

FACULTAD DE INGENIERÍA

Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental

Tesis

**Fitorremediación de un suelo contaminado con cadmio,
utilizando *Lupinus mutabilis* y estiércol de lombriz.
Huancaní, Jauja. 2019**

Rosario Del Pilar Papuico Manrique

Para optar el Título Profesional de
Ingeniero Ambiental

Huancayo, 2020

Repositorio Institucional Continental
Tesis digital



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

AGRADECIMIENTO

Expreso mi agradecimiento al asesor de este proyecto por su ayuda y orientación desinteresada, permitiéndome finalizar mi tesis.

Agradezco a la Universidad Continental por permitirme utilizar los instrumentos de laboratorio para la realización de mi trabajo de investigación.

La autora

DEDICATORIA

Este trabajo va dedicado a mi familia, en especial a mis padres por su ejemplo de perseverancia y humildad, quienes inculcaron en mi la responsabilidad y respeto durante mi formación, gracias a su apoyo logré concluir con mis estudios satisfactoriamente.

ÍNDICE GENERAL

Portada.....	i
Agradecimiento	ii
Dedicatoria	iii
Índice general.....	iv
Índice de tablas	vii
Índice de figuras	viii
Resumen.....	ix
Abstract	x
Introducción.....	xi
CAPÍTULO I.....	13
PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO	13
1.1. Planteamiento y formulación del problema	13
1.1.1. Planteamiento del problema.....	13
1.1.2. Formulación del problema	15
1.2. Objetivos	15
1.2.1. Objetivo general	15
1.2.2. Objetivos específicos.....	15
1.3. Justificación e importancia	16
1.3.1. Justificación de la investigación	16
1.3.2. Importancia de la investigación	16
1.4. Hipótesis	17
1.4.1. Hipótesis general.....	17
1.4.1.1. Hipótesis nula	17
1.4.1.2. Hipótesis alterna	18
1.4.2. Hipótesis específicas.....	18
1.4.2.1. Hipótesis específica a	18
1.4.2.2. Hipótesis específica b	18
1.4.2.3. Hipótesis específica c	18
1.4.2.4. Hipótesis específica d	18
1.5. Variables	18
1.5.1. Variable dependiente.....	18

1.5.2. Variable independiente	18
CAPÍTULO II	20
MARCO TEÓRICO	20
2.1. Antecedentes del problema	20
2.1.1. Artículos de investigación	20
2.1.2. Tesis	25
2.2. Base teórica	27
2.2.1. La contaminación del suelo	27
2.2.1.1. Tipos de contaminación del suelo	28
2.2.1.2. Fuentes de contaminación del suelo	29
2.2.2. El cadmio en el suelo	32
2.2.2.1. Significado ambiental del cadmio en el suelo	32
2.2.2.2. Emisiones de cadmio al suelo	33
2.2.2.3. Reacciones del cadmio en los suelos	34
2.2.2.4. Transferencia del cadmio en el sistema suelo – planta	36
2.2.3. La fitorremediación	36
2.2.3.1. Fitoextracción	37
2.2.3.2. Rizofiltración	37
2.2.3.3. Fitoestabilización	37
2.2.3.4. Rizodegradación	38
2.2.3.5. Fitodegradación	38
2.2.3.6. Fitovolatilización	39
2.2.4. El género lupino	39
2.2.5. El estiércol de lombriz y biosólidos	41
2.3. Definición de términos básicos	44
CAPÍTULO III	46
METODOLOGÍA	46
3.1. Método y alcance de la investigación	46
3.1.1. Método general	46
3.1.2. Método específico	47
3.1.3. Alcance de la investigación	50
3.2. Diseño de la investigación	50
3.2.1. Diseño experimental	50
3.2.2. Caracterización del suelo contaminado	51

3.2.3. Desarrollo experimental.....	51
3.2.4. Conducción del experimento	53
3.3. Población y muestra	53
3.3.1. Población.....	53
3.3.2. Muestra	53
3.4. Técnicas de recolección de datos.....	53
3.4.1. Análisis del suelo, antes del experimento.....	53
3.4.2. Análisis del suelo antes del experimento.....	55
3.4.3. Evaluaciones del experimento.....	56
3.5. Técnicas de análisis de datos	56
CAPÍTULO IV.....	57
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	57
4.1. Resultados del tratamiento y análisis de información	57
4.1.1. Contenido de cadmio en la planta	57
4.1.2. Contenido de cadmio en el suelo	59
4.1.3. Factor de bioacumulación de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	61
4.1.4. Regresión y correlación.....	63
4.1.4.1. Dosis de estiércol de lombriz y contenido de cadmio en planta	63
4.1.4.2. Dosis de estiércol de lombriz y contenido de cadmio en el suelo	65
4.1.4.3. Dosis de estiércol de lombriz y factor de bioacumulación de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	67
4.2. Discusión	68
4.2.1. Contenido de cadmio en la planta	68
4.2.2. Contenido de cadmio en el suelo	69
4.2.3. Factor de bioacumulación de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	70
4.2.4. Regresión y correlación.....	71
Conclusiones.....	73
Recomendaciones.....	74
Lista de referencias.....	75
Anexos.....	86

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Operacionalización de las variables en estudio.....	19
Tabla 2. Tratamientos del estudio	51
Tabla 3. Análisis fisicoquímico del suelo del experimento.....	54
Tabla 4. Resultados del análisis de caracterización del suelo agrícola, antes del experimento.....	54
Tabla 5. Resultados del análisis de cadmio en suelo antes del experimento.	55
Tabla 6. Resultados del contenido de cadmio en la planta (mg.kg ⁻¹)	57
Tabla 7. Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para contenido de cadmio en la planta.....	58
Tabla 8. Prueba de rangos de Kruskal-Wallis para el contenido de cadmio en la planta.....	58
Tabla 9. Resultados del contenido de cadmio (mg.kg ⁻¹) en el suelo	59
Tabla 10. Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para contenido de cadmio en el suelo.....	59
Tabla 11. Análisis de variancia del contenido de cadmio en el suelo.....	60
Tabla 12. Prueba de comparación múltiple de Duncan para tratamientos. Contenido de cadmio en el suelo	60
Tabla 13. Resultados del factor de bioacumulación de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	61
Tabla 14. Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para el factor de bioacumulación de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	62
Tabla 15. Análisis de variancia del factor de bioacumulación de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	62
Tabla 16. Prueba de comparación múltiple de Duncan para tratamientos. Factor de Bioacumulación de Cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	63
Tabla 17. Análisis de variancia de la regresión entre dosis de estiércol de lombriz y contenido de cadmio en la planta	64
Tabla 18. Análisis de variancia de la regresión entre dosis de estiércol de lombriz y contenido de cadmio en el suelo	66
Tabla 19. Análisis de variancia de la regresión entre dosis de estiércol de lombriz y Factor de Bioacumulación de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Contenido de cadmio en la planta de <i>Lupinus mutabilis</i>	58
Figura 2. Contenido de cadmio en el suelo.	61
Figura 3. Factor de Bioacumulación de Cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	63
Figura 4. Regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y el contenido de cadmio en la planta de <i>Lupinus mutabilis</i>	65
Figura 5. Regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y el contenido de cadmio en el suelo.	66
Figura 6. Regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y el Factor de Bioacumulación de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i>	68
Figura 7. Propuesta de disposición final de <i>Lupinus mutabilis</i> , después de la fitorremediación	71
Figura 8. Punto de muestreo	92
Figura 9. Muestra tamizada obtenida del campo, en un tamiz de 2 mm	92
Figura 10. Muestras de 2 kg colocados en macetas, agregando agua para lograr el 21% de humedad.....	93
Figura 11. Sembrado con semillas de <i>Lupinus Mutabilis</i>	93
Figura 12. Germinación de la semilla.	94
Figura 13. Semana 1 después de la siembra de semillas	94
Figura 14. Homogenización al número de plantas	95
Figura 15. Semana 12 después de la siembra de las semillas.....	95

RESUMEN

Objetivos: determinar la acumulación de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis*, en un suelo contaminado al que se aplicó estiércol de lombriz y la variación del contenido de cadmio en el suelo. Se realizó un ensayo en un suelo contaminado con cadmio, del distrito de Huancaní, utilizando macetas conteniendo un promedio de dos kg de suelo, donde se sembró *Lupinus mutabilis* y se condujo el experimento por un periodo de 62 días. Los tratamientos consistieron en cinco dosis de estiércol de lombriz: 0, 5, 10, 15 y 20% (m/m), dispuestos en un diseño **completamente al azar**, con 3 repeticiones, bajo condiciones controladas. Se analizó el contenido de Cd en planta y suelo, así como el Factor de Bioconcentración. La acumulación de cadmio en la parte aérea de *Lupinus mutabilis* tuvo un promedio de 0,375 mg Cd.kg⁻¹ materia seca vegetal, disminuyendo con el incremento de la dosis de estiércol de lombriz. La concentración de cadmio en el suelo varió de 2,870 mg.kg⁻¹ y 2,410 mg.kg⁻¹ para los tratamientos 0% de estiércol y 20% de estiércol, respectivamente. El FB tuvo valores inferiores a 1, sin diferencias significativas entre tratamientos, indicando que esta especie evaluada no es fitoextractora y podría ser considerada fitoestabilizadora, lo cual requiere posteriores evaluaciones.

Palabras clave: cadmio, contaminación, fitorremediación, *Lupinus mutabilis*

ABSTRACT

Objectives: to determine the accumulation of cadmium in the *Lupinus mutabilis* plant, in a contaminated soil to which earthworm manure was applied and the variation of cadmium content in the soil. A test was conducted on a soil contaminated with cadmium, from the district of Huancaní, using pots containing an average of two kg of soil, where *Lupinus mutabilis* was sown and the experiment was conducted for a period of 62 days. The treatments consisted of five doses of worm manure: 0, 5, 10, 15 and 20% (m / m), arranged in a **completely random** design, with 3 repetitions, under controlled conditions. The content of Cd in plant and soil was analyzed, as well as the Bioconcentration Factor. The accumulation of cadmium in the aerial part of *Lupinus mutabilis* had an average of 0.375 mg Cd.kg⁻¹ dry vegetable matter, decreasing with the increase in the dose of worm dung. The concentration of cadmium in the soil varied from 2,870 mg.kg⁻¹ and 2,410 mg.kg⁻¹ for treatments 0% manure and 20% manure, respectively. The FB had values lower than 1, without significant differences between treatments, indicating that this species evaluated is not phytoextractor and could be considered Phytostabilizer, which requires subsequent evaluations.

Keywords: cadmium, contamination, *Lupinus mutabilis*, phytoremediation

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo es un problema muy serio, debido a que los contaminantes pueden ser absorbidos por las plantas y trasladados a los animales y a las personas a través de la cadena alimenticia. (1) La fitorremediación es una alternativa para el tratamiento de suelos contaminados que se basa en el conjunto de plantas, enmiendas del suelo y técnicas agronómicas para eliminar, retener o disminuir la toxicidad de los contaminantes del suelo. (2)

La fitorremediación contempla seis procesos básicos a través de los cuales las plantas pueden contribuir a la recuperación de suelos, sedimentos y aguas contaminadas, dependiendo de la estrategia de recuperación, estos procesos darán lugar a la contención o a la eliminación de los contaminantes del suelo. La fitoestabilización y la fitoinmovilización corresponden a la primera de las dos estrategias, mientras que, en la fitoextracción, fitodegradación, fitovolatilización y rizofiltración representan procesos de eliminación. (3)

Gran variedad de especies de plantas, incluyendo cultivos y pastos, acumulan o inmovilizan metales pesados. Algunos trabajos publicados han examinado el uso de plantas como herramientas extractivas o estabilizantes para suelos contaminados con metales pesados. (4) (6) Durante la fitoestabilización, la movilidad de contaminantes es reducida por la acumulación dentro de las plantas, adsorción sobre las raíces, o conversión a especies inmóviles dentro de la zona radicular. (7) Cuando la vegetación de los suelos contaminados es combinada con la aplicación de enmiendas del suelo tales como materia orgánica, la movilidad de contaminantes en el suelo puede ser reducida. (8)

El cadmio es un metal altamente tóxico y se ha ubicado en el lugar 7 entre las primeras 20 toxinas, principalmente, debido a su influencia negativa sobre los sistemas enzimáticos de las células. (9) (10) Es improbable que, la contaminación de cadmio en suelos agrícolas afecte el crecimiento de la planta; sin embargo, como el cadmio es fácilmente transferible a los canales alimenticios

humanos desde los suelos, la contaminación del suelo por cadmio es una gran amenaza a la salud humana. Estos efectos limitan la comercialización de productos agrícolas y reduce la rentabilidad de la industria agrícola. El cadmio es residual en el suelo por miles de años. (11)

Además de la minería, la fundición, la producción industrial y el tráfico, los suelos agrícolas pueden ser contaminados con cadmio a través de la utilización de lodos de depuradora, fertilizantes fosfatados y materiales encalantes. (11) (14) El cadmio es uno de los elementos traza más móviles en los suelos y es frecuentemente absorbido significativamente por las plantas. Su biodisponibilidad en los suelos es alta comparado a otros metales como resultado de su alta solubilidad y la predominancia de enlaces de baja energía a la fase sólida del suelo. (11) (15) (16)

El *Lupinus mutabilis* es una leguminosa anual, que se siembra en la zona de Huancayo, produce granos de la forma de un frijol, con alto valor en proteína (24,8-49,8%), aceite (14,0-23,6%) y que contiene alcaloides (8) como la lupanina, asparteina. Los alcaloides pueden ser utilizados como repelentes al ataque de insectos y en la industria farmacopea. (17)

Se han encontrado algunos reportes acerca de la tolerancia de cadmio en especies del género *Lupinus*. (18) (20) Sin embargo, no se tiene más información sobre la respuesta de *L. mutabilis* cuando crece en suelos contaminados con cadmio, que podrían establecer su potencial de fitorremediación.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.1. Planteamiento y Formulación del Problema

1.1.1. Planteamiento del Problema

La fitorremediación es el nombre dado a un grupo de tecnologías que usa plantas para limpiar sitios contaminados. El término se refiere a un grupo de interacciones suelo-contaminante, y no a cualquier aplicación específica. La mayoría de las técnicas de fitorremediación involucran la aplicación de información que ha sido conocida por años en agricultura, silvicultura, y horticultura a los problemas ambientales. El término fitorremediación (*Phyto* = planta y remediación = corregido el mal) es relativamente nuevo, ideado en 1991. La información básica por la cual es ahora llamada fitorremediación proviene de una variedad de áreas de investigación incluyendo acumulación de metales pesados en humedales construidos, derrames de petróleo, y acumulación en plantas. Los esfuerzos de investigación en la remediación pueden ser categorizados en dos grupos: exploración de mecanismos y evaluación de recuperaciones. Los mecanismos de trabajo se han centrado en hallazgos de límites teóricos, y explicaciones para los resultados observados en el campo. El trabajo de campo a escala piloto tuvo precedentes seguido de investigación explicativa de laboratorio y los primeros éxitos fueron de particular interés. A largo plazo, el objetivo de las evaluaciones de campo es crítico para entender qué tan bien puede trabajar la fitorremediación, cuál es el real costo de su

aplicación, y cómo se puede construir modelos para predecir la interacción entre plantas y contaminantes. (18)

La fitorremediación aprovecha el hecho de que algunas especies vegetales están adaptadas a vivir en suelos ricos en metales pesados, o que pueden ser tolerantes a estas condiciones. Esta técnica de mejora de suelos contaminados resulta ser más barata que las de ingeniería civil o de ingeniería química; puede tener una mejor adaptación social; mejora el paisaje y sirve para controlar la erosión. Como inconvenientes, cabe indicar que habrá que prever cómo deshacerse de la biomasa producida y enriquecida en metales, qué habrá que recoger y llevar a vertedero o incinerar. (19)

Es posible escoger enmiendas y fertilizantes, ya sea para aumentar o disminuir la absorción de metales por la planta. Ciertos tratamientos pueden aumentar o disminuir el pH, lo que hace más o menos disponibles a algunos elementos y compuestos. Otros tratamientos pueden beneficiar indirectamente la extracción, favoreciendo, por ejemplo, el establecimiento (o nutrición) de las plantas, produciendo un aumento de biomasa. (20) En suelos ácidos y neutros, la adición de compost en general reduce la acumulación total de metales por parte de las plantas. (22) (23) Los efectos de las enmiendas orgánicas dependen de las condiciones iniciales del suelo, así como de las plantas utilizadas. Independientemente del efecto en la solubilidad de los metales, el compost, así como el estiércol, favorece significativamente el crecimiento de las plantas, ya que provee una fuente importante de nutrientes, siendo este efecto mayor cuando se aplica a suelos pobres en nutrientes. (25)

En el valle del Mantaro, los suelos están contaminados por metales pesados, dentro de ellos el cadmio, (20) lo que está afectando a las plantas cultivadas, los seres humanos y los organismos relacionados al suelo. Por lo que es necesario evaluar la técnica de fitorremediación, ya que es considerada económica y efectiva en descontaminar los suelos; y se propone utilizar una planta que prospera en estas condiciones, que es el *Lupinus mutabilis* (*Tarwui*) y determinar su poder remediador de suelos contaminados.

1.1.2. Formulación del Problema

A) Problema general

- ¿Cuál es el efecto de la fitorremediación en un suelo contaminado con cadmio, utilizando *Lupinus mutabilis* y estiércol de lombriz, en Huancaní, Jauja, 2019?

B) Problemas específicos

- ¿En qué medida *Lupinus mutabilis* acumula cadmio en la biomasa aérea, desde un suelo contaminado al que se aplicó cinco dosis de estiércol de lombriz?
- ¿Cuál es el efecto de la fitorremediación con *Lupinus mutabilis* en la concentración de cadmio en el suelo contaminado de Huancaní?
- ¿Cuál es el factor de bioacumulación de Cd en *Lupinus mutabilis*?
- ¿Qué relación existe entre la dosis de estiércol y el contenido de cadmio en planta, suelo y factor de bioacumulación?

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo General

- Determinar el efecto de la fitorremediación en un suelo contaminado con cadmio, utilizando *Lupinus mutabilis* y estiércol de lombriz, en Huancaní, Jauja.

1.2.2. Objetivos Específicos

- Calcular la acumulación de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis* que creció en un suelo contaminado al que fue abonado estiércol de lombriz.
- Determinar la variación del contenido de cadmio en el suelo contaminado, después de la fitorremediación con *Lupinus mutabilis*.
- Calcular el factor de bioacumulación en *Lupinus mutabilis* para determinar si es planta fitoextractora.
- Determinar la relación de la dosis de estiércol con el contenido de cadmio en planta, contenido de cadmio en el suelo y el factor de bioacumulación.

1.3. Justificación e Importancia

1.3.1. Justificación de la Investigación

La contaminación de los suelos del valle del Mantaro, por metales pesados, es un problema que se agrava cada vez más, y constituye una fuente de contaminantes para el agua, el aire, los humanos y animales, que consumen productos alimenticios generados en el suelo. Una de las alternativas, lo constituye la fitorremediación, es decir, la instalación de plantas cultivadas para reducir la concentración de contaminantes en el suelo, con la diferencia que estas plantas o sus productos cosechados no se destinen a alimentos o pastos sino a otros fines.

La fitorremediación de suelos contaminados con cadmio será una de las alternativas para descontaminar suelos del valle del Mantaro, con la utilización de *Lupinus mutabilis*, que comparado a tecnologías de remediación físicas o químicas, tiene como principal ventaja su bajo costo y la no alteración del suelo; considerando además que es una especie que prospera en estas condiciones y no se tiene referencia de su capacidad fitorremediadora, sino solamente de especies similares del género *Lupinus*.

Lupinus mutabilis es fácilmente cultivable como planta de borde y se adapta a condiciones de clima templado, posee denso follaje para secuestrar altas cantidades de iones metálicos, adaptabilidad a una amplia variedad de suelo y relativamente bajos requerimientos de agua y nutrientes, que la convierten en buen candidato potencial para fitorremediación.

