

**FACULTAD DE INGENIERÍA**

Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental

Tesis

**Efecto de la cal, materia orgánica y EM en el contenido  
de cadmio de un suelo contaminado en el centro pobla-  
do de Huancaní, distrito de Leonor Ordoñez,  
provincia de Jauja - 2019**

Yosselyn Sapaico Chancasanampa

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" .

## **DEDICATORIA**

A mis padres, por motivarme y apoyarme en mis estudios y decisiones; por saber instruirme de la mejor manera para llegar hasta aquí. A mis hermanos, por su apoyo y cariño incondicional.

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi familia, por sus consejos y reiterados ánimos para culminar esta investigación; en especial a mis tíos, Wilfredo Casas Flores y Edmundo Acevedo Valerio, por motivarme en cada momento y estar siempre pendientes de mis estudios y avances.

A mi asesor, Andrés Azabache, por su compromiso, consejos y tiempo brindado en el desarrollo de esta investigación.

# ÍNDICE GENERAL

	Página
Portada.....	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimientos.....	iii
Índice general.....	iv
Índice de tablas.....	vi
Índice de figuras.....	vii
Resumen.....	viii
Abstract.....	ix
Introducción.....	x
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO.....	1
1.1 Planteamiento y formulación del problema.....	1
1.1.1 Planteamiento del problema.....	1
1.1.2 Formulación del problema.....	2
1.2 Objetivos.....	3
1.2.1 General.....	3
1.2.2 Específicos.....	3
1.3 Justificación e importancia.....	3
1.3.1 Justificación de la investigación.....	3
1.3.2 Importancia de la investigación.....	3
1.4 Hipótesis.....	4
1.4.1 Hipótesis de investigación.....	4
1.4.2 Hipótesis nula.....	4
1.4.3 Hipótesis específicas.....	4
1.5 Variables, operacionalización.....	5
1.5.1 Variable dependiente.....	5
1.5.2 Variable independiente.....	5
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO.....	7
2.1 Antecedentes del problema.....	7
2.1.1 Artículos de investigación.....	7
2.2.2 Trabajos de tesis.....	12
2.2 Base teórica.....	13
2.2.1 El cadmio en el suelo.....	13

2.2.2 Las enmiendas en suelos contaminados.....	17
2.3 Definición de términos básicos.....	25
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA.....	27
3.1 Método y alcance de la investigación.....	27
3.1.1 Método general.....	27
3.1.2 Método específico.....	27
3.1.3 Alcance de la investigación.....	28
3.2 Diseño de la investigación.....	29
3.2.1 Diseño experimental.....	29
3.2.2 Caracterización del suelo contaminado.....	30
3.2.3 Tratamientos en estudio.....	31
3.2.4 Conducción experimental.....	31
3.3 Población y muestra.....	30
3.3.1 Población.....	32
3.3.2 Muestra.....	32
3.5 Técnicas de análisis de datos.....	33
CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
4.1 Resultados del tratamiento y análisis de la información.....	35
4.1.1 Caracterización del suelo del experimento.....	35
4.1.2 Caracterización del estiércol de lombriz.....	36
4.1.3 Contenido de cadmio en el suelo al final del experimento.....	37
4.2 Discusión.....	46
4.2.1 Caracterización del suelo del experimento.....	46
4.2.2 Caracterización del estiércol de Lombriz.....	47
4.2.3 Contenido de cadmio en el suelo al final del experimento.....	48
CONCLUSIONES.....	53
RECOMENDACIONES.....	55
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56
ANEXOS.....	64

## ÍNDICE DE TABLAS

	Página
1. Operacionalización de las variables en estudio.....	06
2. Combinación de tratamientos en estudio.....	29
3. Análisis de caracterización del suelo del experimento.....	30
4. Tratamientos en estudio.....	31
5. Caracterización del suelo del experimento.....	35
6. Resultados del análisis de cadmio en el suelo.....	36
7. Resultado del análisis del estiércol de lombriz, utilizado en el experimento.....	35
8. Resultados del análisis de cadmio en el estiércol de lombriz, utilizado en el experimento .....	36
9. Resultados del contenido de cadmio en el suelo ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ).....	37
10. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para contenido de cadmio en el suelo.....	38
11. Análisis de variancia del contenido de cadmio en el suelo.....	38
12. Prueba de comparación múltiple de Duncan para los niveles de cal. Contenido de cadmio en el suelo.....	39
13. Prueba de comparación múltiple de Duncan para los niveles de estiércol de lombriz (EL). Contenido de cadmio en el suelo.....	40
14. Prueba de comparación múltiple de Duncan para los niveles de Microorganismos Eficaces (EM). Contenido de cadmio en el suelo.....	41
15. Prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción cal x EL. Contenido de cadmio en el suelo.....	42
16. Prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción cal x EM. Contenido de cadmio en el suelo.....	43
17. Prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción EL x EM. Contenido de cadmio en el suelo.....	44
18. Prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción cal x EL x EM. Contenido de cadmio en el suelo.....	45

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
1. Ubicación de los puntos de muestreo: centro poblado Huancaní, distrito Leonor Ordóñez, provincia Jauja, departamento Junín.....	32
2. Esquema de obtención de muestra de suelo individual (82).....	33
3. Contenido de cadmio en el suelo, según los niveles de cal ( $\text{CaCO}_3$ ). Las barras al extremo superior de los rectángulos representan el error típico	40
4. Contenido de cadmio en el suelo, según los niveles de estiércol de lombriz (EL). Las barras al extremo superior de los rectángulos representan el error típico.....	41
5. Contenido de cadmio en el suelo, según los niveles de microorganismos eficaces (EM). Las barras al extremo superior de los rectángulos representan el error típico.....	42
6. Contenido de cadmio en el suelo, para la interacción CALxEL.....	43
7. Contenido de cadmio en el suelo, para la interacción CALxEM.....	44
8. Contenido de cadmio en el suelo, para la interacción ELxEM.....	45
9. Contenido de cadmio en el suelo, según los niveles de $\text{CaCO}_3$ , Estiércol de Lombriz y Microorganismos Eficaces (EM). Las barras al extremo superior de los rectángulos representan el error típico.	46

## RESUMEN

El objetivo general del presente trabajo de investigación fue determinar el efecto de la cal, materia orgánica y EM en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní. Se utilizó  $\text{CaCO}_3$  como fuente de cal en niveles de 0 y  $1 \text{ g.kg}^{-1}$ ; estiércol de lombriz (EL) como fuente de materia orgánica en niveles de 0 y 20%; y microorganismos eficaces (EM) inoculado al suelo en niveles de 0 y 20%. Los tratamientos dispuestos en un diseño experimental completamente al azar con arreglo factorial  $2 \times 2 \times 2$  tuvieron tres repeticiones, y fueron evaluados después del periodo de incubación a que fue sometido el suelo, en condiciones de  $25^\circ \text{ C}$  de temperatura en una estufa, por un periodo de 2 meses, manteniendo la humedad de cada tratamiento a capacidad de campo. Cada unidad experimental estuvo constituida por 200 g de tierra fina seca al aire (TFSA), y fue colocada en un vaso de precipitación. Los niveles de  $1 \text{ g CaCO}_3.\text{kg}^{-1}$  suelo y 20% EL, disminuyeron significativamente la concentración de Cd en el suelo, representando el 8,37% y 10,96% del contenido de Cd en suelos sin enmiendas. No hubo efecto de los niveles de EM en la disminución de la concentración de Cd en el suelo contaminado. Las interacciones Cal x EL, Cal x EM, EL x EM y Cal x EL x EM, también disminuyeron significativamente, la concentración de Cd en el suelo, respecto al suelo sin enmiendas, debido principalmente al efecto de la cal y EL.

**Palabras clave:** *cadmio, cal, materia orgánica, microorganismos eficaces, contaminación.*

## ABSTRACT

The general objective of this research work was to determine the effect of lime, organic matter and MS on the cadmium content of a contaminated soil in the Huancaní populated center. CaCO<sub>3</sub> was used as a source of lime at levels of 0 and 1 g.kg<sup>-1</sup>; earthworm manure (EL) as a source of organic matter at levels of 0 and 20%; and Effective Microorganisms (MS) inoculated to the ground at levels of 0 and 20%. The treatments arranged in a completely Randomized experimental design with 2x2x2 factorial arrangement had three repetitions, and were evaluated after the incubation period to which the soil was subjected, under conditions of 25 ° C temperature in a stove, for a period of 2 months, maintaining the humidity of each treatment at field capacity. Each experimental unit consisted of 200 g of Dry Fine Earth (TFSA), and was placed in a beaker. The levels of 1 g CaCO<sub>3</sub>.kg<sup>-1</sup> soil and 20% EL, significantly decreased the concentration of Cd in the soil, representing 8.37% and 10.96% of the content of Cd in soils without amendments. There was no effect of MS levels on decreasing the concentration of Cd in the contaminated soil. The interactions cal x EL, cal x MS, EL x MS and Cal x EL x MS also significantly decreased the concentration of Cd in the soil, with respect to the soil without amendments, mainly due to the effect of Lime and EL.

*Keywords: cadmium, lime, organic matter, effective microorganisms, pollution*

## INTRODUCCIÓN

La adición al suelo de metales potencialmente tóxicos (como cadmio, cobre, cromo, plomo, mercurio, arsénico, selenio, zinc y níquel), a través de diferentes fuentes de contaminación, plantean una amenaza al ambiente y la salud humana. Los metales pueden acumularse en los cultivos alimenticios o pueden lixiviarse, a través del suelo, contaminando el agua subterránea. De los metales potencialmente tóxicos, el cadmio (Cd) es considerado uno de los más peligrosos desde el punto de vista ambiental. Por tanto, la preocupación por la contaminación del suelo ha enfatizado la necesidad de entender los procesos o factores que controlan la retención y liberación de Cd en los suelos (1).

La concentración de un metal en la solución suelo y su toxicidad potencial son mayormente controlados por reacciones de adsorción-desorción en la superficie de los materiales coloidales orgánico e inorgánico del suelo (2). La adsorción de metales por los suelos está fuertemente influenciada por varios parámetros del suelo. Se ha observado que la adsorción de metales por los suelos se incrementa con el incremento de pH (3). Otros estudios han mostrado que el incremento del contenido de materia orgánica, incrementa la adsorción de metales (4).

La acumulación de cadmio en el suelo es debido a la deposición atmosférica (40%), lodos (38%), residuos agrícolas (20%), por último, pesticidas y fertilizantes (2%) (5). Debido a su toxicidad a casi todos los organismos vivos y su carencia de función biológica útil, el cadmio es de gran potencial contaminante al ambiente (6). En este contexto, el suelo como cuerpo natural, o enmendado con sustancias orgánicas o inorgánicas, puede actuar como un filtro de contaminantes, de tipo físico por su acción de tamizado, un filtro químico por adsorción y precipitación de sustancias químicas, y un filtro biológico al descomponer materiales orgánicos, disminuyendo de esa manera la concentración soluble de contaminantes en el suelo.

El presente informe de investigación consta de 4 capítulos. En el Capítulo I, se presenta el planteamiento del problema de estudio, con la pregunta general de investigación: ¿Cuál es el efecto de la cal, materia orgánica y EM en el contenido de Cd de un suelo contaminado del centro poblado de Huancañí? Además, se plantean las hipótesis, objetivos y justificación del estudio.

En el Capítulo II, se presenta el marco teórico, los antecedentes del problema, las bases teóricas de la interacción suelo-contaminante, el comportamiento del cadmio en el suelo y se incluye la definición de términos básicos.

El Capítulo III, incluye la metodología, se especifica el método y alcance de la investigación, así como el diseño, población y técnicas de análisis de datos.

En el Capítulo IV, se presentan los resultados y discusión, con las respectivas tablas de análisis de datos del cadmio en el suelo.

# CAPÍTULO I

## PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

### 1.1 Planteamiento y formulación del problema

#### 1.1.1 Planteamiento del problema

Cada año, millones de toneladas de productos industriales, domésticos y agrícolas, potencialmente tóxicos materiales de desecho encuentran su camino dentro de los suelos del mundo. Una vez en el suelo, se hacen parte de ciclos biológicos que afectan todas las formas de vida. El suelo tiene una enorme capacidad para acomodar productos químicos orgánicos e inorgánicos agregados. Toneladas de residuos orgánicos son descompuestos por los microorganismos del suelo, cada año, y grandes cantidades de productos químicos inorgánicos son fijados o enlazados por los minerales del suelo. Nosotros también hemos aprendido de los límites de la capacidad del suelo para adsorber estos compuestos químicos, y como experimenta la calidad ambiental cuando se excede estos límites (7).

Estos suelos contaminados, progresivamente van alterando sus propiedades físico-químicas, y tienen menor potencial productivo, especialmente en cultivos anuales, requiriendo ser evaluados, mediante técnicas de remediación *in situ* o *ex situ*, para lo cual se dispone de materiales que normalmente un productor agrega al suelo, como son la cal, el yeso, la dolomita, la materia orgánica en sus diferentes formas; las cuales son consideradas enmiendas o mejoradores de suelos.

Una tecnología usada para mejorar los suelos, es la aplicación de microorganismos eficaces (EM, por las siglas en inglés). “El EM consiste en cultivos mixtos de

microorganismos benéficos y naturales que coexisten en un medio líquido. Cuando se aplican inoculadores microbianos a la basura orgánica o se introducen en el medio ambiente, su efecto benéfico individual se multiplica en forma sinérgica. El cultivo consiste sobre todo de bacterias lácticas, bacterias fotosintéticas y levaduras, este cultivo contiene más de 80 diferentes microorganismos en total” (8).

En el valle del Mantaro, los suelos están contaminados con metales pesados, uno de ellos el cadmio, el cual tiene singular comportamiento en el suelo en sus diferentes fracciones. Este metal pesado fue diagnosticado en valores muy superiores al ECA en los suelos agrícolas del centro poblado de Huancaní, donde se cultiva especies de gran valor alimenticio como la papa, la arveja, el haba, el maíz, el trigo, la cebada y pastos; es probable que estas especies absorban cadmio y se incorporen a la cadena alimenticia, afectando la salud de los humanos, así como de los animales; por esta razón se plantea hacer una aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas a estos suelos contaminados, en diferentes dosis, con el fin de disminuir la cantidad de cadmio en el suelo.

### **1.1.2 Formulación del problema**

#### **A) Problema general**

¿Cuál es el efecto de la cal, materia orgánica y EM en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, 2019?

#### **B) Problemas específicos**

¿Cuál es el efecto del Carbonato de calcio en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, 2019?

¿Cuál es el efecto del estiércol de lombriz en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, 2019?

¿Cuál es el efecto de los microorganismos eficaces (EM) en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, 2019?

### **1.2 Objetivos**

#### **1.2.1 General**

Determinar el efecto de la cal, materia orgánica y EM en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, 2019.

#### **1.2.2 Específicos**

Determinar el efecto de dos niveles de carbonato de calcio en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, 2019.

Determinar el efecto de dos niveles de estiércol de lombriz en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, 2019.

Determinar el efecto de dos niveles de EM en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, 2019.

