raíz}}{\text{Concentración de Pb en el suelo}}$$

$$FBC \text{ total} = \frac{\text{Concentración de Pb en la parte aérea} + \text{raíz}}{\text{Concentración de Pb en el suelo}}$$

Cálculo del factor de translocación (FT)

Paso 1: Se recibió del laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Agraria La Molina los datos de concentración de plomo de la parte aérea y raíz de la planta.

Paso 2: Para hallar el FT de plomo, se utilizó la siguiente expresión con las concentraciones recibidas en el paso anterior:

$$FT = \frac{\text{Concentración de Pb en la parte aérea}}{\text{Concentración de Pb en la raíz}}$$

Se precisa que para determinar la concentración de plomo para el cálculo de la FBC y FT se empleó el método de digestión ácida, en cada tratamiento de suelo y planta.

Objetivo específico 3: Evaluar la concentración final de Pb en un suelo contaminado de Mito, por efecto de dosis crecientes de biochar en la fitorremediación por *Plantago major*.

Procesamiento de los datos

Paso 1: Al finalizar la obtención de datos estos fueron sistematizados en el software INFOSTAT, se verificó la distribución normal de cada variable utilizando la prueba de Shapiro — Wilk.

Paso 2: Si la variable evaluada tenía distribución normal, se realizó el análisis de varianza y la prueba de significación de Duncan; caso contrario, si la variable evaluada no tenía distribución normal, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal — Wallis (94).

Tabla 6. Esquema del análisis de varianza

Fuentes de variación	Grados de Libertad (GL)	Suma de cuadrados (SC)	Cuadrado medio (CM)	Fc
Tratamientos	$(t-1) = (6-1) = 5$	$\frac{\sum_i T^2}{r_t} - TC$	SC_T / GL_T	CM_T / CM_{EE}
Error Experimental (EE)	$t(r-1) = 6(3-1) = 12$	$\sum_i \left(\sum_j x_{ij}^2 - \frac{x_i^2}{r} \right)$	SC_{EE} / GL_{EE}	
Total (T)	$(tr - 1) = (6*3) - (1) = 17$	$\sum_{ij} x_{ij}^2 - \frac{X^2_{..}}{rt}$	SC_T / GL_T	

Fuente: Elaboración propia

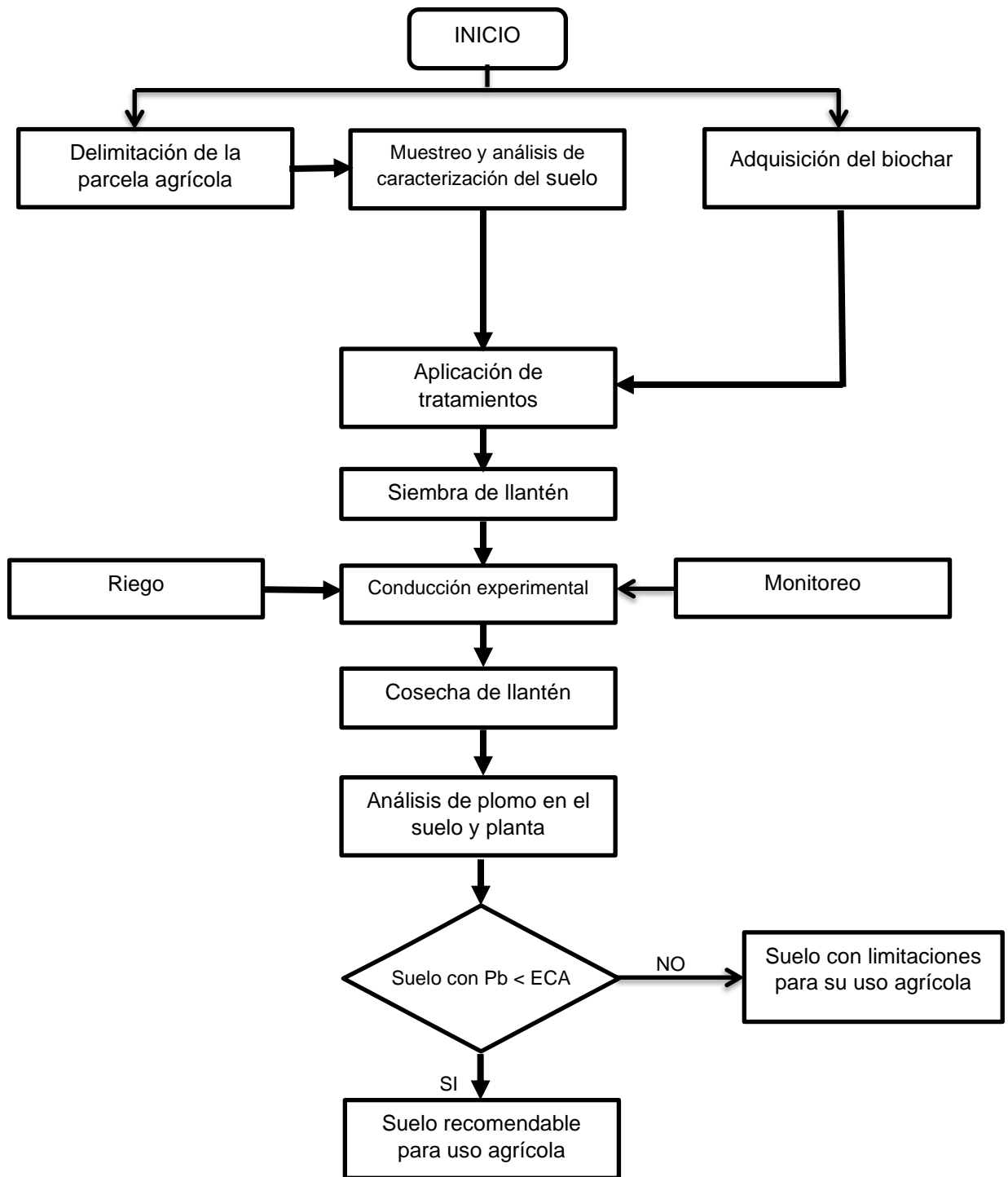


Figura 6. Diagrama metodológico del proceso experimental

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Resultados del tratamiento y análisis de la información

4.1.1 Resultados del análisis de caracterización del suelo experimental

Tabla 7. Resultados del análisis de caracterización del suelo del experimento

Parámetro	Contenido	Calificación*
pH	7.19	Neutro
Conductividad Eléctrica (dS/m)	0.37	No salino
CaCO ₃ (%)	7.63	Muy alto
Materia Orgánica (%)	5.39	Alto
Arena (%)	68	-
Limo (%)	25	-
Arcilla (%)	07	-
Clase textural	Franco Arenoso	Moderadamente Gruesa
Fósforo (ppm)	6.3	Bajo
Potasio (ppm)	289	Alto
Capacidad de Intercambio Catiónico (meq/100 g)	10.24	Baja
Calcio cambiante (meq/100 g)	8.47	-

Magnesio cambiabile (meq/100 g)	0.84	-
Potasio cambiabile (meq/100 g)	0.81	-
Sodio cambiabile (meq/100 g)	0.13	-
Hidrógeno más aluminio Cambiables	0.00	
Saturación de bases (%)	100.00	Alto

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

***Calificado según la tabla de interpretación de análisis de suelo (Anexo II).**

El suelo de Mito tiene un pH en el rango de la neutralidad, que favorece la disponibilidad de nutrientes para la planta, no presenta exceso de sales, debido a que la lluvia es suficiente para lavar la probable acumulación de sales. El alto contenido de carbonato de calcio es una evidencia de la presencia de material parental calcáreo. El contenido de materia orgánica es alto, lo cual califica a un suelo de buena calidad. La textura tiene predominancia de arena y bajo contenido de arcilla, pero que no limita el manejo del suelo, e influenció a la baja CIC del suelo. El bajo contenido de P es limitante para su aprovechamiento por las plantas. El alto contenido de potasio indica una alta liberación de este elemento desde los minerales del suelo. Predomina el calcio entre los cationes cambiables; estando ausente el hidrógeno y aluminio, debido al pH mayor de 7, y tiene una alta saturación de bases. Los datos se presentan en la tabla 8.

Tabla 8. Resultados del análisis de plomo en el suelo

Parámetro	Contenido (mg/kg)	Calificación	ECA Suelos (mg/kg)
Plomo total	2227.54	Suelo contaminado	70

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

El contenido de plomo total en el suelo supera el ECA de suelos del Perú (89) en 31.82 veces; esto significa que el suelo está contaminado por plomo.

4.1.2 Contenido de plomo (Pb) en la parte aérea

Tabla 9. Contenido de Pb (mg.kg⁻¹) en la parte aérea de *Plantago major*

Tratamiento	Repeticiones			
	I	II	III	Promedio
T1: 00 % de biochar	551.25	268.75	744.25	521.42
T2: 02 % de biochar	322.50	678.00	502.25	500.92
T3: 04 % de biochar	630.25	391.50	332.50	451.42
T4: 06 % de biochar	374.00	462.50	215.00	350.50
T5: 08 % de biochar	908.75	585.00	519.75	671.17
T6: 10 % de biochar	487.25	451.75	386.50	441.83

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

La absorción de plomo por *Plantago major* fue mayor, en promedio, con 8% de biochar (T5). El tratamiento 4, con 6 % de biochar, tuvo la menor absorción de Pb. Esto refleja el efecto del biochar en el contenido de Pb en la parte aérea, con una gran variabilidad de los datos, pues el rango estuvo entre 350.50 y 671.17 mg/kg. Los datos se presentan en la tabla 9.

4.1.3 Contenido de Pb en la raíz de *Plantago major*.

Tabla 10. Contenido de Pb (mg.kg⁻¹) en la raíz de *Plantago major*

Tratamiento	Repeticiones			
	I	II	III	Promedio
T1: 00 % de biochar	237.50	117.50	250.00	201.667
T2: 02 % de biochar	168.25	63.13	128.00	119.793
T3: 04 % de biochar	157.25	330.34	146.62	211.403
T4: 06 % de biochar	143.25	540.02	359.75	347.673
T5: 08 % de biochar	150.97	332.50	83.75	189.073
T6: 10 % de biochar	88.33	76.68	254.04	139.683

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

El contenido de plomo en la raíz de *Plantago major* fue mayor, en promedio, con 6% de biochar (T4) y la más baja con el tratamiento T2 (2% de biochar), observándose gran variabilidad en los resultados. Los datos se presentan en la tabla 10.

4.1.4 Factor de bioconcentración aérea (FBCa) de Pb en *Plantago major*.

Tabla 11. Resultados del cálculo del FBCa de Pb en *Plantago major*

Tratamiento	Repeticiones			
	I	II	III	Promedio
T1: 00 % de biochar	0.34	0.16	0.43	0.310
T2: 02 % de biochar	0.19	0.43	0.31	0.310
T3: 04 % de biochar	0.38	0.20	0.18	0.253
T4: 06 % de biochar	0.21	0.30	0.13	0.213
T5: 08 % de biochar	0.50	0.37	0.31	0.393
T6: 10 % de biochar	0.29	0.31	0.26	0.287

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

El factor de bioconcentración en la parte aérea fue mayor en el tratamiento 5 (8 % de biochar) y menor en el tratamiento 4 (6 % de biochar). Todos los datos son menores que la unidad, Los datos se presentan en la tabla 11.