1.3.2. Importancia de la Investigación

Ante la presencia de suelos contaminados con metales pesados, se deben tomar las medidas necesarias con el fin de reducir o impedir sus efectos nocivos. Para ello, se utilizan técnicas de remediación. La remediación constituye el conjunto de técnicas que se aplican con el fin de reducir o eliminar la concentración de elementos contaminantes en los suelos, por debajo de niveles tóxicos o límites máximos permisibles. Entre ellas destaca la fitorremediación, que es la utilización de plantas para eliminar contaminantes del suelo. (2) El objetivo primario de la fitorremediación es maximizar la transferencia de

contaminantes hacia la planta, de modo que, parte de la masa vegetal total o la masa vegetal total sea removida en cada cosecha. Esta técnica posee utilidad práctica potencial, con mayor efectividad y menor costo que otras actualmente en uso. Un sistema eficiente de fitorremediación requiere especies de plantas que satisfagan dos prerequisites: tolerancia a metales y capacidad de acumulación (absorción, detoxificación y secuestro). Además, la planta debería poseer la habilidad de sobrevivir a más de un metal en el medio de crecimiento. (26)

Las plantas consideradas para la fitorremediación deben ser eficientes en translocar los metales desde las raíces a sus partes cosechables. (28) Además, deben poseer otras características deseables como: habilidad para tolerar condiciones extremas en el suelo (pH, salinidad, estructura, contenido de agua), denso sistema radical, facilidad para establecerse, y alta resistencia a enfermedades y ataque de insectos. Finalmente, otro aspecto asociado con la aplicación de la fitorremediación es el manejo y disposición de los restos de la biomasa cosechada, problema cuyo tratamiento escapa a la presente tesis.

Este ensayo trata de cuantificar la capacidad fitorremediadora de *Lupinus mutabilis* en un suelo contaminado con cadmio, que pueda ser tomada en cuenta para la descontaminación de suelos y reducir la concentración de este metal pesado, en la capa superficial de suelo o capa arable.

1.4. Hipótesis

1.4.1. Hipótesis General

La fitorremediación de *Lupinus mutabilis* alterará la contaminación con cadmio en un suelo de Huancaní donde se aplicó estiércol de lombriz.

1.4.1.1. Hipótesis Nula

La fitorremediación de un suelo contaminado, utilizando *Lupinus mutabilis* y estiércol de lombriz, no disminuirá la concentración de cadmio en el suelo de Huancaní, Jauja, 2019.

1.4.1.2. Hipótesis Alternativa

La fitorremediación de un suelo contaminado, utilizando *Lupinus mutabilis* y estiércol de lombriz, disminuirá la concentración de cadmio en el suelo de Huancaní, Jauja, 2019.

1.4.2. Hipótesis Específicas

1.4.2.1. Hipótesis Específica A

Ha: *Lupinus mutabilis* acumula cadmio en la parte aérea de la planta, desde un suelo contaminado al que se ha aplicado cinco dosis de estiércol de lombriz.

1.4.2.2. Hipótesis Específica B

Ha: la fitorremediación con *Lupinus mutabilis* varía la concentración de cadmio en un suelo contaminado de Huancaní.

1.4.2.3. Hipótesis Específica C

Ha: el factor de bioacumulación en *Lupinus mutabilis* es inferior de la unidad.

1.4.2.4. Hipótesis Específica D

Ha: existe relación significativa entre las dosis de estiércol y el contenido de cadmio en planta, suelo y el factor de bioacumulación.

1.5. Variables

1.5.1. Variable Dependiente:

Cadmio total en *Lupinus mutabilis*

Indicador: contenido de cadmio total en hojas y raíces de *Lupinus mutabilis*.

1.5.2. Variable Independiente

Dosis de estiércol de lombriz

Indicador: porcentaje de estiércol de lombriz en el suelo contaminado.

El parámetro inorgánico de cadmio total en un suelo agrícola contaminado, según el Ministerio del Ambiente es 1,4 mg/kg; D.S. N.º 011-2017.

Tabla 1.
Operacionalización de las variables en estudio

Variables	Definición	Dimensiones	Indicador
X = estiércol de lombriz	Material orgánico procesado, resultado de la descomposición de la lombriz <i>Eisenia foetida</i>	Porcentaje	Contenido de estiércol de lombriz en el suelo
Y = Cd en planta	Metal pesado en la planta, que ha sido absorbido del suelo y traslocado a las diferentes partes de la planta, como raíces, tallos, hojas, flores y frutos.	mg/kg	Contenido de cadmio en <i>Lupinus mutabilis</i> Factor de Bioacumulación

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes del Problema

2.1.1. Artículos de Investigación

En el trabajo de investigación titulado: “*Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados*”, se evaluó la capacidad de fitorremediación de cinco plantas andinas: *Solanum nitidum*, *Brassica rapa*, *Fuertesimalva echinata*, *Urtica urens* y *Lupinus ballianus*, en suelos contaminados con plomo, zinc y cadmio. El trabajo fue realizado en condiciones de invernadero en el distrito de *Lachaqui*, provincia de Canta, región Lima, de octubre de 2011 a octubre de 2012. Fueron evaluados 20 tratamientos con un diseño factorial completo 5 x 4: 5 especies altoandinas, y 4 sustratos con 30%, 60%, 100% de relave de mina y suelos sin relave de mina. La producción de biomasa disminuyó significativamente en *Solanum nitidum*, *Brassica rapa*, *Fuertesimalva echinata*, *Urtica urens* y *Lupinus ballianus*, con el tratamiento de 100% de relave de mina. La mayor eficiencia de acumulación de plomo y zinc fue obtenida en las raíces de *Fuertesimalva echinata* con el tratamiento de 100% de relave de mina, obteniendo 2015.1 mg de plomo/kg de materia seca y 1024.2 mg de zinc/kg materia seca. En las raíces de *L. ballianus* fue obtenida la más alta acumulación de cadmio, con una concentración de 287.3 mg/kg materia seca con el tratamiento de 100% de relave de mina. (21)

En el trabajo de investigación titulado: “*Phytostabilization of cadmium contaminated soils by Lupinus uncinatus Schldl*”. Se tuvo como objetivo explorar la acumulación, comportamiento y tolerancia de *Lupinus uncinatus Schldl*. Con el incremento de concentraciones de cadmio en el suelo. Para este propósito se investigaron los efectos de diferentes tratamientos de cadmio sobre el crecimiento de la planta, supervivencia, tolerancia al metal, acumulación de cadmio y distribución en diferentes órganos de la planta. Se instaló un experimento en macetas bajo condiciones de invernadero por 18 semanas. El cadmio fue agregado como $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5 \text{H}_2\text{O}$ a las dosis de 0, 3, 6 y 9 mg Cd/kg suelo en tres diferentes momentos (después de la 4.^a, 12.^a y 15.^a semana de crecimiento de la planta) con cuatro repeticiones. Los tratamientos de cadmio aplicados fueron, entonces 9, 18 y 27 mg/kg. El Cd inhibió la altura de planta, el número de hojas e indujo un cambio significativo en el rendimiento de materia seca de raíces, tallos y hojas. El índice de tolerancia fue de 88, 82 y 49% para los tratamientos de 9, 18 y 27 mg Cd/kg respectivamente. La máxima concentración de Cd en los tallos (hojas + tallo) de 540 mg Cd/kg de materia seca fue hallada en el tratamiento con 27 mg Cd/kg suelo. Fue evidente la pobre translocación de Cd de las raíces a los tallos con una relación tallo:raíz < 1. El presente trabajo es el primer reporte acerca del crecimiento de *L. uncinatus* con exceso de Cd, su grado de tolerancia y patrón de acumulación de Cd en respuesta a los tratamientos variados de Cd en el suelo, sugiere el uso de *L. uncinatus* para fitoestabilización y revegetación de suelos contaminados con Cd.

(29)

En el trabajo de investigación titulado: “*Use of White lupin plant for phytostabilization of Cd and As polluted acid soil*”, se tuvo como objetivo estudiar si es posible el uso de lupino blanco en la fitorremediación de suelos afectados por lodos de pirita ácida, con contaminación simultánea de cadmio y arsénico. Se realizaron experimentos de campo y macetas con suelos afectados con lodos. El ensayo de macetas mostró que el tratamiento con ácido nitrilotriacético incrementó las concentraciones de cadmio y arsénico en los lixiviados, excediendo los niveles máximos permisibles, de tal manera que se evitó su uso en experimentos de campo. En el experimento de campo, la fitoextracción de cadmio y arsénico por las plantas de lupino fue muy baja, sugiriendo que no es

recomendada para fitoextracción. Sin embargo, el cultivo de lupino en el campo produce varios beneficios: incrementa el pH ácido del suelo probablemente por la excreción de citrato, disminuye las fracciones solubles de cadmio y arsénico, tiene alta concentración de arsénico y cadmio en las raíces con acumulación de metales pesados en los nódulos de las raíces. Todos estos resultados sustentan el uso de *Lupinus albus* para la fitoestabilización y revegetación de suelos contaminados por derrames. (30)

En el trabajo de investigación titulado: “*Phytostabilization of Zn and Cd in Mine Soil Using Corn in Combination with Biochars and Manure-Based Compost*”, se tuvo como objetivo evaluar los efectos interactivos de adiciones de Biochar con o sin compost basado en estiércol (CBE) sobre la biomasa aérea (BA), biomasa radicular (BR), absorción, y factor de bioconcentración (FBC) de Zn y Cd en maíz (*Zea mays* L.) creciendo en un suelo de mina. En este estudio de invernadero las adiciones de Biochar consistentes de estiércol de vacuno (EV), aves de corral (EC), y pino Lodgepole fueron aplicados a una dosis de 0; 2,5 y 5,0% (w/w) en combinación con diferentes dosis (0; 2,5; y 5,0%) de CBE, respectivamente. La absorción de Cd y Zn por tallos y raíces fueron significativamente afectados por las adiciones de Biochar, CBE, y la interacción de adiciones de Biochar y CBE. Las plantas de maíz que recibieron 2,5% EC y 2,5% CBE tuvieron la mayor absorción de Cd y Zn en los tallos, respectivamente. Las plantas de maíz con 5% de CBE tuvo la mayor absorción de Cd y Zn en las raíces. Estos resultados sugieren que la incorporación de biochar favorece la fitoestabilización de Cd y Zn con concentraciones de Cd y Zn soluble en agua, más bajos en suelos enmendados con biochars basados en estiércol, mientras que se mejoró la productividad de biomasa de maíz. En general, la técnica de fitoestabilización y las adiciones de biochar tienen el potencial a ser combinados en la remediación de suelos contaminados con metales pesados. (33)

En el trabajo de investigación de “*Uso de Cenchrus ciliaris L. y Setaria verticillata L. en la fitoestabilización de suelos contaminados con plomo y cadmio*”, se tuvo como objetivo identificar especies de pastos tolerantes y no acumuladoras de metales pesados para ser utilizadas como especies fitoestabilizadoras de suelos contaminados con plomo y cadmio. El experimento

utilizó un diseño 2x3x2 en bloques al azar con cuatro repeticiones, fue realizado en condiciones de invernadero en la Universidad Autónoma Chapingo, México. Los factores variables fueron: especie (*Cenchrus ciliaris* L. y *Setaria verticillata* L.), dosis de plomo (0, 100 y 200 mg.kg⁻¹) y dosis de cadmio (0 y 10 mg.kg⁻¹). A los 40 días después de la siembra (dds) se cosechó, se separó parte aérea y raíz y se prepararon muestras en digestión húmeda para la determinación de plomo y cadmio mediante espectrofotómetro de absorción atómica con horno de grafito. Se encontró que *Setaria verticillata* L. acumuló significativamente mayor cantidad de plomo y cadmio en la raíz, y mayor concentración de cadmio en tejidos aéreos que *Cenchrus ciliaris* L. La acumulación de plomo y cadmio en ambas especies es reducida con respecto a la concentración de los metales presentes en el sustrato. (34)

En el trabajo de investigación titulado: "*Cadmium phytoextraction capacity of White lupine (Lupinus albus L.) and narrow-leafed lupine (Lupinus angustifolius L.) in three contrasting agroclimatic conditions of Chile*", se planteó como objetivo evaluar la productividad y capacidad de fitoextracción de cadmio del lupino blanco (*Lupinus albus* L.) y lupino de hojas angostas (*Lupinus angustifolius* L.), así como el efecto sobre la concentración de cadmio residual en el suelo. Ambas especies de lupino crecieron en tres dosis de CdCl₂ (0, 1 y 2 mg.kg⁻¹), bajo tres condiciones agroclimáticas en Chile en el año 2013. En la zona árida (Pan de Azúcar, 73 mm de precipitación), la producción de lupino de hoja angosta fue significativamente mayor (P<0,05) que el lupino blanco (4,55 vs. 3,26 Mg MS.ha⁻¹, respectivamente). En localidades con alta precipitación (Santa Rosa, 670 mm; Carillanca, 880 mm), la producción de materia seca (MS) del lupino de hoja angosta fue ligeramente superior que, en Pan de Azúcar, pero el lupino blanco fue aproximadamente tres veces mayor. La concentración de cadmio total en la planta en el lupino blanco y en el de hoja estrecha incrementó conforme aumentó las dosis de Cd en los tres ambientes, pero fueron mucho más altos en el lupino de hoja angosta que en el lupino blanco; 150%, 58%, y 344% mayor en Pan de Azúcar, Santa Rosa, y Carillanca, respectivamente. La absorción de cadmio (g Cd.ha⁻¹) y la recuperación aparente también fue mayor (P<0,05) en el lupino de hoja angosta en dos ambientes (Pan de Azúcar y

Carillanca). Estos resultados sugieren que el lupino de hoja angosta presenta mayor potencial de fitorremediación que el lupino blanco. (35)

En el trabajo de investigación titulado: “*The rotation of White lupin (Lupinus albus L.) with metal-accumulating plant crops: A strategy to increase the benefits of soil phytoremediation*”, se planteó como objetivo evaluar los beneficios del uso de *Lupinus albus* como un cultivo de invierno en una secuencia de rotación con un cultivo de verano idealmente seleccionado para fitoextracción, como el cáñamo industrial. Las plantas de lupino crecieron en dos parcelas de suelo alcalino (una contaminada con metales pesados y otra no contaminada) de aproximadamente 400 m² cada una después del cultivo y cosecha del cáñamo industrial. Un experimento paralelo de macetas a pequeña escala fue también realizado para comprender mejor el comportamiento del lupino en concentraciones crecientes de Cd, Cu, Ni y Zn. El lupino blanco creció bien en condiciones alcalinas, cubriendo el suelo durante la estación de invierno. En pocos meses las plantas tuvieron aproximadamente 30 a 40 cm de altura en las parcelas control y contaminadas. En campos donde la fracción disponible de metales fue baja (menos del 12%), las plantas mostraron una alta tolerancia a estos contaminantes. Sin embargo, su crecimiento fue afectado en algunos tratamientos de macetas donde las concentraciones de Cu, Zn y Ni asimilable fue muy alta, variando aproximadamente del 40 al 70% de la concentración total. La habilidad del lupinus para absorber metales y traslocarlos a sus tallos fue mínima con respecto a la magnitud de la contaminación, sugiriendo que esta planta no es adecuada para extender el periodo de fitoextracción. Sin embargo, es completamente explotable como abono verde, evitando la aplicación de enmiendas químicas durante la fitorremediación. Además, en campos contaminados, el cultivo de lupino blanco incrementó las concentraciones de bacterias en el suelo y el porcentaje de biodisponibilidad de metales. En promedio, las bacterias por gramo de suelo seco fueron $65 \times 10^6 \pm 18 \times 10^6$ y $99 \times 10^6 \pm 22 \times 10^6$ antes y después del cultivo respectivamente. Los porcentajes de Cu, Pb, Ni, Zn y Cr biodisponibles que fueron $5,7 \pm 0,7$; $5,3 \pm 1,7$; $1,2 \pm 0,1$; $12 \pm 1,5$ y $0,1 \pm 0,02\%$, respectivamente, antes del cultivo de lupino, incrementaron a $9,6 \pm 1,6$; 7 ± 2 ; $2 \pm 0,3$; $14 \pm 1,5$ y $0,1 \pm 0,02\%$ después de la cosecha de lupino. En general, estos resultados indicaron que el cultivo de invierno de lupino blanco en

secuencia con un cultivo de verano acumulador de metales puede mejorar la recuperación de la calidad del suelo durante el período de fitoextracción. Mejora la seguridad del área, limitando problemas adicionales de salud humana y ecológicas, y favorece la salud del suelo evitando el uso de enmiendas químicas al incrementar los niveles de microorganismos viables. (36)

2.1.2. Tesis

En el trabajo de tesis titulado “*Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género Pelargonium: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad*”, se tuvo como objetivos estudiar en qué fracciones químicas y físicas del suelo se ubican los metales, a partir de cuales los absorbe *Pelargonium hortorum* y en qué órgano los acumula, incluyendo la influencia de la rizósfera y el estudio de los fenómenos de sinergismo-antagonismo entre metales. Además, se considera en qué momento del ciclo la planta extrae los metales, y como afectan su capacidad productiva. Para tal fin se determinaron los metales en las fracciones físicas y químicas del suelo, metales totales y disponibles, pH y conductividad eléctrica (CE); en planta, se calcularon diversos índices. Los resultados muestran que los suelos con metales mostraron un incremento en las fracciones más disponibles, y que la absorción de casi todos los metales estuvo relacionada con varias de estas fracciones. Excepto Pb, todos los metales se asociaron principalmente a la fracción arcilla. La acumulación en planta fue raíces> tallos> hojas> flores. En general, la rizósfera no intervino en la regulación de la disponibilidad de los metales y la capacidad de remoción de las plantas se mantuvo estable a lo largo de las cosechas. Finalmente, los parámetros más afectados en planta fueron la formación de nuevas hojas y flores, y el tamaño de estas, afectando la calidad comercial del cultivo. La especie estudiada no es hiperacumuladora y su calidad comercial es afectada. Solo podría utilizarse con fines de remediación cuando la concentración de metales en el suelo no sea muy elevada. (31)

En el trabajo de tesis titulado: “*Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la especie Chrysopogon zizanioides mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros*” se tuvo como propósito de evaluar la capacidad fitorremediadora de la especie *Chrysopogon zizanioides*

mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros, y evaluar una alternativa económica, simple y natural para recuperar suelos contaminados con relaves ácidos mediante el uso del *Vetiver grass*, y de esta manera contribuir con descontaminar suelos y aguas subterráneas con presencia de metales pesados producto de las actividades mineras, asegurando la recuperación del suelo para el futuro. La evaluación se realizó durante un período de 90 días, en el Centro de Investigación en Recursos Genéticos y Biotecnología Vegetal CIRGEBV del laboratorio del Departamento de Biología de la Universidad Nacional Agraria La Molina en Lima, Perú, bajo condiciones de invernadero, en donde se realizaron cinco tratamientos que incluyeron: compost, fertilizante orgánico, suelo natural, lodo bentonítico e hidrogel; los cuales fueron mezclados junto con el relave minero, adicionando el *Vetiver grass* para evaluar su capacidad fitorremediadora. Como parte de los objetivos relacionados al presente trabajo de investigación, se realizó la evaluación del efecto en conjunto del *Vetiver grass* en suelos preparados con enmiendas orgánicas e inorgánicas, sobre la variación del pH, conductividad eléctrica en el suelo; así como, el crecimiento de la especie vegetal y la concentración de Cr, Cu, Cd, Fe, Pb total en el suelo, materia seca radicular, foliar y lixiviados generados. Al finalizar la evaluación, se determinó que la aplicación de lodos bentoníticos e hidrogel como enmienda, favorece la mayor bioacumulación de Cr en hojas (0,0626 mg en T3, 0,0616 mg en T4 y 0,0846 mg en T5); Cu en hojas (0,110 mg en T3, 0,1259 mg en T4 y 0,1706 mg en T5) del *Vetiver grass*; Cd en hojas (0,626 mg en T3 y 0,0846 mg en T5) y Fe en hojas (17,0648 mg en T4 y 22,6708 mg en T5). En general el *Vetiver grass* bioacumuló mayor cantidad de Cd, Cu y Cr en hojas en comparación que en raíces. La concentración de cadmio, cobre, hierro y plomo en los lixiviados fue reducida mediante la aplicación de las diferentes enmiendas en los tratamientos T2, T3, T4, T5 durante 3 meses de plantación. Los tratamientos más eficientes en la disminución de metales en lixiviados variaron según el tipo de tratamiento, donde en T1 el Cd tuvo 0.1781 mg en lixiviado, reduciéndose hasta 0,0111mg de Cd en T4. Asimismo, el Pb en T1 fue 0,1577mg, reduciéndose hasta 0,0019 mg en T4. El Cu en T1 tuvo 2 mg, disminuyendo hasta 0,072 mg de Cu para T3. Además, el Fe en T1 con un valor de 1569,4 mg de Fe, disminuyó hasta 8,3455 mg de Fe para T2. (32)

2.2. Base Teórica

2.2.1. La Contaminación del Suelo

La contaminación del suelo se refiere a la presencia de un producto químico o sustancia fuera de lugar o presente en una concentración mayor que la normal que tiene efectos adversos sobre cualquier organismo. (37) Aunque la mayoría de los contaminantes tienen origen antropogénico, alguno de estos puede presentarse naturalmente en los suelos como componentes de minerales y pueden ser tóxicos a altas concentraciones. La contaminación del suelo frecuentemente no se puede evaluar directamente o percibir visualmente, lo que lo convierte en un peligro oculto. (38)