### **1.3 Justificación e importancia**

#### **1.3.1 Justificación de la investigación**

Los suelos agrícolas contaminados con cadmio tienen un potencial alto de riesgo para el ambiente, debido a que este metal pesado puede contaminar directamente el agua subterránea o capa freática. Las plantas cultivadas que absorben este elemento, indirectamente afectan a los organismos relacionados a estos componentes del ecosistema, como son los seres humanos, los animales y los organismos del suelo; este efecto negativo puede atenuarse si se disminuye la concentración de cadmio en los suelos, utilizando enmiendas que normalmente se agregan a los suelos para mejorar sus propiedades, a través de las prácticas agrícolas de manejo y conservación de suelos, como son la cal, fuentes orgánicas y microorganismos. Estas enmiendas orgánicas e inorgánicas no solo van a mejorar las propiedades del suelo, sino van a generar reacciones de precipitación, adsorción y complejación del cadmio en el suelo, que disminuirán su disponibilidad.

#### **1.3.2 Importancia de la investigación**

La disminución de la concentración de cadmio en los suelos agrícolas contaminados, mediante la utilización de enmiendas orgánicas (estiércol de lombriz y microorganismos eficaces) e inorgánicas (carbonato de calcio), solas y en interacción, permitirá tener la información básica de la dosificación de estas enmiendas para ser ensayadas en los suelos agrícolas del valle del Mantaro, que tiene diferentes concentraciones de cadmio y otras propiedades físico-químicas; luego se tendrán ensayos in situ, utilizando parcelas de suelos agrícolas donde se desarrollen los principales cultivos del valle del Mantaro (como maíz, haba, arveja, papa, pastos, entre otros), con resultados mucho más precisos del efecto de las enmiendas en la disminución de la concentración de cadmio en el suelo.

Esta información también servirá para ensayos con otros contaminantes del suelo.

## **1.4 Hipótesis**

### **1.4.1 Hipótesis de investigación**

La cal, la materia orgánica y los microorganismos eficaces (EM) influyen en el contenido de cadmio de un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní.

### **1.4.2 Hipótesis nula**

La cal, la materia orgánica y los EM no influyen en el contenido de cadmio de un suelo contaminado en el centro poblado de Huancaní.

### **1.4.3 Hipótesis específicas**

#### **Para el problema específico 1**

$H_0$ : Diferentes niveles de carbonato de calcio no afectan el contenido de cadmio en un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní.

$H_A$ : Diferentes niveles de carbonato de calcio si afectan el contenido de cadmio en un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní.

#### **Para el problema específico 2**

$H_0$ : Diferentes niveles de estiércol de lombriz no afectan el contenido de cadmio en un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní.

$H_A$ : Diferentes niveles de estiércol de lombriz si afectan el contenido de cadmio en un suelo contaminado del centro poblado de Huancaní.

#### **Para el problema específico 3**

$H_0$ : Diferentes niveles de microorganismos eficaces (EM) no afectan el contenido de cadmio en un suelo contaminado del centro poblado en Huancaní.

$H_A$ : Diferentes niveles de microorganismos eficaces (EM) si afectan el contenido de cadmio en un suelo contaminado del centro poblado en Huancaní.

## **1.5 Variables, operacionalización**

### **1.5.1 Variable dependiente:**

Cadmio en el suelo.

#### **Indicador:**

Cadmio total (mg/kg).

### **1.5.2 Variable independiente**

Enmiendas.

**Indicadores:**

- 0,0 y 1,0 g CaCO<sub>3</sub>/kg suelo.
- 0,0 y 20,0% EL/kg suelo.
- 0,0 y 20,0% EM/kg suelo.

Tabla 1. Operacionalización de las variables en estudio.

VARIABLES		DEFINICIÓN	DIMENSIONES	INDICADOR
Independiente.	Enmiendas.	Materiales orgánicos e inorgánicos, que se aplican al suelo, con fines de mejorar sus propiedades.	Concentraciones de enmiendas aplicadas al suelo: Cal ( $\text{CaCO}_3$ ).	- 0,0 y 1,0 g $\text{CaCO}_3$ /kg suelo.
			Concentraciones de enmiendas aplicadas al suelo: estiércol de lombriz (EL).	- 0,0 y 20% EL.
			Concentraciones de enmiendas aplicadas al suelo: Microorganismos eficaces (EM).	- 0,0 y 20% EM.
Dependiente.	Cadmio en el suelo.	Elemento metálico presente en el suelo en altas concentraciones que contamina el suelo.	Cd total en el suelo.	mg Cd/kg suelo.

Fuente: elaboración propia.

## CAPÍTULO II

### MARCO TEÓRICO

#### 2.1 Antecedentes del problema

##### 2.1.1 Artículos de investigación

En el trabajo de investigación titulado, “Efecto de la tecnología de microorganismos eficaces en suelos intervenidos antrópicamente del parque forestal embalse del Neusa, departamento de Cundimarca”, se tuvo como objetivos: (i) identificar los microorganismos presentes en el suelo del Embalse de Neusa en la zona de Laureles antes y después de la inoculación de los EM, (ii) determinar y caracterizar físico-químicamente el suelo presente en la zona de Laureles del Embalse de Neusa antes y después de la inoculación de los microorganismos eficaces, y (iii) Analizar el efecto de los EM inoculados directamente al suelo y por medio de compost a nivel *in vitro*. La muestra de suelo se obtuvo del horizonte A, a una profundidad de 20 cm, en un bosque de pino y eucalipto, ubicado en el parque forestal embalse del Neusa, en Colombia, a 65 km de Bogotá en coordenadas de 5°03' norte, 73°58' oeste a 3100 msnm. Se identificaron las características microbiológicas y físico-químicas del suelo mediante el pH y la concentración de iones como nitrógeno, carbono, fósforo, magnesio, entre otros, antes y después de los tratamientos con EM. Se utilizó la inoculación directa de EM mezclada con diferentes tipos de *compost*, además se analizó el cambio físico-químico del suelo. Los resultados mostraron que los tratamientos de EM mezclados con *compost* tuvieron un incremento en los nutrientes y UFC (Unidades Formadoras de Colonia) a diferencia de los tratamientos donde se inocularon los EM directamente al suelo. Se evidenció un crecimiento significativo principalmente en las UFC, encontrando organismos importantes para la restauración geomorfológica como *Bacillus weihenstephanensis*, *Lactobacillus pentosus*, entre otros; por otra parte, se vio un

incremento de nutrientes del suelo al final del estudio, demostrado en la cantidad de fósforo que aumentó de 8 ppm a 116 ppm. El tratamiento que contenía EM mezclado con compost de cerdaza, papa y aserrín, presentó los mejores resultados. Se concluye que la tecnología EM tiene un efecto positivo en la restauración geomorfológica al mejorar las propiedades microbiológicas y físico-químicas, además se afirmó que los cambios de EM tienen una mayor eficacia en la inoculación con compost, que la inoculación directa al suelo (9).

En el trabajo de investigación titulado, “Effects of integrated use of organic and inorganic nutrient sources with effective microorganisms (EM) on seed cotton yield in Pakistan”, donde se tuvo como objetivo evaluar el efecto del uso integrado de fertilizantes minerales y orgánicos con microorganismos efectivos sobre el rendimiento y absorción de nutrientes en algodón (*Gossypium hirsutum* L.). También se realizó una evaluación económica. Los tratamientos incluyeron: control, materiales orgánicos (MO), microorganismos efectivos (EM), MO + EM, NPK mineral (170:85:60 kg), ½ NPK mineral + EM, ½ NPK mineral + MO + EM y NPK mineral + MO + EM. La MO y los EM solos no incrementaron el rendimiento, pero lograron mejorar en un 44% el rendimiento sobre el control. La aplicación de NPK en combinación con MO y EM resultó en el más alto rendimiento de algodón (2470 kg/ha). El uso integrado de MO + EM con ½ NPK mineral dio un rendimiento de 2029 kg/ha, similar al rendimiento obtenido con la fórmula completa de NPK recomendada (2165 kg/ha), indicando que esta combinación puede sustituir 85 kg N/ha. La combinación de fuentes de N con EM puede incrementar la concentración de NPK en las plantas, El análisis económico sugiere que el uso de ½ NPK mineral con EM + MO ahorra el fertilizante nitrogenado mineral en casi 50% comparado a un sistema con solo la aplicación de NPK mineral. Este estudio indicó que la aplicación de EM incrementó la eficiencia de ambas fuentes de nutrientes, orgánica e inorgánica, pero solo fue inefectiva en incrementar el rendimiento (10).

En el trabajo de investigación titulado, “Influence of Effective Microorganisms (EM) on vegetable production and carbon mineralization - A preliminary investigation”, se tuvo como objetivos evaluar la influencia de EM sobre el rendimiento de hortalizas, y determinar si bajo condiciones controladas, el EM podría estimular la mineralización del carbono. Los EM, inoculantes microbiales comerciales conteniendo levaduras, hongos, bacterias y actinomicetos fueron evaluados en campos experimentales de cultivo de hortalizas irrigadas, de producción comercial en fincas “orgánicas” en Canterbury, New Zelanda durante 1994-1995, y en una incubación de laboratorio. Los EM más la melaza fueron aplicadas, a 10 L/ha en 10000 L agua/ha, tres veces para las cebollas, dos veces para las arvejas y siete veces para el maíz dulce. El EM más la melaza incrementó el rendimiento

de cebolla en 29% y la proporción de cebollas de alta calidad en 76%. El EM más la melaza también incrementó el rendimiento de arveja en 31% y el peso de maíz dulce en 23%. Se condujo una incubación por 4 semanas a 30° en arena franca y 1% de residuos de pasto masa/masa, tuvo tratamientos incluyendo un control, glucosa, y EM más glucosa, y el carbono respirado fue capturado usando trampas de NaOH. Al final de la incubación el tratamiento con glucosa respiró 30% más carbono que el control. El tratamiento con EM respiró 8% más carbono que el tratamiento con glucosa. Usando EM se estimuló la mineralización del carbono en la incubación de laboratorio (11).

En el trabajo de investigación titulado, “Chemical immobilization of Lead, Zinc, and Cadmium in Smelter-Contaminated Soils Using Biosolids and Rock Phosphate”, se tuvo como objetivo evaluar la efectividad de enmiendas orgánicas, alcalinas y fosfatos sobre la inmovilización química para reducir la biodisponibilidad del contaminante, y evaluar el efecto de la acidificación del suelo sobre la extractabilidad de metales en suelos contaminados de fundiciones. Los suelos usados en este experimento fueron colectados de tres sitios contaminados por Zn y Pb por operaciones de molienda y fundición, en Oklahoma. Los tratamientos fueron biosólidos tratados con cal (BSC), un producto de biosólido municipal mezclado con cal, comercializado como N-Viro (NV), roca fosfatada de Nort Carolina (RF), y un biosólido municipal digerido anaeróticamente (BSA). Los suelos tratados (100 g.kg<sup>-1</sup> suelo) y control fueron incubados a 27°C y un contenido de agua de ~0,033 MPa (-0,33 bar) por 90 días. El efecto del tratamiento del suelo sobre la extractabilidad del metal fue evaluado por extracción secuencial, sobre la fitodisponibilidad por un bioensayo de lechuga (*Lactuca sativa*), sobre la biodisponibilidad gastrointestinal (BG) de Pb de ingestión de suelo por la Prueba de Extracción Basada Fisiológicamente. Las mayores reducciones en la extractabilidad de metales y fitodisponibilidad fueron en los tratamientos orgánicos alcalinos (BSC y NV). La fitotoxicidad del Zn (1188 mg Zn.kg<sup>-1</sup>) en el suelo Blackwell fue reducida por BSC, NV y RP a 166, 25, y 784 mg Zn.kg<sup>-1</sup>, respectivamente. La RF fue el único tratamiento que redujo la BG de Pb en soluciones intestinales y gástricas, 23 y 92%, respectivamente. Los tratamientos orgánicos alcalinos (BSC y NV) disminuyó la transmisión de Cd a través de la cadena alimenticia. Los tratamientos alcalinos orgánicos pueden reducir la exposición humana al Cd y Pb reduciendo la fitotoxicidad de Zn y revegetación de sitios contaminados (12).

En el trabajo de investigación titulado: “An inter-laboratory study to test the ability of amendments to reduce the availability of Cd, Pb, and Zn in situ”, comprendió un estudio cooperativo para ensayar la habilidad de varias enmiendas del suelo y reducir la disponibilidad de metales a través de un rango de potenciales receptores. El estudio

involucró a cuatro laboratorios: Rothamsted Research (RRES); UK, CSIRO Land and Water, Glen Osmond, South Australia; University of Washington (UW), USA; and Limburgs Universitair Centrum (LUC), Bélgica. El programa internacional de investigación evaluó la efectividad de la remediación *in situ* de suelos contaminados por cadmio, plomo y zinc, midiendo cambios en el suelo y solución suelo, plantas y microbiota del suelo. Se usó un suelo común, de residuos minero en el estado de Jasper, MO (Misuri). El suelo tuvo pH 5,9; bajo contenido de materia orgánica (1,2 g C.kg<sup>-1</sup>) y una concentración total de Cd, Pb, y Zn de 92, 5022, y 18532 mg.kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Las enmiendas incluyeron cal, fósforo (P), y arcilla roja (AR), ceniza ciclónica (CC), biosólidos (BS), y agua de tratamientos residuales (ATR). Todos los tratamientos disminuyeron la concentración de metales en la solución suelo. Se redujo la fitotoxicidad de metales, con plantas cultivadas en los tratamientos con P con altos rendimientos y baja concentración de metales (0,5 mg Cd; 7,2 mg Pb y 406 mg Zn.kg<sup>-1</sup>). La respuesta de los microorganismos del suelo fue similar a la respuesta de la planta (13).

En el trabajo de investigación titulado: “Remediation of Cadmium Pollution in Soils by Different Amendments: A Column Study”, se tuvo como objetivos (i) investigar la movilidad de Cd en suelos tratados con diferentes enmiendas, y (ii) conocer la profundidad del suelo a la cual se acumula el Cd. Los tratamientos fueron compost de ciudad, cal, yeso, y fosfato, aplicados a tres suelos de la India [Vertisol (Islamnagar), Inceptisol (Amarpur), y Alfisol (Khala)]. Las columnas hechas de PVC fueron llenadas con suelo tratado con diferentes dosis [0,5% de compost de ciudad, 1% de compost de ciudad, 2% de compost de ciudad; 2,5 t cal/ha; 5 t cal/ha; 2,5 t cal/ha+0,5% de compost de ciudad; 2,5 t yeso/ha; 2,5 t yeso/ha + 0,5% de compost de ciudad, y 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> como fosfato de potasio (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)]. Las columnas fueron lixiviadas con 100 mg Cd.L<sup>-1</sup> bajo condición saturada. La cantidad de agua que se mueve a través del suelo fue medida como el volumen de poros. Entre los tratamientos, la aplicación de cal redujo el movimiento de Cd de la superficie del suelo respecto a la profundidad inferior del suelo resultando en 9, 25, y 45% más retención de Cd en la superficie del suelo de las series Islamnagar, Amarpur, y Khala, respectivamente. La explicación para la reducida movilidad del Cd en el suelo encalado puede ser derivado de los cambios de pH en los suelos. En comparación al suelo control, la aplicación de fosfato causó 6, 21 y 30% más retención de Cd en la superficie de los suelos de las series Islamnagar, Amarpur, y Khala, respectivamente. La aplicación combinada de cal y compost de ciudad redujo el movimiento de Cd en el perfil de suelo. Parece que la materia orgánica controla la adsorción de Cd en los suelos. La cantidad de Cd adsorbido incrementó con el incremento del contenido de carbono orgánico, pero la

aplicación de yeso puede lixiviar el Cd más allá de la zona de profundidad de las raíces. En general, el estudio de columna indica que la acumulación de Cd total ocurrió a profundidades de 5-7,5 cm, 7,5-10 cm, y 10-15 cm en las series de suelo Islamnagar, Amarpur, y Khala, respectivamente (14).