4.1.5 Factor de bioconcentración radicular (FBCr) de Pb en *Plantago major*.

Tabla 12. Resultados del cálculo del FBCr de Pb en *Plantago major*

Tratamiento	Repeticiones			
	I	II	III	Promedio
T1: 00 % de biochar	0.14	0.07	0.14	0.117
T2: 02 % de biochar	0.10	0.04	0.08	0.073
T3: 04 % de biochar	0.09	0.17	0.08	0.113
T4: 06 % de biochar	0.08	0.35	0.21	0.213
T5: 08 % de biochar	0.08	0.21	0.05	0.113
T6: 10 % de biochar	0.05	0.05	0.17	0.090

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

El factor de bioconcentración en la raíz de la planta fue mayor en el tratamiento T4 (6 % de biochar) y el más bajo en el tratamiento T2 (2 % de biochar). Este dato revela que en el tratamiento con 2 % de biochar, se retuvo el Pb en el suelo y la raíz no mostró alta acumulación. Los datos se presentan en la tabla 12.

4.1.6 Factor de bioconcentración total (FBCtt) de Pb en *Plantago major*.

Tabla 13. Resultados del cálculo del FBCtt de Pb en *Plantago major*

Tratamiento	Repeticiones			Promedio
	I	II	III	
T1: 00 % de biochar	0.48	0.23	0.57	0.427
T2: 02 % de biochar	0.30	0.47	0.39	0.387
T3: 04 % de biochar	0.47	0.37	0.27	0.370
T4: 06 % de biochar	0.29	0.65	0.34	0.427
T5: 08 % de biochar	0.58	0.57	0.36	0.503
T6: 10 % de biochar	0.34	0.36	0.43	0.377

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

El factor de bioconcentración total fue mayor en el tratamiento T5 (8 % de biochar) y el más bajo en el tratamiento T6 (10 % de biochar). Esto se atribuye a la adsorción de Pb por el biochar y poca absorción por *Plantago major*, los datos se presentan en la tabla 13.

4.1.7 Factor de translocación (FT) de Pb en *Plantago major*.

Tabla 14. Resultados del cálculo del FT de Pb en *Plantago major*.

Tratamiento	Repeticiones			Promedio
	I	II	III	
T1: 00 % de biochar	2.32	2.29	2.98	2.530
T2: 02 % de biochar	1.92	10.74	3.92	5.527
T3: 04 % de biochar	4.01	1.19	2.27	2.490
T4: 06 % de biochar	2.61	0.86	0.60	1.357

T5: 08 % de biochar	6.02	1.76	6.21	4.663
T6: 10 % de biochar	5.52	5.89	1.52	4.310

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

El factor de translocación que indica el transporte del Pb de la raíz a la parte aérea, fue mayor en el tratamiento 2 (2 % de biochar) y el más bajo en el tratamiento 4 (6 % de biochar). Todos los valores fueron mayores que 1. Los datos se presentan en la tabla 14.

4.1.8 Contenido final de Pb en el suelo

Tabla 15. Resultados del contenido final de Pb en el suelo

Tratamiento	Repeticiones			
	I	II	III	Promedio
T1: 00 % de biochar	1642.50	1657.50	1743.75	1681.250
T2: 02 % de biochar	1660.00	1587.50	1610.00	1619.167
T3: 04 % de biochar	1680.00	1972.50	1802.50	1818.333
T4: 06 % de biochar	1772.50	1552.50	1695.00	1673.333
T5: 08 % de biochar	1815.00	1602.50	1695.00	1704.167
T6: 10 % de biochar	1672.50	1462.50	1487.50	1540.833

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

El contenido final de Pb en el suelo, después de la fitorremediación, fue mayor en el tratamiento T3 (4 % de biochar), y el más bajo en el tratamiento 6 (10 % de biochar), indicando el efecto del biochar en disminuir la disponibilidad de Pb en el suelo, junto con la absorción de *Plantago major*, los datos se presentan en la tabla 15.

4.1.9 Eficiencia de la fitorremediación de *Plantago major*

Tabla 16. Resultados del cálculo de la eficiencia de fitorremediación de *Plantago major*.

Tratamiento	Repeticiones			
	I	II	III	Promedio
T1: 00 % de biochar	26.26	25.59	21.72	24.523

T2: 02 % de biochar	25.48	28.73	27.72	27.310
T3: 04 % de biochar	24.58	11.45	19.08	18.370
T4: 06 % de biochar	20.43	30.30	23.91	24.880
T5: 08 % de biochar	18.52	28.06	23.91	23.497
T6: 10 % de biochar	24.92	34.34	33.22	30.827

Fuente: Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima

La eficiencia de la fitorremediación fue mayor en el tratamiento 6 (10 % de biochar) y menor en el tratamiento 3 (4 % de biochar), mostrando el efecto de la fitorremediación asistida con biochar. Los datos se presentan en la tabla 16.

4.2 Prueba de hipótesis

4.2.1 Hipótesis específica 1:

“Las dosis crecientes de biochar influyen significativamente en el contenido de Pb de *Plantago major* en un suelo contaminado de Mito”.

4.2.1.1 Contenido de Pb en la parte aérea

Para comprobar la hipótesis planteada, primero se realizó la prueba de normalidad de Shapiro- Wilk.

Para la prueba de normalidad se planteó las siguientes hipótesis:

Ho: La población está distribuida normalmente.

Ha: La población no está distribuida normalmente.

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 17. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el contenido de Pb en la parte aérea de *Plantago major*.

Tratamiento	Media (mg Pb/kg)	p-valor
T1: 00 % de biochar	521.42	0.7919
T2: 02 % de biochar	500.92	0.9853
T3: 04 % de biochar	451.42	0.3575
T4: 06 % de biochar	350.50	0.6861
T5: 08 % de biochar	671.17	0.2993

T6: 10 % de biochar

441.83

0.6930

Fuente: Elaboración propia

Como el p-valor en todos los tratamientos es mayor que 0.05, se acepta H_0 y se rechaza H_a , la población está distribuida normalmente. Los datos se presentan en la tabla 17. Posteriormente, se desarrolló el análisis de varianza.

Tabla 18. Análisis de varianza para el contenido de Pb en la parte aérea de *Plantago major*.

F. de V.	SC	GL	CM	Fc	p-valor
Tratamientos	171585.698	5	34317.140	1.174	0.3769
Error	350767.333	12	29230.611		
Total	522353.031	17			

S = 170.969

\bar{x} = 489.542

CV = 34.924 %

Fuente: Elaboración propia

Del análisis de varianza, se observa que el p-valor en la fuente de variación tratamientos es mayor que 0.05, indicando que el contenido de Pb en la parte aérea de *Plantago major* no son diferentes estadísticamente. Esto permite aceptar la hipótesis nula y rechazar la hipótesis planteada. Se debe resaltar que el coeficiente de variación es alto, debido a la alta heterogeneidad dentro de cada tratamiento. Los datos se presentan en la tabla 18.

4.2.1.2 Contenido de Pb en la raíz

Para comprobar la hipótesis planteada, primero se realizó la prueba de normalidad de Shapiro- Wilk.

Para la prueba de normalidad se planteó las siguientes hipótesis:

H_0 : La población está distribuida normalmente.

H_a : La población no está distribuida normalmente.

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 19. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el contenido de Pb en la parte radicular de *Plantago major*.

Tratamiento	Media (mg Pb/kg)	p-valor
T1: 00 % de biochar	201.667	0.1635
T2: 02 % de biochar	119.793	0.7600
T3: 04 % de biochar	211.403	0.0992
T4: 06 % de biochar	347.673	0.9003
T5: 08 % de biochar	189.073	0.5060
T6: 10 % de biochar	139.683	0.1121

Fuente: Elaboración propia

Como el p-valor en todos los tratamientos es mayor que 0.05, se acepta H_0 y se rechaza H_a , la población está distribuida normalmente. Los datos se presentan en la tabla 19. Posteriormente, se desarrolló el análisis de varianza.

Tabla 20. Análisis de varianza para el contenido de Pb en la parte radicular de *Plantago major*.

F. de V.	SC	GL	CM	Fc	p-valor
Tratamientos	96349.304	5	19269.861	1.366	0.3037
Error	169337.787	12	14111.482		
Total	265687.091	17			

S = 118.792

$\bar{x} = 201.549$

CV = 58.940 %

Fuente: Elaboración propia

Del análisis de varianza, se observa que el p-valor en la fuente de variación tratamientos es mayor que 0.05, indicando que el contenido de Pb en la parte radicular de los tratamientos de *Plantago major* no son diferentes estadísticamente. Esto acepta la hipótesis nula y rechaza la hipótesis planteada. Se observó alto coeficiente de variación, indicando heterogeneidad dentro de cada tratamiento. Los datos se presentan en la tabla 20.

4.2.2 Hipótesis específica 2:

“Las dosis crecientes de biochar incrementan los factores de bioacumulación y translocación de Pb por *Plantago major*”.

4.2.2.1 Factor de bioconcentración aérea (FBCa)

Para comprobar la hipótesis planteada, primero se realizó la prueba de normalidad de Shapiro- Wilk.

Para la prueba de normalidad se planteó las siguientes hipótesis:

Ho: La población está distribuida normalmente.

Ha: La población no está distribuida normalmente.

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 21. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el FBCa en *Plantago major*.

Tratamiento	FBCa promedio	p-valor
T1: 00 % de biochar	0.310	0.6394
T2: 02 % de biochar	0.310	>0.9999
T3: 04 % de biochar	0.253	0.1734
T4: 06 % de biochar	0.213	0.9318
T5: 08 % de biochar	0.393	0.5985
T6: 10 % de biochar	0.287	0.7806

Fuente: Elaboración propia

Como el p-valor en todos los tratamientos es mayor que 0.05, se acepta Ho y se rechaza Ha, la población está distribuida normalmente. Los datos se presentan en la tabla 21. Posteriormente, se desarrolló el análisis de varianza.

Tabla 22. Análisis de varianza para el FBCa de *Plantago major*

F. de V.	SC	GL	CM	Fc	p-valor
Tratamientos	0.056	5	0.011	1.067	0.4251
Error	0.125	12	0.010		

Total	0.181	17
S = 0.100	$\bar{x} = 0.294$	CV = 34.014 %

Fuente: Elaboración propia

Del análisis de varianza, se observa que el p-valor en la fuente de variación tratamientos es mayor que 0.05, indicando que el FBCa de *Plantago major* en los tratamientos aplicados no son diferentes estadísticamente. Esto permite aceptar la hipótesis nula y rechazar la hipótesis planteada. Se observa alto coeficiente de variación, indicando heterogeneidad dentro de cada tratamiento. Los datos se presentan en la tabla 22.

4.2.2.2 Factor de bioconcentración radicular (FBCr)

Para comprobar la hipótesis planteada, primero se realizó la prueba de normalidad de Shapiro- Wilk.

Para la prueba de normalidad se planteó las siguientes hipótesis:

Ho: La población está distribuida normalmente.

Ha: La población no está distribuida normalmente.