La diversidad de contaminantes está evolucionando constantemente debido al desarrollo agroquímico e industrial. Esta diversidad, y la transformación de compuestos orgánicos en los suelos por la actividad biológica en diversos metabolitos, hace que el estudio de suelos para identificar los contaminantes sea difícil y costosa. Los efectos de la contaminación del suelo también dependen de las propiedades del suelo desde que estas controlan la movilidad, biodisponibilidad, y tiempo de residencia de los contaminantes. (37)

La industrialización, la guerra, la minería y la intensificación en la agricultura han dejado un legado de suelos contaminados alrededor del mundo. (39) Desde la expansión urbana, el suelo se ha usado como un sumidero para el vertido de residuos sólidos y líquidos. Se consideró que una vez enterrados y fuera de la vista, los contaminantes no representarían ningún riesgo para la salud humana ni el ambiente y, que de alguna manera, desaparecerían. (40) Las principales fuentes de contaminación del suelo son antropogénicas, que resultan en la acumulación de contaminantes en el suelo que pueden alcanzar niveles muy altos. (41)

La contaminación del suelo es un tema alarmante. Se ha identificado como el tercer tema más importante para las funciones del suelo en Europa y Eurasia, cuarto en el Norte de África, quinto en Asia, séptimo en el noreste del Pacífico, octavo en Norte América y noveno en el Sub-Sahara de África y Latinoamérica. (37)

Se estima que, la toxicidad de contaminantes inorgánicos liberados en el ambiente cada año, ahora excede a las fuentes combinadas de contaminantes orgánicos y radioactivos. Una parte de estas sustancias inorgánicas finaliza contaminando el suelo. Los mayores problemas probablemente involucran mercurio, cadmio, plomo arsénico, níquel, cobre, zinc, cromo, molibdeno, manganeso, selenio, flúor y boro. En mayor o menor grado todos estos elementos son tóxicos para los humanos y animales. El cadmio y el arsénico son extremadamente venenosos; el mercurio, plomo, níquel, y flúor son moderadamente venenosos; el boro, cobre, manganeso y zinc tienen relativamente baja toxicidad a los mamíferos. (42)

2.2.1.1. Tipos de Contaminación del Suelo

A) Puntual

La contaminación del suelo puede ser causada por un evento específico o una serie de eventos dentro de un área particular en la cual los contaminantes son liberados al suelo, y la fuente e identidad de la contaminación es fácilmente identificada. Este tipo de contaminación es conocida como contaminación puntual. Las actividades antropogénicas representan las principales fuentes de esta contaminación. Los ejemplos incluyen antiguos lugares de fábricas, eliminación de aguas residuales, vertederos no controlados, aplicación excesiva de agroquímicos, y derrames de muchos tipos. Actividades como la minería y la fundición que se lleva a cabo utilizando estándares ambientales deficientes también son fuentes de contaminación con metales pesados en muchas regiones del mundo. (43)

Otros ejemplos de contaminación puntual son los hidrocarburos aromáticos y los metales tóxicos, que están relacionados a los productos del petróleo. La contaminación puntual es muy común en áreas urbanas. Los suelos cerca de las carreteras tienen altos niveles de metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos, y otros contaminantes. (44) Los rellenos ilegales o antiguos, donde los residuos no están dispuestos según su toxicidad (baterías o residuos radioactivos), así como la disposición de lodos de depuradora y aguas residuales, pueden también ser importantes contaminantes puntuales. (45)

B) Difusa

La contaminación difusa es contaminación que está repartida sobre amplias áreas, acumuladas en el suelo, y no tienen una fuente simple o de fácil identificación. La contaminación difusa ocurre donde la emisión, transformación y dilución de contaminantes en otros medios ha ocurrido antes de su transferencia al suelo. (37)

La contaminación difusa involucra el transporte de contaminantes vía sistema aire-suelo-agua. Por lo tanto, son necesarios los análisis complejos que involucran estos tres compartimentos para evaluar este tipo de contaminación. (46) Por esta razón, la contaminación difusa es difícil de analizar, y puede ser difícil rastrear y delimitar su extensión espacial, ya que su destino en el ambiente no está bien comprendido. (47)

Ejemplos de contaminación difusa son numerosos y pueden incluir fuentes de actividad nuclear y armas; disposición no controlada de residuos y efluentes contaminados liberados en cuencas o cerca de ellas; la aplicación de lodos de depuradora; el uso de fertilizantes y pesticidas de uso agrícola que también agregan metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes, exceso de nutrientes y agroquímicos que son transportados aguas abajo por la escorrentía superficial; eventos de inundación; transporte atmosférico y deposición; y erosión del suelo. La contaminación difusa tiene un impacto significativo sobre la salud humana y el ambiente, aunque su severidad y extensión son generalmente desconocidas. (38)

2.2.1.2 Fuentes de Contaminación del Suelo

A) Fuentes geogénicas, naturales

Es crucial separar los valores de fondo de los valores de referencia al definir el grado de contaminación en áreas donde la legislación ambiental no ha establecido aún límites de intervención para todas las matrices ambientales. (48) Los valores de fondo indican contenido natural geogénico, mientras que los valores de referencia indican el contenido actual de un elemento en el ambiente superficial de cualquier punto dado. (49)

Las concentraciones de fondo en los suelos de una región estarán fuertemente relacionados a la fracción pedo-geoquímica y la dinámica del ambiente que conduce a la formación del suelo. El uso de promedios o intervalos globales no es, por lo tanto, adecuado para determinar los niveles de fondo en los niveles locales o regionales. (50) Por ejemplo, los metales pesados en los suelos pueden variar en dos o tres veces de magnitud, considerando la variación natural de la concentración de metales traza dentro del tipo de roca parental.

B) Fuentes antropogénicas

Siglos de actividades antropogénicas han resultado en un problema generalizado de contaminación del suelo alrededor del mundo. (37) Las principales fuentes antropogénicas de contaminación del suelo son los productos químicos usados en actividades industriales o generados como subproductos, residuos domésticos y municipales, incluyendo aguas residuales, agroquímicos, y productos derivados del petróleo. Estos productos químicos son liberados al ambiente accidentalmente, por ejemplo, derrames de petróleo o lixiviación de vertederos, o intencionalmente, como es el caso del uso de fertilizantes y pesticidas, riego con aguas residuales no tratadas, o aplicaciones al suelo de lodos de depuradora. (38)

La variedad de productos químicos usados en *actividades industriales* es vasta, así como su impacto en el medio ambiente. Las actividades industriales liberan contaminantes a la atmósfera, agua y suelo. Los contaminantes gaseosos y radioactivos son liberados a la atmósfera y pueden entrar al suelo directamente a través de la lluvia ácida o deposición atmosférica. Las primeras tierras industriales pueden contaminarse por el almacenamiento incorrecto de productos químicos o la descarga directa de residuos en el suelo; agua y otros fluidos utilizados para el enfriamiento de centrales térmicas y muchos otros procesos industriales pueden descargarse a los ríos, lagos y océanos causando contaminación térmica y arrastre de metales pesados y cloro que afectan la vida acuática y otros cuerpos de agua. Los metales pesados de actividades antropogénicas también son frecuentes en sitios industriales y pueden surgir de polvos y derrames de materias primas, residuos, productos finales, cenizas de combustibles e incendios. (51)

De acuerdo a la Directiva Europea concerniente a prevención y control integrada de la contaminación (IPPC), las actividades potencialmente contaminantes pueden ser agrupadas en seis principales categorías: (i) industrias de energía, (ii) producción y procesamiento de metales; (iii) industria de minerales; (iv) instalaciones químicas e industria química; (v) manejo de residuos; y (vi) otras actividades (producción de papel, manufactura de fibras y textiles, curtido de cueros y pieles, mataderos, cría intensiva de aves o cerdos, instalaciones que usan solventes orgánicos, y producción de carbono o grafito). (52)

La minería ha tenido un impacto principal en el suelo, agua y biota desde tiempos antiguos. (37) Muchos ejemplos documentados pueden encontrarse de suelos muy contaminados asociados con actividades mineras alrededor del mundo. (51)

La fundición de metales para separar minerales ha introducido muchos contaminantes en el suelo. Las instalaciones mineras y de fundición liberan grandes cantidades de metales pesados y otros elementos tóxicos para el medio ambiente; estos persisten por largos periodos de tiempo, mucho después de finalizar estas actividades. (53)

El desarrollo disperso de la *infraestructura*, tales como casas, carreteras y vías ferroviarias ha contribuido a la degradación ambiental. Sus efectos negativos más evidentes sobre el suelo con el sellamiento del suelo y la disminución de tierras agrícolas. Además de estas amenazas conocidas al suelo, otro principal impacto de las actividades de infraestructura es la entrada al sistema suelo de diferentes contaminantes. A pesar de ser una gran amenaza, las actividades de infraestructura de la contaminación del suelo han recibido muy poca consideración en términos de planeamiento y evaluación de impacto. (38)

Conforme se ha incrementado la población global, la generación de *residuos* también se ha incrementado. En países desarrollados y en desarrollo, las altas tasas de crecimiento poblacional y el incremento de producción de lodos y residuos, combinado con la carencia de servicios municipales que van

juntamente con el manejo de residuos, crean una situación peligrosa. Según el reporte del Banco Mundial, (54) la producción global de residuos sólidos municipales fue estimada en 1,3 billones de toneladas por año en el 2012, variando de 0,45 kg por persona y por día en el Sub-Sahara Africano a 2,2 kg *per cápita* anualmente en los países de la Organización para la Cooperación Económica y Desarrollo (OECD). Sin embargo, futuras predicciones son preocupantes, como producción de residuos se espera alcanzar 2,2 billones de toneladas para el 2025.

Las diferentes *fuentes agrícolas* de contaminantes del suelo incluyen fuentes agroquímicas, tales como estiércoles de animales, fertilizantes y pesticidas. Los metales trazan de estos agroquímicos, tales como Cu, Cd, Pb y Hg, son también considerados contaminantes del suelo en la medida que ellos dañan el metabolismo de la planta y disminuyen la productividad del cultivo. Las fuentes de agua para riego también pueden causar contaminación del suelo si consisten en aguas residuales y desagües urbanos. El exceso de N y los metales pesados no son solo una fuente de contaminación del suelo, sino también una amenaza para la seguridad alimentaria, calidad del agua y salud humana, cuando ellos entran a la cadena alimenticia. (37)

2.2.2. El Cadmio en el Suelo

2.2.2.1. Significado Ambiental del Cadmio en el Suelo

El cadmio (Cd) es un metal no esencial que está naturalmente presente en todos los suelos. El cadmio se presenta en el suelo como catión divalente (Cd^{+2}) en concentraciones de van de 0.1 – 1.0 mg/kg. Las concentraciones comunes de Cd en los suelos son algunas veces mayores que los valores originales (geogénicos) debido a los agregados históricos a través de las deposiciones atmosféricas y el uso de fertilizantes fosfatados. La concentración de Cd en el suelo representa solo una mínima fracción (10^{-4} – 10^{-6}) del total de cationes intercambiables o de los cationes en la solución suelo. Por lo tanto, la presencia de Cd es improbable que afecte la química del suelo. Contrariamente, el Cd puede afectar la función del ecosistema en niveles traza debido a su pronunciada toxicidad. Adicionalmente, la toxicidad de Cd en el suelo es

persistente, no solo porque su tiempo de residencia excede décadas sino también porque su biodisponibilidad no disminuye en el largo plazo. (55)

El riesgo de Cd en el suelo a los humanos se presenta en concentraciones de Cd en el suelo bien bajas, comparadas con aquellas necesarias para causar efectos visuales y directos sobre las plantas o biota del suelo. Los efectos sobre la salud humana están relacionados a la exposición vía los canales alimenticios, es decir, el consumo de cultivos contaminados con Cd. La ingesta dietética de Cd constituye generalmente más del 90% de la exposición humana al Cd en la población general y la mayor parte del Cd dietético es derivado del suelo vía absorción en los principales cultivos alimenticios, por ejemplo, cereales y papa. La exposición crónica (de por vida) es mucho más importante que los eventos individuales de alta ingesta debido a que el Cd un periodo promedio de vida biológico de 15 a 20 años en humanos y el efecto se manifiesta en personas adultas (> 50 años). Esto significa que un consumo poco frecuente de un alimento conteniendo alto Cd que crece en un suelo contaminado por Cd tiene menos efecto que el consumo de por vida de alimentos moderadamente contaminados. Por estas razones, el riesgo de contaminaciones de Cd en los suelos puede ser bajo si hay suficiente “dilución” con productos alimenticios que crecen en otra parte. El Cd del suelo es un riesgo si las personas usan el mismo suelo para cultivar sus principales productos alimenticios por un apreciable tiempo de su vida. (56)

2.2.2.2. Emisiones de Cadmio al Suelo

El cadmio es enriquecido por las actividades humanas vía deposición atmosférica y a través de aplicaciones de fertilizantes fosfatados y lodos de depuradora. El cadmio de las minas, producción, uso y disposición son una fuente neta de Cd que puede finalizar en el suelo. Más del 80% del consumo de Cd común es usado para la producción de baterías recargables. (57) Otros usos tales como estabilizadores de PVC, pigmentos y enchapados han disminuido drásticamente como resultado de regulaciones ambientales. La Oficina Mundial de Estadística de Metales estimó que el consumo anual mundial de Cd fue casi 18000 toneladas en el 2008, que fue 10-20% más bajo que en 1991. El consumo de Cd aumentó en China mientras que disminuyó en los países occidentales. El

uso reducido de Cd y el cambio en uso de baterías que son mayormente recicladas ha disminuido generalmente las emisiones de Cd al agua y a los lodos de depuradora en el mundo occidental. (58)

La contribución de los fertilizantes fosfatados al Cd en el suelo ha conducido lógicamente a proyectos para limitar el Cd en fertilizantes fosfatados. Un modelo de balance de masas ha sido usado para estimar concentraciones de Cd permisibles en los fertilizantes, es decir, concentraciones en las cuales estén balanceadas las pérdidas anuales a las entradas y las concentraciones de Cd en el suelo no se incrementen posteriormente. Una evaluación utilizando el modelo de balance de masas, mostró que en 100 años de uso continuo de fertilizantes fosfatados con una relación promedio de alrededor de 140 mg Cd/kg P (60 mg Cd/kg P₂O₅) podría incrementar el Cd en el suelo en 20%. Esto podría incrementar el Cd en los canales alimenticios en casi el mismo factor si es que no se observa una fijación pronunciada de Cd. (59)

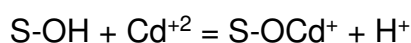
2.2.2.3. Reacciones del Cadmio en los Suelos

El cadmio en los suelos está casi invariablemente presente en el suelo en el estado de oxidación Cd(II). No es un metal de transición. Participa en enlaces covalentes con superficies adsorbentes y, es, por lo tanto, menos soluble que cationes como el Ca⁺². (56)

Las concentraciones de Cd en soluciones suelo no contaminadas (Cd total ~ 0.2 mg Cd/kg) en el rango de pH neutro es < 0.1 – 5 µg.L⁻¹ (60). Esto significa que solo una pequeña fracción del Cd total está presente en la solución suelo y la pérdida anual de Cd por lixiviación son generalmente imperceptibles. El mecanismo de enlace preciso de Cd en el suelo es casi imposible de detectar con técnicas espectroscópicas comunes en concentraciones ambientalmente relevantes. Por lo tanto, los datos de solubilidad o extracción química son usados para inferir indirectamente el mecanismo de enlace de cadmio. Se ha sugerido que la adsorción y no la precipitación controlan el Cd en solución en concentraciones ambientalmente relevantes en el suelo (0.1 – 10 mg/kg); el Cd en solución incrementa casi proporcionalmente a la adición de Cd, mientras que las reacciones de precipitación podrían inferir las constantes de concentración

en solución con el incremento de adiciones de Cd. La precipitación es improbable que controle la solubilidad del Cd a menos que sea excesiva la contaminación de Cd y el pH sea mayor de 7.0 (61). Por ejemplo, el producto de solubilidad del CdCO_3 ($K_{ps} = 10^{-12}$), la forma de Cd posiblemente más insoluble en suelos aeróbicos predice que el Cd precipita en suelos calcáreos a pH 8.5 solo sobre $55 \mu\text{g Cd}^{+2} \cdot \text{L}^{-1}$. Las reacciones de adsorción y complejación en solución en un suelo reducen típicamente el Cd^{+2} a ese pH a $< 10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ para los suelos que tengan 10 mg Cd/kg. Esto significa que las concentraciones de Cd en el suelo deberían exceder $> 100 \text{ mg Cd/kg}$ para que esta reacción de precipitación pueda presentarse, valores muy superiores al rango de concentraciones de Cd en el suelo. (56)

La materia orgánica del suelo, los oxihidróxidos de Fe, Al y Mn y los minerales de arcilla son los tres principales adsorbentes de Cd en el suelo. Los protones son los principales cationes que compiten por la adsorción de Cd en la materia orgánica u oxihidróxidos debido al enlace del Cd^{+2} a átomos de oxígeno superficiales de grupos carboxílicos o fenólicos de sustancias húmicas o a grupos hidroxil superficiales en oxihidróxidos. Una ecuación de adsorción general podría ser:



En donde S-OH es el grupo hidroxil superficial. Esta ecuación simplificada predice que el incremento de H^{+} disminuye drásticamente la adsorción. Las constantes de adsorción de Cd^{+2} para ácidos húmicos (la fase adsortiva principal de la materia orgánica del suelo) y de los hidróxidos de Fe ilustran que los órdenes de magnitud del Cd^{+2} son más selectivos que el Ca^{+2} . La selectividad $\text{Cd}^{+2}/\text{Ca}^{+2}$ para la adsorción en minerales de arcilla es típicamente menos de 5 en condiciones normales, (62) por lo tanto, es poco probable que los minerales de arcilla sean importantes adsorbentes para el Cd en la mayoría de los suelos. Los modelos de especiación predicen que la mayor parte del Cd está enlazado a la materia orgánica en los suelos con $\text{pH} < 6.5$ mientras que los óxidos de Fe son los más importantes constituyentes adsorbentes a $\text{pH} > 6.5$. (63)

2.2.2.4. Transferencia del Cadmio en el Sistema Suelo – Planta

El cadmio no tiene un rol fisiológico conocido en las plantas superiores, pero es fácilmente absorbido del suelo y es translocado a los tejidos aéreos de la planta. (64) Se reportan tres principales caracteres de absorción de Cd:

- **Biodisponibilidad relativamente alta.** Las concentraciones de Cd en el cultivo son mayores que las concentraciones de Cd en el suelo.
- **Absorción no regulada.** La absorción de Cd no está regulada por límites fisiológicos (demanda de la planta) y la absorción de Cd no incrementa con el aumento de concentraciones de Cd en el suelo. Estudios experimentales mostraron en que el Cd es administrado como sales de Cd⁺² mostraron que la absorción acrecentó linealmente con el Cd en el suelo con tal que las otras propiedades del suelo permanecieran constantes. (65)
- **La biodisponibilidad de Cd varía bastante y las concentraciones de Cd total en el suelo predicen pobremente la absorción de Cd.** En condiciones de idéntico Cd total en el suelo, el Cd en el cultivo varía en más de 10 veces. El Cd total en el suelo explica menos del 50% de la variación de las concentraciones de Cd en el cultivo. (66) Esto significa que las concentraciones totales de Cd en el suelo son pobres predictores del riesgo de Cd.