En el trabajo de investigación titulado: "Application of different organic wastes in a soil polluted by cadmium: Effects on soil biological properties", se tuvo como objetivo investigar en condiciones de laboratorio la capacidad remediadora de cuatro diferentes residuos orgánicos [estiércol de aves (EA), compost de residuos de algodón (CA), lodo de depuradora (LD) y un sub producto de residuo orgánico sólido municipal (ROM)] a diferentes dosis, sobre un suelo contaminado con cadmio. Se estudió en particular, el efecto de las diferentes enmiendas sobre las enzimas del suelo oxidoreductasa (actividad de la deshidrogenasa) e hidrolasa (actividades de la ureasa,  $\beta$ -glucosidasa y fosfatasa), abundancia de nematodos, peso de lombrices de tierra, concentración de Cd en tejidos de lombrices de tierra y Cd extractable en los suelos. Las muestras de suelo fueron mezcladas con EA a una dosis de 10%, CA a una dosis de 17,2%, LD a una dosis de 23,1% y ROM a una dosis de 13,1%, con el fin de aplicar la misma cantidad de materia orgánica al suelo. Las evaluaciones se realizaron a dos periodos diferentes de incubación (3 y 90 días) en suelos conteniendo 0, 100, 250, 500 y 1000 mg Cd.kg<sup>-1</sup> y con enmiendas. Un suelo sin enmienda fue utilizado como control. Para los suelos contaminados no enmendados, la disminución más alta de propiedades biológicas se presenta a las más altas dosis de Cd al final del periodo de incubación. Para los suelos contaminados enmendados con materiales orgánicos, el porcentaje de inhibición de las actividades enzimáticas del suelo y la concentración de Cd en los tejidos de lombriz de tierra fueron más bajos que en suelos no enmendados con materiales orgánicos. Sin embargo, el porcentaje de inhibición de actividades enzimáticas en el suelo y abundancia de nematodos, peso de lombrices, concentración de Cd en tejidos de lombrices fue diferentes entre los suelos enmendados con materia orgánica. Desde que la capacidad de adsorción de Cd fue mayor en suelos enmendados con CA que en suelos enmendados con EA, LD y ROM, la adición de residuos orgánicos con mayor concentración de ácidos húmicos es más benéfico para remediar suelos contaminados con cadmio (15).

En el artículo de investigación titulado: "Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil", se tuvo como objetivo estudiar la influencia de residuos orgánicos (compost de hongos, residuos de uva y de tabaco) sobre la extracción con DTPA, de Cd, Cu, Ni, y Zn en el suelo. El experimento de incubación se realizó durante 6 meses. Las dosis agregadas de residuos orgánicos en su estado de humedad fueron 0%,

2%, 4%, y 8% del suelo secado al aire sobre base seca. El pH del suelo disminuyó significativamente en los suelos tratados con el compost de hongos y residuos de uva durante el periodo de incubación. La adición de los tres residuos orgánicos causó un incremento significativo en el contenido de materia orgánica de los suelos. La aplicación de residuos de tabaco incrementó significativamente el Cd contenido en el suelo, extractable con DTPA, mientras que adición de residuos de uva y compost de hongos causó una disminución significativa en el Cd extractable contenido en los suelos. El Cu extractable con DTPA disminuyó significativamente con el incremento de las dosis de enmienda de residuos de uva e incrementó con el aumento de dosis de enmienda de residuos de tabaco, pero no hubo un efecto consistente del compost de hongos. La cantidad de Ni extractable con DTPA fue mayor en el compost de hongos agregado al suelo que en el residuo de uva debido al alto contenido de materia orgánica de residuos de uva. El Zn extractable con DTPA incrementó con el aumento de las dosis de las tres enmiendas de residuos orgánicos (16).

### **2.2.2 Trabajos de tesis**

En el trabajo de tesis titulado: “Efecto de enmiendas cálcicas y orgánicas en la absorción de cadmio en plántones de cacao (*Theobroma cacao* L.) en la Región San Martín”, se tuvo como objetivos específicos: (i) determinar el efecto de la aplicación de enmiendas cálcicas y orgánicas, en parámetros biométricos en plántones de cacao, y (ii) evaluar el efecto de la aplicación de enmiendas cálcicas y orgánicas, en la absorción de cadmio en plántones de cacao. Se utilizaron dos enmiendas cálcicas, dolomita e hidróxido de calcio; y tres enmiendas orgánicas, guano de isla, gallinaza y compost; cada una de las fuentes de enmienda con y sin cadmio. Los tratamientos estuvieron dispuestos en un diseño de parcelas divididas, con 5 repeticiones por tratamiento. Los mejores resultados en parámetros biométricos se obtuvieron con el tratamiento guano de isla. Todas las enmiendas orgánicas redujeron el contenido de cadmio, en tallos, hojas y raíces; siendo el tratamiento gallinaza el que tuvo diferencias significativas, respecto al testigo, reduciendo el contenido de cadmio en un 81,48%. La acumulación de cadmio fue mayor en las raíces que en la parte aérea (17).

En el trabajo de tesis titulado: “Efecto de la materia orgánica en la adsorción de cadmio por el suelo, en la localidad de Supte”, se tuvo como objetivos específicos: (i) determinar las concentraciones óptimas de guano de islas y del compost para la disminución de cadmio en el suelo, y (ii) evaluar la sinergia que existe entre el guano de isla y el compost en la disminución de cadmio en el suelo. La investigación se realizó en el

sector de Supte, distrito de Rupa Rupa, Tingo María, aplicando compost y guano de isla, en dosis de 0,5 kg; 1 kg; y 1,5 kg/planta de cacao, durante los meses de junio a noviembre 2013. Los tratamientos fueron dispuestos en un diseño experimental de Bloques Completamente al Azar con arreglo factorial 2 x 4 con tres repeticiones cada una. Los resultados demostraron que la aplicación de abonos orgánicos disminuyó la concentración de Cd total en el suelo, existiendo interacción significativa entre los niveles de compost y guano de isla para la disminución de cadmio en el suelo (18).

## **2.2 Base teórica**

### **2.2.1 El cadmio en el suelo**

#### **2.2.1.1 Significado ambiental del cadmio en el suelo**

El cadmio (Cd) es un metal no esencial que está naturalmente presente en todos los suelos. Se presenta como catión divalente ( $Cd^{+2}$ ) en concentraciones que van de 0,1 a 1,0  $mg.kg^{-1}$ . Las concentraciones comunes de Cd en los suelos son algunas veces mayores que los valores geogénicos debido a las adiciones históricas a través de las deposiciones atmosféricas y el uso de fertilizantes de fósforo (P). Las concentraciones de Cd en el suelo representan solo pequeñas fracciones ( $10^{-4}$  a  $10^{-6}$ ) del total de cationes intercambiables del suelo o de los cationes de la solución suelo. Por lo tanto, la presencia de Cd es improbable que afecte la química del suelo. En contraste, el Cd puede afectar la función ecosistémica a niveles traza debido a su pronunciada toxicidad. Adicionalmente, la toxicidad de Cd en los suelos es persistente, no solo debido a que su tiempo de residencia excede décadas sino también porque su biodisponibilidad no disminuye a largo plazo (19).

Por estas razones, varias acciones se han tomado alrededor del mundo para reducir las emisiones ambientales de Cd. La producción industrial y el uso de Cd han disminuido bruscamente en Estados Unidos y Europa como resultado de la preocupación ambiental acerca del Cd aunque los números globales muestran solo una débil tendencia negativa debido a su uso creciente en China (20).

El riesgo del Cd del suelo a los humanos se presenta en concentraciones de Cd en el suelo muy por debajo de aquellos requeridos para causar efectos visuales y francos sobre las plantas y la biota del suelo. Los efectos a 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 > 90% de la exposición humana al Cd en la población y la mayor parte del Cd dietético es derivado del suelo vía absorción en los principales alimentos, es decir, cereales y papa. La exposición crónica (de

por vida) importa mucho más que los eventos únicos de alta ingesta debido a que el Cd tiene una larga vida media biológica de 15-20 años en humanos y los efectos se manifiestan principalmente en personas mayores (>50 años). Esto significa que un consumo raro de alimentos conteniendo alto Cd que ha crecido en un suelo local contaminado con Cd tiene menos efecto que un consumo de por vida de alimentos moderadamente contaminados. Por estas razones, el riesgo de contaminaciones puntuales en el suelo puede ser bajo si hay suficiente “dilución” con alimentos cultivados en otro lugar. El Cd del suelo local es un riesgo si las personas usan el mismo suelo para la obtención de sus principales alimentos por un apreciable tiempo de su vida. Esta situación se ha presentado en agricultores que practicaban agricultura de subsistencia en Japón. La identificación de la toxicidad del Cd a humanos fue ya descubierta antes de finalizar el siglo diecinueve, pero no solo fue hasta antes de 1960 que el riesgo del Cd en el suelo se hizo claro cuando una enfermedad ósea endémica en la prefectura de Toyama (Japón) estuvo relacionado al Cd en el suelo (21).

#### **2.2.1.2 Fuentes de cadmio en el suelo**

El contenido total de metales pesados en un suelo son la suma de las concentraciones de elementos derivados de los minerales en el material parental geológico sobre los cuales se ha desarrollado el suelo (fuente litogénica) y las entradas de un amplio rango de posibles fuentes antropogénicas (contaminación). Estas incluyen deposición atmosférica de partículas de aerosol (<30 µm de diámetro), lluvia ácida conteniendo metales pesados, o formas gaseosas de elementos, aplicaciones directas de fertilizantes agrícolas, agroquímicos y diferentes materiales orgánicos incluyendo lodos de depuradora, estiércol de ganado, residuos alimenticios y compost. Los materiales tecnogénicos tales como cenizas, residuos de minas y escombros de demolición pueden ser contaminantes en suelos existentes (pedogénicos) o pueden formar el material parental de suelos nuevos, hechos por el hombre (Anthrosols) (26).

La concentración total de metales en un suelo es la suma de todas estas diferentes entradas menos las pérdidas a través de la extracción de plantas o pastoreo, erosión de partículas del suelo por el viento o el agua, lixiviación del perfil del suelo en solución y pérdida por volatilización de formas gaseosas de elementos. Estas son resumidas en la siguiente ecuación descriptiva:

$$M_{\text{total}} = (M_{\text{pm}} + M_{\text{atm}} + M_{\text{sed}} + M_{\text{f}} + M_{\text{ac}} + M_{\text{tm}} + M_{\text{om}} + M_{\text{ic}}) - (M_{\text{cr}} + M_{\text{e}} + M_{\text{l}} + M_{\text{v}})$$

Dónde: M = metal o metaloide, pm = material parental, atm = deposición atmosférica, sed = sedimento depositado, f = fertilizantes, ac = productos químicos agrícolas, tm = materiales tecnogénicos; om = materiales orgánicos, ic = otros

contaminantes inorgánicos, cr = remoción del cultivo, e = erosión, l = lixiviación, and v = volatilización (26).

El Cd en el suelo es enriquecido por las actividades humanas vía deposición atmosférica y a través de aplicaciones de fertilizantes de P y lodos de depuradora. La extracción minera de Cd, producción, uso y disposición son una fuente neta de Cd que puede finalizar en el suelo. Más del 80% del consumo común de Cd es usado en la producción de baterías recargables (20). Otros usos tales como estabilizadores de PVC, pigmentos y enchapados han disminuido bruscamente como resultado de las regulaciones ambientales.

The World Bureau of Metal Statistics (2009) estimó que el consumo anual mundial de Cadmio fue casi 18 000 t en el 2008, lo cual fue 10-20% menor que en el 1991. El consumo de Cd fue elevado en China y disminuyó en los países de occidente. El uso reducido de Cd y el cambio en uso en baterías que son cada vez recicladas ha contribuido a la disminución de emisiones de Cd al agua y a lodos de depuradora en el mundo occidental. Por ejemplo, las concentraciones de Cd de los lodos de depuradora de la planta de tratamiento que ocupa el segundo lugar en el mundo, de Seine Aval (Paris) ha disminuido casi dos veces entre los años 1980 y 2000 mientras que las concentraciones de Zn disminuyeron en mucha menor extensión en el mismo periodo (22).

La emisión de Cd de productores y procesadores de Cd/CdO solo constituyen una mínima parte de las emisiones totales de Cd (23). Las emisiones comunes de Cd de la industria productores de Cd/CdO y la de sus usuarios (incluyendo plantas recicladoras) se ha reducido fuertemente en la Unión Europea (UE) comparado a los estimados de hace 20 años. La principal fuente de ingreso neto de Cd a gran escala son las aplicaciones de fertilizantes de P, producción de Fe y acero y combustión de aceite. Los datos publicados sugieren que la relación promedio de entrada de Cd al suelo vía fertilizante fosfatado ( $231 \text{ t.año}^{-1}$ ) respecto a la deposición atmosférica ( $124 \text{ t.año}^{-1}$  de emisión al aire) es de casi 2:1 (23).

La contribución de los fertilizantes fosfatados a la acumulación de Cd en el suelo está bien establecida, con los datos de Australia, donde se encontró que el Cd del suelo en parcelas experimentales incrementó con aplicaciones acumulativas de P a las parcelas (24). Numerosos estudios a largo plazo en el Reino Unido, Dinamarca, Francia y Australia han demostrado el incremento gradual de Cd en el suelo con un incremento típico de 0,1 a 0,3 mg Cd.kg<sup>-1</sup> en un periodo de 100 años (23).

La contribución de los fertilizantes de fósforo al Cd del suelo ha permitido, lógicamente, a proyectos para limitar el Cd en los fertilizantes de P. Un modelamiento de balance de masas ha sido usado para estimar las concentraciones permisibles en fertilizantes, es decir, concentraciones en la cual el balance de pérdida anual no incrementa las concentraciones de Cd en el suelo. Una considerable fracción de los fertilizantes europeos tiene concentraciones de Cd > 60 mg.kg<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (23). Esta evaluación mostró que en 100 años de continuo uso de fertilizantes de P con un promedio de relación Cd/P de caso 140 mg Cd.kg<sup>-1</sup> P (60 mg Cd.kg<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) podría incrementar el Cd en el suelo en 20%. Esto podría también incrementar la cadena alimenticia de Cd casi en la misma proporción ya que no se observa una fijación de Cd durante este proceso (25).