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 23. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el FBCr de *Plantago major*

Tratamiento	FBCr promedio	p-valor
T1: 00 % de biochar	0.117	<0.0001
T2: 02 % de biochar	0.073	0.6394
T3: 04 % de biochar	0.113	0.1960
T4: 06 % de biochar	0.213	0.9578
T5: 08 % de biochar	0.113	0.3348
T6: 10 % de biochar	0.090	<0.0001

Fuente: Elaboración propia

Como el p-valor en los tratamientos T1 y T6 son menores que 0.05, se rechaza Ho y se acepta Ha, la población no está distribuida

normalmente. Los datos se presentan en la tabla 23. Posteriormente, se desarrolló la prueba de Kruskal- Wallis.

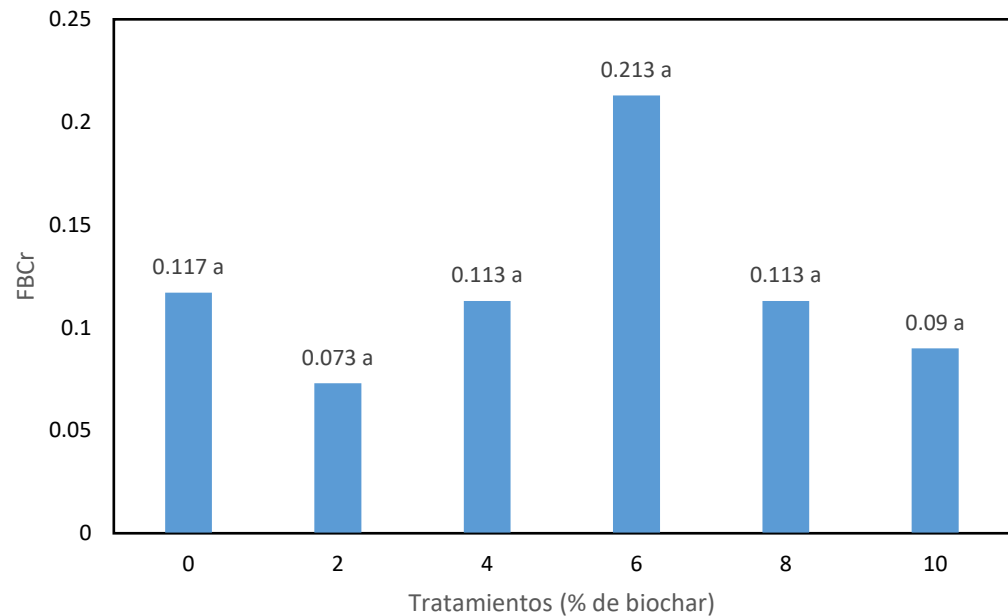


Figura 7. Prueba de Kruskal- Wallis para el factor de bioconcentración en la raíz

El factor de bioconcentración en la raíz muestra a los tratamientos con valores bastante variables siendo más alto el tratamiento con 6% de biochar y el más bajo el tratamiento con 2% de biochar, sin diferencias significativas entre sí, debido a la alta heterogeneidad dentro de cada tratamiento. Los datos se presentan en la figura 7.

4.2.2.3 Factor de bioconcentración total (FBCtt)

Para comprobar la hipótesis planteada, primero se realizó la prueba de normalidad de Shapiro- Wilk.

Para la prueba de normalidad se planteó las siguientes hipótesis:

Ho: La población está distribuida normalmente.

Ha: La población no está distribuida normalmente.

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 24. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el FBCtt de *Plantago major*

Tratamiento	FBCtt promedio	p-valor
T1: 00 % de biochar	0.427	0.4928
T2: 02 % de biochar	0.387	0.9318
T3: 04 % de biochar	0.370	>0.9999
T4: 06 % de biochar	0.427	0.2447
T5: 08 % de biochar	0.503	0.0768
T6: 10 % de biochar	0.377	0.4070

Fuente: Elaboración propia

Como el p-valor en todos tratamientos es mayor que 0.05, se acepta H_0 y se rechaza H_a , la población está distribuida normalmente. Los datos se presentan en la tabla 24. Posteriormente, se desarrolló el análisis de varianza.

Tabla 25. Análisis de varianza para el FBCtt de *Plantago major*

F. de V.	SC	GL	CM	Fc	p-valor
Tratamientos	0.037	5	0.007	0.428	0.8204
Error	0.208	12	0.017		
Total	0.245	17			

S = 0.130

$\bar{x} = 0.415$

CV = 31.325 %

Fuente: Elaboración propia

Del análisis de varianza, se observa que el p-valor en la fuente de variación tratamientos es mayor que 0.05, indicando que el FBCtt de *Plantago major* en los tratamientos aplicados no son diferentes estadísticamente. El coeficiente de variación es alto, indicando alta heterogeneidad dentro de cada tratamiento. Esto acepta la hipótesis nula y rechaza la hipótesis planteada. Los datos se presentan en la tabla 25.

4.2.2.4 Factor de translocación (FT)

Para comprobar la hipótesis planteada, primero se realizó la prueba de normalidad de Shapiro- Wilk.

Para la prueba de normalidad, se planteó las siguientes hipótesis:

Ho: La población está distribuida normalmente.

Ha: La población no está distribuida normalmente.

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 26. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el FT de *Plantago major*.

Tratamiento	FT promedio	p-valor
T1: 00 % de biochar	2.530	0.0738
T2: 02 % de biochar	5.527	0.4163
T3: 04 % de biochar	2.490	0.7422
T4: 06 % de biochar	1.357	0.2276
T5: 08 % de biochar	4.663	0.0722
T6: 10 % de biochar	4.310	0.1443

Fuente: Elaboración propia

Como el p-valor en todos tratamientos es mayor que 0.05, se acepta Ho y se rechaza Ha, la población está distribuida normalmente. Los datos se presentan en la tabla 26. Posteriormente, se desarrolló el análisis de varianza.

Tabla 27. Análisis de varianza para el FT de *Plantago major*.

F. de V.	SC	GL	CM	Fc	p-valor
Tratamientos	38.007	5	7.601	1.234	0.3522
Error	73.918	12	6.160		
Total	111.925	17			

S = 2.482

$\bar{x} = 3.479$

CV = 71.342 %

Fuente: Elaboración propia

Del análisis de varianza, se observa que el p-valor en la fuente de variación tratamientos es mayor que 0.05, indicando que el FT de *Plantago major* en los tratamientos aplicados no son diferentes estadísticamente. El coeficiente de variación es alto, indicando

heterogeneidad dentro de cada tratamiento. Esto acepta la hipótesis nula y rechaza la hipótesis planteada. Los datos se presentan en la tabla 27.

4.2.3 Hipotesis específica 3:

“Las dosis crecientes de biochar disminuyen la concentración de Pb en un suelo de Mito fitorremediado por llantén”.

4.2.3.1 Contenido final de Pb en el suelo

Para comprobar la hipótesis planteada, primero se realizó la prueba de normalidad de Shapiro- Wilk.

Para la prueba de normalidad, se planteó las siguientes hipótesis:

Ho: La población está distribuida normalmente.

Ha: La población no está distribuida normalmente.

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 28. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para el contenido final de Pb en el suelo.

Tratamiento	Promedio (mg/kg)	p-valor
T1: 00 % de biochar	1681.250	0.2607
T2: 02 % de biochar	1619.167	0.5861
T3: 04 % de biochar	1818.333	0.8273
T4: 06 % de biochar	1673.333	0.6930
T5: 08 % de biochar	1704.167	0.8576
T6: 10 % de biochar	1540.833	0.2086

Fuente: Elaboración propia

Como el p-valor en todos tratamientos es mayor que 0.05, se acepta Ho y se rechaza Ha, la población está distribuida normalmente. Los datos se presentan en la tabla 28. Posteriormente, se desarrolló el análisis de varianza.

Tabla 29. Análisis de varianza para el contenido final de Pb en el suelo

F. de V.	SC	GL	CM	Fc	p-valor
Tratamientos	127581.684	5	25516.337	2.434	0.0960

Error	125805.208	12	10483.767
Total	253386.892	17	
<hr/>			
S = 102.390	$\bar{x} = 1672.847$	CV = 6.121 %	

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 29, del análisis de variancia, se observa que el p-valor en la fuente de variación tratamientos es mayor que 0.05, lo cual estaría indicando que el contenido final de Pb en el suelo, en los tratamientos aplicados no son diferentes estadísticamente; pero como la prueba de comparación múltiple de Duncan no requiere que F sea significativa, se procedió a desarrollarla. Esto valida la hipótesis planteada. Los datos se presentan en la tabla 29.

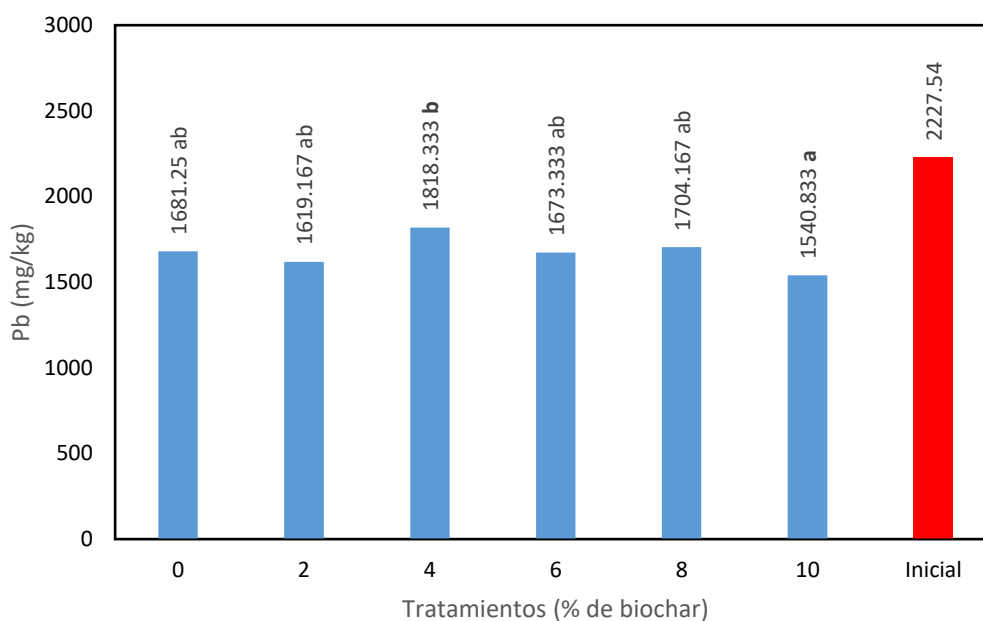


Figura 8. Prueba de Duncan para el contenido final de Pb en el suelo

El contenido final de Pb en el suelo mostró al tratamiento con 10 % de biochar, con el más bajo contenido, debido al efecto de la fitorremediación asistida con biochar, que redujo la disponibilidad de Pb en el suelo. Los datos se presentan en la figura 8.

4.2.3.2 Eficiencia de la fitorremediación

Para comprobar la hipótesis planteada, primero se realizó la prueba de normalidad de Shapiro- Wilk.

Para la prueba de normalidad, se planteó las siguientes hipótesis:

Ho: La población está distribuida normalmente.

Ha: La población no está distribuida normalmente.

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 30. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para la eficiencia de la fitorremediación de Pb por *Plantago major* en el suelo contaminado de Mito

Tratamiento	Eficiencia promedio	p-valor
T1: 00 % de biochar	24.523	0.2597
T2: 02 % de biochar	27.310	0.5866
T3: 04 % de biochar	18.370	0.8215
T4: 06 % de biochar	24.880	0.6773
T5: 08 % de biochar	23.497	0.8581
T6: 10 % de biochar	30.827	0.2072

Fuente: Elaboración propia

Como el p-valor en todos tratamientos es mayor que 0.05, se acepta Ho y se rechaza Ha, la población está distribuida normalmente. Los datos se presentan en la tabla 30. Posteriormente, se desarrolló el análisis de varianza.