2.2.3. La Fitorremediación

La fitorremediación es una tecnología que usa diferentes plantas para degradar, extraer, contener, o inmovilizar contaminantes del suelo y del agua. Esta tecnología ha recibido atención debido a que es una alternativa innovativa, efectiva en costo, respecto a los métodos de tratamiento establecidos usados en sitios de residuos peligrosos. (18)

Las aplicaciones de la fitorremediación pueden ser clasificadas basados en el destino del contaminante: degradación, extracción, contención, o una combinación de estos. Las aplicaciones de la fitorremediación también pueden ser clasificadas basadas en los mecanismos involucrados. Tales mecanismos

incluyen extracción de contaminantes del suelo o capa freática, concentración de contaminantes en tejidos de plantas; degradación de contaminantes por diferentes procesos bióticos y abióticos; volatilización o transpiración de contaminantes volátiles de plantas al aire; inmovilización de contaminantes en la zona radicular; control hidráulico de capa freática contaminada (pluma de control); y control de drenaje, erosión, e infiltración por cubierta vegetativa. (18)

2.2.3.1 Fitoextracción

La fitoextracción es la absorción de contaminantes por las raíces de las plantas y translocación dentro de las plantas. Los contaminantes son generalmente removidos por la cosecha de las plantas. Esta tecnología de concentración deja una masa mucho más pequeña para ser dispuesta que las técnicas de excavación u otro medio. Esta tecnología es más frecuentemente aplicada a suelos contaminados con metales. (18)

2.2.3.2 Rizofiltración

La rizofiltración es la adsorción o precipitación sobre las raíces y las plantas, o absorción dentro de las raíces de contaminantes que están en solución alrededor de la zona radicular, debido a procesos bióticos o abióticos. La absorción de la planta, concentración, y translocación pueden ocurrir, dependiendo del contaminante. Los exudados de las raíces de las plantas pueden causar la precipitación de algunos metales. La rizofiltración primero resulta en la contención del contaminante, en la cual los contaminantes son inmovilizados o acumulados sobre o dentro de la planta. Luego, los contaminantes son removidos por remoción física de la planta. (18)

2.2.3.3 Fitoestabilización

La fitoestabilización es definida como: (i) la inmovilización de un contaminante en el suelo a través de la absorción y acumulación por las raíces, adsorción sobre las raíces, o precipitación dentro de la zona radicular de la planta, y (ii) el uso de plantas y raíces de plantas para prevenir la migración de contaminantes vía la erosión del viento y del agua, lixiviación, y dispersión del suelo. La fitoestabilización se presenta a través de la microbiología y química de la zona radicular, y alteración del ambiente suelo o contaminante químico. El pH

del suelo puede ser cambiado por los exudados de las raíces de las plantas o a través de la producción de CO₂. La fitoestabilización puede cambiar la solubilidad y movilidad del metal o impactar la disociación de compuestos orgánicos. La planta en el suelo afectado puede convertir metales de estados de oxidación insolubles a solubles. (67) La fitoestabilización puede ocurrir a través de la adsorción, precipitación, complejación, o reducción de valencia del metal. (18)

2.2.3.4 Rizodegradación

La rizodegradación es la descomposición de un contaminante orgánico en el suelo a través de la actividad microbial favorecido por la presencia de la zona radicular. La rizodegradación es también conocida como degradación asistida por la planta, biorremediación asistida por la planta, biodegradación in situ ayudada por la planta, y biodegradación favorecida por la rizósfera. (18)

La biodegradación en la zona radicular es el mecanismo para implementar la rizodegradación. Los exudados radiculares son compuestos producidos por las plantas y liberados de las raíces de las plantas. Incluyen azúcares, aminoácidos, ácidos orgánicos, esteroides, factores de crecimiento, nucleótidos, flavonoides, enzimas, y otros compuestos. (68) (69) La población microbial y la actividad en la rizósfera puede ser incrementada debido a la presencia de estos exudados, y puede resultar en un incremento de biodegradación de contaminantes orgánicos en el suelo. Adicionalmente, la rizósfera incrementa substancialmente el área superficial donde la degradación microbial puede ser estimulada. La degradación de los exudados puede conducir al cometabolismo de contaminantes en la rizósfera. (18)

2.2.3.5 Fitodegradación

La fitodegradación (también conocida como fitotransformación) es la descomposición de contaminantes absorbidos por las plantas a través de procesos metabólicos dentro de la planta, o la descomposición de contaminantes externos a la planta a través del efecto de compuestos (tales como enzimas) producidas por las plantas. El principal mecanismo es la absorción y metabolismo de la planta. Adicionalmente, la degradación puede ocurrir al externo de la planta, debido a la liberación de compuestos que causa la

transformación. Cualquier degradación causada por microorganismos asociado con la raíz de la planta o afectado por esta es considerado rizodegradación. (18)

2.2.3.6 Fitovolatilización

La fitovolatilización es la absorción y transpiración de un contaminante por una planta, con liberación del contaminante o una forma modificada del contaminante a la atmósfera de la planta a través de la absorción del contaminante, metabolismo de la planta, y transpiración de la planta. La fitodegradación es un proceso de fitorremediación relacionado que puede ocurrir junto con la fitovolatilización. (18)

2.2.4. El Género Lupino

El *Lupinus mutabilis*, es una leguminosa anual que produce granos de la forma de un frijol. Con alto valor en proteína (24,8-49,8%), aceite (14,0 – 23,6%) y que contiene 8 alcaloides (1,7-3,4%) como la lupanina y asparteina. Los alcaloides pueden ser utilizados como repelentes al ataque de insectos y en la industria farmacopea. (17)

Su requerimiento hídrico es aproximadamente de 6000 a 7000 L.ha⁻¹. Los granos están contenidos en vainas, que maduran en forma escalonada desde la parte basal a la terminal. Se siembra a una altitud sobre los 2000 m s. n. m. y con rendimientos que varían entre 800 a 3500 kg.ha⁻¹. (17)

El lupino andino (*Lupinus mutabilis*) es una planta leguminosa reconocida como una de las más ricas en nutrientes. (86) Se caracteriza por tener elevado contenido de proteína y ácidos grasos, entre otros, que la constituyen en una excelente alternativa para la nutrición humana y animal. Aunque la planta se originó a lo largo de los Andes, actualmente se encuentra únicamente en Ecuador, Perú y Bolivia, con cierto desarrollo agronómico y agroindustrial. (87) Se destaca por ser resistente a condiciones adversas, como plagas, enfermedades, sequías y heladas. Sus semillas ofrecen una disposición de proteínas vegetales que son aprovechadas en diversos procesos, en su mayoría artesanales. (88)

Lupinus mutabilis Sweet es una planta de tipo arbustivo generalmente anual, que puede alcanzar desde 0,80 m hasta más de dos metros de altura. (94) La raíz se caracteriza por ser de bastante grosor y pivotante, además de presentar gran número de nódulos, pesando, cada uno de estos, 50 g por planta, los cuales son formados por bacterias *Rhizobium* que penetran por los pelos radiculares. (95) La planta proporciona a la bacteria compuestos carbonados como fuente de energía y un entorno protector, a cambio recibe nitrógeno en una forma utilizable para la formación de proteínas. Esta simbiosis es específica en cada especie de leguminosa y bacteria. (96)

En la mayoría de las variedades hay un tallo único de forma cilíndrica, ligeramente aplanado, pero hay una alta variación en las ramificaciones que presenta, siendo en algunos casos escasos y en otros abundantes. Las hojas tienen forma de láminas de tipo digitado con un número variable de folíolos de 5 a 12, oblongos. Las flores se presentan en forma verticilada a modo de inflorescencia. El fruto está constituido por una vaina, con un tamaño variable entre 4 - 15 mm. (97)

La mayor tasa de supervivencia de estas plantas se da cuando el cultivo se encuentra en condiciones óptimas, pero a medida que los requerimientos de la planta disminuyen o agentes contaminantes aparecen, esta medida se reduce. Este índice de supervivencia es esencial en estudios de investigación, donde se toma en cuenta el número total de individuos y el número de individuos que sobreviven en un momento dado. (98)

El lupino andino se adapta bien a suelos con textura gruesa, igualmente crece bien en suelos salinos de laderas y baja fertilidad. En suelos orgánicos el crecimiento se ve estimulado, retardándose la floración. En suelos arcillosos con poca aeración y mal drenaje, la asociación con *Rhizobium* se reduce. (97)

Estudios anteriores con especies de lupino (*Lupinus albus*) sobre acumulación de radionucleidos como ^{137}Cd , ^{226}Ra (89) y trabajos sobre la acumulación de Cd, Hg, Pb y Cr, por esta planta (90) han permitido que el lupino blanco (*Lupinus albus*) sea considerado como una especie potencialmente

fitorremediadora y también como una candidata para la revegetación de áreas de relleno degradadas con ligera acidez o suelos contaminados neutros: su capacidad de fijación de N₂, fuerte sistema radicular, y capacidad para excretar citrato a través de las raíces proteiformes, entre otras propiedades, permite que esta planta sobreviva en suelos contaminados y pobres. El lupino blanco es una leguminosa anual tradicionalmente cultivada alrededor del área Mediterránea, ha sido descrita como una especie acidófila con una alta resistencia a estrés biótico y abiótico. (91) Además, se ha reportado la resistencia del lupino blanco a Cd y As con pocos síntomas visuales tóxicos, (92) así como su habilidad para fitoextracción de As asistida por fosfato. (93)

2.2.5. El Estiércol de Lombriz y Biosólidos

El estiércol de lombriz o vermicompost es el producto de la compostación utilizando lombrices y microorganismos. Es un proceso aeróbico que termina en la descomposición de la materia orgánica. Al igual que el compost maduro, el producto final es materia orgánica, pero son las lombrices quienes realizan el proceso con ayuda de los microorganismos. (94)

Durante el proceso de Vermicompostaje, los minerales insolubles son solubilizados, quedando disponibles para las plantas cuando el vermicompost es aplicado al suelo. Igualmente, otros compuestos orgánicos complejos, como la celulosa, son parcialmente degradados a compuestos más simples por las bacterias presentes en el tracto digestivo de la lombriz, aumentando la disponibilidad de N. (100)

Para la obtención del vermicompost, la especie de lombriz que se emplea más comercialmente es *Eisenia foetida* conocida comúnmente como la lombriz roja californiana, a pesar de ser originaria de Europa. Recibe la especie el nombre de foetida por el olor de los exudados que produce, los cuales presumiblemente son una adaptación antidepredadores. (100)

El proceso de transformación se produce al pasar el material orgánico por el intestino de la lombriz; en este, se mezcla con elementos minerales, microorganismos y fermentos, que provocan la transformación bioquímica de la

materia orgánica. El producto de sus deyecciones queda así enriquecido y “predigerido”, con lo que se acelera la mineralización y la humificación de las sustancias orgánicas que lo componen. (101)

El método más utilizado para la obtención del “estiércol de lombriz” es el de cría al aire libre, en “camas” paralelas de una anchura entre 1 y 2 m y longitud variable, separadas por pequeños caminos. Sobre las que se acumula el estiércol, dándoles una sección triangular o trapezoidal y con una altura en el vértice no superior a 50 - 70 cm. Las camas deben cubrirse con un material (malla o paja), que al mismo tiempo que proteja del calor intenso deje pasar el agua y el aire. Necesitan, además, una humedad comprendida entre el 70 y el 80%, la temperatura no superior a los 20 °C y una aireación correcta. (101)

Las cantidades de elementos minerales del producto resultante son muy variables; sin embargo, como ventajas conviene destacar su mayor velocidad de transformación en el suelo, originando una rápida disponibilidad de elementos minerales y orgánicos para el cultivo, y los efectos activadores que ejerce sobre el metabolismo microbial y vegetal. (101)

El estiércol de lombriz, que proviene de los excrementos de las lombrices, es uno de los abonos orgánicos de mejor calidad debido particularmente a su efecto en las propiedades biológicas del suelo, “vivifica el suelo”, debido a la gran flora microbiana que contiene: 2 billones de colonias de bacterias por gramo de estiércol de lombriz, en vez de los pocos centenares de millones presentes en la misma cantidad de estiércol anual fermentado; lo cual permite que se realice la producción de enzimas importantes para la evolución de la materia orgánica del suelo. Además, por su alto contenido de ácidos fúlvicos favorece la asimilación casi inmediata de los nutrientes minerales de las plantas. También permite mejorar la estructura del suelo favoreciendo la aireación, permeabilidad, retención de humedad y disminuyendo la compactación del suelo. (102)

Convencionalmente el término “biosólido” se refiere al producto final derivado del tratamiento biológico de aguas residuales municipales. Sin embargo, recientemente, la terminología sugiere una definición más inclusiva

para también incluir residuos ganaderos. Tradicionalmente los biosólidos son vistos como una de las principales fuentes de acumulación de metales en los suelos, y se han conducido numerosos trabajos para examinar la movilización y biodisponibilidad de metales en el suelo provenientes de biosólidos. (70) (71) (72) Avances en el tratamiento de aguas residuales y el aislamiento de desagües industriales en las plantas de tratamiento de aguas residuales han resultado en una disminución constante en el contenido de metales de biosólidos. Además, la estabilización que utiliza materiales alcalinos ha resultado en la inmovilización de metales en biosólidos. Recientes estudios han mostrado que estos biosólidos estabilizados alcalinamente, que son bajos en el contenido de metales biodisponibles totales pueden ser usados como un eficaz reservorio para reducir la biodisponibilidad de metales en suelos y sedimentos contaminados. (73) (74)

La habilidad de los biosólidos para limitar la solubilidad de metales fue detectada casualmente. La preocupación sobre la contaminación de metales en los suelos y el potencial para los efectos adversos sobre la salud humana debido a la transferencia de metales del suelo a los cultivos sirvió de base para desarrollar los temas iniciales sobre el uso benéfico de biosólidos en suelos agrícolas. Los estudios iniciales para determinar las concentraciones máximas permisibles de metales en biosólidos fueron realizados usando sales de metales. Cuando los resultados de estos estudios fueron comparados con estudios usando biosólidos con una concentración media de metales, se hizo evidente que el comportamiento de metales provenientes de biosólidos siguió un patrón muy diferente a los metales agregados como sales. Posteriores estudios han mostrado que la adición de biosólidos al suelo favorece la habilidad del suelo en la adsorción de metales pesados, limitando, por lo tanto, su biodisponibilidad. (75)

Para minimizar la movilidad y biodisponibilidad de metales en suelos enmendados con biosólidos, la Usepa recomienda la aplicación de biosólidos estabilizados alcalinamente y otros agentes encalantes para incrementar el pH del suelo a ≥ 6.5 . Pocos trabajos han reportado el efecto benéfico de las enmiendas orgánicas como un reservorio para la inmovilización de metales en los suelos. (76) (77)

Los subproductos de los estiércoles tienen el potencial para ser reciclados en tierras agrícolas y el uso óptimo de estos subproductos requiere el conocimiento de su composición no solo en relación al uso benéfico sino también para implicancias ambientales. La principal consideración cuando se desarrollan prácticas de manejo del suelo para usar efectivamente subproductos de los estiércoles como una fuente de nutrientes y condicionadores del suelo en sistemas de producción agrícola es el mantenimiento de la calidad del ambiente. Los subproductos de los estiércoles que son bajos en contenido de metales pueden ser usados para inmovilizar contaminantes metálicos en el suelo. (78)

Para la distribución difusa de metales (por ejemplo, Cd derivado de fertilizantes en suelos con pastos), las opciones de remediación generalmente incluyen mejora de los suelos para minimizar la biodisponibilidad de metales. La biodisponibilidad puede ser minimizada a través de una inmovilización química y biológica de metales usando una gama de compuestos inorgánicos, tales como compuestos de cal y fosfato (por ejemplo, rocas apatita), y compuestos orgánicos, tales como biosólidos de “excepcional calidad”. (74) (79)

2.3. Definición de Términos Básicos

Absorción: proceso fisicoquímico mediante el cual una o más especies químicas en la fase líquida penetran en la fase absorbente atravesando su superficie y se difunden dentro de su estructura. (80)

Adsorción: proceso fisicoquímico por el cual se produce una acumulación o un aumento de concentración de sustancia o material en la interfase entre la fase sólida y la fase líquida circundante. (80)

Biodisponibilidad: establece la medida de la tasa y extensión de la absorción de una sustancia activa que alcanza el sistema circulatorio de un organismo. (80)

Coefficiente de bioacumulación: relación de la concentración de metal en la planta (g de metal/g de peso seco) a la concentración inicial del metal en solución (mg metal/L), para rizofiltración de metales. (80)

Contaminación: cambio indeseable en las características físicas, químicas y biológicas del suelo que afecta los organismos. (80)

Factor de bioconcentración: la concentración en partes aéreas de la planta (sobre una base de peso seco) dividida por la concentración en el suelo de compuestos contaminantes. (80)

Contaminante: algo que interfiere adversamente a la salud, el confort, amenidades, características o ambiente de las personas. También son introducidos al ambiente como compuestos usados para proteger plantas y animales. (80)

Fitoestabilización: inmovilización de un contaminante a través de la absorción y acumulación por las raíces, adsorción sobre las raíces, o precipitación dentro de la zona radicular de las plantas. (80)

Metales pesados: elementos químicos que tienen una densidad mayor de 5 en su forma elemental y comprenden 38 elementos. (80)

Fitoextracción: absorción de contaminantes por las raíces de las plantas y la translocación hacia la parte aérea, donde generalmente es removida por la cosecha. (80)

Rizosfera: capa delgada (aproximadamente de 2 mm de espesor) alrededor de las raíces de las plantas, la cual es una zona de intensa actividad microbial debido a las secreciones radiculares. (80)

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1. Método y Alcance de la Investigación

3.1.1. Método General

El método de investigación es hipotético – deductivo; este método 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. (81)

Este método tiene como enfoque principal utilizar la investigación empírica y la investigación teórica, siendo llamado como empírico lo real, acumulativo y elaborativo; mientras que, la segunda plantea un concepto de construcción de hipótesis y teorías a partir del material objeto acumulado. (107)

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 su respectiva comprobación de estos a partir de los datos, si estos coinciden con ellos. La generación de las 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 del tipo abstracto. (108)

Se deduce la fitorremediación de cadmio del suelo, con una especie vegetal, que absorbe nutrientes y elementos del suelo, para cuantificar su absorción y acumulación en diferentes partes de la planta. Va de lo general a lo específico. (103)

3.1.2. Método Específico

El método de investigación específico es de **análisis**, donde las muestras de suelo, antes y después de la fitorremediación fueron analizadas por métodos estándar, así como el contenido de cadmio en la raíz y la parte aérea de *Lupinus mutabilis*, después de un periodo de crecimiento de 62 días.

- Textura

Se pesa 40 mg de suelo secado al aire y pasado por el tamiz de 2 mm de malla (TFSA), y se coloca en un vaso de dispersión, adicionando 60 ml de solución dispersante, más agua destilada hasta 2/3 del vaso, dispersando la suspensión por 5 minutos usando el equipo de agitación. Luego se transfiere la muestra agitada a una probeta de un litro, se enrasa a un litro, se homogeniza la mezcla y se lee la densidad de la suspensión con el hidrómetro, a los 60 segundos y a las dos horas, en esos mismos tiempos también se lee la temperatura. Luego se realizan los cálculos de la cantidad de arena, limo y arcilla, y se lee la clase textural en el triángulo americano (USDA). (104)

- Salinidad

Para la determinación de la conductividad eléctrica se obtuvo un extracto acuoso, proveniente de una pasta saturada; midiendo la conductividad eléctrica del extracto de saturación como una medición indirecta del contenido de sales solubles del suelo en $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$. (104)

- pH

Se realizó la medición mediante el método de relación suelo:agua (1:1 m/v). Se pesó 20 gramos de suelo en un vaso de 100 ml, se adicionó 20 ml de agua, Se agitó por 30 minutos y posteriormente se dio lectura del pH en el potenciómetro sumergiendo el electrodo. Se registraron los valores obtenidos. (104)

- **Calcáreo**

Se utilizó el método del calcímetro utilizando 5 g de suelo, añadiendo 10 ml de HCl diluido 1:1, se agitó el frasco y se registró la lectura del volumen de ml desplazados. Se registró esta lectura. (104)

- **Materia orgánica**

El contenido de materia orgánica del suelo se determinó mediante el método de Walkley y Black. En este método, el carbono orgánico suelo es oxidado por una mezcla de $K_2Cr_2O_7$ más H_2SO_4 . El exceso de $K_2Cr_2O_7$ presente es determinado por titulación con $FeSO_4$. El punto de equivalencia en esta relación está dado por el indicador redox: difenil amina sulfúrica. La materia orgánica se estimó asumiendo que esta contiene 58% de carbono por el factor 1,724 de van Bemmelen. (104)

- **Nitrógeno total**

La determinación de nitrógeno total en el suelo se realizó mediante el método Microkjeldahl para lo cual primero se secó la muestra en su totalidad y se molió. En un balón de Microkjeldahl de 100 mililitros se colocó 0,1 gramos de la muestra, se le adicionó H_2SO_4 y catalizador a la muestra por lo que esta se calienta, convirtiendo al nitrógeno orgánico en $(NH_4)_2SO_4$. Luego se destila con la adición de NaOH para dar un carácter salino a la solución, el NH_4^+ se transforma en NH_3 el cual mediante el sistema de destilación para enfriar el flujo gaseoso da a lugar el NH_4OH el cual es recolectado en una solución de ácido bórico; se titula con H_2SO_4 hasta que el indicador cambie de color. Los mililitros del ácido usados en esta titulación por la normalidad del ácido equivalen a los miliequivalentes de nitrógeno en la muestra. (104)

- **CIC**

En este análisis, el complejo es saturado con amonio, luego el exceso de este catión es lavado con alcohol etílico. El amonio adsorbido es determinado cuantitativamente por destilación. Los resultados se expresan en meq/100 g, que es equivalente a cmol/kg. (104)

- **Fósforo**

En un frasco de agitación se coloca 2 de suelo, se adiciona 20 ml de bicarbonato de sodio, se agita por 30 minutos y se filtra. En un tubo de ensayo se coloca 3 ml del filtrado, más 10 ml de la solución de trabajo de desarrollo de color, homogenizar. Después de 10 minutos se lee la transmitancia en el espectrofotómetro a 660 nm de longitud de onda. Se registra los datos y se compara con la curva patrón de fósforo. (104)

- **Potasio, calcio, magnesio, sodio**

El método utilizado fue la espectrometría de absorción atómica. Se extrajeron por digestión con ácido nítrico o perclórico. Seguidamente se toma una alícuota de dicha solución problema, se le adiciona 9 mililitros de agua destilada y 10 mililitros de solución de lantano al 1% y se coloca en el equipo de espectrometría de absorción atómica. Dentro del equipo, la muestra es conducida al quemador y es atomizada por una llama; al recibir una radiación electromagnética proveniente de una fuente externa, los átomos de potasio, calcio, sodio y magnesio absorben dicha radiación; se mide la absorbancia de dicha radiación por los átomos y posteriormente se determina su concentración con el uso de una curva estándar. (104)

- **Cadmio**

Se analizó el cadmio total en el suelo mediante digestión de la muestra de suelo y medición con Espectroscopía de Absorción Atómica de Llama. El método de espectroscopía de llama tiene como requisito que la muestra sea introducida en disolución. En esta investigación se utilizó una digestión húmeda por medio de ácido nítrico, obteniendo extractos acuosos de cada muestra, y analizada por flama siguiendo el método de la USEPA 3051 A. (105)

Por este método se realizó la medición de la concentración de cadmio que presenta absorción de la radiación a una longitud de onda particular. La especie atómica se logra por atomización de la muestra, pudiendo utilizar distintos procedimientos, técnicas y accesorios, para llegar al estado fundamental de átomo. Una de las técnicas más utilizadas para realizar la atomización es la absorción atómica con flama o llama, que se describe a continuación.