### **2.2.1.3 Transformaciones de cadmio en el suelo**

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. Sin embargo, la nube de electrones de este catión es polarizable y es considerado como un metal de clase B en la clasificación de metales de Schwarzenbach (A = duro como Ca<sup>+2</sup>, C = suave como Cu<sup>+2</sup>), por lo tanto el Cd<sup>+2</sup> participa en enlaces covalentes con superficies y es, por lo tanto menos soluble que los cationes duros. Los cationes de clase B tales como el Cd<sup>+2</sup> forman complejos de esfera externa con alta selectividad sobre las superficies mientras que los cationes duros pueden enlazarse como cationes de esfera externa. El Cd<sup>+2</sup> forma enlaces más fuertes con las partículas o coloides del suelo que el Ca<sup>+2</sup>, sin embargo estos enlaces no son tan fuertes como para los metales de transición como el Cu<sup>+2</sup> (27).

Las concentraciones de Cd en la solución suelo en los suelos de pH neutro no contaminados está en el rango de <0,1 a 5 µg.L<sup>-1</sup> (Cd total ~0,2 mg Cd.kg<sup>-1</sup>). Esto significa que solo una fracción muy pequeña del Cd total está presente en la solución suelo y que las pérdidas anuales de Cd por lixiviación son generalmente insignificantes. Los mecanismos de enlace precisos de Cd en el suelo son casi imposibles de detectar con técnicas de espectroscopia común en concentraciones relevantes ambientalmente. Por lo tanto, los datos de solubilidad o extracción química son usados indirectamente para inferir los mecanismos de enlace de Cd. Christensen (28) sugirió que la adsorción y no la precipitación controlan el Cd en solución en el rango de concentración ambientalmente relevante en el suelo (0,1 a 10 mg Cd.kg<sup>-1</sup> suelo); el Cd en solución incrementa casi proporcionalmente a la adición de Cd mientras que las reacciones de precipitación podrían inferir concentraciones constantes en solución con el incremento de adiciones de Cd. La precipitación es improbable que controle la solubilidad de Cd a menos que la contaminación

de Cd sea excesiva y el valor de pH sea  $> 7,0$ . Por ejemplo, el producto de solubilidad del  $\text{CdCO}_3$  ( $K_{sp} = 10^{-12}$ ), la forma de Cd posiblemente más insoluble en suelos aeróbicos, predice que el Cd precipita en suelos calcáreos a pH 7,5 solo sobre  $55 \mu\text{g Cd}^{+2}.\text{kg}^{-1}$ . Las reacciones de adsorción y complejación en solución en todo el suelo típicamente reducen el  $\text{Cd}^{+2}$  en aquel pH a  $<10 \mu\text{g}.\text{L}^{-1}$  para suelos que tengan hasta  $10 \text{ mg Cd}.\text{kg}^{-1}$ . Esto significa que las concentraciones de Cd en solución, claramente van más allá del rango de concentraciones de Cd en el suelo (27).

Evidencias empíricas sobre la adsorción de Cd revelaron que la textura del suelo tiene un débil efecto sobre la adsorción de Cd (algunas veces más adsorción sobre textura franco arenoso que arena franca), esa fuerza de adsorción a concentraciones bajas de Cd es marcadamente mayor que en altas concentraciones (heterogeneidad del lugar) y que el pH tiene un marcado efecto sobre la adsorción de Cd (28, 29) mientras que un incremento de 10 veces, de  $\text{Ca}^{+2}$  en solución, disminuye la adsorción de  $\text{Cd}^{+2}$  solo en factores de 2 a 3. Los datos de solubilidad de cadmio en suelos contrastantes revelaron que el pH es generalmente el factor estadístico primario asociado con las concentraciones de Cd en solución, seguido por el contenido de materia orgánica del suelo (29,30).

La materia orgánica, los hidróxidos 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 en la adsorción de Cd sobre la materia orgánica u oxihidróxidos, debido a que el Cd se enlaza a átomos de oxígeno superficiales de carboxilos o grupos fenólicos de sustancias húmicas o a una superficie de grupos hidroxil sobre los oxihidróxidos (27).

### **2.2.2 Las enmiendas en suelos contaminados**

Los suelos contaminados por sales o metales pesados pueden también recuperarse in situ añadiéndoles sustancias orgánicas e inorgánicas y mezclándolas con los horizontes del suelo para transformar los contaminantes. Entre las estrategias de descontaminación de suelos salinos está la adición de compuestos químicos (o la utilización de agua de riego) que contengan calcio para que sustituya al sodio y el empleo de residuos orgánicos (36).

Está demostrado que la adición de materia orgánica a suelos salinos puede acelerar el lavado de Na, disminuir el porcentaje de sodio intercambiable y la conductividad eléctrica e incrementar la infiltración de agua, la capacidad de retención de agua, la estabilidad estructural (37), la biomasa del suelo y diversas actividades enzimáticas (38, 39). Por otro lado, la aplicación de carbonatos, zeolitas, fosfatos, minerales de hierro, bentonitas, hidróxido cálcico, compost o levaduras también ha sido empleada a la hora de inmovilizar

y reducir la disponibilidad de metales tóxicos como el Pb, U, As, Zn, Ni, Sr, Cu y Cd (40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48).

Los mecanismos de secuestro de metales en suelos por estas enmiendas no se conocen por completo (49, 50). Aunque los experimentos de campo indican la eficacia de estos tratamientos de inmovilización in situ, existen dudas sobre si estos mecanismos de recuperación son permanentes o reversibles en el tiempo. Si el tratamiento in situ induce su efecto a través de un cambio de pH, dando lugar a una mayor precipitación o adsorción, entonces una reacidificación del suelo podría aumentar de nuevo la biodisponibilidad de los metales y su toxicidad (49). Sin embargo, si las enmiendas promueven el secuestro de metales en formas no lábiles en el suelo, atrapados en las estructuras de las arcillas o complejados por enlaces covalentes, entonces la inmovilización de los metales puede ser mucho más duradera (51).

#### **2.2.1.1 Enmiendas orgánicas: El estiércol de lombriz.**

La materia orgánica agregada al suelo también afecta la movilidad de los metales pesados que pueden (Ejemplo Zn) o no pueden (Ejemplo Cd) servir como nutrientes de las plantas. La adición de materia orgánica al suelo puede disminuir o incrementar la disponibilidad de metales, solubilidad, y absorción por la planta. La materia orgánica insoluble usualmente forma complejos organometales insolubles o adsorbe iones metálicos, haciéndolos menos disponibles para la absorción por la planta o lixiviación. Sin embargo, muchas enmiendas orgánicas tienen un componente de Carbono soluble o generan productos de descomposición solubles, y la materia orgánica soluble puede incrementar la solubilidad al formar complejos órgano metales solubles. La influencia de la materia orgánica sobre la movilidad de los metales también puede ser modificado por el pH de la solución (52).

Además de estos efectos, la materia orgánica puede afectar la movilidad de algunos metales, debido a que la materia orgánica en descomposición estimula las condiciones reductoras a medida que los microorganismos agotan el suministro de oxígeno del suelo y reducen otros aceptores de electrones. Entre los nutrientes de las plantas, el manganeso y el hierro son especialmente propensos a incrementar su solubilidad bajo condiciones reductoras. En contraste, la materia orgánica descomponible (como el estiércol) puede reducir la solubilidad y toxicidad de cromo reduciendo el Cr(VI) tóxico a la forma mucho más inmóvil Cr(III) (52).

La fracción orgánica de los suelos se origina de la biomasa que es característica de un suelo activo. Aunque, estrictamente hablando, los componentes orgánicos muertos y

los organismos vivos son incluidos en el término materia orgánica del suelo (MOS) como es usado ampliamente hoy día, la materia orgánica se refiere confusamente solo a la fracción no viva producida por la degradación y descomposición de plantas y animales (53). Este material muerto puede ser dividido en: (i) materiales degradados en los cuales la anatomía de las sustancias de las plantas, son aún visibles, y (ii) material completamente descompuesto. Toda la vida microbial y macro dentro del suelo (esto es, bacterias, hongos, hormigas, y más) son comúnmente ignorados, aunque ellos controlan muchas reacciones bioquímicas muy importantes. El primer grupo, los materiales degradados, es significativo en la física del suelo (protección del suelo por mantillo de hojas, disminución de la densidad de volumen y afectación de la estructura del suelo). Sin embargo, desde el punto de vista de la química del suelo, esta fracción orgánica no descompuesta es químicamente de menor importancia debido a que exhibe su estructura intacta y un área superficial relativamente pequeña dejándolo inactivo como un adsorbente. Cuando este tipo de materia orgánica está unida con la superficie del suelo, se usa el término litter. En suelos forestales y de pastos, el litter es particularmente importante en el proceso del ciclo de nutrientes. El segundo grupo, la fracción, descompuesta, llamada humus, está constituida de sustancias humificadas y no humificadas, y es de principal importancia en la química del suelo, aunque su naturaleza y acumulación en los suelos depende del tipo y cantidad del material vegetal original (54).

El humus fue definido por Stevenson (55) como la fracción orgánica total en los suelos, exclusivo de plantas no descompuestas y material animal, sus productos de descomposición parcial, y la biomasa del suelo. Actualmente, muchos otros científicos consideran que el humus también es material del suelo oscuro, coloidal y amorfo compuesto de fracciones orgánicas complejas de origen microbial, vegetal y animal (56). La presencia del humus promueve el desarrollo de plantas, animales y biodiversidad microbial (57). Las fracciones orgánicas complejas del humus, incluye sustancias sintetizadas y sub productos de microorganismos, como las sustancias húmicas, que incluyen los ácidos húmicos y fúlvicos, aunque la lignina puede estar presente en cantidad significativa (54).

El estiércol de lombriz está constituido por los excrementos de las lombrices dedicadas especialmente a transformar los residuos orgánicos y también a los que producen las lombrices de tierra como sus desechos de digestión. Es uno de los abonos orgánicos de mejor calidad debido particularmente a su efecto en las propiedades biológicas del suelo, debido a la gran flora microbiana que contiene: dos 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 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; además los agregados del estiércol de lombriz son resistentes a la erosión hídrica (58).

La obtención del estiércol de lombriz, es un proceso de compostaje rápido, también denominado vermicompostaje, en el cual capas de ciertas lombrices de tierra (epigeas) son agregadas para ayudar a la transformación del material orgánico previamente preparado. El vermicompost consiste esencialmente de residuos (estiércol) eliminado por las lombrices de tierra que comen las materias primas en pilas aireadas y húmedas. Las pilas son mantenidas superficialmente para evitar que el calor pueda matar a las lombrices (7).

#### **2.2.1.2 Enmienda inorgánica: la cal.**

La aplicación de cal al suelo se denomina encalado, y consiste básicamente en la aplicación al suelo de sales básicas que neutralizan la acidez. Los materiales que se utilizan como alcalinizantes o correctivos son principalmente carbonatos, óxidos, hidróxidos y silicatos de calcio y magnesio. Debido a su diferente naturaleza química, estos materiales presentan una variable efectividad (59).

La inmovilización química es un método de remediación *in situ* donde los materiales baratos (como fertilizantes, productos de desecho) son agregados a suelos contaminados para reducir la solubilidad de metales pesados contaminantes. Debido a que la solubilidad de los contaminantes está relacionada a su movilidad y biodisponibilidad, la inmovilización química puede reducir el riesgo ambiental. Muchos estudios se han conducido en la última década usando enmiendas químicas (incluyendo materia orgánica, materiales alcalinos, y fertilizantes fosfatados para la remediación química de Pb, Cd y Zn en suelos contaminados). Las enmiendas orgánicas usadas para inmovilizar Pb, Cd, y Zn en suelos contaminados incluyen biosólidos municipales (lodos de depuradora), compost, estiércoles, y turba (60, 61).

Una tecnología que ha recibido una considerable cantidad de atención es la inmovilización *in situ* de metales pesados en los suelos por la adición de diferentes enmiendas. La inmovilización *in situ* se basa en la adición de una enmienda al suelo para incrementar la proporción del metal total del suelo dentro de la fase sólida, por precipitación

o incremento de la adsorción del metal disminuyendo por lo tanto la disponibilidad del metal (62,63). El objetivo de la inmovilización no es remover el metal contaminante del suelo sino reducir su disponibilidad y actividad. Un gran número de diferentes enmiendas han sido propuestas y ensayadas para la inmovilización *in situ* de los metales pesados en el suelo. Las enmiendas han incluido productos agrícolas como la cal (64) y materia orgánica (65).

Las enmiendas *in situ* para reducir la biodisponibilidad de metales en los suelos ofrece una alternativa a la remoción y reemplazo estándar. La meta de la adición de enmiendas es la reducción en la fracción biodisponible del metal. La concentración total del metal no es significativamente reducida por la adición de enmiendas. Las enmiendas son agregadas para incrementar la fracción del metal que se distribuye en la fase sólida, a través de la precipitación de minerales discretos o a través del incremento de la adsorción del metal. Esto puede ocurrir a través del aumento de la capacidad complejante del metal al suelo o a través de la adición de un exceso de elementos particulares, ya presentes en el suelo, para cambiar el equilibrio en favor de la precipitación (13).

Aunque el encalado está dirigido principalmente a disminuir la acidez del suelo, cada vez se acepta más como una importante herramienta de manejo para reducir la toxicidad de metales pesados en los suelos (66). Una gama de materiales de encalado está disponible, los cuales varían en su habilidad para neutralizar la acidez. Estos incluyen calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), cal viva ( $\text{CaO}$ ), cal apagada ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), dolomita ( $\text{CaMg(CO}_3)_2$ ), y silicatos de calcio ( $\text{CaSiO}_3$ ). El valor de neutralización ácida de los materiales encalantes está expresado en términos de Carbonato de Calcio Equivalente (CCE), definido como la capacidad de neutralización ácida de un material encalante expresado como porcentaje en peso del  $\text{CaCO}_3$  puro. Un valor neutralizante  $> 100$  indica mayor eficiencia del material en relación al  $\text{CaCO}_3$  puro. La cantidad de material encalante requerido para rectificar la acidez del suelo depende del valor neutralizante del material encalante y la capacidad tampón de pH del suelo (67).

Se ha presentado varias razones para la inmovilización de metales en los suelos, inducida por el pH. Primero, un incremento en el pH en suelos de carga variable causa un incremento en la carga superficial negativa, resultando en un incremento en la adsorción de cationes. Segundo, un incremento en el pH del suelo es probable que resulte en la formación de especies de hidróxido de cationes metálicos (por ejemplo,  $\text{CdOH}^+$ ) que tienen una mayor afinidad por los sitios de adsorción que los cationes metálicos. Y tercero, la precipitación de Cadmio como  $\text{Cd(OH)}_2$  es probable que resulte en una mayor retención a  $\text{pH} > 10$  (68).