Tabla 31. Análisis de varianza para la eficiencia de fitorremediación de Pb por *Plantago major* en el suelo contaminado de Mito

F. de V.	SC	GL	CM	Fc	p-valor
Tratamientos	257.058	5	51.412	2.435	0.096
Error	253.343	12	21.112		
Total	510.401	17			

S = 4.595

$\bar{x} = 24.901$

CV = 18.452 %

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 31, del análisis de variancia, se observa que el p-valor en la fuente de variación tratamientos es mayor que 0.05, lo cual estaría indicando que el contenido final de Pb en el suelo, en los tratamientos

aplicados no son diferentes estadísticamente; pero como la prueba de comparación múltiple de Duncan no requiere que F sea significativa, se procedió a desarrollarla. Esto valida la hipótesis planteada.

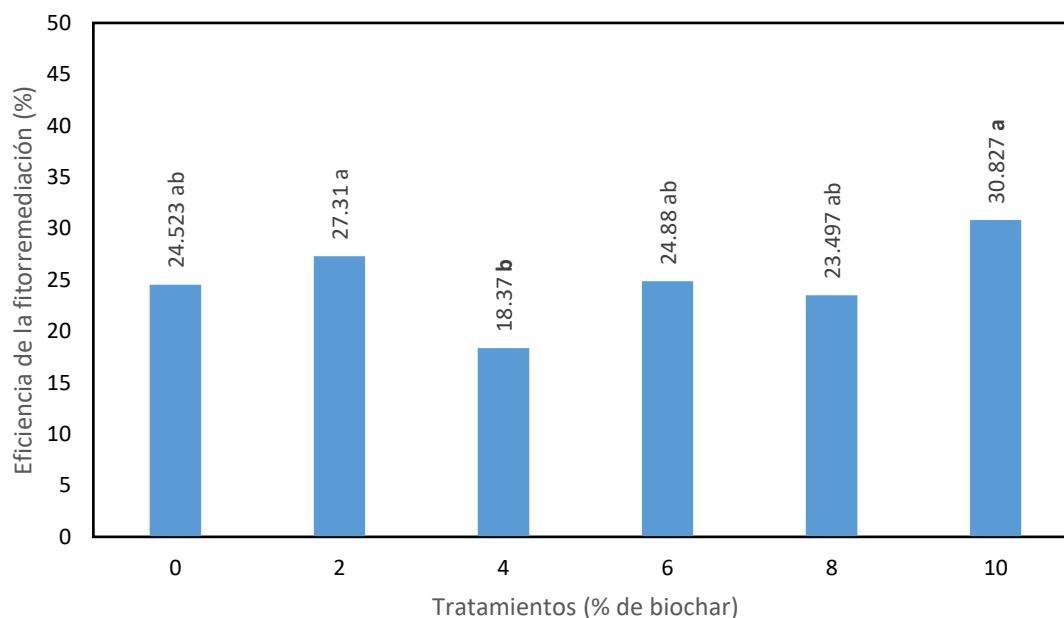


Figura 9. Prueba de Duncan para la eficiencia de la fitorremediación de Pb por *Plantago major*

La eficiencia de la fitorremediación presentó diferencias significativas entre tratamientos. El tratamiento con 10% de biochar sobresalió con un promedio de 30.827 % sin diferencias significativas con los demás tratamientos excepto el tratamiento con 4% de biochar que tuvo la más baja eficiencia. Los datos se presentan en la figura 9.

4.2 Discusión de resultados

El contenido de Pb en la parte aérea de *Plantago major* fue mayor en el tratamiento con 8 % de biochar, con un valor promedio de 671.17 mg/kg de materia seca, esto indica que hubo mayor disponibilidad de Pb en el suelo y la planta absorbió este metal pesado. En cambio, el tratamiento T4 (6 % de biochar) tuvo la menor concentración de Pb en la parte aérea, con un promedio de 350.50 mg /kg de materia seca, lo cual se atribuye a la menor disponibilidad de Pb en el suelo, debido a la adsorción de este metal pesado por el biochar. La alta concentración de Pb en el suelo contaminado solo permitió que a una dosis de 6 % de biochar se logre una mayor adsorción en el suelo y menor disponibilidad para la planta. La dosis más alta de biochar (8%) no funcionó en esta variable,

pues el biochar en altas dosis también afecta la disponibilidad de otros nutrientes (15), que, al limitar el crecimiento de la planta, limitan su capacidad de absorción y su carácter fitorremediador.

No se observó diferencias significativas en el contenido de Pb en la parte aérea, debido a la alta variabilidad dentro de tratamientos, reflejado en un CV de 34.924 %, y un rango de 320.670 mg Pb/kg de materia seca, entre los tratamientos extremos.

Estos datos obtenidos tienen relación con la investigación realizada en tomate (15), donde se comparó la aplicación de biochar y carbón activado en dosis bajas de 0.05 a 0.5%, para la remediación de Cd en el suelo, observándose que el carbón activado fue más eficiente que el biochar en reducir la disponibilidad de Cd, pero también se reduce la disponibilidad de nutrientes. Asimismo, en el trabajo de investigación de suelo contaminado con plomo y fitorremediado con lechuga, se observó que la disponibilidad de Pb disminuye con la aplicación de mayores dosis de biocarbón derivado de excretas porcinas; consecuentemente, habría menor absorción de Pb por la planta (16).

El contenido de Pb en la raíz fue mayor en tratamiento con 6% de biochar (T4), con un promedio de 347.673 mg/kg, que también fue el tratamiento que tuvo menor contenido de Pb en la parte aérea de *Plantago major*, indicando que el Pb se translocó en menor cantidad a la parte aérea en este tratamiento. El tratamiento que tuvo menor contenido de Pb en la raíz fue el T2, con 2 % de biochar, con un promedio de 119.793 mg Pb/kg de materia seca, en los demás tratamientos con distintas dosis de biochar no se observó ese efecto.

Esta variabilidad de los datos muestra que son determinadas dosis de biochar las que permiten mayor adsorción e inmovilización de Pb en el suelo y que no necesariamente las más altas dosis de biochar tienen mayor adsorción del contaminante y ocasionan menor transferencia de las raíces a la parte aérea de las plantas, en suelos altamente contaminados por este metal pesado. No se observó diferencias significativas en el contenido de Pb en las raíces de *Plantago major*.

Las cantidades de Pb observadas en la raíz son menores a las observadas en la parte aérea, indicando que el Pb absorbido por la raíz generalmente se trasloca a la parte aérea. Los datos encontrados en este trabajo de investigación difieren de lo reportado en Áncash, donde el llantén acumuló más Pb en las raíces de las

plantas (19), la diferencia puede atribuirse al pH ácido del suelo y al mayor tiempo de evaluación en Áncash, que fue de siete meses.

El factor de bioconcentración total mostró al tratamiento T5 (8 % de biochar) con un promedio de 0.503 como el valor más alto, y el más bajo el tratamiento T3 (4 % de biochar). El tratamiento T3 acumula menos Pb en la planta de Llantén, debido a que a esa dosis de biochar, se tiene menor disponibilidad de Pb; en cambio a la dosis de 8 % se puede ver afectado el crecimiento de la planta y disminuyó la acumulación de Pb. Los valores son menores que la unidad, indicando que esta planta absorbe Pb y lo acumula en la parte aérea y radicular, pero no es hiperacumuladora. No hubo diferencias significativas entre los promedios del FBC de los tratamientos evaluados, tanto en la parte aérea como radicular.

Los resultados del FBC, menores a la unidad, en *Plantago major*, son similares a los reportados en la evaluación de suelos contaminados por efecto del tráfico vehicular en Cd, Co, Cu, Pb y Zn, de tal manera que se recomendó a esta especie como bioindicadora para metales pesados relacionadas al tráfico (26).

El factor de translocación (FT) fue mayor con el tratamiento T2 (2 % de biochar), con un promedio de 5.527, indicando que la planta de llantén tiene gran capacidad de transportar Pb de la raíz a la parte aérea, con esta dosis de biochar (82). El tratamiento T4 (6 % biochar) tuvo el menor FT, con un promedio de 1.357, indica que el Pb contenido en la raíz se transloca a una menor tasa a la parte aérea.

El factor de translocación en todos los tratamientos fue mayor que la unidad, caracterizando a *Plantago major* como una planta fitoextractora, debido al $FT > 1$ y el $FBC < 1$ (98); esta especie también mostró alta capacidad de tolerar las altas concentraciones de Pb en el suelo utilizado para este experimento (62). Estos resultados fueron muy variables entre tratamientos, evidenciado por el CV de 71.342 %; es por eso que no hubo diferencias significativas entre tratamientos.

El contenido de Pb en el suelo al final del proceso de fitorremediación con aplicación de biochar mostró al tratamiento T6 (10 % de biochar) con la más baja concentración de Pb, sobresaliendo significativamente respecto a los demás tratamientos; este resultado se atribuye a la retención de Pb en el suelo por el biochar a través de una adsorción mejorada y que está basada en la atracción electrostática, intercambio iónico y complejación superficial (84).

El tratamiento con mayor concentración de Pb en el suelo, al final del experimento fue el tratamiento T3 (4 % biochar), indicando que esta dosis no asegura una aceptable descontaminación del suelo, pues el suelo estaría mostrando mayor disponibilidad de Pb y menor adsorción.

La eficiencia de fitorremediación, calculada en base al valor inicial del Pb en el suelo (2227.54), respecto al contenido final en cada tratamiento fitorremediado y asistido con diferentes dosis de biochar, presentó como sobresaliente en forma significativa al tratamiento T6 (10 % de biochar), con un promedio de 30.827 %; este resultado se atribuye a la acción fitorremediadora de *Plantago major*, asistido por la acción del biochar en disminuir la disponibilidad de Pb en el suelo, mediante la adsorción.

CONCLUSIONES

1. La mayor absorción de Pb por *Plantago major* fue con la dosis de 8% de biochar (T5) y la menor absorción con el tratamiento de 6 % de biochar (T4), sin diferencias significativas entre los tratamientos, evidenciado por el contenido de Pb en la parte aérea, reflejando el efecto de la enmienda orgánica en la disponibilidad de Pb en el suelo.
2. El contenido de Pb en la raíz del llantén fue mayor con el tratamiento T4 (6 % de biochar) y el menor contenido fue con el tratamiento T2 (2 % de biochar), sin diferencias significativas entre los tratamientos; lo que indica la acción del biochar en alterar la disponibilidad de Pb en el suelo contaminado.
3. El factor de bioconcentración total en *Plantago major* tuvo en el tratamiento T5 (8% de biochar) su máximo valor y el más bajo en el tratamiento T3 (4 % de biochar), todos menores que la unidad, sin diferencias significativas entre los tratamientos.
4. El factor de traslocación en todos los tratamientos fue mayor que la unidad, sin diferencias significativas entre los tratamientos. Estos datos junto con el factor de bioconcentración, caracterizan a *Plantago major* como una planta fitoextractora.
5. En el contenido final de Pb en el suelo, sobresalió el tratamiento de 10 % de biochar (T6), debido a la menor disponibilidad de Pb por la aplicación de la materia orgánica. Los demás tratamientos tuvieron valores superiores. La eficiencia de remediación fue de 30.827 con el tratamiento T6.