En un atomizador de flama se nebulizó una solución de la muestra, mediante el flujo de un gas oxidante mezclado con un combustible también gaseoso, y se llevó hacia una llama donde ocurre la atomización. Durante la desolvatación, el disolvente se evapora y produce un aerosol molecular finamente dividido; después, este se volatiliza para formar moléculas de gas. La disociación de la mayor parte de estas moléculas produce un gas atómico. Algunos de los átomos de este gas se ionizan y forman cationes y electrones. Una fracción de las moléculas, átomos e iones se excitan por el calor de la llama y producen espectros de emisión: atómicos, iónicos y moleculares. (106)

Los átomos neutros gaseosos, en su estado fundamental, absorben radiación a longitudes de onda específicas. La medición de la magnitud de esa absorción atómica y su aplicación y análisis cuantitativo constituyen la espectrometría de absorción atómica. La fuente primaria de radiación luminosa es generalmente una lámpara de cátodo hueco del elemento cadmio. (105)

3.1.3. Alcance de la Investigación

La presente investigación es aplicada, debido a que aplica los principios de ciencia del suelo en el análisis del contenido de un metal pesado en el suelo y la planta, después de un período de fitorremediación.

Esta investigación es de naturaleza eminentemente práctica realizada con la intención de aplicar los conocimientos científicos a la solución o tratamiento de problemas específicos. (109)

3.2. Diseño de la Investigación

3.2.1. Diseño Experimental

El diseño de la investigación es experimental, se utilizó el diseño Completamente al Azar (DCA), (110) con cinco tratamientos cada uno con tres repeticiones, haciendo un total de 15 unidades experimentales.

Para la aplicación de los tratamientos se utilizó 5 kg de suelo de Huancaní por unidad experimental, muestreado de la capa superficial, el cual fue secado al aire, tamizado, y posteriormente colocado en macetas, donde se aplicaron los

tratamientos, bajo un cobertor rústico, para sembrar Tarwui, y monitorear su crecimiento por un periodo de 62 días, al cabo del cual se cosechó la planta de modelo aditivo lineal del diseño experimental (110):

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

Donde:

γ_{ik} = cualquier observación del experimento

μ = media poblacional

τ_i = efecto del i-ésimo tratamiento

ε_{ij} = error experimental

i = cualquier tratamiento

3.2.2. Caracterización del Suelo Contaminado

Se localizó un área en Huancaní, distrito Leonor Ordóñez, provincia de Jauja, con suelos contaminados con Cadmio, debidamente georreferenciados. Se muestreó al azar, tomando 15 muestras simples de la primera capa u horizonte (A), aproximadamente se obtuvo 100 kg de suelo en total, lo cual fue debidamente mezclado y homogenizado y trasladado al lugar experimental.

Tabla 2.
Tratamientos del estudio

Tratamiento	Descripción
T1	5 kg de suelo + 0% estiércol de lombriz
T2	5 kg de suelo + 5% estiércol de lombriz
T3	5 kg de suelo + 10% estiércol de lombriz
T4	5 kg de suelo + 15% estiércol de lombriz
T5	5 kg de suelo + 20% estiércol de lombriz

3.2.3. Desarrollo Experimental

Preparación del suelo y siembra

- El suelo fue secado al aire libre.
- Se tamizó la muestra de suelo obtenida en campo, utilizando un tamiz de 2 mm de diámetro promedio de malla (ASTM = N.º 10).

- Se pesó 5 kg de suelo y se colocó en cada maceta.
- Se determinó la capacidad de campo de cada uno de los suelos, obteniéndose un valor de 21%. La capacidad de campo es el nivel de humedad del suelo, después que ha drenado el agua gravitacional; para su medición se utilizó el método de la probeta, colocando 80 ml de muestra de suelo en una probeta de 100 ml, a la cual se le agregó 10 ml de agua destilada y se esperó que drene durante 2 horas, al cabo del cual se tomó una muestra de suelo húmedo, de la parte superior del volumen de la probeta, que tiene humedad a capacidad de campo y se colocó en un crisol previamente pesado y se pesó la muestra de suelo en el crisol que constituyó la muestra de suelo húmedo (después de restar el peso del crisol). Se colocó la muestra en la estufa a 105 °C por 24 – 48 horas hasta lograr peso constante, se pesó el suelo en el crisol y esto constituyó el peso seco del suelo (después de restar el peso del crisol). Posteriormente, se calculó la humedad gravimétrica del suelo, utilizando la siguiente expresión:

$$\text{Capacidad de Campo} = \frac{\text{Peso húmedo del suelo} - \text{Peso seco del suelo}}{\text{Peso seco del suelo}} \times 100$$

- Se le agregó 1 050 ml de agua a cada maceta con suelo y se respectivo tratamiento para lograr el 21% de humedad a capacidad de campo, antes de instalación del experimento.

$$5\,000 \text{ g suelo (5 kg)} * (21/100) = 1\,050 \text{ ml de agua}$$

- Se dejó infiltrar el agua y se procedió a cerrar las macetas hasta el día siguiente.
- Después de dos días, se procedió a sembrar las semillas de *Lupinus mutabilis* en sus respectivas macetas, dejando 5 semillas por bolsa, según los tratamientos en estudio.
- Se mantuvo la humedad del suelo al 80% capacidad de campo, para evitar el exceso de agua que pueda provocar pudriciones en el tallo de la planta, utilizando el método de las pesadas; el cual consistió en pesar la maceta cada

5 días en promedio y se completó agua al peso que debía tener [(5 kg suelo + (1 050 ml)*(0,80)].

- A los 15 días después de la siembra se homogenizó el número de plantas por tratamiento, dejándose solo 3 plantas por cada unidad experimental.

3.2.4. Conducción del Experimento

- Se estableció el experimento por un periodo de 62 días, desde el 16 de junio hasta el 18 de agosto de 2019, realizándose una cuidadosa observación del crecimiento de las plantas, con riegos oportunos mediante el método de pesadas.
- Finalizado el periodo experimental se procedió a cortar la parte aérea y radicular de cada unidad experimental y colocarlo en una bolsa de papel Kraft.
- Las raíces y la parte aérea de cada unidad experimental fueron enviadas al laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, para el análisis de cadmio.

3.3. Población y Muestra

3.3.1. Población

La población estuvo constituida por los suelos agrícolas de Huancaní, capital del distrito de Leonor Ordoñez, que abarcan un área de promedio de 65,2 ha.

3.3.2. Muestra

El tipo de muestreo fue aleatorio simple, ya que esta muestra de suelo fue obtenida a través de 40 puntos de muestreo simples al azar, de la capa arable de suelos agrícolas, en un área aproximada de 30 ha, obteniéndose una masa promedio de 100 kg de suelo. Este muestreo se ajustó a la Guía de Muestreo de suelos contaminados del Minam. (111)

3.4. Técnicas de Recolección de Datos

3.4.1. Análisis del Suelo, Antes del Experimento

Después de recolectada la muestra de suelo, en una cantidad aproximada de 100 kg, se mezcló uniformemente y por el método del cuarteo se obtuvo aproximadamente 1 kg de suelo, y debidamente identificada, fue enviada al

laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Agraria La Molina, para realizar el análisis de caracterización, cuyos métodos de análisis se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3.
Análisis fisicoquímico del suelo del experimento

Parámetro	Método	Unidad de expresión
Textura	Hidrómetro	Clase textural
Salinidad	Conductómetro	dS.cm ⁻¹ .
Ph	Potenciómetro	Unidad pH
Calcáreo total (CaCO ₃)	Gasovolumétrico	g.kg ⁻¹
Carbono orgánico	Walkley-Black	g.kg ⁻¹
Nitrógeno total	Micro-kjeldhal	g.kg ⁻¹
Fósforo disponible	Olsen modificado	g.kg ⁻¹
Potasio disponible	Acetato de amonio 1N	Mg.kg ⁻¹
Capacidad de Intercambio Catiónico	Acetato de amonio 1N	cmol.kg ⁻¹
Cationes cambiables: Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺	Absorción atómica	cmol.kg ⁻¹

Tomada del laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú

Asimismo, se determinó el contenido de cadmio total (mg/kg) en el suelo. El método de análisis de cadmio en el suelo agrícola es EPA 3050 (Agencia de protección ambiental de los Estados Unidos), según del D.S.011 – 2017 - Minam.

Tabla 4.
Resultados del análisis de caracterización del suelo agrícola, antes del experimento

Parámetro	Resultado
Textura	
- Arena	42%
- Limo	29%
- Arcilla	29%
Clase textural	Franco arcilloso
Carbonato de calcio total	5,50%
Conductividad eléctrica	0,48 dS/m
pH	7,78
Fósforo disponible	5,5 ppm
Materia orgánica	2,45%
Potasio disponible	258 ppm
Cationes cambiables	
- Calcio	11,22 meq/100 g
- Magnesio	1,97 meq/100 g
- Sodio	0,32 meq/100 g
- Potasio	0,73 meq/100 g
- Hidrógeno + Aluminio	0,00 meq/100 g
Capacidad de Intercambio catiónico	14,24 meq/100 g

Tomada del laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

3.4.2. Análisis del Suelo Antes del Experimento

El suelo del experimento tiene una textura franco-arcillosa, calificada como moderadamente fina, con predominancia de arena, que le da a este suelo aceptables condiciones físicas de manejo en drenaje y textura. El carbonato de calcio total es alto ($\text{CaCO}_3 = 5-15\%$), lo cual le da al suelo carácter alcalino y predominancia de calcio. La conductividad eléctrica indica que el suelo es libre de sales ($\text{CE} < 4 \text{ dS.m}^{-1}$), característico de un suelo de la sierra del Perú, por tener suficiente precipitación pluvial para lavar el exceso de sales solubles. El pH es ligeramente alcalino ($\text{pH} = 7,4-7,8$), debido principalmente a la presencia de calcáreo (CaCO_3), que le da al suelo adecuada disponibilidad de elementos. El contenido de fósforo disponible es bajo ($\text{P} < 7 \text{ ppm}$), debido posiblemente a su fijación en el suelo como fosfatos de calcio, reduciendo su disponibilidad. El contenido de materia orgánica es calificado como medio ($\text{MO} = 2-4\%$), indicando que el suelo requiere adiciones de materia orgánica para la mejora de sus propiedades. El potasio disponible es alto ($\text{K} > 240 \text{ ppm}$), debido a la presencia de minerales potásicos en el suelo (feldespatos y micas), que liberan potasio al suelo. La capacidad de intercambio catiónico es moderadamente alta ($\text{CIC} = 12-20 \text{ cmol.kg}^{-1}$), que le da al suelo adecuada capacidad de retener e intercambiar iones entre la fase sólida y la fase solución, debido a los tenores de arcilla y materia orgánica que no son altos. En el complejo de cambio predomina el ion calcio, en equilibrio con magnesio, presentando ausencia de hidrógeno y aluminio, debido a la alcalinidad del suelo. La calificación se ha realizado en base a la Guía de clasificación para interpretación de análisis de suelos, (84) que se presenta en el Anexo 3. Los datos del análisis de suelo se presentan en la Tabla 4.

Tabla 5.
Resultados del análisis de cadmio en el suelo antes del experimento

Parámetro	Análisis (mg.kg^{-1})	ECA Suelos-Perú (suelos agrícolas)
Cadmio	2,29	1,4

Tomada del laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

El contenido de cadmio (Cd) en el suelo de Huancaní, superó el Estándar de Calidad Ambiental (ECA) de Suelos del Perú, con un valor de $2,29 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Este dato nos indica que es un suelo contaminado con cadmio, posiblemente debido al uso de agua de riego del río Mantaro, como lo menciona la información disponible de esta zona. (85) Los datos se presentan en la Tabla 5.

3.4.3. Evaluaciones del Experimento

Planta:

- Contenido total de cadmio (mg/kg) en la planta
- Contenido total de cadmio (mg/kg) en el suelo
- Factor de Bioacumulación (FB). (42)

$$\text{Factor de Bioacumulación} = \frac{\text{Concentración de Cd en la planta}}{\text{Concentración inicial de Cd en el suelo}}$$

3.5. Técnicas de Análisis de Datos

Al finalizar el experimento se sistematizaron los resultados obtenidos y se analizaron los datos a través del análisis descriptivo estadístico, la prueba de normalidad de Shapiro –Wilk, ANOVA, la prueba de comparación múltiples de Duncan y la prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis. Se utilizó el software Infostat. (82)

Asimismo, se realizó análisis de regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y los contenidos de cadmio en planta, suelo y en relación con el Factor de Bioacumulación, utilizando el *software Statgraphics*. (83)

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultados del Tratamiento y Análisis de Información

4.1.1. Contenido de Cadmio en la Planta

Tabla 6.
Resultados del contenido de cadmio en la planta (mg.kg⁻¹)

Rep.	Tratamientos (% de estiércol de lombriz)				
	0	5	10	15	20
I	0,58	0,33	0,33	0,30	0,27
II	0,40	0,42	0,39	0,49	0,28
III	0,79	0,28	0,23	0,22	0,32

Tomado del laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

- **Prueba de Shapiro – Wilk para la normalidad de datos**

Se planteó la siguiente hipótesis:

Ho: la distribución de los datos es normal

Ha: la distribución de los datos no es normal

Nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 7.
Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para contenido de cadmio en la planta

Variable	n	Media	D.E.	W	p
Pb radicular	15	0,375	0,151	0,842	0,0182

Decisión: según la Tabla 7, se rechaza la H_0 , porque el valor de p es menor que el nivel de significancia: 0,05. Esto quiere decir que los datos analizados no son normales, y por esta razón, para esta variable se realiza la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis

Tabla 8.
Prueba de rangos de Kruskal-Wallis para el contenido de cadmio en la planta

Tratamiento (% estiércol de lombriz)	Medias	D.E.	H	P	Rangos	Signif
20	0,290	0,026	6,258	0,1791	4,833	a
10	0,317	0,139			6,667	a b
15	0,337	0,081			6,833	a b
5	0,343	0,071			8,333	a b
0	0,590	0,195			13,333	b

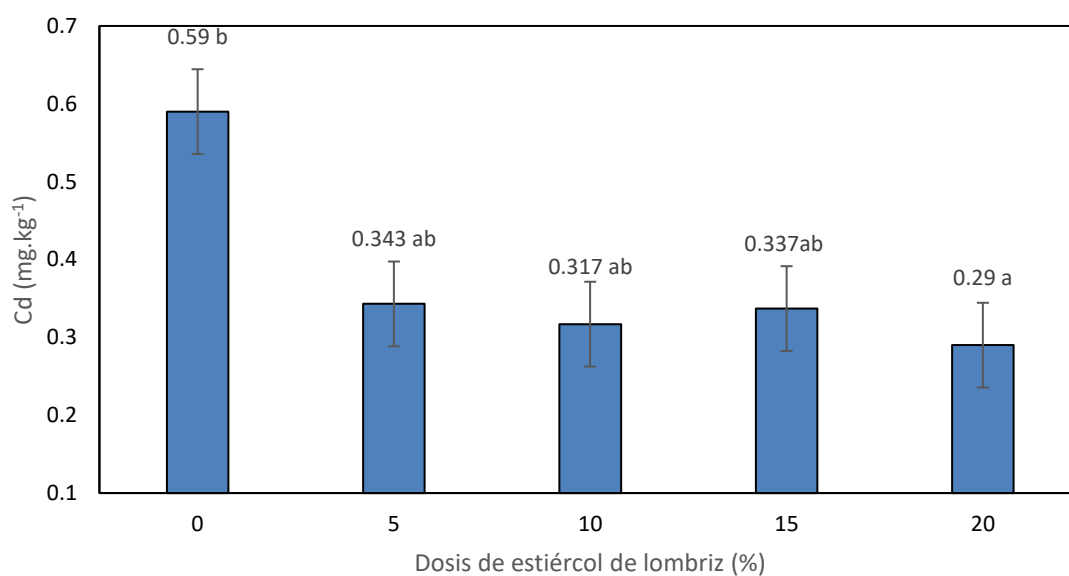


Figura 1. Contenido de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis*. Los valores representan promedios ± Error típico (n=3). Tomada de los resultados de análisis de planta, UNALM, Lima

4.1.2. Contenido de Cadmio en el Suelo

Tabla 9.
Resultados del contenido de cadmio (mg.kg^{-1}) en el suelo

Rep.	Tratamientos (% de estiércol de lombriz)				
	0	5	10	15	20
I	3,15	2,56	2,39	2,50	2,32
II	2,65	2,80	2,47	2,54	2,39
III	2,81	2,66	2,57	2,70	2,52

Tomada del laboratorio de la Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

- **Prueba de Shapiro – Wilk para la normalidad de datos**

Se planteó la siguiente hipótesis:

Ho: la distribución de los datos es normal.

Ha: la distribución de los datos no es normal.

Nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 10.
Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para contenido de cadmio en el suelo

Variable	n	Media	D.E.	W	P
Pb radicular	15	2,602	2,09	0,921	0,3682

Decisión: según la Tabla 10, se acepta la Ho, porque el valor de p es mayor que el nivel de significancia: 0,05. Eso quiere decir que los datos analizados son normales, y por esta razón, para esta variable se realiza el análisis de variancia.

- **Prueba de Hipótesis**
- **ANOVA (análisis de varianza)**

Ho: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5$

Ha: $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5$ (al menos una μ_i es diferente a los demás)

Nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 11.
Análisis de variancia del contenido de cadmio en el suelo

F.V.	GL	SC	CM	Fc	p-valor
Tratamientos	4	0,390	0,097	4,456	0,0252
Error	10	0,219	0,022		
Total	14	0,609			

Decisión: la prueba de análisis de variancia tiene un p-valor menor de 0,05, lo cual indica que los tratamientos son diferentes estadísticamente.

Con la finalidad de comparar los promedios de cada tratamiento se realizó la prueba de comparación múltiple de Duncan.