### **2.2.1.3 Los microorganismos eficaces (EM)**

Se usa el término “microorganismos eficaces” o en inglés *efficient microorganisms* (EM) para denotar cultivos mixtos específicos de microorganismos benéficos conocidos que son empleados efectivamente como inoculantes microbianos (69). EM es una tecnología desarrollada por el Doctor Teruo Higa en la década de los ochenta en Okinagua, Japón y ha sido empleada en diferentes campos como la agricultura, industria animal, remediación ambiental, entre otros y se encuentra en la actualidad ampliamente distribuida (70).

EM es un cultivo de microorganismos no modificados genéticamente, con diversos tipos de metabolismo, que al encontrarse juntos presentan relaciones sinergistas, de cooperación y cometabolismo. Estudios de las interacciones entre los diferentes integrantes de las comunidades microbianas han demostrado en varias ocasiones una mayor eficiencia de estos consorcios en los procesos de degradación, frente a estudios que involucran solo a un gremio (69).

Los microorganismos del EM poseen varias características útiles en procesos de biorremediación, entre las cuales se encuentran la fermentación de materia orgánica sin la liberación de malos olores y su capacidad de convertir los desechos tóxicos ( $H_2S$ ) en sustancias no tóxicas ( $SO_4$ ) (71), propiedades desionizantes que favorecen la detoxificación de sustancias peligrosas, quelación de metales pesados, producción de enzimas como la lignina peroxidasa, entre otras (72).

Los microorganismos eficientes, como inoculante microbiano, restablece el equilibrio microbiológico del suelo, mejorando sus condiciones físico-químicas, incrementando la producción de los cultivos y su protección; además conserva los recursos naturales, generando una agricultura sostenible. Los efectos de los microorganismos eficaces en el suelo, están enmarcados en el mejoramiento de las características físicas, biológicas y supresión de enfermedades. Entre sus efectos se pueden mencionar: Efectos en las condiciones físicas del suelo: mejora la estructura y agregación de las partículas del suelo, reduce su compactación, incrementa los espacios porosos y mejora la infiltración del agua. Efectos en la microbiología del suelo: suprime o controla las poblaciones de microorganismos patógenos que se desarrollan en el suelo por competencia. Incrementa la biodiversidad microbiana, generando las condiciones necesarias para que los microorganismos benéficos nativos prosperen (73).

El EM es un cóctel líquido que contiene más de 80 microorganismos benéficos de origen natural. A continuación, se describen algunos de los principales tipos de microorganismos presentes en el EM y su acción:

### **Bacterias fotosintéticas (*Rhodopseudomonas spp.*)**

Las bacterias fotosintéticas o fototrópicas son un grupo de microorganismos independientes y autosuficientes. Estas bacterias sintetizan sustancias útiles a partir de las secreciones de las raíces, materia orgánica y/o gases nocivos (sulfuro de hidrógeno), usando la luz solar y el calor del suelo como fuentes de energía (73).

### **Bacterias ácido lácticas (*Lactobacillus spp.*)**

Las bacterias ácido lácticas producen ácido láctico a partir de azúcares y otros carbohidratos desarrollados por bacterias fotosintéticas y levaduras. Desde tiempos antiguos, muchos alimentos y bebidas como el yogurt y los pepinillos son producidos usando bacterias ácido lácticas. Las bacterias ácido lácticas tienen la habilidad de suprimir microorganismos causantes de enfermedades como *Fusarium*, los cuales aparecen en sistemas de producción continua. Bajo circunstancias normales, las especies como *Fusarium* debilitan las plantas cultivadas, exponiéndolas a enfermedades y a poblaciones crecientes de plagas como los nematodos. El uso de bacterias ácido lácticas reduce las poblaciones de nematodos y controla la propagación y diseminación de *Furasium*, mejorando así el medio ambiente para el crecimiento de cultivos (73).

### **Levaduras (*Saccharomyces spp.*)**

Las levaduras sintetizan sustancias antimicrobiales y otras sustancias útiles para el crecimiento de las plantas, a partir de aminoácidos y azúcares secretados por las bacterias fotosintéticas, la materia orgánica y las raíces de las plantas (73).

Las especies utilizadas para la mezcla de los microorganismos eficaces se aíslan de sus respectivos ambientes donde el EM se utiliza extensivamente y se combinan en un medio a base de azúcar. El azúcar usado comúnmente es la melaza o azúcar cruda, y la solución se mantiene a un pH bajo que se extiende entre 3.0 y 4.0. Cabe anotar, que la mezcla no contiene ningún organismo importado de Japón, ni contiene organismos genéticos modificados. Por lo tanto, el EM se hace en más de 40 países en todos los continentes, de especies aisladas en las diferentes localidades. La tecnología es así segura, eficaz y ambientalmente fácil y es de fácil acceso a los granjeros en países desarrollados y en vías de desarrollo. Sobre esta base, la tecnología se utiliza o se investiga en países que se extienden de Austria a Zimbabwe (74).

En cuanto a la seguridad de los EM, el Dr. James F. Parr, Microbiólogo de Suelos, Servicio de Investigación de Agricultura del Ministerio de Agricultura de los EE.UU., declaró en junio de 1995: “El servicio de Investigación de Agricultura del USDA ha conducido pruebas en laboratorio, invernadero y campo con el EM de Kyusei y ha encontrado que es un cultivo mixto de bacterias comunes, bacterias fotosintéticas, levaduras y actinomicetos. Estos microorganismos no son “modificados” o de tipo exótico, y no se conocen efectos dañinos para las plantas o los seres humanos (75).

La tecnología fue introducida al mundo en una conferencia internacional llevada a cabo en Tailandia en 1989, donde un programa de investigación para probar su eficacia fue emprendido por 13 países de la región de Asia del Pacífico. Después de eso, este programa abarcó muchos foros internacionales, incluyendo la Federación Internacional de Movimientos de Agricultura orgánica (IFOAM) (74).

En los Estados Unidos, el EM ha sido aprobado por una organización orgánica oficialmente reconocida. Hasta la fecha, los productos del EM están registrados con los Departamentos de Alimentos y Agricultura para la distribución en California, Arizona, Texas, Nuevo México, Washington, Carolina del Norte, Indiana, Illinois e Iowa (74).

Los productos que contienen el EM no plantean ningún riesgo potencial al medioambiente, ni a los seres humanos y ni a la vida salvaje, ya que son microorganismos que se encuentran en la naturaleza y han sido utilizados durante años en los procesos alimenticios y en la destilación del alcohol. Asimismo, no se han presentado casos de afectación por la utilización de EM y a este producto no se aplica el principio de precaución (75) utilizado en la legislación ambiental colombiana.

Estos microbios beneficiosos sintetizan y consumen las sustancias que causan la putrefacción, malos olores y enfermedades, eliminando la mayoría de microbios patógenos por medio de la exclusión competitiva. El EM se hace inactivo por el oxígeno, así que prospera en la contaminación y muere en condiciones limpias. Es auto reductor, lo cual significa que los microbios mismos, son consumidos en el proceso por las enzimas naturalmente presentes dentro de ellos, por lo tanto, no hay acumulación del lodo microbiano. No existe contaminación secundaria asociada a usar el EM (74).

### **2.3 Definición de términos básicos.**

**Contaminación.** Distribución de una sustancia química o una mezcla de sustancias en un lugar no deseable (aire, agua, suelo), donde puede ocasionar efectos ambientales o sobre

la salud observa. La contaminación puede ser ocasionada por la producción industrial, transporte, agricultura o escorrentía (76).

**Metales pesados.** Los metales pesados son un grupo de elementos químicos que presentan una densidad relativamente alta y cierta toxicidad para los seres humanos. Los contaminantes como los metales pesados tienen la capacidad de provocar cambios evolutivos debido a sus efectos dañinos en plantas (76).

**Suelo.** El mineral no consolidado o materia orgánica sobre la superficie de la tierra que ha estado sujeta y ha mostrado efectos de factores ambientales y genéticos de clima. Este difiere del material del cual se deriva en muchas propiedades y características, físicas, químicas, biológicas y morfológicas (77).

**Muestra de suelo.** Una muestra representativa de un área, un campo, o una porción de un campo en el cual se pueden determinar propiedades físicas, químicas y biológicas (77).

**Adsorción.** Retención de iones sobre superficies sólidas en el suelo por combinación de mecanismos de intercambio iónico, adsorción específica, precipitación y complejación orgánica (26).

**Biosólido.** Material sólido y semisólido en el residuo de tratamiento de aguas, también llamado lodos de depuradora (26).

**Quelato.** Complejo conteniendo dos o más enlaces separados entre un ligante polidentado y un átomo central simple (26).

**Substancias húmicas.** Principales constituyentes orgánicos del suelo (ácidos húmicos y fúlvicos) formados por degradación bacteriana de tejidos de plantas, especialmente lignina (77).

**Reacción del suelo.** El grado de acidez o alcalinidad del suelo, usualmente expresado como valor de pH o por términos que van de extremadamente ácidos para valores de pH <4,5 a muy fuertemente alcalinos para valores de pH > 9,0 (77).

**Enmienda del suelo.** Cualquier material, como cal, yeso, ceniza, o acondicionador sintético, que se aplica al suelo para favorecer el crecimiento de las plantas (77).

**Materia orgánica del suelo.** La fracción orgánica del suelo que incluye residuos de plantas y animales en diversos estados de descomposición, células y tejidos de organismos, y sustancias sintetizadas por la población del suelo. (77).

**Solución suelo.** La fase líquida acuosa del suelo y sus solutos, constituidos por iones disociados de las superficies de las partículas del suelo y de otros materiales solubles (77).

**Complejo de adsorción.** El grupo de sustancias orgánicas e inorgánicas en el suelo capaces de absorber iones y moléculas (77).

**Biorremediación.** La descontaminación o restauración de suelos degradados o contaminados por medio de mejora de la degradación química u otras actividades de los organismos del suelo (77).

**Catión.** Un ion cargado positivamente; durante la electrólisis es atraído a los cátodos cargados negativamente (77).

**Humus.** La fracción más o menos estable de la materia orgánica del suelo que permanece después que las principales fracciones de los residuos de animales y plantas agregados se han descompuesto. Usualmente es de color oscuro (77).

**Caliza.** Una roca sedimentaria compuesta primariamente de calcita ( $\text{CaCO}_3$ ). Si la dolomita ( $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$ ) está presente en apreciables cantidades, es llamada caliza dolomítica (77).

## **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 validar tales hipótesis, deduciendo de ellas conclusiones que deben confrontarse con los hechos (78).

##### **3.1.2 Método específico**

Se utilizó el método de análisis: digestión de la muestra de suelo y medición mediante espectroscopia de absorción atómica de llama. El método de espectroscopia 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 (79).

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 (80).

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 (79).

### **3.1.3 Alcance de la investigación**

#### **3.1.3.1 Tipo de investigación**

El tipo de investigación es *aplicada*, pues es de naturaleza eminentemente práctica para aplicar los fundamentos de la ciencia del suelo en la determinación del contenido de cadmio en el suelo contaminado, sometido a diferentes tratamientos.

La investigación aplicada consiste en realizar trabajos aplicados con la finalidad de adquirir nuevos conocimientos, sin embargo, está dirigido fundamentalmente a un objetivo práctico específico. Este tipo de investigación implica la consideración de todos los conocimientos existentes y su profundización, en un intento de solucionar problemas específicos. Los resultados de la investigación aplicada se refieren, en primer lugar, a un único producto o a un número limitado de productos, operaciones, métodos o sistemas (81).

#### **3.1.3.2 Nivel de investigación**

La investigación es explicativa, porque el interés está en explicar el efecto de las diferentes dosis de EM en las propiedades físico químicas del suelo y la cantidad de cadmio.

Este nivel de investigación tiene como objetivo explicar los fenómenos y el estudio busca explicar las causas por las que se provoca el fenómeno o evento (81).

### 3.2 Diseño de la investigación

#### 3.2.1 Diseño experimental

Los tratamientos fueron dispuestos en un Diseño Completamente al Azar (DCA) con arreglo factorial 2 x 2 x 2 (Tabla2), haciendo un total de 8 tratamientos, cada uno con 3 repeticiones, haciendo un total de 24 unidades experimentales. (86)

Tabla 2. Combinación de tratamientos en estudio

Descripción	Combinación de factores = Tratamientos (8)							
Factor A (% Estiércol de Lombriz)	$a_1 = 0$				$a_2 = 20$			
Factor B (% EM)	$b_1 = 0$		$b_2 = 20$		$b_1 = 0$		$b_2 = 20$	
Factor C ( $\text{g.kg}^{-1}$ $\text{CaCO}_3$ )	$c_1 = 0$	$c_2 = 1$	$c_1 = 0$	$c_2 = 20$	$c_1 = 0$	$c_2 = 20$	$c_1 = 0$	$c_2 = 20$
Repetición 1	$a_1b_1c_1$	$a_1b_1c_2$	$a_1b_2c_1$	$a_1b_2c_2$	$a_2b_1c_1$	$a_2b_1c_2$	$a_2b_2c_1$	$a_2b_2c_2$
Repetición 2	$a_1b_1c_1$	$a_1b_1c_2$	$a_1b_2c_1$	$a_1b_2c_2$	$a_2b_1c_1$	$a_2b_1c_2$	$a_2b_2c_1$	$a_2b_2c_2$
Repetición 3	$a_1b_1c_1$	$a_1b_1c_2$	$a_1b_2c_1$	$a_1b_2c_2$	$a_2b_1c_1$	$a_2b_1c_2$	$a_2b_2c_1$	$a_2b_2c_2$

Fuente: Elaboración propia

Modelo aditivo lineal del diseño experimental:

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

Donde:

$\gamma_{ik}$  = Cualquier observación del experimento

$\mu$  = Media poblacional

$\tau_i$  = Efecto del i-ésimo tratamiento

$\varepsilon_{ij}$  = Error experimental

$i$  = cualquier tratamiento

### 3.2.2 Caracterización del suelo contaminado

Se localizó un área del centro poblado de Huancaní, distrito de Leonor Ordoñez, provincia de Jauja, con suelos contaminados con cadmio, debidamente georreferenciados (Figura 1). Se muestreó al azar, tomando 15 muestras simples de la primera capa u horizonte (A), aproximadamente se obtuvo 25 kg de suelo en total, lo cual fue debidamente mezclado y homogenizado para obtener 1 kg de muestra compuesta para el posterior análisis de caracterización, en el laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima.