RECOMENDACIONES

1. Utilizar biochar como enmienda orgánica para asistir la fitorremediación de suelos contaminados con plomo, por haber logrado eficiencia significativa en disminuir la concentración en el suelo.
2. Ensayar tipos y dosis de biochar provenientes de diferentes fuentes de residuos para determinar la enmienda que más reduzca la movilidad de Pb, mediante su adsorción en el suelo.
3. Evaluar mezcla de enmiendas orgánicas, utilizando lombricompost, biochar y compost, junto con la adición de nutrientes, para no afectar el crecimiento de las plantas fitorremediadoras, e incrementar su eficiencia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. SUN, J., PAN, L., TSANG, D., ZHAN, Y., ZHU, L., and LI, X. Organic contamination and remediation in the agricultural soils of China: a critical review. *Sci. Total Environmental*. [en línea]. 2018. 615. 724-740. [consulta: 28-09-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717326220>
2. LIU, L., LI, W., SONG, W., and GUO, M. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. *Sci. Total Environmental*. [en línea]. 2018. 633. 206 - 219. [consulta: 28-09-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718309215>
3. GUO, M., SONG, W., and TIAN, J. Biochar-Facilitated Soil Remediation: Mechanisms and Efficacy Variations. *Frontiers in Environmental Science* [en línea]. 2020. 8: 521512, 1 – 23. [consulta: 28-09-2022]. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2020.521512/full>
4. LEBRUN, M., NANDILLON, R., MIARD, F., BOURGERIE, S., and MORABITO, D. Biochar assisted phytoremediation for metal(loid) contaminated soils. In: *Assisted Phytoremediation*. 2022. Elsevier p. 101 – 130. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822893-7.00010-0>
5. SARWAR, N., SAIFULLAH, M., ZIA, M., NAEEM, A., BIBI, S., and FARID, G. Role of plant nutrients in minimizing cadmium accumulation by plant. *J. Sci. Food Agric.* [en línea]. 2010. 90, 925-937 [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20355131/#:~:text=Proper%20plant%20nutrition%20is%20one,accumulation%20in%20different%20plant%20parts.>
6. SARWAR, N., IMRAN, M., SHAHEEN, M., ISHAQUE, W., ASIF, W., MATLOOB, A., REHIM, A., and HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere* [en línea]. 2017. 171, 710-721 [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653516318574?via%3Dihub>
7. WU, F., CHEN, F., WEI, K., and ZHANG, P. Effects of Cadmium on free amino acids, glutathione, and ascorbic acid concentration in two barley genotypes (*Hordeum vulgare* L.) differing in cadmium tolerance. *Chemosphere* [en línea]. 2004. 57, 447-454. [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15350406/>

8. SALT, D. and RAUSER, W. Mg-ATP dependent transport of phytochelatin across tonoplast of oat roots. *Plant Physiol.* [en línea]. 1995. 107, 1293-1301. [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12228436/>
9. SAIFULLAH, H., SARWAR, N., BIBI, S., AHMAD, M., and SIK, Y. Effectiveness of zinc application to minimize cadmium toxicity and accumulation in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Environmental Earth Sciences.* [en línea]. 2014. 71, 1663-1672. [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-013-2570-1>
10. LIU, X., ZHANG, A., JI, C., JOSEPH, S., BIAN, R., LI, L., and PAZ-FERREIRO, J. Biochars effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions a meta-analysis of literature data. *Plant soil* [en línea]. 2013. 373, 583-594. [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-013-1806-x>
11. WANG, H., ZHAO, Q., ZENG, D., HU, Y., YU, Z. Remediation of a magnesium-contaminated soil by chemical amendments and leaching. *Land Degradation and Development.* [en línea]. 2015. 26(6), 613-619. [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.2362>
12. PAZ-FERREIRO, J., LU, H., FU, S., MENDEZ, A., and GASCO, G. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. *Solid Earth.* [en línea]. 2014. 5(1), 65-75. [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: <https://doi.org/10.5194/se-5-65-2014>
13. GREIPSSON, S. Phytoremediation. *Nat. Educ. Knowl.* [en línea]. 2011. 3(19): 7. [consulta: 28 septiembre 2022]. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/270279766_Phytoremediation
14. MORENO, M. La contaminación del suelo por plomo y sus consecuencias sobre la salud humana. [en línea]. Tesis de grado. Madrid: Universidad Complutense 2018. [consulta: setiembre, 2022]. 20 pp. Disponible en: <https://eprints.ucm.es/id/eprint/62982/1/MARTA%20MORENO%20FERNANDEZ.pdf>
15. BALTA, R. El carbón activado y el biocarbón en la asimilación del cadmio por el tomate (*Solanum lycopersicum* L.) bajo el invernadero [en línea]. Tesis de Maestría. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina, 2019. [consulta: 29-09-2022]. 123 pp. Disponible en: <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/3874>
16. CABELLO-TORRES, R., ROMERO-LONGWELL, J., VALDIVIEZO-GONZALES, L., MUNIVE-CERRON, R., and CASTAÑEDA-OLIVERA, A.

- Biochar derived from pig manure with ability to reduce the availability of Pb in contaminated agricultural soils. *Scientia Agropecuaria* [en línea]. 2021. 12(4), 461-470. [consulta: 29-09-2022]. 123 pp. Disponible en: https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/REVUNITRU_41f62fd5fa45edf7fdb6fd4a48be3a83
17. CARRANZA, N., y GARCÍA, C. Mecanismo de inmovilización de metales pesados en suelos agrícolas mediante enmiendas orgánicas (Compost y Biochar) y Microorganismos Benéficos (MOBs). [en línea]. Investigación de Grado. Lima: Universidad Peruana Unión, 2020 [consulta: 29-09-2022]. 18 p. Disponible en: <https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/3761>
 18. SILVA, C. Efecto del biocarbón obtenido a partir de biomasa residual agrícola en la inmovilización de cadmio en el suelo en fase de laboratorio. [en línea]. Tesis de Grado. Tingo María: Universidad Nacional Agraria de la Selva, 2021 [consulta: 29-09-2022]. 115 p. Disponible en: <https://repositorio.unas.edu.pe/handle/UNAS/2029>
 19. VEGA, E. Capacidad de fitoacumulación de Zinc (Zn) y Plomo (Pb) Utilizando las especies de chocho silvestre (*Lupinus tormentosus*) y llantén (*Plantago major*) del relave de la planta concentradora de minerales "Santa Rosa de Jangas". [en línea]. Tesis de Grado. Huaraz: Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, 2018 [consulta: 29-09-2022]. 123 p. Disponible en: http://repositorio.unasam.edu.pe/bitstream/handle/UNASAM/2445/T033_45045548_T.pdf?sequence=1&isAllowed=y
 20. CHAVEZ, L. Fitorremediación con especies nativas en suelos contaminados por plomo. [en línea]. Tesis de Grado. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina, 2014 [consulta: 29-09-2022]. 123 p. Disponible en: <https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/1369852>
 21. SANTA-OLALLA, A. Efectos de la aplicación del biochar en un suelo contaminado con elementos traza. [en línea]. Tesis de Grado. Sevilla: Universidad de Sevilla, 2020 [consulta: 29-09-2022]. 43 p. Disponible en: <https://digital.csic.es/handle/10261/239586#:~:text=Los%20resultados%20obtenidos%20han%20mostrado,de%20materia%20org%C3%A1nica%20del%20suelo.>
 22. RIVERA, C. Efecto de enmiendas con biocarbones sobre propiedades físicas, químicas y fitoabsorción de cadmio en suelos disímiles sembrados con lechuga. [en línea]. Tesis de Grado. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, 2021 [consulta: 29-09-2022]. 164 p. Disponible en: <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/80523>

23. DIAZ, L. Remediación de suelos alterados por actividad de minería del carbón a cielo abierto, mediante la aplicación de biochar procedente de residuos biomásicos de la palma de aceite en la zona carbonífera del departamento del César. [en línea]. Tesis de Grado. Medellín: Universidad de Antioquía. 2017 [consulta: 29-09-2022]. 273 p. Disponible en: <https://bibliotecadigital.udea.edu.co/handle/10495/9684>
24. ALVAREZ, L. Tratamiento de suelos contaminados por metales mediante combinación de técnicas de fitorremediación con adición de biochar. [en línea]. Tesis de Grado. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid. 2019. [consulta: 01-10-2022]. 221 p. Disponible en: <https://oa.upm.es/55865/>
25. PELÁEZ-PELÁEZ, M., BUSTAMENTE, J., y GÓMEZ, E. Presencia de cadmio y plomo y su bioacumulación en tejidos vegetales en especies de *Barchiaria* en el Magdalena Medio Colombiano. *Luna Azul* [en línea]. 2016. 43, 82 - 101. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1909-24742016000200005&script=sci_abstract&tlng=es
26. GALAL, T., and SHEHATA, H. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. *Ecological Indicators* [en línea]. 2015. 48, 244 - 251. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X14003689>
27. CHEN, D., LIU, W., WANG, Y., and LU, P. Effect of biochar agung on the adsorption and stabilization of Pb in soil. *Journal of soils and sediments* [en línea]. 2022. 22(1), 56 - 66. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://pubag.nal.usda.gov/catalog/7620885#:~:text=CONCLUSIONS%3A%20The%20adsorption%20and%20stabilization.main%20reasons%20for%20the%20enhancement.>
28. HU, B., JIA, X., HU, J., JU. D., XIA, F., and LI, Y. Assessment of heavy metal pollution and health risks in the soil-plant-human system in the Yangtze River Delta, China. *International Journal of Environmental Research Public Health* [en línea]. 2017. 14(9): 1042, 1 – 18. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5615579/pdf/ijerph-14-01042.pdf>
29. CHENG, X. DANEK, T., DROZDOVA, J., HUANG, Q., QI, W., ZOU, L., and XIANG, Y. Soil heavy metal pollution and risk assessment associated with the Zn-Pb mining region in Yunnan Southwest China. *Environmental Monitoring Assessment* [en línea]. 2018. 190(4): 1-16. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10661-018-6574-x.pdf>

30. KUMAR, V., PANDITA, S., and SETIA, R. A meta-analysis of potential ecological risk evaluation of heavy metals in sediments and soils. *Gonswana Research*. [en línea]. 2022. 103: 487-501. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1342937X21003270>
31. VERMA, F., SINGH, S., DHALIWAL, S., KUMAR, V., KUMAR, R., SINGH, J., and PARKASH, C. Appraisal of pollution of potentially toxic elements in different soils collected around the industrial area. *Heliyon* [en línea]. 2021. 7(10):e08122. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844021022258>
32. HOSHINO, M., ZHANG, M., SUZUKI, M., TSUKIMURA, K., and OHTA, M. Characterization of Pb-bearing Minerals in Polluted Soils from Closed Mine Sites. *Water Air Soil Pollution* [en línea]. 2020. 231: 176. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-020-04548-4>
33. YOO, J., PARKS, S., YOON, G., TSANG, D., and BAEK, K. Effects of lead mineralogy on soil washing enhanced by ferric salts as extracting and oxidizing agents. *Chemosphere* [en línea]. 2017. 185, 501-508. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28715761/>
34. MANCA, P., CAREDDA, P. and ORRU, G. The applicability of soil flushing technology in a metallurgical plant. *International Journal of Coal Science & Technology*. [en línea]. 2018. 5(1), 70-77. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40789-018-0190-9>
35. ACAR, Y. and ALSHAWABKEH, A. Principles of electrokinetic remediation. *Environmental Science & Technology*. [en línea]. 1995. 27(13), 2638-2647. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es00049a002>
36. ALABOUDI, K., AHMED, B. and BRODIE, G. Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. *Annals of Agricultural Sciences*. [en línea]. 2018. 63, 123-127. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0570178318300174>
37. VERMA, S., and DUBEY, R. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidants enzymes in growing rice plants. *Plant Sci*. [en línea]. 2003. 164(4), 645-655. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168945203000220>
38. AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES & DISEASE REGISTRY. Top 20 hazardous substances [en línea]. 2005. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html>