Se planteó la siguiente hipótesis:

Ho: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5$

Ha: $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5$ (al menos una μ_i es diferente a los demás)

Nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 12.
Prueba de comparación múltiple de Duncan para tratamientos. Contenido de cadmio en el suelo

O.M.	Tratamiento (% estiércol)	Promedio de Cd en el suelo (mg.kg ⁻¹)	Significación
5	0	2,870	A
4	5	2,673	a b
2	15	2,580	B
3	10	2,477	B
1	20	2,410	B

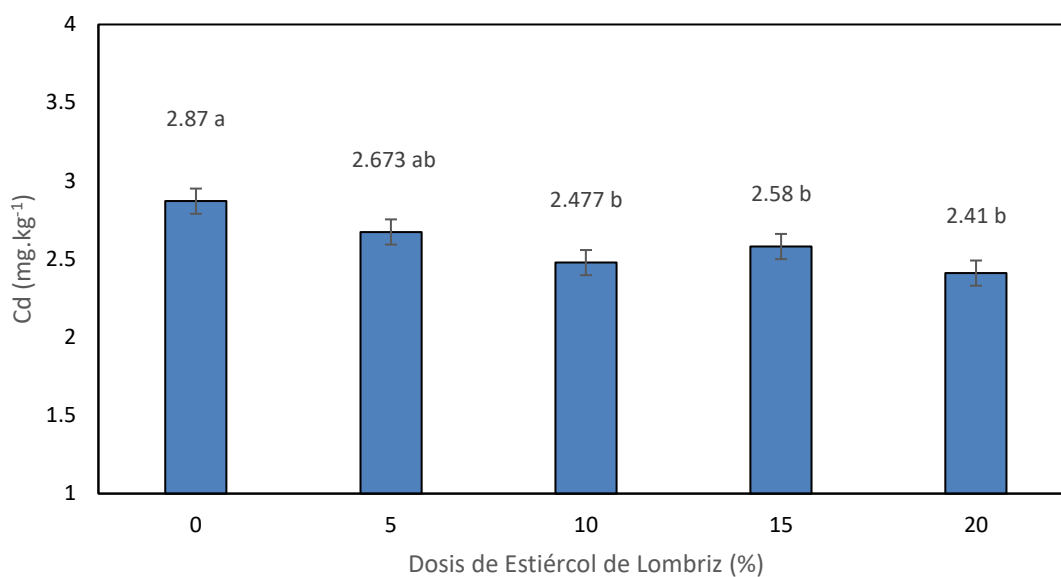


Figura 2. Contenido de cadmio en el suelo. Los valores representan promedios±Error típico (n=3). Tomada de los datos de análisis de suelo, UNALM, Lima.

4.1.3. Factor de Bioacumulación de Cadmio en *Lupinus Mutabilis*

Tabla 13.

Resultados del factor de bioacumulación de cadmio en *Lupinus mutabilis*

Rep.	Tratamientos (% de estiércol de lombriz)				
	0	5	10	15	20
I	0.184	0.129	0.138	0.120	0.116
II	0.151	0.150	0.158	0.193	0.117
III	0.281	0.105	0.089	0.181	0.127

Tomada del laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

- **Prueba de Shapiro – Wilk para la normalidad de datos**

Se planteó la siguiente hipótesis:

Ho: la distribución de los datos es normal.

Ha: la distribución de los datos no es normal.

Nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 14.**Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para el factor de bioacumulación de cadmio en *Lupinus mutabilis***

Variable	n	Media	D.E.	W	P
FB	15	0,143	0,049	0,886	0,1162

Decisión: según la Tabla 14, se acepta la H_0 , porque el valor de p es mayor que el nivel de significancia: 0,05. Eso quiere decir que los datos analizados son normales, y por esta razón, para esta variable se realiza el análisis de variancia.

- **Prueba de Hipótesis**
- **ANOVA (análisis de varianza)**

$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5$

$H_a: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5$ (al menos una μ_i es diferente a los demás)

Nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 15.**Análisis de variancia del factor de bioacumulación de cadmio en *Lupinus mutabilis***

F.V.	GL	SC	CM	Fc	p-valor	
Tratamientos	4		0,015	0,004	1,949	0,1788
Error	10		0,019	0,002		
Total	14		0,034			

Decisión: la prueba de análisis de variancia tiene un p-valor menor de 0,05, lo cual indica que los tratamientos son diferentes estadísticamente.

Con la finalidad de comparar los promedios de cada tratamiento se realizó la prueba de comparación múltiple de Duncan.

Se planteó la siguiente hipótesis:

$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5$

$H_a: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5$ (al menos una μ_i es diferente a los demás)

Nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 16.
Prueba de comparación múltiple de Duncan para tratamientos. Factor de Bioacumulación de Cadmio en *Lupinus mutabilis*

O.M.	Tratamiento (% Estiércol de lombriz)	Promedio de FB	Significación
1	0	0,205	a
2	15	0,131	a
3	10	0,128	a
4	5	0,128	a
5	20	0,120	a

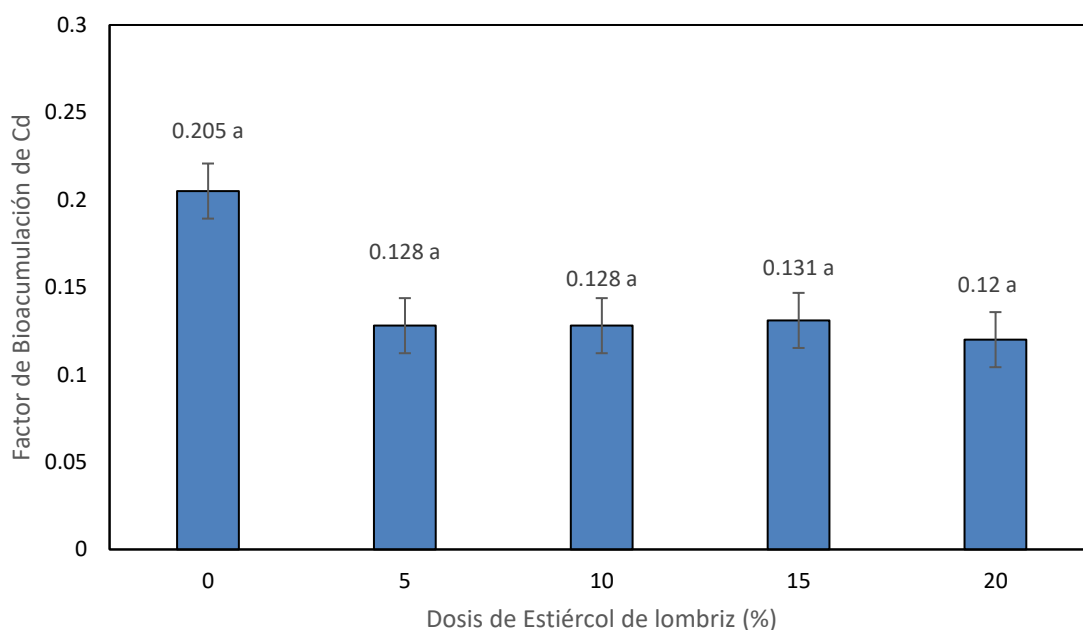


Figura 3. Factor de Bioacumulación de Cadmio en *Lupinus mutabilis*. Los valores representan promedios ± Error típico (n=3).

4.1.4. Regresión y Correlación

4.1.4.1. Dosis de Estiércol de Lombriz y Contenido de Cadmio en Planta

Prueba de hipótesis para la correlación:

Ho: $\sigma = 0$ (No hay correlación)

Ha: $\sigma \neq 0$ (Si existe correlación)

Nivel de significación: $\alpha = 0,05$

Como r calculado ($r = -0,693571$) supera a r de las tablas ($(r_{(0,05)(GL=15-2)} = 0,514$ y $r_{(0,01)(GL=15-2)} = 0,641$), se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis

alternativa. Existe correlación. Las variables dosis de Estiércol de Lombriz y contenido de cadmio en la parte foliar de *Lupinus mutabilis* están relacionadas.

Prueba de hipótesis para la regresión:

Ho: $\beta = 0$ (No hay regresión)

Ha: $\beta \neq 0$ (Sí existe regresión)

Nivel de significación: $\alpha = 0,05$

Tabla 17.
Análisis de variancia de la regresión entre dosis de estiércol de lombriz y contenido de cadmio en la planta

F.V.	SC	GL	CM	F	Valor-P
Regresión	0,152573	1	0,152573	12,05	0,0041
Residual	0,164600	13	0,012662		
Total	0,317173	14			

Decisión: como la significación es menor que 0,05; si hay regresión, por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa. Se puede afirmar que las dosis de estiércol de lombriz influyen en el contenido foliar de cadmio de *Lupinus mutabilis*.

El coeficiente de determinación, $r^2 = 0,481041$, indica que el 48,1041% del contenido de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis*, se debe a la dosis de Estiércol de lombriz aplicada al suelo. El valor de r^2 es el coeficiente de correlación elevado al cuadrado y como tal no tiene un valor mínimo para su lectura e interpretación.

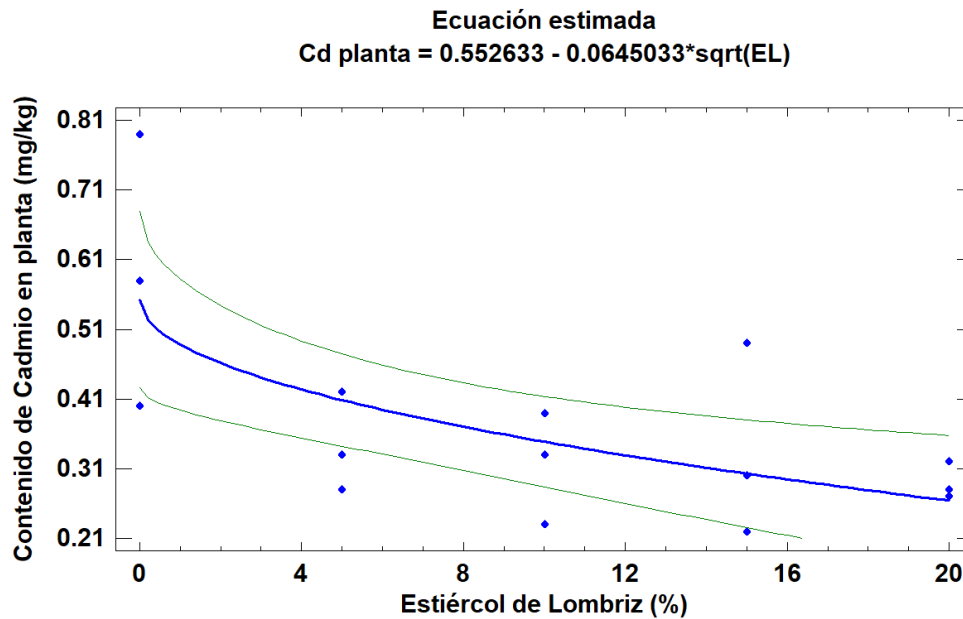


Figura 4. Regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y el contenido de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis*. Las líneas verdes representan los límites de confianza de la línea de regresión o ajuste, que es de color azul.

4.1.4.2. Dosis de Estiércol de Lombriz y Contenido de Cadmio en el Suelo

Prueba de hipótesis para la correlación:

Ho: $\sigma = 0$ (No hay correlación)

Ha: $\sigma \neq 0$ (Sí existe correlación)

Nivel de significación: $\alpha = 0,05$

Como r calculado ($r = -0,752772$) es superior a r de las tablas ($r_{(0,05)(GL=15-2)} = 0,514$ y $r_{(0,01)(GL=15-2)} = 0,641$), se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa. Existe correlación. Las variables dosis de estiércol de lombriz y contenido de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis* están relacionadas.

El coeficiente de determinación, $r^2 = 0,56667$, indica que el 56,667% del contenido de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis*, se debe a la dosis de estiércol de lombriz aplicada al suelo. El valor de r^2 es el coeficiente de correlación elevado al cuadrado, por lo tanto, no tiene un valor mínimo en su calificación e interpretación.

Prueba de hipótesis para la regresión:

Ho: $\beta = 0$ (No hay regresión)

Ha: $\beta \neq 0$ (Sí existe regresión)

Nivel de significación: $\alpha = 0,05$

Tabla 18.

Análisis de variancia de la regresión entre dosis de estiércol de lombriz y contenido de cadmio en el suelo

F.V.	SC	GL	CM	F	Significación
Regresión	0,00665436	1	0,00665436	17,00	0,0012
Residual	0,00508864	13	0,00039143		
Total	0,11743000	14			

Decisión: como la significación es menor que 0,05; sí hay regresión, por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa. Se puede afirmar que las dosis de estiércol de lombriz influyen en el contenido de cadmio en el suelo.

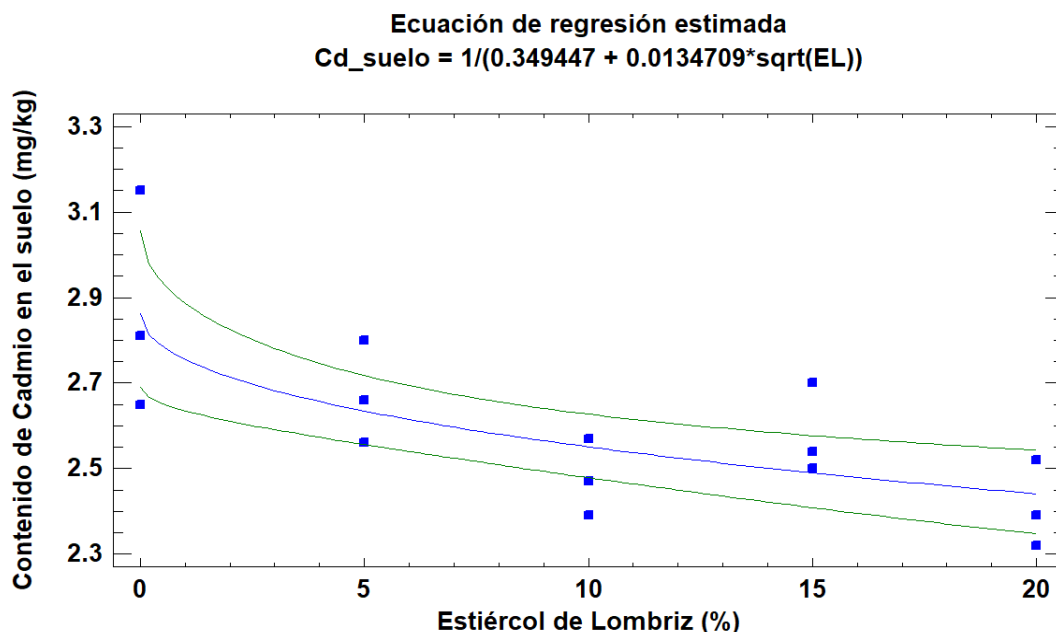


Figura 5. Regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y el contenido de cadmio en el suelo. Las líneas verdes representan los límites de confianza de la línea de regresión o ajuste, que es de color azul.

4.1.4.3. Dosis de Estiércol de Lombriz y Factor de Bioacumulación de Cadmio en *Lupinus Mutabilis*

Prueba de hipótesis para la correlación:

Ho: $\sigma = 0$ (No hay correlación)

Ha: $\sigma \neq 0$ (Sí existe correlación)

Nivel de significación: $\alpha = 0,05$

Como r calculado ($r = -0,596174$) supera a r de las tablas ($(r_{(0,05)(GL=15-2)} = 0,514$ y $r_{(0,01)(GL=15-2)} = 0,641$), se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa. Existe correlación. Las variables dosis de estiércol de lombriz y el Factor de Bioacumulación en *Lupinus mutabilis* están relacionadas.

El coeficiente de determinación, $r^2 = 0,355423$, indica que el 35,5423% del factor de Bioacumulación en *Lupinus mutabilis*, se debe a la dosis de estiércol de lombriz aplicada al suelo. El valor de r^2 es el coeficiente de correlación elevada al cuadrado, por lo tanto, no tiene un valor mínimo para su calificación e interpretación.

Prueba de hipótesis para la regresión:

Ho: $\beta = 0$ (No hay regresión)

Ha: $\beta \neq 0$ (Sí existe regresión)

Nivel de significación: $\alpha = 0,05$

Tabla 19.

Análisis de variancia de la regresión entre dosis de estiércol de lombriz y Factor de Bioacumulación de cadmio en *Lupinus mutabilis*

F.V.	SC	GL	CM	F	Significación
Regresión	0,0121468	1	0,0121468	7,17	0,0190
Residual	0,0220288	13	0,0016945		
Total	0,0341756	14			

Decisión: como la significación es menor que 0,05; sí hay regresión, por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa. Se puede afirmar

que las dosis de estiércol de lombriz influyen en el contenido de cadmio en *Lupinus mutabilis*.

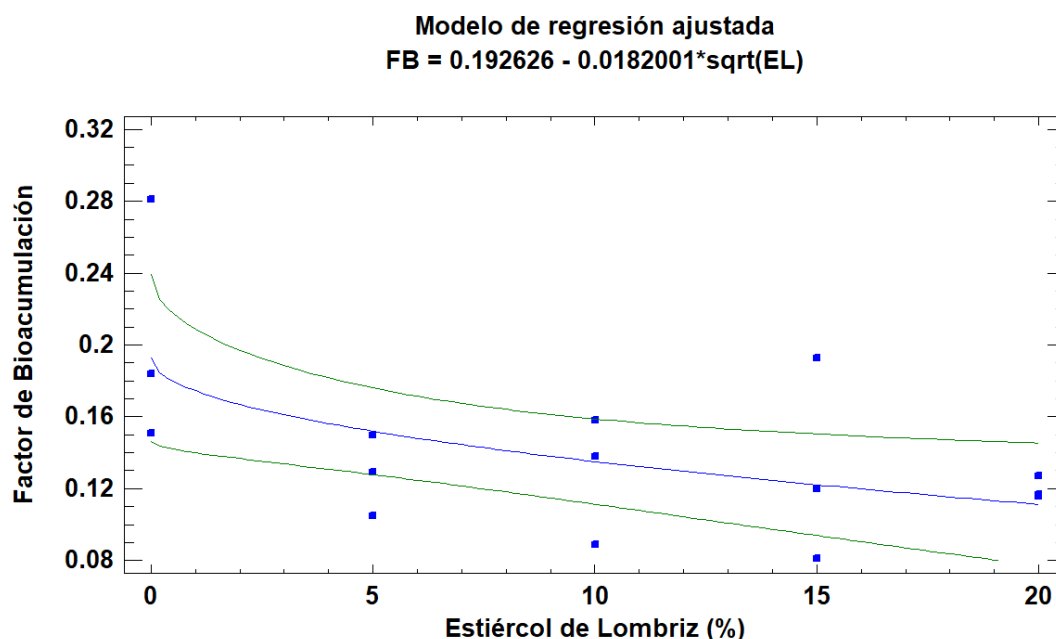


Figura 6. Regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y el Factor de Bioacumulación de cadmio en *Lupinus mutabilis*

4.2. Discusión

4.2.1. Contenido de Cadmio en la Planta

Después de culminado el experimento, los resultados del análisis de Cd en la parte aérea y radicular de la planta (planta completa) muestran una media de 0,375 mg.kg⁻¹ de materia seca vegetal, con una desviación estándar de 0,151 mg.kg⁻¹, presentando alta variabilidad. Los datos de cadmio presentan una tendencia a disminuir con el incremento de niveles de estiércol de lombriz aplicados al suelo. Los datos se presentan en la Tabla 6.

La prueba de normalidad de datos de Shapiro-Wilk, presenta un valor de p de 0,0182; indicando que el contenido de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis* no se distribuyen normalmente y se tiene que realizar un análisis no paramétrico de los datos. Los datos se presentan en la Tabla 7.

La prueba de Kruskal-Wallis, presenta al tratamiento de 20% de estiércol de lombriz (EL), en primer lugar, en orden de mérito sobresaliendo respecto a los demás tratamientos con un promedio de 0,290 mg Cd.kg⁻¹ materia seca

vegetal (MSV); este es el tratamiento que absorbió menos cadmio a través de *Lupinus mutabilis*. En último lugar, se encuentra el tratamiento testigo (0% EL), con un promedio de 0,590 mg Cd.kg⁻¹ MSV. Los datos están presentados en la Tabla 8 y Figura 1.

Los datos muestran que la reducción de absorción de cadmio por *Lupinus mutabilis*, conforme se incrementaron los porcentajes de estiércol de lombriz, se debió posiblemente al poder adsorbente de la materia orgánica para este metal pesado, como lo reportaron Farrah (62) y Buekers (63), quienes manifiestan que la materia orgánica del suelo, los oxihidróxidos de Fe, Al y Mn y los minerales de arcilla son los principales adsorbentes de cadmio en el suelo (62); esto habría limitado la absorción o asimilación de cadmio por la planta fitorremediadora para los tratamientos con alto contenido de materia orgánica.

4.2.2. Contenido de Cadmio en el Suelo

El análisis de cadmio en el suelo, en cada unidad experimental, después del experimento, presenta una media de 2,602 mg.kg⁻¹, con una alta variabilidad, pues su desviación estándar es 2,09 mg Cd.kg⁻¹. Los datos se presentan en la Tabla 9.

La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, presenta un valor de $p = 0,3682$; indicando que el contenido de Cd en cada unidad experimental de suelo tiene una distribución normal. Los datos se presentan en la Tabla 10.

La prueba de significación de Duncan presenta al testigo (0% EL) en primer lugar en orden de mérito (OM) con un promedio de 2,870 mg Cd.kg⁻¹, similar estadísticamente que el tratamiento con 5% de EL; y el tratamiento que ocupa el último lugar en OM es el tratamiento con dosis de 20% de EL, con un promedio de 2,410 mg Cd.kg⁻¹ suelo. Se observa que conforme se incrementa la dosis de EL, disminuye la concentración de Cd en el suelo, corroborando lo reportado por Brown (65), Basta (74) y McGrath (75), quienes refieren que los biosólidos aplicados al suelo pueden ser usados como un eficaz reservorio para reducir la biodisponibilidad de metales en suelos y sedimentos contaminados.