Tabla 3. Análisis de caracterización del suelo del experimento

Parámetro	Método	Unidad de expresión
<b>Textura</b>	Hidrómetro	Clase textural
<b>Salinidad</b>	Conductómetro	dS.cm <sup>-1</sup> .
<b>pH</b>	Potenciómetro	Unidad pH
<b>Calcáreo total (CaCO<sub>3</sub>)</b>	Gasovolumétrico	%
<b>Materia orgánica</b>	Walkley-Black	%
<b>Fósforo disponible</b>	Olsen modificado	ppm
<b>Potasio disponible</b>	Acetato de amonio 1N	ppm
<b>Capacidad de Intercambio Catiónico</b>	Acetato de amonio 1N	meq.g <sup>-1</sup>
<b>Cationes cambiables: Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup></b>	Absorción atómica	meq.g <sup>-1</sup>

Fuente: (85)

### 3.2.3 Tratamientos en estudio.

Tabla 4. Tratamientos del estudio

Tratamiento	Descripción			
	Clave	CaCO <sub>3</sub> (g/kg)	EL (%)	EM (%)
T1	A <sub>0</sub> B <sub>0</sub> C <sub>0</sub>	0	0	0
T2	A <sub>0</sub> B <sub>0</sub> C <sub>1</sub>	0	0	20
T3	A <sub>0</sub> B <sub>1</sub> C <sub>0</sub>	0	20	0
T4	A <sub>0</sub> B <sub>1</sub> C <sub>1</sub>	0	20	20
T5	A <sub>1</sub> B <sub>0</sub> C <sub>0</sub>	1	0	0
T6	A <sub>1</sub> B <sub>0</sub> C <sub>1</sub>	1	0	20
T7	A <sub>1</sub> B <sub>1</sub> C <sub>0</sub>	1	20	0
T8	A <sub>1</sub> B <sub>1</sub> C <sub>1</sub>	1	20	20

Fuente: elaboración propia

### 3.2.4 Conducción experimental

La utilización del estiércol de lombriz, tuvo como principal objetivo acondicionar el suelo para la actividad de los microorganismos eficientes que se aplicaron en dos dosis, en una proporción de 0 y 20%, considerando que el suelo del experimento, tenía un contenido medio de materia orgánica (MO = 2 - 4%), y en la medida que el tratamiento tenga una dosis alta, es de esperar observar los efectos en un pequeño volumen de suelo.

El material utilizado (humus de lombriz) provino del Instituto Nacional de Innovación Agraria (INIA), sede Huancayo, ubicado en el anexo de Hualahoyo, distrito del El Tambo, cuyo análisis realizado en el Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima.

Los microorganismos eficaces (EM) fueron activados previamente, utilizando melaza, agua destilada y el producto comercial EM. Según las proporciones indicadas en los tratamientos (0 y 20% de EM), se procedió a la activación de los Microorganismos Eficaces con melaza de caña para cada tratamiento, preparando 12 disoluciones debidamente etiquetadas por dosis (4 tratamientos, cada uno con tres repeticiones), cada una de 240 mL. Para tal efecto se utilizó tres jeringas graduadas, una para los EM, otra

para melaza y otra para el agua destilada. Una vez preparadas las disoluciones de cada tratamiento, se cerraron herméticamente las botellas, colocándolas en cajas en un lugar bajo techo, para su utilización al cabo de una semana.

El carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) fue de calidad reactivo.

### 3.3 Población y muestra

#### 3.3.1 Población

Suelos agrícolas contaminados con cadmio en un terreno de 903.6 m<sup>2</sup> centro poblado de Huancaní, distrito de Leonor Ordoñez, provincia de Jauja, departamento de Junín, ubicados en la margen derecha del río Mantaro.

#### 3.3.2 Muestra.

Suelo del horizonte Ap a una profundidad promedio de 20 cm, 15 muestras obtenidas de una parcela agrícola contaminado con cadmio, centro poblado de Huancaní, distrito de Leonor Ordoñez, provincia de Jauja.

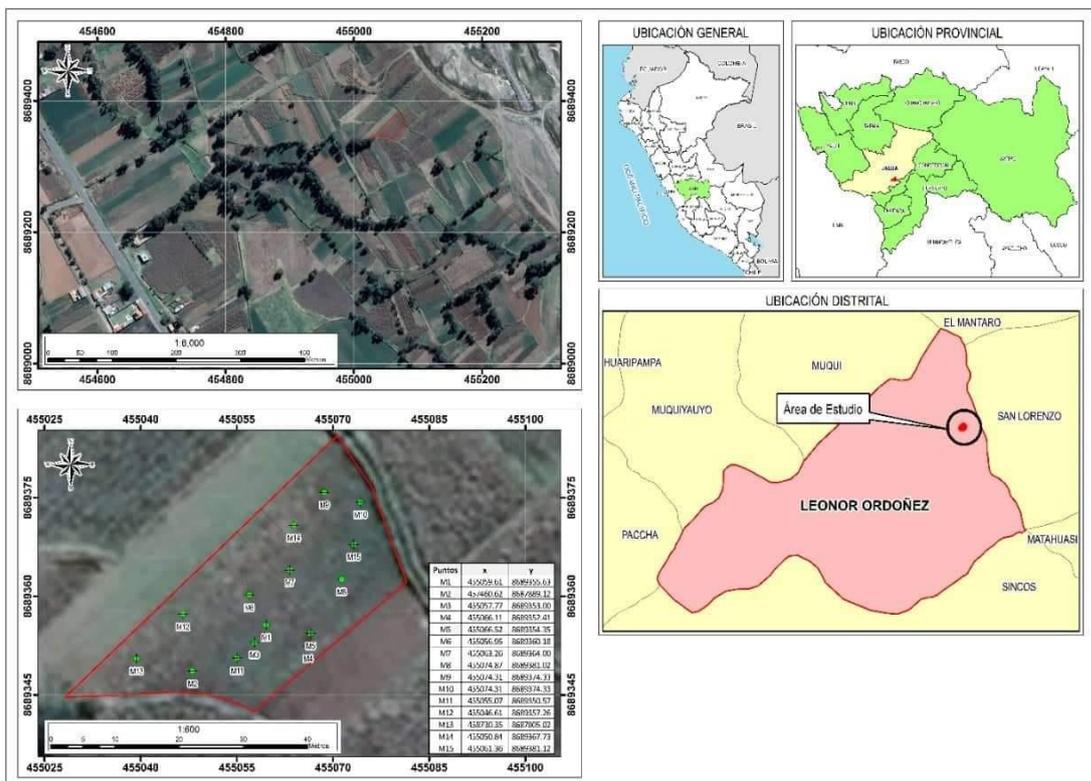


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo. Distrito de Leonor Ordoñez (Huancaní), provincia de Jauja, departamento de Junín.

Fuente: elaboración propia

### 3.4 Técnicas de recolección de datos.

El muestreo de suelos fue al azar, habiéndose obtenido un promedio de 5 kg de una muestra compuesta, resultado de 15 muestras simples de suelo.

Las muestras de suelo simples fueron recolectadas de una parcela agrícola contaminada con cadmio del centro poblado de Huancaní, distrito de Leonor Ordoñez, a una profundidad promedio de 20 cm haciendo un hoyo en forma de "V".

Se utilizó bolsas de yute para obtener las 15 muestras simples, cada una de un promedio de 1 kg de peso, posteriormente se hizo el mezclado del suelo, para lograr una adecuada homogenización, para posteriormente hacer el cuarteo y obtener un total de 5 kg de muestra compuesta, las cuales fueron llenadas en bolsas plásticas transparentes, debidamente selladas y etiquetadas, para ser utilizadas en la fase experimental. (82)

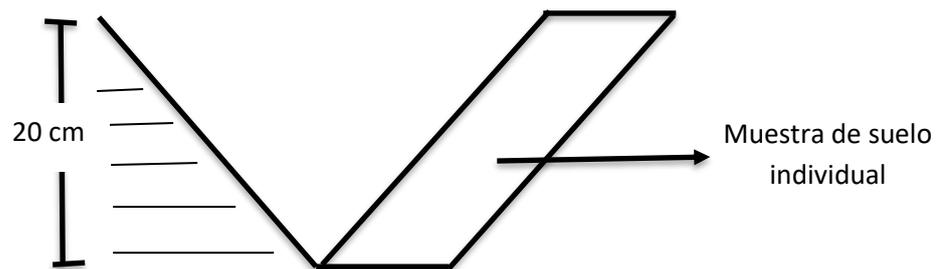


Figura 2. Esquema de obtención de muestra de suelo individual (82).

En la fase de laboratorio, se utilizó 200 g de suelo muestreado y se colocó en una estufa a 20°C, en vasos de precipitados, para cada unidad experimental, haciendo un total de 24 vasos de 250 mL, manteniendo la humedad del suelo al 80% de capacidad de campo y una temperatura promedio de 25°C. A la muestra de suelo se agregó la disolución que contenían los microorganismos eficaces, por cuatro veces, cada una durante dos semanas, completando un periodo experimental de 8 semanas.

### 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 y la prueba de comparación múltiples de Duncan.

## CAPÍTULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.1 Resultados del tratamiento y análisis de información

##### 4.1.1 Caracterización del suelo del experimento

Tabla 5. Resultados del análisis de caracterización del suelo agrícola del experimento.

Parámetro	Resultado
<b>Textura</b>	
- Arena	60%
- Limo	26%
- Arcilla	14%
<b>Clase textural</b>	Franco Arenosa
<b>Carbonato de calcio total</b>	13,80%
<b>Conductividad eléctrica</b>	1,07 dS.m <sup>-1</sup>
<b>pH</b>	7,69
<b>Fósforo disponible</b>	18,6 ppm
<b>Materia orgánica</b>	2,46 %
<b>Potasio disponible</b>	228 ppm

**Cationes cambiabales (meq.100 g<sup>-1</sup>)**

-	<b>Calcio</b>	13,46
-	<b>Magnesio</b>	2,65
-	<b>Sodio</b>	0,67
-	<b>Potasio</b>	0,34
-	<b>Hidrógeno + Aluminio</b>	0,00
<b>Capacidad de Intercambio catiónico</b>		17,12 meq.100 g <sup>-1</sup>
<b>Saturación de Bases</b>		100,00%

Fuente: (85)

Tabla 6. Resultados del análisis de cadmio en el suelo

Parámetro	Análisis (mg.kg <sup>-1</sup> )	ECA Suelos-Perú (Suelos agrícolas) mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Cadmio</b>	18,75	1,4

Fuente: (85)

**4.1.2 Caracterización del estiércol de lombriz**

Tabla 7. Resultado del análisis del estiércol de lombriz, utilizado en el experimento

Parámetro	Resultado
Conductividad eléctrica	6,73 dS.m <sup>-1</sup>
pH	3,96
Nitrógeno total	1,44%
Fósforo total (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,34%
Materia orgánica	30,65%
Potasio total (K <sub>2</sub> O)	1,77%
Oxido de calcio (CaO)	3,60%
Óxido de Magnesio (MgO)	0,13%

Humedad	48,88%
Sodio (Na)	0,27%

Fuente: (85)

Tabla 8. Resultados del análisis de cadmio en el estiércol de lombriz, utilizado en el experimento.

Parámetro	Análisis	Calidad de acuerdo al uso		
		Calidad A+	Calidad A	Calidad B
Cd (mg.kg <sup>-1</sup> )	1,66	0,7	1,0	3,0

Calidad A+: Uso en la agricultura orgánica o en la agricultura en general.

Calidad A: Uso en la agricultura orgánica en general.

Calidad B: No uso en la agricultura.

Fuente: (83).

#### 4.1.3 Contenido de Cadmio en el suelo al final del experimento

Tabla 9. Resultados del contenido de cadmio en el suelo (mg.kg<sup>-1</sup>)

Tratamientos			Repeticiones		
A= CaCO <sub>3</sub> (g/kg suelo)	B = % Estiércol de Lombriz (EL)	C = % Microorganismos Eficaces (EM)	I	II	III
0	0	0	19,42	19,91	19,34
0	0	20	19,08	18,92	17,73
0	20	0	17,03	17,57	17,19
0	20	20	16,70	16,60	16,36
1	0	0	17,99	18,05	17,22
1	0	20	16,91	17,03	17,21
1	20	0	16,53	15,97	15,65
1	20	20	15,43	14,93	14,87
X = 17,24	D.E. = 1,39	C.V. = 8,08%	Me = 17,11		

- 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	24	17,235	1,393	0,941	0,4050

Fuente: Elaboración propia

**Decisión:** según la tabla 9, se acepta la Ho, porque el valor de p es mayor que el nivel de significancia: 0,05. Es 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:  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6$

Ha:  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5 = \mu_6$  (al menos una  $\mu_i$  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
Cal	1	13,590	13,590	32,771	<0,0001
EL	1	23,960	23,960	57,777	<0,0001
EM	1	0,177	0,177	0,426	0,5230

Cal*EL	1	0,154	0,154	0,370	0,5513
Cal*EM	1	0,002	0,002	0,006	0,9403
EL*EM	1	0,000	0,000	0,000	>0,999
Cal*EL*EM	1	0,099	0,099	0,238	0,6321
Error	16	6,635	0,415		
Total	23	44,617			

Fuente: Elaboración propia

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

#### Prueba de comparación múltiple de Duncan

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

#### Factor A: Niveles de Cal

Se planteó la siguiente hipótesis para el factor A (Niveles de Cal):

Ho:  $\mu_1 = \mu_2$

Ha:  $\mu_1 \neq \mu_2$

Nivel de significación  $\alpha = 0,05$

Tabla 12. Prueba de comparación múltiple de Duncan para los niveles de cal. Contenido de cadmio en el suelo.

O.M.	Tratamiento (CaCO <sub>3</sub> g/kg suelo)	Promedio de Cd en suelo (mg.kg <sup>-1</sup> )	Significación	Variación porcentual
1	1	16,483	a	-8,37
2	0	17,988	b	-

Fuente: Elaboración propia

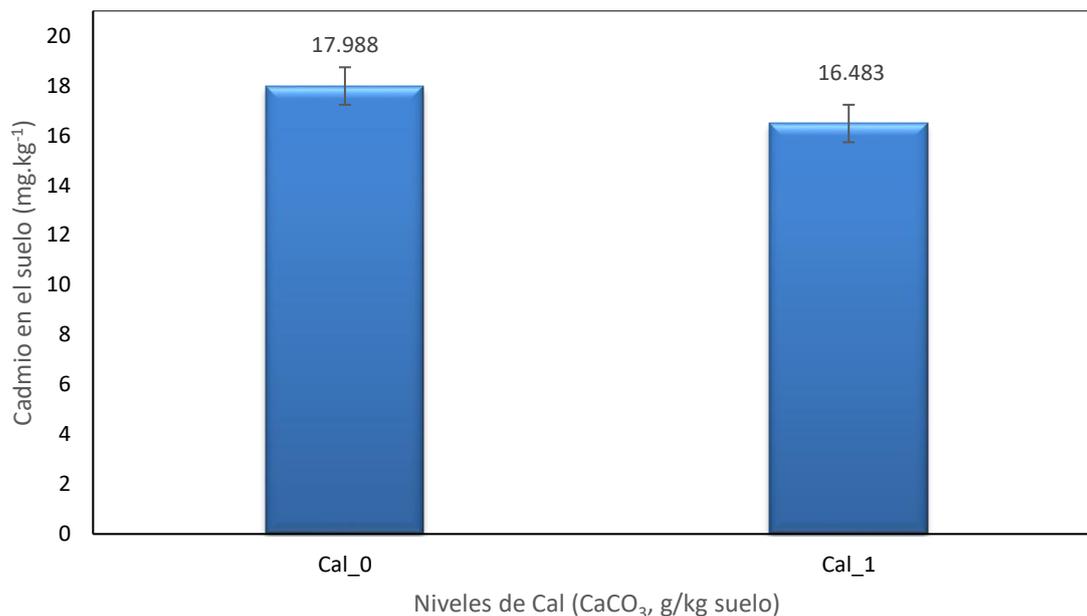


Figura 3. Contenido de cadmio en el suelo, según los niveles de cal (CaCO<sub>3</sub>). Las barras al extremo superior de los rectángulos representan el error típico.