39. GUL, I. MANZOOR, M., RIZWAN, M., SILVESTRE, J., HINA, K., KALLERHOFF, J., ARSHAD, M. EDTA - assisted phytoextraction of lead and cadmium by Pelargonium cultivars grown on spike soil. *International Journal of Phytoremediation*. [en línea]. 2019. 21(2), 101-110. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2018.1474441>
40. RIZWAN, M., ALI, S., REHMAN, M., JAVED, M., BASHIR, A. Lead toxicity in cereals and its management strategies: a critical review. *Water Air Soil Pollut*. [en línea]. 2018. 229(6). 211. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11270-018-3865-3.pdf>
41. KUSHWAHA, A., HANS, N., SANJAY, K., RANI, R. A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. [en línea]. 2018. 147, 1035-1045. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651317306498>
42. GUPTA, D., HUANG, H., YANG, X., RAZAFINDRABE, B., INOHUE, M. et al., The detoxification of lead in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. *Journal of Hazardous Materials* [en línea]. 2010. 177 81-3), 437-444. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S030438940902041X>
43. PEDRON, F., ROSELLINI, I., PETRUZZELLI, G., BARBAFIERI, M. Chelant comparison for assisted phytoextraction of lead in two contaminated soils. *Resources and Environment* [en línea]. 2014. 4(5), 209-214. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <http://article.sapub.org/10.5923.j.re.20140405.01.html>
44. IARC. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to human, inorganic and organic lead compounds. Int. Agency Res. Cancer (IARC). [en línea]. 2006. 87, 1-519. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Inorganic-And-Organic-Lead-Compounds-2006>
45. SHIOWATANA, J., McLAREN, R., CHANMEKHA, N., SAMPHA, A. Fractionation of arsenic in soil by a continuous-flow sequential extraction method. *J. Enviorn. Qual.* [en línea]. 2001. 30, 1940-1949. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11790000/>
46. WUANA, R. and OKIEMEN, F. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Nerworth Ecology*. [en línea]. 2011.

47. SAMMUT, M., NOACK, Y., ROSE, J., HAZEMANN, J., PROUX, O., DEPOUX, M., FIANI, E. Speciation of Cd and Pb in dust emitted from sinter plant. *Chemosphere* [en línea]. 2011. 78, 445-450. . [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565350901248X>
48. CECCHI, M., DUMAT, C., ALRIC, A., FALIX-FAURE, B., PRADERE, P., GUIRESSE, M. Multimetal contamination of a calcic cambisol by fallout from a lead recycling plant. *Geoderma*. [en línea]. 2008. 144, 1-2. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706107003382>
49. PUNAMIYA, P., DATTA, R., SARKAR, D., BARBER, S., PATEL, M. DAS, P. Symbiotic role of *Glomus mosseae* in phytoextraction of lead in vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides* (L.)). *Journal Hazard Mater.* [en línea]. 2010. 177, 465-474. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20061082/>
50. CAMESELLE, C., GOUVEIA, S., and URREJOLA, S. Benefits of phytoremediation amended with DC electric field. Application to soils contaminated with heavy metals. *Chemosphere*. [en línea]. 2019. 229, 481-488. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.222>
51. NEJAD, Z., JUNG, M., KIM, K. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. *Environ. Geochem. Health* [en línea]. 2018. 40, 927-953. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z>.
52. SHA, V., and DAVEREY, A. Phytoremediation: a multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation*. [en línea] 2020. 18: 100774. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186419308107>
53. ASHFAQUE, F., INAM, A., SAHAY, S., IQBAL, S. Influence of heavy metal toxicity on plant growth, metabolism and its alleviation by phytoremediation - A promising technology. *J. Agric. Ecol. Res. Int.* [en línea] 2016. 6, 1–19. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.9734/jaeri/2016/23543>.
54. WEI H., HUANG, M., QUAN, G., ZHANG, J., LIU, Z., MA, R., Turn bane into a boon: Application of invasive plant species to remedy soil cadmium contamination. *Chemosphere* [en línea] 2018. 210, 1013–1020. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.129>.
55. SIEBIELEC, G., STUCZYŃSKI, T., KORZENIOWSKA-PUCUŁEK, R., Metal bioavailability in long-term contaminated Tarnowskie Gory soils. *Pol. J. Environ.*

- [en línea]. 2006. 15, 121–129. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <http://www.pjoes.com/pdf-87852-21711?filename=Metal+Bioavailability+in.pdf>
56. YADAV, K., GUPTA, N., KUMAR, A., REECE, L., SINGH, N., REZANIA, S., KHAN, S. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. *Ecol. Eng.* [en línea]. 2018. 120, 274–298. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857418302027>
57. CHANDRA, R., KUMAR, V. Phytoremediation: A green sustainable technology for industrial waste management. In: Chandra, R., Dubey, N.K., Kumar, V. (Eds.), *Phytoremediation of Environmental Pollutants*. CRC Press, Boca Raton. [en línea]. 2018. pp. 14–35. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/321463001_Phytoremediation_A_Green_Sustainable_Technology_for_Industrial_Waste_Management
58. KHALID, S., SHAHID, M., NIAZI, N., MURTAZA, B., BIBI, I., DUMAT, C. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *J. Geochem. Explor.* [en línea]. 2017. 182, 247–268. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>.
59. CAMESELLE, C. and GOUVEIA, S. Phytoremediation of mixed contaminated soil enhanced with electric current. *J. Hazard. Mater.* [en línea]. 2019. 361, 95–102. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.062>.
60. CHANDRA, V., and BAJPAI, O. Phytoremediation: from theory toward practice. In: Chandra, V. and Baudhdh, K. editors. *Phytomanagement of polluted sites*. Elsevier [en línea]. 2019. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128139127000016>
61. PRASAD, M. Phytoremediation of metals and radionuclides in the environment: the case of natural hyperaccumulators, metal transporters, soil-amending chelators and transgenic plants. In: Prasad (Ed.), *Heavy metals stress in plants from biomolecules to ecosystems*, second ed. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 345-391. [en línea]. 2004. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-07743-6_14
62. HASANUZZAMAN, M. and FUJITA, M. Heavy metals in the environment: current status, toxic effects on plants and possible phytoremediation. In: Anjum, N., Pereira, M., Ahmad, I., Duarte, A., Umar, S., Khan, N. (eds), *Phytotechnologies: Remediation of Environmental Contaminants*. Taylor and Francis/CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 7-73. [en línea]. 2012. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://doi.org/10.1201/b12954>

63. EPA. Introduction to phytoremediation. National risk Management Protection Agency. [en línea]. 2000. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=63433
64. BAKER, A. and BROOKS, R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* [en línea] 1989. 1, 81-126. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/247713966_Terrestrial_Higher_Plants_Which_Hyperaccumulate_Metallic_Elements_A_Review_of_Their_Distribution_E
65. YANAI, J., ZHAO, F., McGRATH, S., KOSAKI, T. Effect of soil characteristics on Cd uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Environ. Pollut.* [en línea] 2006. 139 (1) 167-175. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749105002605?via%3Dihub>
66. JADIA, C., and FULEKAR, M. Phytoremediation of heavy metals: recent techniques. *Afr. J. Biotechnol.* [en línea] 2009. 8, 921-928. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/228614589_Phytoremediation_of_Heavy_Metals_Recent_Techniques
67. ALVARENGA, P., GONCALVES, A., FERNANDES, R., DE VARENNES, A., VALLINI, G., DUARTE, E. et al. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere.* [en línea]. 2009. 74(10), 1292-1300. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653508014793>
68. RASKIN, I., ENSLEY, B. Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. Jhon Wiley & Sons, New York. 2000.
69. RUGH, C. Mercury detoxification with transgenic plants and other biotechnological breakthroughs for phytoremediation. *In vitro Cell. Dev. Biol.-Plant* [en línea]. 2001. 37, 321-325. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11627-001-0057-3>
70. GERHARDT, K., HUANG, X., GLICK, B., BRUCE, M., GREENBERG, B. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants potential and challenges. *Plant Sci.* [en línea]. 2009. 176, 20-30. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168945208002720>
71. DUSHENKOV, S., KUMAR, V., MOTTO, H., RASKIN, I. Rhizo-filtration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci. Technol.* [en línea]. 1995. 29, 1239-1245. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en:

https://www.researchgate.net/publication/51908391_Rhizofiltration_The_Use_of_Plants_to_Remove_Heavy_Metals_from_Aqueous_Streams

72. HEGAZY, A. and EMAM, M. Accumulation and soil-to-plant transfer of radionuclides in the Nile delta coastal black sand habitats. *Int. J. Phytorem.* [en línea]. 2010. 13, 140-155. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226511003753961>
73. HENRY, J. An overview of phytoremediation of lead and mercury. NNEMS Report, Whashington, DC, pp. 3-9. 2000.
74. TURNAU, K., ORLOWSKA, E., RYSZKA, P., SZYMON, S., ANIELSKA, T., GAWRONSKI, S., et al. Role of micorrhizal fungi in phytoremediation and toxicity monitoring of heavy metal rich industrial wastes in southern Poland. In: Twardowska, I. (Ed.), Soil and water pollution monitoring, proyecyon and remediation. Springer-Verlag, Berlin. 2006.
75. KARAMI, A. and SHAMSUDDIN, Z. Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods. *Afr. J. Biotechnol.* [en línea] 2010. 9825), 3689-3698. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/82451>
76. MEAGHER, R. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr. Opin. Plant Biol.* [en línea]. 2000. 3, 153-162. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10712958/#:~:text=Phytoremediation%20is%20the%20use%20of,physical%20remediation%20methods%20currently%20practiced.>
77. AUDET, P y CHAREST, C. Heavy metals phytoremediation from a meta – analytical perspective. *Environmental Pollution.* [en línea]. 2007. 147 (1), 231-237. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749106004817>
78. YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; and MA, L.Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the total Environment* [en línea]. 2006. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706000945>
79. VYSLOUZILOVA, M.; TLUSTOS, O.; SZAKOVA, J. and PABLICOVA, D. As, Cd, Pb and Zn uptake by different *Salix* spp. Grown at soils enriched by high loads of these elements. *Plant Soil Environ.* [en línea]. 2003. 49 (5), 191-196. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <http://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/52849.pdf>.