(73) (74) (75) Los datos se presentan en las Tablas 11 y 12; así como en la Figura 2.

4.2.3. Factor de Bioacumulación de Cadmio en *Lupinus Mutabilis*

El Factor de Bioacumulación (FB) de cadmio, que relaciona el contenido de Cd en la planta respecto a la concentración en el suelo, revela valores inferiores a 1, con un promedio de 0,143, disminuyendo con el incremento de la dosis de estiércol de lombriz. Los datos se presentan en la Tabla 13.

La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, presenta un valor de $p = 0,1162$; indicando que el FB tiene una distribución normal. Los datos se presentan en la Tabla 14.

La prueba de Duncan para el Factor de Bioacumulación no presenta significación estadística para el FB, indicando que no hay superioridad estadística entre los tratamientos, que han recibido dosis crecientes de estiércol de lombriz. Los datos se presentan en las Tablas 14, y15, así como en la Figura 3.

Los valores encontrados, son bajos y reflejan el efecto de las dosis de estiércol de lombriz en disminuir la disponibilidad de Cd en el suelo, y por lo tanto el FB en planta, no mostrando *Lupinus mutabilis* un poder fitoextractor de cadmio o hiperacumulador. Estos datos son similares a lo encontrado con el lupino blanco (*Lupinus albus*) en suelos contaminados por cadmio y arsénico; habiéndose observado en el experimento de campo, que la fitoextracción de cadmio y arsénico por las plantas de lupino fue muy baja, sugiriendo que no es recomendada para fitoextracción. (30)

Considerando que el *tarwui* absorbió cadmio del suelo, el tratamiento para la disposición final del material vegetal implica una disposición como material contaminado. Debemos considerar que, aunque algunas formas de fitorremediación involucran acumulación de metales y requieren de manipulación de material vegetal que contiene metales, la mayoría de las plantas no acumulan cantidades significativas de contaminantes orgánicos. Mientras que los metales

se acumulan en las plantas, necesitarán ser cosechadas, recicladas o dispuestas en cumplimiento de las regulaciones vigentes.

El procedimiento que se propone para la disposición final de *Lupinus mutabilis* utilizado en la fitorremediación del suelo, es el siguiente:

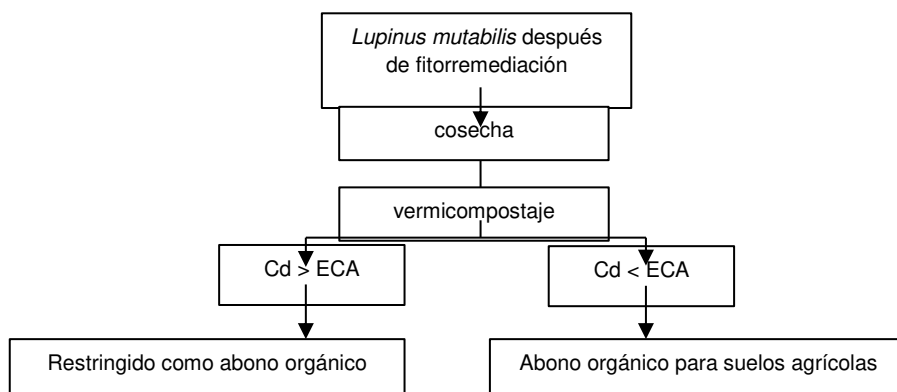


Figura 7. Propuesta de disposición final de *Lupinus mutabilis*, después de la fitorremediación

4.2.4. Regresión y Correlación

La regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y el contenido de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis*, es significativa y negativa, mostrando que el contenido de Cd en planta es disminuido por el incremento de la dosis de EL, debido a la retención de Cd en el suelo por los materiales orgánicos. Los datos se presentan en la Tabla 17. El coeficiente de determinación, de $r^2 = 0,481041$, indica que el 48,1041% de la variación del Cd en la planta se atribuye a la dosis creciente de estiércol de lombriz en el suelo. La ecuación estimada para estas variables fue la siguiente:

$$\text{Cd planta} = 0,552633 - 0,0645033 \cdot \sqrt{EL}$$

Los datos se presentan también en la Figura 5.

El análisis de regresión y correlación entre las dosis de estiércol de lombriz y el contenido de cadmio en el suelo, fue estadísticamente significativa e inversa, indicando que el incremento de la dosis de estiércol de lombriz disminuyó la

concentración de cadmio en el suelo y también la absorción de Cd por *Lupinus mutabilis*. Los datos se presentan en la Tabla 18 y Figura 6.

El coeficiente de determinación ($r^2 = 0,56667$), explica que el 56,667% de la disminución del contenido de cadmio en el suelo, se debe a la aplicación de dosis crecientes de estiércol de lombriz al suelo.

Los resultados se sustentan en lo reportado por Basta (74) y Knox (79), quienes refieren que, para la distribución difusa de metales en el suelo, las opciones de remediación generalmente incluyen mejora de los suelos para minimizar la disponibilidad de metales. La biodisponibilidad puede ser minimizada a través de la inmovilización química y biológica de metales usando compuestos inorgánicos y compuestos orgánicos, tales como biosólidos de “excepcional calidad”, como es el estiércol de lombriz. (74) (79)

Finalmente, la regresión y correlación entre las dosis de estiércol y el Factor de Bioacumulación (FB), presentan significación estadística inversa. Es decir, el incremento de las dosis de estiércol de lombriz, disminuyen el FB en *Lupinus mutabilis*, como resultado de la poca absorción de cadmio y su retención en el suelo, a través de los materiales orgánicos agregados al suelo contaminado. Los datos se presentan en la Tabla19 y Figura 7.

CONCLUSIONES

1. La acumulación de cadmio en la parte aérea de *Lupinus mutabilis* tuvo un promedio de 0,375 mg Cd.kg⁻¹ materia seca vegetal, disminuyendo con el incremento de la dosis de estiércol de Lombriz, alcanzando un valor mínimo significativo de 0,290 mg Cd.kg⁻¹ con la dosis de 20% de estiércol de lombriz.
2. La concentración de cadmio en el suelo antes del tratamiento fue de 2.29 mg.kg⁻¹ y posteriormente a la fitorremediación con *Lupinus mutabilis*, tuvo un promedio de 2,602 mg.kg⁻¹, variando entre 2,870 mg.kg⁻¹ y 2,410 mg.kg⁻¹ para los tratamientos 0% de estiércol de lombriz y 20% de estiércol de lombriz, respectivamente.
3. El Factor de Bioconcentración (FB) tuvo valores inferiores a 1, sin diferencias significativas entre tratamientos, indicando que *Lupinus mutabilis* no es una planta fitoextractora o hiperacumuladora, La fitorremediación de suelos contaminados con cadmio, utilizando *Lupinus mutabilis* solo presenta tolerancia al cadmio del suelo, y afecta su crecimiento, pudiendo ser una planta fitoestabilizadora.
4. Se observó correlación y regresión inversa significativa entre las dosis de estiércol y el contenido de cadmio en la planta de *Lupinus mutabilis*, y en el factor de bioconcentración; así como correlación y regresión directa significativa entre las dosis de estiércol y el contenido de cadmio en el suelo.

RECOMENDACIONES

1. La fitorremediación de suelos contaminados con cadmio, utilizando *Lupinus mutabilis*, debe ser ensayada en diferentes suelos del valle del Mantaro, que presentan concentraciones variables de cadmio total.
2. Utilizar los datos de cadmio disponible en el suelo, antes que el cadmio total, para evaluar la fitorremediación de *Lupinus mutabilis* en el valle del Mantaro.
3. Ensayar diferentes enmiendas orgánicas, incluyendo estiércol de lombriz, en suelos contaminados del valle del Mantaro para evaluar su efecto en la fitorremediación, utilizando *Lupinus mutabilis*, que es una especie leguminosa que mejora el suelo.

LISTA DE REFERENCIAS

1. **SAUERBECK, D.** *Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht ubeschritten werden, um Wachstumsbeenintr_chtigungen zu vermeiden?* Landwirtsch Forsch Sonderheft 39:105-129. 1982.
2. **CHANEY, R.L., REEVES, P.G., RYAN, J.A., SIMMONS R.W., WELCH, R.M. and SCOTT Angle, J.** An improved understanding of soil Cd risk to humans and low-cost methods to phytoextract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks. *Biometals* 17:549-553. In: Aznalcóllar, 2007. *Ecosistemas revista científica y técnica de ecología y medio ambiente, asociación española de ecología terrestre.* 1997.
3. **BERNAL M.P., CLEMENTE R., VÁSQUEZ S. y WALKER D.J.** *Aplicación de la fitorremediación en suelos contaminados por metales pesados.* 2007.
4. **MILLS, T., NORTHCOT, G., VOGELER, I., ROBINSON, B., NORLING, C., LEONIL, D., ARNOLD, B., and SIVAKUMARAN, S.** *Phytoremediation and long-term site management of soil contaminated with pentachlorophenol (PCP) and heavy metals. Journal of Environmental Management* 79, 232-241. 2006.
5. **TIE, M., SUN, T., LI, H., LIANG, Y., ZANG, S., and PAN, W.** Chemical forms of cadmium in industrial contaminated soil and its phytoremediation. *Chinese Journal of Applied Ecology* 17, 348-350. 2006.
6. **DATTA, R., SARKAR, D.** *Phytoextraction of Zn and Cd from soils using hyper-accumulator plants.* John Wiley and Sons, New York, NY. 2005.
7. **PULFORD, I.D., WATSON, C.** *Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review.* *Environment International* 29, 529-540. 2003.
8. **MADEJÓN, E., DE MORA, A.P., FELIPE, E., BURGOS, P., and CABRERA, F.** *Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation.* *Environmental Pollution* 139, 40-52. 2006.
9. **SANITA Di Toppi L., and GABBRIELLI, R.** *Response to cadmium in higher plants.* *Environ. Exp. Bot.* 41, 105-130. 1999.

10. **AL-KHEDHAIRY A.A., AL-ROKAYAN S.A., and AL-MISNED F.A.** *Cadmium toxicity and cell stress response.* Pakistan J. Biol. Sci. 4, 1046-1049. 2001.
11. **ALLOWAY, B.J. (Ed.).** Cadmium. *In: Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, London.* Pp. 123-151. 1995.
12. **FERGUSON, J.E.** *The heavy elements.* Pergamon Press. Oxford, England. 1990.
13. **KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H.** *Trace elements in soils and plants.* CRC Press, Boca Raton. 1992.
14. **ADRIANO, D.C. Zinc.** *In: Trace elements in terrestrial environments.* 2nd Ed. Springer Verlag, Inc. NY. Pp. 625-676. 2001.
15. **GÉRARD, E., ECHEVARRÍA, G., STERCKEMAN, T., MOREL, J.L.** *Cadmium availability to three plant species varying in Cd accumulation pattern.* J. Environ. Qual. 29, 1117-1123. 2000.
16. **McLAUGHLIN, M.J.** Bioavailability of metals to terrestrial plants. *In: Bioavailability of metals to terrestrial ecosystems. Importance of partitioning for bioavailability to invertebrates, microbes and plants* (Allen H.E., ed.). SETAC Press, Pensacola, FL, USA. 2000.
17. **TAPIA, M.E.** *El estado de arte en el Perú sobre el chocho, tarwui o tauri (Lupinus mutabilis Sweet).* ANPE, UNALM.UGC. Lima, Perú. 2016.
18. **EPA.** *Introduction to Phytoremediation. National Risk Management Research Laboratory.* Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati. USA; 2000.
19. **PORTA, C.J., LÓPEZ-ACEVEDO, R.M. y ROQUERO DE LABURU, C.** *Edafología para la agricultura y el medio ambiente.* Tercera edición. Ediciones Mundi Prensa. Madrid, España. 2003.
20. **GONZÁLES M., M.I.** *Mejoramiento de la fitoextracción en plantas nativas en suelos contaminados por actividades mineras en Puchuncaví y Quintero.* Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. 2016.
21. **JARA-PEÑA, E., GÓMEZ, J., MONTOYA, H., CHANCO, M., MARIANO, M. y CANO, N.** *Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados.* 145-154. 2014.
22. **SATO, A., TAKEDA, H., OYANAGI, W., NISHIHARA, E. & MURAKAMI, M.** Reduction of cadmium uptake in Spinach (*Spinacia oleracea* L.) by soil

- amendment with animal waste compost, *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3), 198-304. 2010.
23. **CAPORALE, A.G., PIGNA, M., SOMMELLA, A., DYNES, J.J., COZZOLINO, V. & VIOLANTE, A.** Influence of compost on the mobility of arsenic in soil and its uptake by bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.) irrigated with arsenite-contaminated water. *Journal of environmental management*, 128, 837-843. 2013.
 24. **HARTLEY, W., DICKINSON, N., RIBY, P. & LEPP, N.** Arsenic mobility in Brownfield soils amended with Green waste compost or biochar and planted with *Miscanthus*. *Environmental Pollution*, 157(10), 2654-2662. 2009.
 25. **PICHEL, J. & BRADWAY, D.** *Conventional crops and organic amendents for Pb, Cd and Zn treatment at a severely contaminated site. Bioresource Technology*, 99(5), 1242-1251. 2008.
 26. **SAXENA, P.K.; KRISHNARAJ, S.; DAN, T.V.; PERRAS, M.R. & VETTAKKRUMAKANKAV, N.N.** *Phytoremediation of heavy metal contaminated and polluted soil. Pp. 305-329.* In: Prasad, M.N.V. and J. Hagemeyer (eds). *Heavy Metal Stress in plants from Molecules to Ecosystem*, Springer-Verlag, Heidelberg. 1999.
 27. **BLAYLOCK, M.J. & HUANG, J.W.** *Phytoextraction of metals. Pp 53-88.* In: *Raskin, I. and B.D. Ensley (eds). Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment.* Jhon Wiley & Sons, New York. 2000.
 28. **PILON-SMITS, E.A.H.** *Phytoremediation. Annu. Rev. Plant Biol.* 56:15-39. 2005.
 29. **EHSAN M., SANTAMARÍA-DELGADO, K., VÁSQUEZ-ALARCÓN, A., ALDERETE-CHÁVEZ, A., DE LA CRUZ-LANDERO, N., JAÉN-CONTRERAS, D., and AUGUSTINE MOLUMELI, P.** *Phytostabilization of cadmium contaminated soils by Lupinus uninus Schldl. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.* 390-397. 2009.
 30. **VÁSQUEZ S., AGHA, R., GRANADO, A., SARRO, M.J., ESTEBAN, E., PEÑALOSA, J.M., and CÁRPENA, R.O.** *Use of White lupin plant for phytostabilization of Cd and As polluted acid soil. Water, Air, and Soil Pollution.* 349-365. 2006.
 31. **ORROÑO, D.I.** *Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género Pelargonium: suministro desde el suelo,*

- ubicación en la planta y toxicidad*. Tesis para optar el título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, área Ciencias Agropecuarias. FAUBA. Buenos Aires, 2002.
32. **CALLIRGOS R., C.M.** *Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la especie *Chrysopogon zizanooides* mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros*. Tesis para optar el Título de Ingeniero Ambiental. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. 2014.
 33. **SIGUA, G.C., NOVAK, J.M., WATTS, D.W., IPPOLITO, J.A., DUCEY, Th.F., JOHNSON, M.G., y SPOKAS, K.A.** *Phytostabilization of Zn and Cd in Mine Soil Using Corn in Combination with Biochars and Manure-Based Compost*. *Environments* 6, 69. 2019. www.mdpi.com/journal/environments.
 34. **GALAVIZ LOZANO, A.D. y TREJO CALZADA, R.** *Uso de *Cenchrus ciliaris* L. y *Setaria verticillata* L. en la fitoestabilización de suelos contaminados con plomo y cadmio*. *Revista Chapingo Serie Zonas áridas*. 10:27-31. México. 2011.
 35. **TREJO, N.; MATUS, I.; DEL POZO, A.; WALTER, I., and HIRZEL, J.** *Cadmium phytoextraction capacity of White lupine (*Lupinus albus* L.) and narrow-leafed lupine (*Lupinus angustifolius* L.) en three contrasting agroclimatic conditions of Chile*. *Chilean Journal of Agricultural Research* 76(2) april-June. 20167.
 36. **FUMAGALLI P., COMOLLI, R., FERRÉ, Ch., GHIANI, A., GENTILI, R., and CITTERIO, S.** *The rotation of White lupin (*Lupinus albus* L.) with metal-accumulating plant crops: A strategy to increase the benefits of soil phytoremediation*. *Journal of Environmental Management* 145: 35-42. 2014.
 37. **FAO and ITPS.** *Status of the World's Soil Resources (SWSR)-Main Report*. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. 2015.
 38. **RODRÍGUEZ-EUGENIO, N., MCLAUGHLIN, M. and PENNOCK, D.** *Soil Pollution: A Hidden Reality*. Rome, Food and Agriculture Organization of The United Nations (FAO), 142 pp. 2018.
 39. **BUNDSCHUH, J., LITTER, M.I., PARVEZ, F., ROMÁN-ROSS, G., NICOLLI, H.B., JEAN, J.-S., LIU, C.-W., LÓPEZ, D., ARMIENTA, M.A., GUILHERME, L.R.G., CUEVAS, A.G., CORNEJO, L., CUMBAL, L. & TOUJAGUEZ, R.**

- One century of arsenic exposure in Latin America: a review of history and occurrence from 14 countries. *The Science of the Total Environment*, 429: 2–35. 2012.
40. **SWARTJES, F.A.** *Dealing with contaminated Sites*. Dordrecht, Springer Netherlands. 2011.
 41. **CACHADA, A., ROCHA-SANTOS, T. & DUARTE, A.C.** Chapter I. Soil and Pollution: An Introduction to the Main Issues. *Soil Pollution*, pp. 1-28. Academic Press. 2018.
 42. **WEIL R.R. and BRADY, N.C.** *The nature and properties of soils*. Fifteenth Edition. Pearson. 2017.
 43. **MACKAY, A.K., TAYLOR, M.P., MUNKSGAARD, N.C., HUDSON-EDWARDS, K.A. & BURN-NUNES, L.** Identification of environmental lead sources and pathways in a mining and smelting town: Mount Isa, Australia. *Environmental Pollution*, 180: 304–311. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.007>. 2013.
 44. **KIM, H.S., KIM, K.R., KIM, W.I., OWENS, G. & KIM, K.H.** 2017. Influence of Road Proximity on the Concentrations of Heavy Metals in Korean Urban Agricultural Soils and Crops. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72(2): 260–268. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0344-y>. 2017.
 45. **SWATI, Ghosh, P., DAS, M.T. & THAKUR, I.S.** In vitro toxicity evaluation of organic extract of landfill soil and its detoxification by indigenous pyrene-degrading *Bacillus* sp. ISTPY1. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 90: 145–151. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.001>. 2014.
 46. **GEISSEN, V., MOL, H., KLUMPP, E., UMLAUF, G., NADAL, M., VAN DER PLOEG, M., VAN DE ZEE, S.E.A.T.M. & RITSEMA, C.J.** Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1): 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>. 2015.
 47. **GRATHWOHL, P. & HALM, D., eds.** *integrated soil and water protection: risks from diffuse pollution*. Cluster meeting; 2nd, Innovative management of groundwater resources in Europe - training and RTD coordination; Sustainable management of soil and groundwater resources in urban areas.

- Conference papers /Umweltbundesamt, Wien. Paper presented at, 2003, Wien.
48. **ALBANESE, S., DE VIVO, B., LIMA, A. & CICHELLA, D.** Geochemical background and baseline values of toxic elements in stream sediments of Campania región (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 93(1): 21–34. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.07.006>. 2007.
 49. **REIMANN, C., FILZMOSER, P. & GARRETT, R.G.** Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Science of The Total Environment*, 346(1–3):1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>. 2005.
 50. **HORCKMANS, L., SWENNEN, R., DECKERS, J. & MAQUIL, R.** *Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg.* *CATENA*, 59(3): 279–304. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.09.004>. 2005.
 51. **ALLOWAY, B.J.**, ed. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability.* Third edition. Environmental Pollution. Springer Netherlands. (also available at [//www.springer.com/gp/book/9789400744691](http://www.springer.com/gp/book/9789400744691)). 2013.
 52. **GARCÍA-PÉREZ, J., BOLDO, E., RAMIS, R., POLLÁN, M., PÉREZ-GÓMEZ, B., ARAGONÉS, N. & LÓPEZ-ABENTE, G.** Description of industrial pollution in Spain. *BMC Public Health*, 7(1). <https://doi.org/10.1186/1471-2458-7-40>. 2007.
 53. **OGUNDELE, L.T., OWOADE, O.K., HOPKE, P.K. & OLISE, F.S.** 2017. Heavy metals in industrially emitted particulate matter in Ile-Ife, Nigeria. *Environmental Research*, 156: 320–325. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.051>. 2017.
 54. **HOORNWEG, D. & BHADA-TATA, P.** *What a waste.* A Global review of solid waste management. Knowledge papers. The World Bank. (also available at <http://documents.worldbank.org/curated/en/302341468126264791/pdf/68135-REVISED-What-a-Waste-2012-Final-updated>). 2012.
 55. **SMOLDERS, E., BRANS, K., FOLDI, A., & MERCKX, R.** Cadmium fixation in soils measured by isotopic dilution. *Soil Science Society of American Journal*, 63(1), 78-85. 1999.