### **Factor B: Niveles de estiércol de lombriz (EL)**

Se planteó la siguiente hipótesis para el factor B (Niveles de EL):

H<sub>0</sub>:  $\mu_1 = \mu_2$

H<sub>a</sub>:  $\mu_1 \neq \mu_2$

Nivel de significación  $\alpha = 0,05$

Tabla 13. Prueba de comparación múltiple de Duncan para los niveles de estiércol de lombriz (EL). Contenido de cadmio en el suelo.

O.M.	Tratamiento (% EL)	Promedio de Cd en suelo (mg.kg <sup>-1</sup> )	Significación	Variación porcentual
1	20	16,236	a	-10,96
2	0	18,234	b	-

Fuente: Elaboración propia

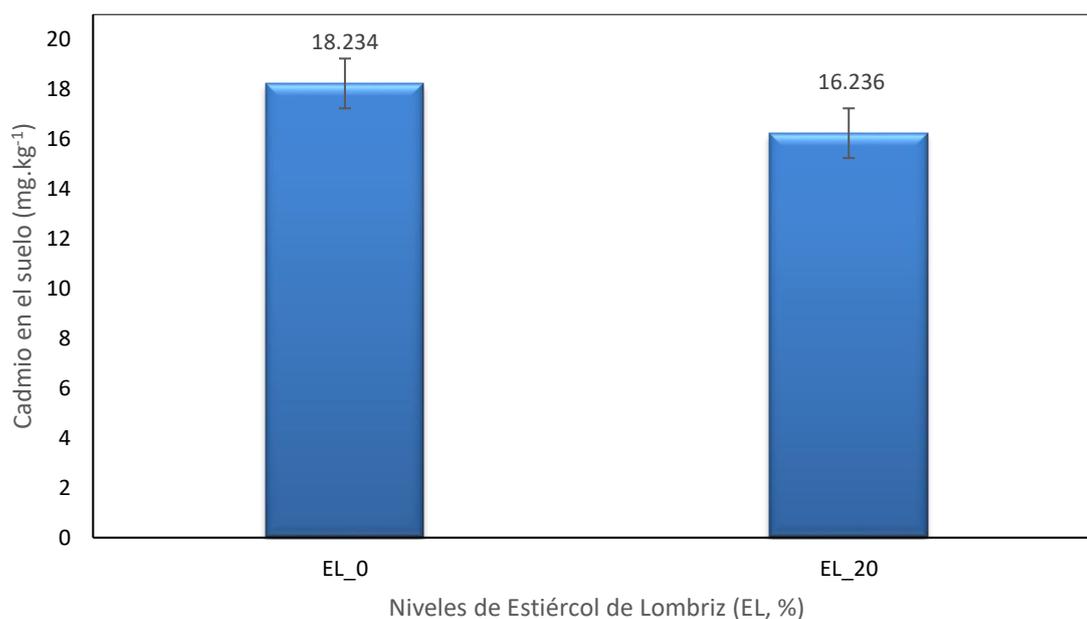


Figura 4. Contenido de cadmio en el suelo, según los niveles de estiércol de lombriz (EL). Las barras al extremo superior de los rectángulos representan el error típico.

### **Factor C: Niveles de Microorganismos Eficaces (EM)**

Se planteó la siguiente hipótesis para el factor C (Niveles de EM):

H<sub>0</sub>:  $\mu_1 = \mu_2$

H<sub>a</sub>:  $\mu_1 \neq \mu_2$

Nivel de significación  $\alpha = 0,05$

Tabla 14. Prueba de comparación múltiple de Duncan para los niveles de Microorganismos Eficaces (EM). Contenido de Cadmio en el suelo.

O.M.	Tratamiento (% EM)	Promedio de Cd en suelo (mg.kg <sup>-1</sup> )	Significación	Variación porcentual
1	20	17,149	a	- 0,99
2	0	17,321	a	-

Fuente: Elaboración propia

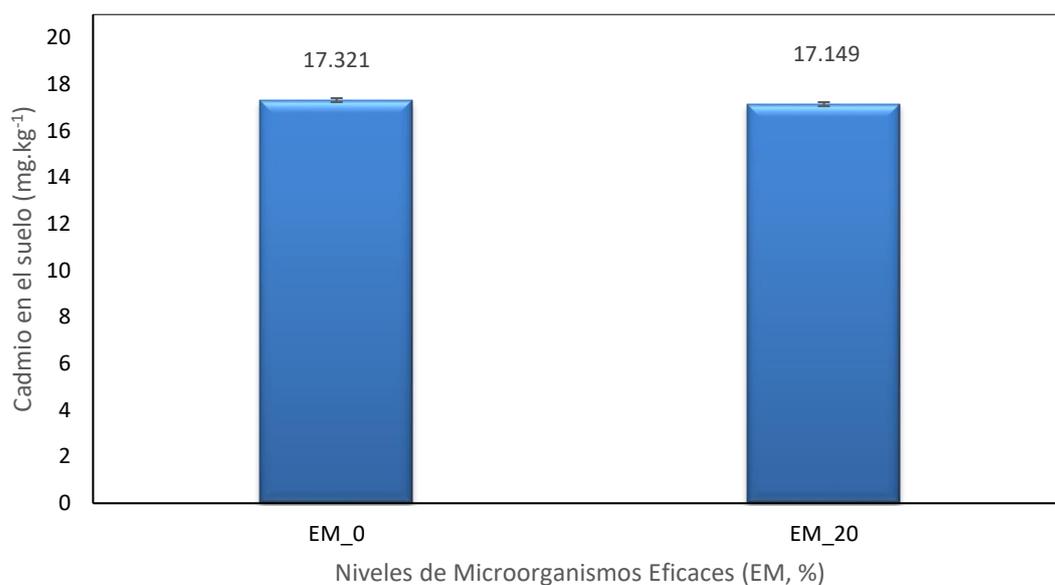


Figura 5. Contenido de cadmio en el suelo, según los niveles de microorganismos eficaces (EM). Las barras al extremo superior de los rectángulos representan el error típico.

#### Factor de Interacción A x B: Niveles de Cal x Niveles de EL (Cal x EL)

Se planteó la siguiente hipótesis para el factor de Interacción Ax B (Cal x EL):

H<sub>0</sub>:  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$

H<sub>a</sub>:  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4$

Nivel de significación  $\alpha = 0,05$

Tabla 15. Prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción cal x EL. Contenido de cadmio en el suelo.

O.M.	Tratamiento (g Cal/kg) x (% EL)	Promedio de Cd en suelo (mg.kg <sup>-1</sup> )	Significación	Variación porcentual
1	1 x 20	15,563	a	-18,377
2	0 x 20	16,908	b	-11,323
3	1 x 0	17,402	b	-8,732
4	0 x 0	19,067	c	-

Fuente: Elaboración propia

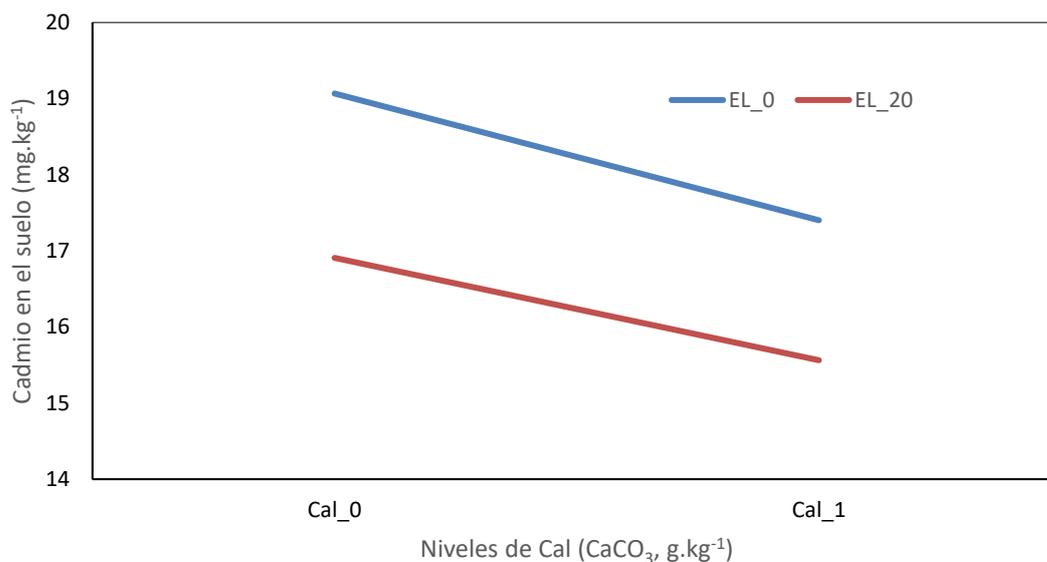


Figura 6. Contenido de cadmio en el suelo, para la interacción CALxEL.

#### Factor de Interacción A x C: Niveles de cal x Niveles de EM (Cal x EM)

Se planteó la siguiente hipótesis para el factor de Interacción Ax C (CalxEM):

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

Ha:  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4$

Nivel de significación  $\alpha = 0,05$

Tabla 16. Prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción cal x EM. Contenido de cadmio en el suelo.

O.M.	Tratamiento (g Cal/kg) x (% EM)	Promedio de Cd en suelo (mg.kg <sup>-1</sup> )	Significación
1	1 x 20	16,407	A
2	1 x 0	16,558	A
3	0 x 20	17,892	B
4	0 x 0	18,083	B

Fuente: Elaboración propia

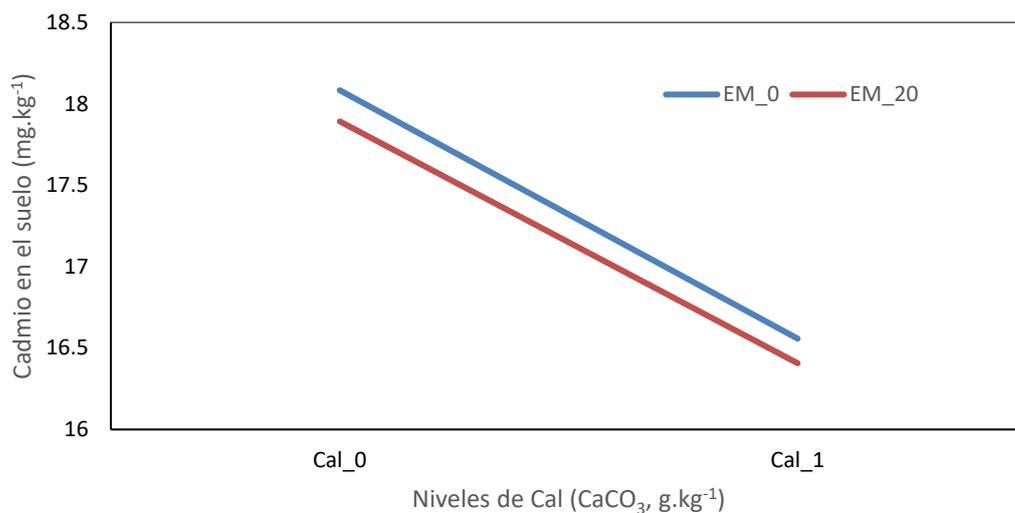


Figura 7. Contenido de cadmio en el suelo, para la interacción CALxEM.

**Factor de Interacción B x C: Niveles de EL x Niveles de EM (EL x EM)**

Se planteó la siguiente hipótesis para el factor de Interacción BxC (ELxEM):

H<sub>0</sub>:  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$

H<sub>a</sub>:  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4$

Nivel de significación  $\alpha = 0,05$

Tabla 17. Prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción EL x EM. Contenido de cadmio en el suelo.

O.M.	Tratamiento (%EL) x (% EM)	Promedio de Cd en suelo (mg.kg <sup>-1</sup> )	Significación
1	20 x 20	16,150	A
2	20 x 0	16,322	A
3	0 x 20	18,148	B
4	0 x 0	18,320	B

Fuente: Elaboración propia

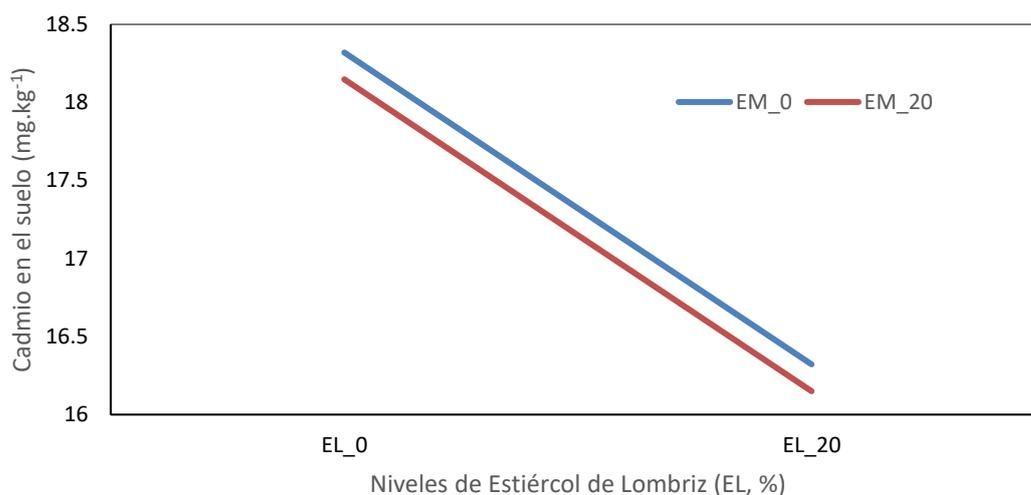


Figura 8. Contenido de cadmio en el suelo, para la interacción ELxEM.

**Factor de Interacción A x B x C: Cal x EL x EM**

Se planteó la siguiente hipótesis para el factor de Interacción AxByC (CalxELxEM):

H<sub>0</sub>:  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6 = \mu_7 = \mu_8$

H<sub>a</sub>:  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5 \neq \mu_6 \neq \mu_7 \neq \mu_8$

Nivel de significación  $\alpha = 0,05$

Tabla 18. Prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción Cal x EL x EM. Contenido de cadmio en el suelo.