80. AUDET, P y CHAREST, C. Heavy metals phytoremediation from a meta – analytical perspective. *Environmental Pollution* [en línea] 2007. 147 (1), 231-237. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749106004817>
81. OLIVARES, E. y PEÑA, E. Bioconcentración de elementos minerales en *Amaranthus dubius* (bledo, pira), creciendo silvestre en cultivos del estado Miranda, Venezuela, y utilizado en alimentación. *Interciencia*. [en línea]. 2009. 34 (9), 604-611. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: https://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S0378-18442009000900004&script=sci_abstract
82. ZHAO, F.J.; HAMON, R.E.; LOMBI, E.; McLAUGHLIN, M.J.; and McGRATH, S.P. Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Journal of Experimental Botany*. [en línea]. 2002. 53 (368), 535-543. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://academic.oup.com/jxb/article/53/368/535/577360>
83. LASAT, M.M.; PENCE, N.S.; GARVIN, D.F.; EBBS, S.D. and KOCHIAN, L.V. Molecular physiology of zinc transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. [en línea]. *Journal of Botany*. [en línea] 2000. 51 (342), 71-79. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <http://jxb.oxfordjournals.org/contents/51/342/71.full.pdf>.
84. GUO, M., SONG, W. and TIAN, J. Biochar – Facilitated Soil Remediation: Mechanisms and Efficacy Variations. *Front. Environ. Sci.* [en línea]. 2020. 8: 521512. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2020.521512/full>
85. TAN, X., LIU, Y., ZENG, G., WANG, X., HU, X., GU, Y. et al. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere* [en línea]. 2015. 125, 70-85. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653514015008>
86. TARAQZI-A-KAMAL, A., ATKINSON, C., KHAN, A., ZHANG, K., SUN, P., AKTHER, S., and ZHANG, Y. Biochar remediation of soil: linking biochar production with function in heavy metal contaminated soils. *Plant, Soil and Environment* [en línea]. 2021. 67 (4), 183 – 201. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: https://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/544_2020-PSE.pdf
87. ISLAM, T., LI, Y., and CHENG, H. Biochars and Engineered Biochars for Water and Soil. *Sustainability* [en línea]. 2021. 13, 9932. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/17/9932>

88. MISRA, S.G. and MANI, D. Soil Pollution. APH Publishing Corporation. New Delhi. 2012.
89. MINAM. Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo. D.S. N°011 – 2017 - MINAM. Diario Oficial El Peruano. Páginas 491497- 491500. 2017.
90. PILON – SMITS, E. Phytoremediation. Annu. Rev. Plant Biol. 56: 15 – 39. 2005. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>.
91. PAZ – FERREIRO, J.; FU, S.; MENDEZ, A.; and GASCO, G. Interactive effects of biochar and the earthworm *Pontoscolex corethrurus* on plant productivity and soil enzymes activities, J. Soils Sediments. 2014.
92. EPA. Glosario ambiental bilingüe. [en línea]. 2022. [consulta: 01-10-2022]. Disponible en: <https://espanol.epa.gov/espanol/terminos>
93. BERNAL T., C.A. Metodología de la investigación. Tercera edición. Pearson. México. 2010.
94. ARROYO A., J. ¿Cómo ejecutar un plan de investigación?. Pasos para investigar científicamente hechos o fenómenos. Fundación para el desarrollo y aplicación de las ciencias. 2012.
95. BAZÁN T., R. Manual de procedimientos de los análisis de suelos y agua con fines de riego. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional de Innovación Agraria. Lima, Perú. 2017.
96. STEEL, R.G.D. y TORRIE, J.H. Bioestadística: principios y procedimientos. Segunda edición. McGraw – Hill. Madrid. 1985.
97. MINAM. Guía de muestreo de suelos. En el marco del Decreto Supremo N° 002 – 2013 – MINAM, Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo. Ministerio del Ambiente. Lima, Perú. 2014.
98. MARCHIOL, L.; ASSOLARI, S.; SACCO, P.; and ZERBI, G. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environ, Poll.* 132: 21-27. 2004. [fecha de consulta: 26 de septiembre de 2021]. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/8434043>

ANEXOS

ANEXO I. Resultados de análisis de suelo y sustratos



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
 FACULTAD DE AGRONOMÍA - DEPARTAMENTO DE SUELOS
 LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



ANALISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION

Solicitante : JOSE DE LA CRUZ CLEMENTE

Departamento : JUNIN

Distrito : MITO

Referencia : H.R. 76501-035C-22

Bolt: 5080

Provincia : CONCEPCION

Predio :

Fecha : 25/03/2022

Número de Muestra	pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
							Arena %	Limo %	Arcilla %			Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	Al ⁺³ + H ⁺			
3348	7.19	0.37	7.63	5.39	6.3	289	68	25	7	Fr. A.	10.24	8.47	0.84	0.81	0.13	0.00	10.24	10.24	100

A = Arena ; A.Fr. = Arena Franca ; Fr.A. = Franco Arenoso ; Fr. = Franco ; Fr.L. = Franco Limoso ; L = Limoso ; Fr.Ar.A. = Franco Arcillo Arenoso ; Fr.Ar. = Franco Arcilloso ; Fr.Ar.L. = Franco Arcillo Limoso ; Ar.A. = Arcillo Arenoso ; Ar.L. = Arcillo Limoso ; Ar. = Arcilloso

Número de Muestra	Pb ppm
3348	2227.54



Constantino Calderón Mendoza
 Jefe del Laboratorio



FICHA TECNICA DEL BIOCHAR

Para: José De la Cruz Clemente

Institución: Universidad Continental

Características:

Origen de biomasa: Vegetal: residuos de aserríos forestales.

Proceso de pirolisis: lenta (72 horas)

Proceso de enfriado: Lenta (15 días)

Temperatura máxima de pirolisis: 430 °C

Sistema de producción de biochar: Horno ecológico de ladrillos tipo Brasileño – Peruano adecuado por Bio Energy Ingenieros

Tamaño de malla - granulometría: menor a 20 mm

Tipo de selección: Zaranda Vibratoria

Colecta: Antes de 24 horas abierto el horno.

Datos del proceso: El proceso de Carbonización fue de 72 horas en 4 etapas.

1. Secado de la materia prima, hasta 150 °C
2. Degradación de hemicelulosa, hasta 270 °C
3. Degradación de la celulosa hasta 330 °C
4. Fijación de carbono mayor y/o igual al 70% hasta 430 °C

PLICACIONES REALIZADAS

- Café
- Plátanos
- Plantaciones forestales de Pino y Eucalipto
- Hortalizas
- Maíz
- Plantas medicinales

ANÁLISIS REFERENCIALES

Materia Orgánica: 33.03 %

pH: 7.57

CE: 1.16 dS/m

N: 0.74 %

P₂O₅: 0.43 %

K₂O: 0.36 %

Área superficial: 400 kg/m²

Para fines de investigación se recomienda realizar un nuevo análisis, ya que los valores son referenciales a la producción general.



RUC: 20602070761

Av. Del Pango S/N, urb. Quinta Aurora- Mazamari – Satipo - Junín

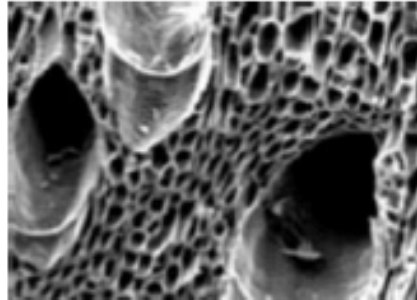
Teléfono: 939660307 – Email: bioenergyingenieros@gmail.com



**BIO
ENERGY
INGENIEROS**

PROPIEDADES DEL BIOCHAR:

- Mejora las propiedades físicas del suelo (estructura, infiltración retención de agua, aireación, temperatura, porosidad)
- Mejora propiedades químicas del suelo (regula pH, CIC, retención y balance de nutrientes)
- Mejora propiedades biológicas del suelo (fuente de carbono, control biológico, procesos de nitrificación, intercambio gaseoso).
- Mejora la retención de agua
- Reduce la volatilización del amoníaco
- Favorece la presencia de microorganismos benéficos del suelo.
- Es recalcitrante, permanece en el tiempo.
- Permite secuestrar el carbono



USOS:

- Agrícola, forestal, ambiental, mejorador de suelos, sustrato para germinadores, viveros, excelente enraizador, combinación con fertilizantes comerciales inorgánicos, Biorremediación de suelos y restauración de áreas degradadas.
- Captación de metales pesados (Plomo, cadmio, cobre, níquel mercurio entre otros)

CHAVEZ YAURI DEMBERT DÓVAR
BIO ENERGY INGENIEROS E.I.R.L.
<TITULO>
<CORREO>
Fecha: 28/01/2022 06:14
Firmado con www.tocapu.pe

RUC: 20602070761

Av. Del Pangao 5/N, urb. Quinta Aurora- Mazamari – Setipo - Junín

Teléfono: 959660307 – Email: bioenergyingenieros@gmail.com



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : JOSE DE LA CRUZ CLEMENTE
PROCEDENCIA : JUNIN/ CONCEPCION/ MITO
MUESTRA : PLANTAS
REFERENCIA : H.R. 77590
BOLETA : 5328
FECHA : 01/09/2022

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Pb ppm
1929	T1 - 1	551.25
1930	T1 - 2	268.75
1931	T1 - 3	744.25
1932	T2 - 1	322.50
1933	T2 - 2	678.00
1934	T2 - 3	502.25
1935	T3 - 1	630.25
1936	T3 - 2	391.50
1937	T3 - 3	332.50
1938	T4 - 1	374.00
1939	T4 - 2	462.50
1940	T4 - 3	215.00
1941	T5 - 1	908.75
1942	T5 - 2	585.00
1943	T5 - 3	519.75
1944	T6 - 1	487.25
1945	T6 - 2	451.75
1946	T6 - 3	386.50



Constantino Calderón Mendoza
Jefe de Laboratorio



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : JOSE DE LA CRUZ CLEMENTE
 PROCEDENCIA : JUNIN/ CONCEPCION/ MITO
 MUESTRA : RAIZ
 REFERENCIA : H.R. 77591
 BOLETA : 5328
 FECHA : 01/09/2022

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Pb ppm
1947	T1 - 1	237.50
1948	T1 - 2	117.50
1949	T1 - 3	250.00
1950	T2 - 1	188.25
1951	T2 - 2	83.13
1952	T2 - 3	128.00
1953	T3 - 1	157.25
1954	T3 - 2	330.34
1955	T3 - 3	145.82
1956	T4 - 1	143.25
1957	T4 - 2	540.02
1958	T4 - 3	359.75
1959	T5 - 1	150.97
1960	T5 - 2	332.50
1961	T5 - 3	83.75
1962	T6 - 1	88.33
1963	T6 - 2	76.68
1964	T6 - 3	254.04



Constantino Calderon Mendoza
 Jefe de Laboratorio



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN SUELO

SOLICITANTE : JOSÉ DE LA CRUZ CLEMENTE
PROCEDENCIA : JUNÍN/ CONCEPCIÓN/ MITO
REFERENCIA : H.R. 77589
BOLETA : 5328
FECHA : 06/09/2022

Lab	Número Muestra		Pb ppm
	Claves		
1619	T1-1		1642.50
1620	T1-2		1657.50
1621	T1-3		1743.75
1622	T2-1		1680.00
1623	T2-2		1587.50
1624	T2-3		1610.00
1625	T3-1		1680.00
1626	T3-2		1972.50
1627	T3-3		1802.50
1628	T4-1		1772.50
1629	T4-2		1562.50
1630	T4-3		1695.00
1631	T5-1		1815.00
1632	T5-2		1602.50
1633	T5-3		1695.00
1634	T6-1		1672.50
1635	T6-2		1462.50
1636	T6-3		1487.50



Dr. Constantino Calderón Mendoza
Jefe del Laboratorio

Anexo II. Escala de interpretación de análisis de suelos.