56. **SMOLDERS, E. and MERTENS J.** Cadmium. B.J. Alloway (ed.). *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, Environmental Pollution* 22, DOI. Springer Science+Business Media Dordrecht. 2013.
57. **WORLD BUREAU OF METAL STATISTICS.** *World Nickel/Tin/Cadmium statistics-Cadmium.* World Bureau of Metal Statistics, UK:Hertfordshire. 2009.
58. **GROSBOIS, C., MEYBECK, A., HOROWITZ, A., & FITCH, A.** *The spatial and temporal trends of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in Seine River floodplain deposits (1994-2000).* Science of the Total Environment, 356(1-3), 22-37. 2006.
59. **NZIGUHEBA, G., & SMOLDERS, E.** *Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries.* Science of the Total Environment, 390(1), 53-57. 2008.
60. **CHEN, W., LI, L., CHANG, A.C., WU, L., CHANEY, R.L., and SMITH, R.** *Characterizing the solid-solution partitioning coefficient and plant uptake factor of As, Cd, and Pb in California croplands.* Agriculture, Ecosystems and Environment, 129, 212-220. 2009.
61. **CHRISTENSEN, T.H.** *Cadmium soil sorption at low concentrations. I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium.* Water, Air, and Soil Pollution, 21(1-4), 105-114. 1984.
62. **FARRAH, H., HATTON, D., & PICKERING, W.F.** *Affinity of metal-ions for clay surfaces.* Chemical Geology, 28(1-2), 55-68. 1980.
63. **BUEKERS, J., DEGRYSE, F., MAES, A., & SMOLDERS, E.** *Modelling the effects of ageing on Cd, Zn, Ni and Cu solubility in soils using an assemblage model.* European Journal of Soil Science, 59(6), 1160-1170. 2008.
64. **McLAUGHLIN, M.J., WHATMUFF, M., WARNE, M., HEEMSBERGEN, D., BARRY, G., and BELL, M.** *A field investigation of solubility and food chain accumulation of biosolid-cadmium across diverse soil types.* Environmental Chemistry, 3(6), 428-432. 2006.
65. **BROWN, S., CHANEY R., ANGLE J.S. and RYAN J.A.** *The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolid amended soil.* *Journal of Environmental Quality* 27, 1071-1078. 1998.

66. **LI, Y.M., CHANEY, R.L., SCHNEITER, A.A., MILLER, J.F., ELIAS, E.M., & HAMMOND, J.J.** *Screening for low grain cadmium phenotypes in sunflower, durum wheat and flax. Euphytica*, 94(1), 23-30. 1997.
67. **SALT, D. E., BLAYLOCK, M., NANDA KUMAR, P. B. A., DUSHENKOV, V., ENSLEY, B. D., CHET, I., and RASKIN, I.** *Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants. Biotechnol.* 13:468-474. 1995.
68. **SHIMP, J. F., TRACY, J. C., DAVIS, L. C., LEE, E., HUANG, W., ERICKSON, L. E., and SCHNOOR, J. L.** *Beneficial Effects of Plants in the Remediation of Soil and Groundwater Contaminated with Organic Materials. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 23:41-77. 1993.
69. **SCHNOOR, J. L., LICHT, L. A., McCUTCHEON, S. C., WOLFE, N. L., and CARREIRA, L. H.** *Phytoremediation of Organic and Nutrient Contaminants. Environ. Sci. Technol.* 29:318A-323A. 1995.
70. **PAGE, A.L.** *Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural lands. USEPA Report EPA-670/2-74-005. US Government Printing Office, Washington, DC. 1974.*
71. **JUSTE, C. and MENCH M.** *Long-term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops. In "Biogeochemistry of trace metals". (Ed. DC Adriano) pp. 159-194. (Lewis Publishers: Boca Raton, FL). 1992.*
72. **ADRIANO, D.C.** *Trace elements in terrestrial environments; biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd edition. Springer, New York. 2001.*
73. **BROWN, S., CHANEY R., ANGLE J.S. and RYAN J.A.** *The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolid amended soil. Journal of Environmental Quality* 27, 1071-1078. 1998.
74. **BASTA, N.T., GRADWOHL, R., SNETEHEN, K.L. and SCHRODER J.L.** *Chemical immobilization of Lead, Zinc, and Cadmium in Smelter-Contaminated Soils Using Biosolids and Rock Phosphate. Journal Environmental Quality.* 30:1222-1230. 2001.
75. **McGRATH, S.P.** *Effects of heavy metals from sewage sludge on soil microbes in agricultural ecosystems. In "Toxic metals in soil-plant system". (Ed. S.M. Ross) pp. 247-260. (John Wiley: New York). 1994.*

76. **BROWN, S., CHANEY R. and ANGLE J.S.** Subsurface liming and metal movement in soils amended with lime-stabilized biosolids. *Journal of Environmental Quality* 26, 724-732. 1997.
77. **BASTA, N.T.** *Examples of case studies of beneficial reuse of municipal by-products.* In "Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products". (Eds J.F. Power, W.A. Dick) pp. 481-504. 8Soil Science Society of America: Madison, WI). 2000.
78. **BOLAN, N.S. and DURAISAMY, V.P.** Role of inorganic and organic soil amendments on immobilization and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research.* 41:533-555. CSIRO Publishing. Australia. 2003.
79. **KNOX, A.S., SEAMAN, J.C., MENCH, M.J., and VANGRONSVELD, J.** *Remediation of metal-and radionuclides-contaminated soils by in situ stabilization techniques.* In "Environmental restoration of metals-contaminated soils" (Ed. IK Iskandar) pp. 21-60 (Lewis Publishers: New York). 2000.
80. **SSSA.** *Glossary of Soil Science Terms.* Madison, Wis. USA. 2015.
81. **BERNAL, C.A.** *Metodología de la Investigación. Administración, economía, humanidades y ciencias sociales.* Tercera edición. Pearson. 2010.
82. **DI RIENZO J.A., CASANOVES F., BALZARINI M.G., GONZALEZ L., TABLADA M., y ROBLEDO C.W.** InfoStat versión. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>. 2017.
83. **STATGRAPHICS CENTURION, X.V.I.** *Statpoint Technologies.* INC. Versión, 16, 17. 2009.
84. **MINAGRI.** *Reglamento de Clasificación de Tierras según su Capacidad de Uso Mayor.* Lima, Perú. 2009.
85. **CARITAS.** *Avances de resultados de la evaluación de calidad ambiental de los recursos agua y suelo.* Data Mayo-octubre. "El Mantaro Revive". Huancayo, Perú. 2007.
86. **GROSS, R.** *El cultivo y la utilización del Tarwi.* Estudio FAO. Producción y Protección Vegetal, no 36, p. 36-48. 1982.
87. **DINERO, Diario de Negocios.** *El chocho expande su mercado.* Publicado el 20 de febrero del 2007. Quito, Ecuador. 2007.

88. **JACOBSEN, S. E. y MUJICA, A.** *El Tarwi (Lupinus mutabilis Sweet.) y sus parientes silvestres.* Universidad Mayor de San Andrés. Botánica Económica de los Andes Centrales, 28; p. 458-482. 2006.
89. **SOUDEK, P., PODRACKÁ, E., VAGNER, M., VANEK, T., PETRÍK, P., & TYKVA, R.** *Uptake from soils into different plant species.* J. Radioanal. Nucl. Ch., 262, 187–189. 2004.
90. **XIMÉNEZ-EMBÚN, P., Rodríguez-Sanz, B., Madrid-Albarrán, Y., & Cámara, C.** (2002). *Uptake of Heavy Metals by Lupin Plants in Artificially Contaminated Sand: Preliminary Results.* Int. J. Environ. An. Ch., 82 (11/12), 805–142002
91. **HUYGHE, C.H.** *White lupin (Lupinus albus L.).* Field Crop. Res., 53, 147–160. 1997.
92. **VÁZQUES, S., ESTEBAN, E., & GOLDSBROUGH, P.** *Arsenate-induced phytochelatins in white lupin: influence of phosphate status.* Physiol. Plantarum 124, 42–50. 2005.
93. **TASSI, E., PEDRON, F., BARBAFIERI, M., & PETRUZZELLI, G.** *Phosphate-assisted phytoextraction in As-contaminated soil.* Eng. Life Sci., 4, 341–346. 2004.
94. **MAGUIÑA C., L.F.** *Determinación de la capacidad fitorremediadora de Lupinus mutabilis Sweet “chocho o tarwui” en suelos contaminados con cadmio (Cd).* Tesis para optar el Título Profesional de Licenciada en Biología. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Ricardo Palma. Lima, Perú. 2017.
95. **NÚÑEZ M.A.** *Manual de técnicas agroecológicas.* 1era ed. Mexico D.F., Mexico. 2000.
96. **GONZALES A.M.** *Morfología de plantas vasculares: Anatomía de la raíz, nódulos radiculares.* Tema 20. 2002. p. 1.
97. **TAPIA M.E., FRIES A.M.** *Guía de campo de los cultivos andinos.* 1st ed. FAO; Anpe-Perú. FAO, Roma; ANPE, Lima: Junio 2007.
98. **ARRIBALZAGA E.B.** *Interpretación de las curvas de supervivencia. Interpretation of survival curves.* Rev. Chil. Cirujía. 59 (1):75–83. 2007.
99. **LAZCANO C., GÓMEZ-BRANDÓN M., DOMÍNGUEZ J.** *Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure.* Chemosphere 72:1013-1019. 2008.

100. **ROMÁN P., MARTÍNEZ M.M., y PANTOJA A.** *Manual del compostaje del agricultor.* Experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Santiago de Chile. 2013.
101. **LABRADOR M., J., CABANILLAS G. A., LÓPEZ B., L., y REYES P., J.L.** *La materia orgánica en los sistemas agrícolas. Manejo y utilización.* Hojas divulgadoras Núm 3/93 HD. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. España. 1993.
102. **GUERRERO B., Juan.** *Abonos orgánicos.* Tecnología para el manejo ecológico del suelo. Red de Acción en Alternativas al Uso de Agroquímicos, RAAA. Lima, Perú. 1993.
103. **CABALLERO R., Alejandro E.** *Innovaciones en las guías metodológicas para los planes y tesis de maestría y doctorado.* Primera edición. Instituto Metodológico Alen Caro. Lima, Perú. 2009.
104. **BAZÁN, L.** *Manual para análisis químico.* Lima. Universidad Nacional Agraria La Molina. Fundación Perú. 74 p. 1996
105. **USEPA 3051 A.** *Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges and soils* 1998
106. **SKOOG D.A., HOLLER F.J., CROUCH S.R.** *Principios de análisis instrumental.* 6ta edición, Cengage Learning, México. 2001.
107. **NUNEZ, Tenorio.** *Metodología de las Ciencias Sociales.* Barcelona, España: Editorial Laia S.A., 1989.
108. **CERRAGA, José.** *Metodología de la Investigación Científica y Tecnológica.* Madrid, España: Editorial Díaz de Santos, 2012.
109. **PAEZ W., José.** *El plan de tesis.* Impresiones OLGRAF. Lima, Perú. 2013.
110. **STEEL, R.G. and TORRIE, J.H.** *Bioestadística. Principios y procedimientos.* Segunda edición. McGraw-Hill. Nueva York. 1985.
111. **MINISTERIO DEL AMBIENTE.** *Guía para muestreo de suelos.* En el marco del Decreto Supremo N.º 002-2013-MINAM, Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo. Lima, Perú. 2014.

ANEXOS

ANEXO 1

Resultados del análisis de caracterización del suelo



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA
 LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



INFORME DE ANALISIS DE SUELO: CARACTERIZACION

SOLICITANTE : ROSARIO DEL PILAR PAPUICO MANRIQUE
 PROCEDENCIA : JUNIN / JAUJA / HUANCANI
 REFERENCIA : H. R. 69527
 BOLETA : 3373
 FECHA : 28/08/2019

Número de Muestra		C.E.		CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase	CIC	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sal. De Bases
Lab	Claves	pH (1:1) dS/m	(1:1)					Arena %	Limo %	Arcilla %			Textural	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺			
6671		7.78	0.48	5.50	2.45	5.5	258	42	29	29	Fr.Ar.	14.24	11.22	1.97	0.73	0.32	0.00	14.24	14.24	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		Cd ppm
Lab	Claves	
6671		2.29


 Ing. *Enrique La Torre Martínez*
 Jefe del Laboratorio

ANEXO 2

Resultado del análisis de Cd al final del experimento



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA
LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : ROSARIO DEL PILAR PAPUICO MANRIQUE
PROCEDENCIA : JUNÍN/ JAUJA/ HUANCANI
MUESTRA : RAIZ Y PARTE AEREA DE LUPINUS MUTALABICH
REFERENCIA : H.R. 70752
BOLETA : 3723
FECHA : 21/11/2019

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Cd ppm
5005	0 % - 1	0.58
5006	0 % - 2	0.40
5007	0 % - 3	0.79
5008	5 % - 1	0.33
5009	5 % - 2	0.42
5010	5 % - 3	0.28
5011	10 % - 1	0.33
5012	10 % - 2	0.39
5013	10 % - 3	0.23
5014	15 % - 1	0.30
5015	15 % - 2	0.49
5016	15 % - 3	0.22
5017	20 % - 1	0.27
5018	20 % - 2	0.28
5019	20 % - 3	0.32


Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio

Av. La Molina s/n Campus UNALM
Telf.: 614-7800 Anexo 222 Teléfono Directo: 349-5622
Celular: 946-505-254
e-mail: labsuelo@lamolina.edu.pe



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN SUELO

SOLICITANTE : ROSARIO DEL PILAR PAPUICO MANRIQUE
PROCEDENCIA : JUNIN/ JAUJA/ HUANCANI
REFERENCIA : H.R. 70751
BOLETA : 3723
FECHA : 19/11/2019

Lab	Número Muestra		Cd ppm
	Claves		
5050	0%	-1	3.15
5051	5%	-1	2.56
5052	10%	-1	2.39
5053	15%	-1	2.50
5054	20%	-1	2.32
5055	0%	-2	2.65
5056	5%	-2	2.80
5057	10%	-2	2.47
5058	15%	-2	2.54
5059	20%	-2	2.39
5060	0%	-3	2.81
5061	5%	-3	2.66
5062	10%	-3	2.57
5063	15%	-3	2.70
5064	20%	-3	2.52



Dr. Julio La Torre Martínez
Jefe del Laboratorio

ANEXO 3

Guía de clasificación para interpretación de análisis de suelos

1. Textura del suelo¹

Grupo Textural	Clase Textural
Gruesa	Arena Arena Franca
Moderadamente Gruesa	Franco Arenoso
Media	Franco Franco Limoso Limoso
Moderadamente Fina	Franco Arcilloso Franco Arcillo Limoso Franco Arcillo Arenoso
Fina	Arcillo Arenoso Arcillo Limoso Arcilloso

2. Reacción del suelo (pH)¹

Rangos	Clases
< 3,5	Ultra ácido
3,6 – 4,4	Extremadamente ácido
4,5 – 5,0	Muy fuertemente ácido
5,1 – 5,5	Fuertemente ácido
5,6 – 6,0	Moderadamente ácido
6,1 – 6,5	Ligeramente ácido
6,6 – 7,3	Neutro
7,4 – 7,8	Ligeramente alcalino
7,9 – 8,4	Moderadamente alcalino
8,5 – 9,0	Fuertemente alcalino
> 9,0	Muy fuertemente alcalino

3. Salinidad y/o sodicidad¹

Símbolo	Descripción
0	Libres a muy ligeramente afectados de exceso de sales y sodio Prácticamente ningún cultivo se encuentra inhibido en su crecimiento o muestra daños provocados por exceso de sales o sodio. Los suelos muestran conductividad eléctrica inferior a 4 dS/m. El porcentaje de sodio es menor del 4 %.
1	Ligeramente afectados por sales y sodio El crecimiento de las especies sensibles está inhibido, pero las plantas tolerantes pueden subsistir. La conductividad eléctrica varía de 4 a 8 dS/m. El porcentaje de sodio es de 4 a 8 %
2	Moderadamente afectados por sales y sodio El crecimiento de los cultivos está inhibido y muy pocas plantas pueden desarrollar adecuadamente. La conductividad eléctrica varía de 8 a 16 dS/m. El porcentaje de sodio está entre 8 y 15 %.
3	Fuertemente afectados por sales y sodio No se puede cultivar económicamente. La conductividad eléctrica es mayor de 16 dS/m. El porcentaje de sodio sobrepasa el 15 %.

4. Materia orgánica¹

Nivel	Materia Orgánica (%)
Bajo	< 2
Medio	2 a 4
Alto	> 4

5. Fósforo Disponible¹

Nivel	P disponible (mg/kg)
Bajo	< 7
Medio	7 a 14
Alto	> 14

6. Potasio disponible¹

Nivel	K disponible (mg/kg)
Bajo	< 100
Medio	100 a 240
Alto	> 240

7. Carbonato de Calcio²

Nivel	CaCO₃ (%)
Bajo	< 1
Medio	1 a 5
Alto	5 -15
Muy Alto	> 15

8. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)²

Nivel	CIC (cmol/kg)
Muy Baja	< 4
Moderadamente Baja	4 – 8
Baja	8 – 12
Moderadamente Alta	12 - 20
Alta	> 20

¹ MINAGRI-DGAAA. (2009). Reglamento de clasificación de tierras según su capacidad de uso mayor. Lima, Perú.

² Departamento de Suelos y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, 2002.

ANEXO 4
Panel fotográfico



Figura 8. Punto de muestreo



Figura 9. Muestra tamizada obtenida del campo, en un tamiz de 2 mm

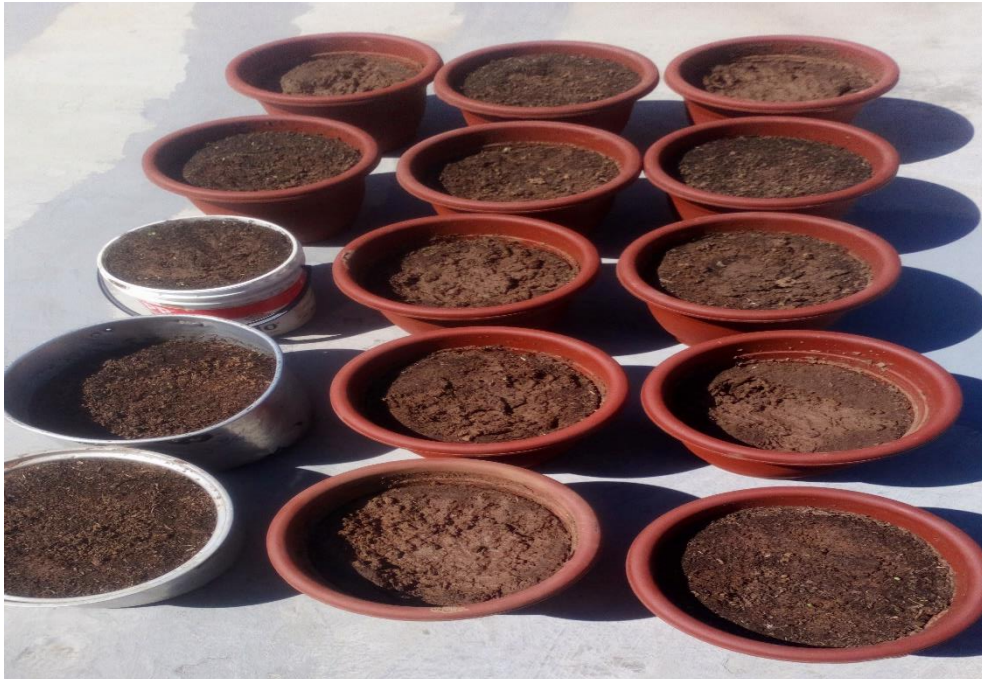


Figura 10. Muestras de 2 kg colocados en macetas, agregando agua para lograr el 21% de humedad



Figura 11. Sembrado con semillas de *Lupinus Mutabilis*



Figura 12. Germinación de la semilla.



Figura 13. Semana 1 después de la siembra de semillas



Figura 14. Homogenización al número de plantas



Figura 15. Semana 12 después de la siembra de las semillas