1. Textura¹

Términos Generales		Clase textural	Símbolo
Suelos	Textura		
Arenosos	Gruesa	Arena Arena franca	A. A.Fr.
	Moderadamente gruesa	Franco arenoso	Fr.A.
Francos	Media	Franco Franco limoso	Fr. Fr.L.
		Limoso	L.
	Moderadamente fina	Franco arcilloso Franco arcillo limoso	Fr.Ar. Fr.Ar.L.
		Franco arcillo arenoso	Fr.Ar.A.
Arcillosos	Fina	Arcillo arenoso	Ar.A.
		Arcillo limoso	Ar.L.
		Arcilloso	Ar.

2. pH¹

Rangos	Clases
< 5,5	Fuertemente ácido
5,5 – 6,0	Moderadamente ácido
6,0 – 6,5	Ligeramente ácido
6,5 – 7,0	Neutro
7,0 – 7,8	Ligeramente alcalino
7,8 – 8,4	Medianamente alcalino
>8,4	Fuertemente alcalino

3. Conductividad eléctrica¹

Clase	Calificación	Conductividad Eléctrica dS/m
0	No salino	0 – 2
1	Muy ligeramente salino	2 – 4
2	Ligeramente salino	4 – 8
3	Moderadamente salino	8 – 16
4	Fuertemente salino	≥ 16

4. Materia Orgánica²

Nivel	%
Bajo	< 2
Medio	2 – 4
Alto	> 4

5. Fósforo disponible²

Nivel	P (ppm)
Bajo	< 7
Medio	7 - 14
Alto	> 14

6. Potasio disponible²

Nivel	K (ppm)
Bajo	< 100
Medio	100 – 240
Alto	> 240

7. Capacidad de Intercambio Catiónico³

Nivel	CIC (meq/100 g)
Muy Baja	< 4
Moderadamente Baja	4 – 8
Baja	8 – 12
Moderadamente Alta	12 – 20
Alta	> 20

8. Saturación de bases³

Nivel	Suma de Cationes (%)	Acetato de Amonio (%)
Bajo	< 35	< 50
Alto	> 35	> 50

9. Relaciones catiónicas⁴

Relación	Valor
K : Mg	< 5:1
Ca : Mg	6.5 : 1
Mg : K	2 : 1
K : Ca + Mg	1 : 15

10. Distribución de cationes cambiables⁴

Cación	%
Ca	65
Mg	10
K	5
H	20

11. Micronutrientes⁴

Nivel	Fe	Zn	Mn	Cu	B
	-----ppm----- ----				
Bajo (Deficiente)	0 – 2,5	0-0,5	0-1,0	0-0,4	0-0,5
Marginal	2,6 – 4,5	0,6-1,0	-	0,4-0,6	-
Alto (Suficiente)	>4,5	>1,0	>1,0	>0,6	>0,5

12. Calcáreo³

Nivel	% CaCO ₃
Bajo	< 1
Medio	1 – 5
Alto	5 – 15
Muy alto	>15

13. Saturación de Aluminio³

Nivel	Para cultivos		
	Susceptibles	Tolerantes	Muy tolerantes
Bajo	< 30	< 40	< 60
Alto	> 30	> 40	> 60

14. Fertilidad²

Símbolo	Descripción
1	Alta: todos los contenidos de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio son altos
2	Media: cuando alguno de los contenidos de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio es medio, los demás son altos.
3	Cuando por lo menos uno de los contenidos de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio es bajo.

(1) Soil Survey Division Staff. 2017. Soil Survey Manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.

(2) Reglamento de Clasificación de Tierras según su Capacidad de Uso Mayor, Lima, Perú.

(3) Departamento de Suelos y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria, La Molina 2002.

(4) Havlin, J., S. Tisdale, W. Nelson, and J. Beaton. (2014). Soil Fertility and Fertilizers. An Introduction to Nutrient Management. Eighth Edition. Pearson.

ANEXO III. GALERÍA FOTOGRÁFICA



Figura 10. Terreno donde se extrajo la muestra de suelo agrícola ubicado en distrito de Mito, provincia de Concepción, departamento de Junín



Figura 11. Muestra de suelo agrícola ubicado en distrito de Mito, provincia de Concepción, departamento de Junín



Figura 12. Pesado de tierra agrícola para el tratamiento N° 01 según la dosificación (100% de tierra agrícola y 0% de biochar)



Figura 13. Antes y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 01 (100% de tierra agrícola y 0% de biochar)



Figura 14. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 02 según la dosificación (98% de tierra agrícola y 2% de biochar)



Figura 15. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 02 (98% de tierra agrícola y 2% de biochar)



Figura 16. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 03 según la dosificación (96% de tierra agrícola y 4% de biochar)



Figura 17. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 03 (96% de tierra agrícola y 4% de biochar)



Figura 18. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 04 según la dosificación (94% de tierra agrícola y 6% de biochar)



Figura 19. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 04 (94% de tierra agrícola y 6% de biochar)



Figura 20. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 05 según la dosificación (92% de tierra agrícola y 8% de biochar)

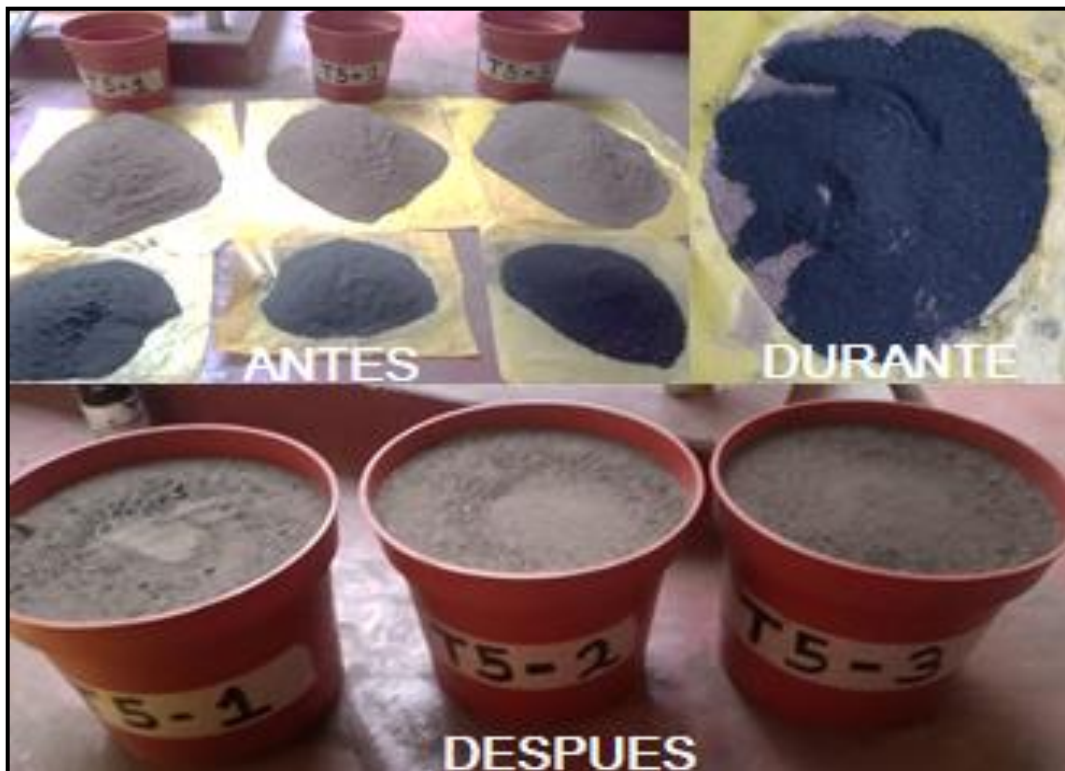


Figura 21. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 05 (92% de tierra agrícola y 8% de biochar)



Figura 22. Pesado de tierra agrícola y biochar para el tratamiento N° 06 según la dosificación (90% de tierra agrícola y 10% de biochar)



Figura 23. Antes, durante y después de verter la tierra agrícola y biochar en las macetas para el tratamiento N° 06 (90% de tierra agrícola y 10% de biochar)



Figura 24. Plantas de llantén que fueron trasplantadas a cada tratamiento (Nº 01, Nº 02, Nº 03, Nº 04, Nº 05 y Nº 06)



Figura 25. Plantas de llantén trasplantadas a los maceteros de cada tratamiento (Nº 01, Nº 02, Nº 03, Nº 04, Nº 05 y Nº 06)



Figura 26. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 01



Figura 27 Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 02



Figura 28. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 03



Figura 29. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 04



Figura 30. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 05



Figura 31. Muestra para el análisis foliar de planta y raíz del tratamiento N° 06

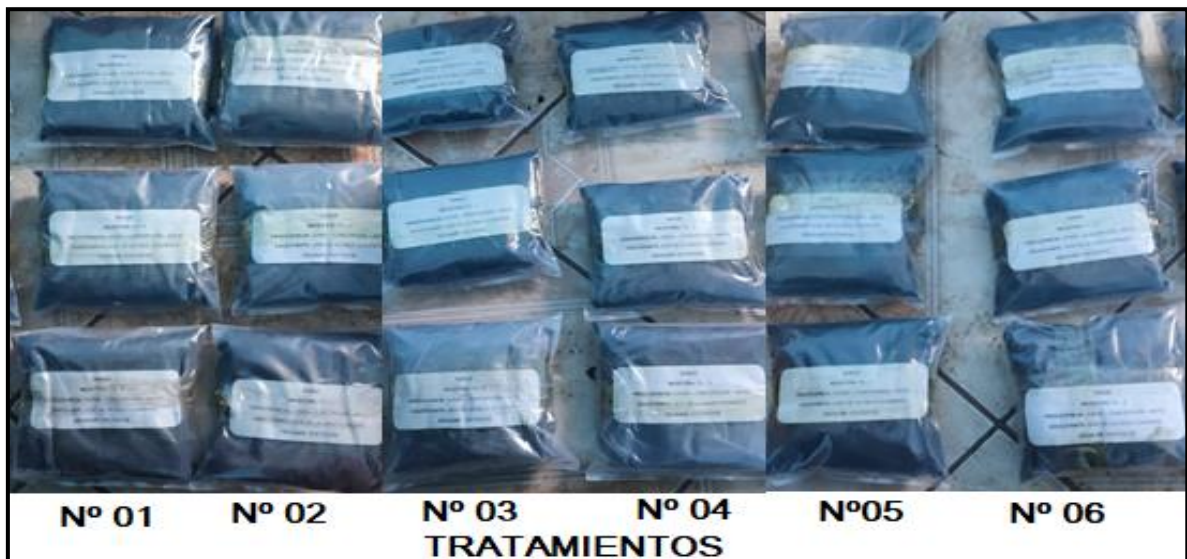


Figura 32. Muestras de suelo de cada tratamiento para el análisis de Plomo (Pb) en laboratorio