O.M.	Tratamiento (g Cal.kg <sup>-1</sup> x %EL x % EM)	Promedio de Cd en suelo (mg.kg <sup>-1</sup> )	Significación
1	1 x 20 x 20	15,423	a
2	1 x 20 x 00	15,703	a
3	0 x 20 x 20	16,877	b
4	0 x 20 x 00	16,940	b
5	1 x 0 x 20	17,390	b

6	1 x 0 x 00	17,413	b
7	0 x 0 x 20	18,907	c
8	0 x 0 x 00	19,227	c

Fuente: Elaboración propia

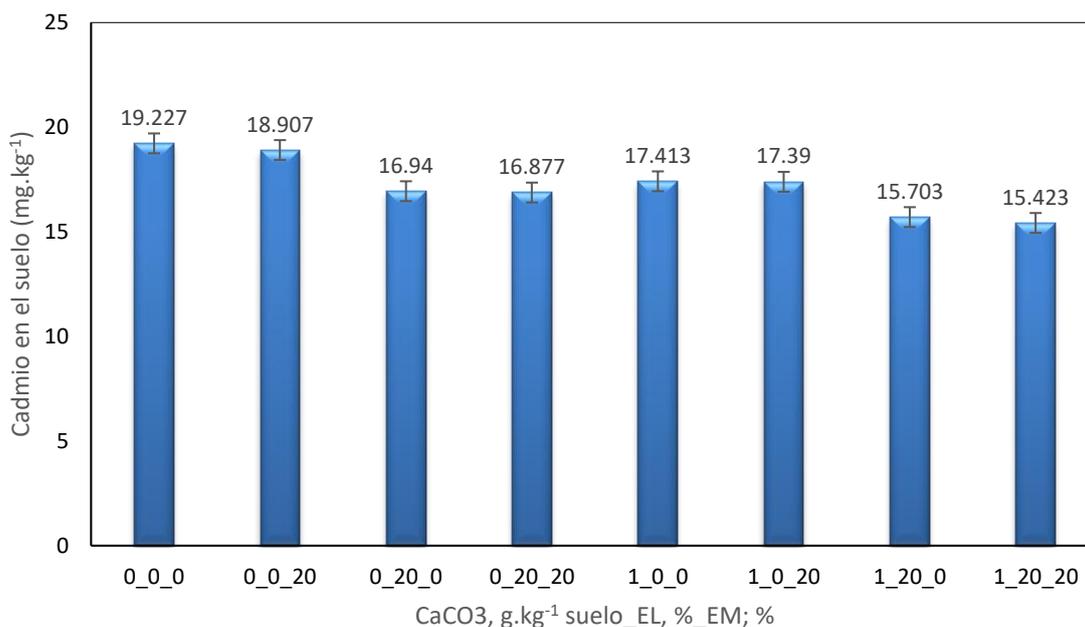


Figura 9. Contenido de cadmio en el suelo, según los niveles de CaCO<sub>3</sub>, Estiércol de Lombriz y Microorganismos Eficaces (EM). Las barras al extremo superior de los rectángulos representan el error típico.

## 4.2 Discusión

### 4.2.1 Caracterización del suelo del experimento

De los resultados obtenidos, se puede indicar que el suelo tiene textura moderadamente gruesa (textura = franco arenosa), donde predomina la fracción arena y le da al suelo caracteres de baja retención de agua, buena aireación, alta densidad aparente, drenaje bueno a excesivo, entre otras propiedades. Contenido alto de carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub> = 5-15 %), debido a la naturaleza calcárea del material parental, que ocasiona pH ligeramente alcalino (pH = 7,4 - 7,8). Es un suelo libre de exceso de sales (CE = 1,07 dS.m<sup>-1</sup>) debido a que la precipitación pluvial promedio de la zona de estudio favorece el lavado del exceso de sales en el suelo. Tiene alto contenido de fósforo disponible (P disponible >

14 ppm), debido a la aplicación de fuentes fertilizantes al suelo, para los principales cultivos de la zona. El contenido de materia orgánica tiene nivel medio ( $MO = 2 - 4 \%$ ), que indica la necesidad de agregar materiales orgánicos al suelo para mejorar las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo. El potasio tiene un nivel medio ( $K \text{ disponible} = 100 - 240 \text{ ppm}$ ). La capacidad de intercambio catiónico es moderadamente alta ( $CIC = 12 - 20 \text{ meq/100 g}$ ), que le da al suelo buena capacidad de almacenar e intercambiar iones entre la fase sólida y la fase solución, donde se incluye al cadmio. El catión dominante en el complejo de cambio es el calcio y la saturación de bases es alta ( $CIC > 50\%$ , por acetato de amonio). La fertilidad de este suelo es media, debido al contenido medio de materia orgánica. Los datos están presentados en la tabla 5, y han sido interpretados con base en la Guía de interpretación de análisis de suelos que se presenta en el anexo 5.

El análisis de cadmio total en el suelo presenta un nivel superior al Estándar de Calidad Ambiental de Suelo del Perú (84), cuyo valor es  $1,4 \text{ mg.kg}^{-1}$  y el dato encontrado en el suelo agrícola del centro poblado de Huancaní, distrito de Leonor Ordoñez es  $18,75 \text{ mg/kg}$ , aproximadamente 13,3 veces más en concentración. Este suelo está contaminado con cadmio. Estos datos se presentan en la tabla 6.

#### **4.2.2 Caracterización del estiércol de lombriz**

El estiércol de lombriz (EL) presenta una alta conductividad eléctrica ( $CE > 3 \text{ dS.m}^{-1}$ ), lo cual califica de clase "B" (83) al abono orgánico utilizado, pues va a incrementar el contenido de sales en el suelo contaminado con cadmio, el pH es extremadamente ácido ( $pH = 3,96$ ), que es un valor de baja calidad ( $pH$  de abono orgánico Clase "A" =  $5,0 - 8,5$ ). El contenido de nitrógeno total es alto ( $N \text{ total} > 0,5\%$ ). El contenido de fósforo está en el rango normal ( $P_2O_5 = 0,3 - 3,5\%$ ), al igual que el contenido de potasio ( $K_2O = 0,5 - 1,8\%$ ). El contenido de humedad está en el rango normal ( $\text{Humedad} = 30 - 50\%$ ). Los datos se presentan en la tabla 7.

El contenido de cadmio en el estiércol de lombriz es alto ( $Cd = 1,66 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), calificado no apto para la agricultura, pero fue utilizado porque estaba disponible en la zona. Este cadmio presente en el abono orgánico va a incrementar el cadmio en el suelo contaminado de Huancaní. Los datos se presentan en la tabla 8.

### 4.2.3 Contenido de cadmio en el suelo al final del experimento

Los valores del análisis del cadmio (Cd) en el suelo del experimento según los factores en estudio, tuvieron un promedio de  $17,24 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$ , con un coeficiente de variación de 8,08% considerado bajo y una mediana de  $17,11 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$ , cercana al promedio, debido a la baja variabilidad. Los datos se presentan en la tabla 9.

Los valores promedio hallados en todo el experimento, son inferiores al contenido inicial de Cd en el suelo antes del experimento ( $\text{Cd} = 18,75 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), pero aún se mantienen por encima del ECA de suelos del Perú, cuya concentración es  $1,4 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$  (84).

Se verificó la normalidad de los datos, utilizando la prueba de Shapiro-Wilk, arrojando una probabilidad de 0,4050; valor muy superior al nivel de significación ( $\alpha = 0,05$ ), indicando que los datos tienen una distribución normal y se procedió al análisis de variancia. Los datos de la prueba de Shapiro-Wilk se presentan en la tabla 10.

El análisis de variancia muestra que los efectos principales del factor A (cal) y del factor B (EL) presentan significación estadística, indicando que los niveles de cada uno de estos factores afectan el contenido de cadmio en el suelo. El efecto del factor principal C (EM) y los efectos de interacción no presentan significación estadística, indicando que los niveles de estos factores no influyen significativamente en el contenido de cadmio en el suelo. Los datos se presentan en la tabla 11.

#### 4.2.3.1 Factor A: Niveles de cal

El efecto del factor principal A (cal) presenta significación estadística para cada uno de sus niveles, siendo el nivel de  $1 \text{ g CaCO}_3.\text{kg}^{-1}$  suelo, con un valor de  $16,483 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$  el que supera estadísticamente al nivel de  $0 \text{ g CaCO}_3.\text{kg}^{-1}$  suelo. Esto representa una disminución del 8,37% en el nivel 1 respecto al nivel cero. Los datos se presentan en la tabla 12 y figura 3.

Estos datos se corresponden con el trabajo de investigación titulado: "An inter-laboratory study to test the ability of amendments to reduce the availability of Cd, Pb, and Zn in situ", donde se aplicaron como enmiendas: cal, fósforo, arcilla roja, ceniza, biosólidos y aguas de tratamientos residuales; y todos los tratamientos disminuyeron la concentración de los metales en la solución suelo (13). Asimismo, en el trabajo de investigación titulado: "Remediation of Cadmium Pollution in Soils by different Amendments: A Colum study", se observó que la cal redujo el movimiento de cadmio en la superficie del suelo que, en la capa inferior, dando valores de 9, 25 y 45% en tres tipos de suelo. La explicación para la

reducida movilidad del cadmio en el suelo encalado puede ser derivado de los cambios en el pH (14).

La cal, como enmienda, ha sido utilizada en los suelos contaminados para inmovilizar metales pesados (62), el objetivo de la inmovilización es incrementar la proporción de metal total del suelo dentro de la fase sólida, por precipitación o incremento de la adsorción del metal disminuyendo por lo tanto su disponibilidad (63); la inmovilización no remueve el metal contaminante del suelo sino reduce su disponibilidad y actividad (64). Este efecto puede ocurrir a través del incremento de la capacidad complejante del metal al suelo o a través de la adición de un exceso de elementos particulares, ya presentes en el suelo, para cambiar el equilibrio a favor de la precipitación (13).

Por lo tanto, la adición de cal, en este caso en forma de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ), en cantidad de  $2 \text{ cmol Ca}^{+2} \cdot \text{kg}^{-1}$  suelo ( $2 \text{ cmol Ca}^{+2} \cdot \text{kg}^{-1}$  suelo =  $1 \text{ g CaCO}_3$ ), principalmente dirigida a disminuir la acidez del suelo; al ser aplicadas a suelos con pH ligeramente alcalino y alto contenido de carbonato de calcio, como lo es el suelo del centro poblado de Huancaní, cada vez se acepta más como una importante herramienta de manejo para reducir la toxicidad de metales pesados en los suelos (66).

#### **4.2.3.2 Factor B: Niveles de estiércol de lombriz (EL)**

El efecto del factor principal B (EL) presenta significación estadística entre los dos niveles aplicados al suelo del centro poblado de Huancaní, contaminado con cadmio; el nivel 0% EL, tuvo un promedio de  $18,234 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$  suelo, y el nivel 20% EL, tuvo un promedio de  $16,236 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$  suelo, siendo el tratamiento con 20% EL, el que superó estadísticamente al nivel 0% EL, reduciendo el contenido de Cd en el suelo, en 10,96%. Los datos se presentan en la tabla 13 y figura 4.

Estos resultados son similares a los encontrados en el trabajo de investigación "Application of different organic wastes in a soil polluted by cadmium: Effects on soil biological properties", donde se utilizó cuatro diferentes residuos orgánicos, estiércol de aves, compost de residuos de algodón, lodo de depuradora y un subproducto de residuo orgánico sólido municipal; al encontrarse que la capacidad de adsorción de cadmio fue mayor en suelos enmendados con compost de residuos de algodón, que en suelos enmendados con estiércol de aves, lodo de depuradora y subproducto de residuo orgánico sólido, se concluyó que la adición de residuos orgánicos con mayor concentración de ácidos húmicos es más benéfico para remediar suelos contaminados con cadmio (15).

Asimismo, los resultados obtenidos tienen similitud con lo hallado en el trabajo de investigación titulado: "Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil", donde se utilizó compost de hongos, residuos de uva y residuos de tabaco, en un experimento de incubación. Los resultados indicaron que la aplicación de residuos de uva y compost de hongos, causó una disminución significativa en el Cd extractable contenido en los suelos; en cambio los residuos de tabaco incrementaron significativamente el Cd en el suelo (16).

Los resultados del presente experimento, también tiene relación con lo encontrado en el trabajo de tesis titulado: "Efecto de la materia orgánica en la adsorción de cadmio por el suelo, en la localidad de Supte", donde se utilizó guano de islas y compost. Los resultados demostraron que la aplicación de abonos orgánicos disminuyó la concentración de Cd total en el suelo, existiendo interacción significativa entre los niveles de compost y guano de islas para disminuir el Cd total en el suelo (18).

Según los resultados obtenidos en este experimento, donde la adición de estiércol de lombriz disminuye la concentración de Cd en el suelo del centro poblado de Huancaní, se sustenta en el hecho que la materia orgánica aplicada al suelo afecta la movilidad de los metales pesados. La materia orgánica insoluble usualmente forma complejos organometales insolubles o adsorbe iones metálicos, haciéndolos menos disponibles (52).

#### **4.2.3.3 Factor C: Niveles de microorganismos eficaces (EM)**

La aplicación de EM al suelo del centro poblado de Huancaní, contaminado con Cd, no afectó significativamente la concentración de Cd en el suelo, habiéndose encontrado un contenido promedio de 17,321 mg Cd.kg<sup>-1</sup> para el tratamiento 0% EM y un promedio de 17,149 mg Cd.kg<sup>-1</sup>; significando esto una reducción de 0,99% de Cd en el suelo, debido a la aplicación de EM. Los datos se presentan en la tabla 14 y figura 5.

Los resultados obtenidos en el presente experimento, tienen relación con el trabajo de investigación titulado: "Efecto de la tecnología de microorganismos eficaces en suelos intervenidos antrópicamente del parque forestal embalse de Neusa, departamento de Cundinamarca", en una muestra de suelo del horizonte A, a una profundidad de 20 cm. Se concluyó que la tecnología EM tiene una mayor eficacia en la inoculación con compost, que la inoculación directa al suelo (9); de lo cual se deduce que es preferible preparar EL utilizando EM, que inocular EM directamente al suelo, como se hizo en el presente experimento de incubación, para obtener mayor efectividad en la disminución de la concentración de Cd en el suelo.

#### **4.2.3.4 Interacción AB: Niveles de cal x niveles de EL**

El contenido de Cd en el suelo del centro poblado de Huancaní, fue afectado por la interacción AB (cal x EL), siendo el tratamiento 1 g cal.kg<sup>-1</sup> suelo x 20% EL, el que tuvo 15,563 mg Cd.Kg<sup>-1</sup> suelo, ocupando el primer lugar en orden de mérito y superando significativamente a las demás interacciones; este contenido de Cd significó una reducción promedio de 18,377% de Cd respecto al tratamiento sin enmiendas (0 g cal.kg<sup>-1</sup> suelo x 0 % EL). Los datos se presentan en la tabla 15 y figura 6.

Los resultados encontrados están relacionados a lo hallado en el trabajo de investigación titulado: "Remediation of Cadmium Pollution in Soils by different amendments: A colum study", donde se utilizó compost, cal y la mezcla compost + cal como enmiendas para tratar suelos contaminados. Se observó que la aplicación combinada de cal y compost redujo el movimiento de Cd en el perfil del suelo, infiriéndose que la materia orgánica controla la adsorción de Cd en los suelos (14).

#### **4.2.3.5 Interacción AC: Niveles de cal x niveles de EM**

El efecto de la interacción AC (A: niveles de cal x C: niveles de EM) tuvo significación estadística en el contenido de Cd total en el suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, siendo los tratamientos 1 g cal.kg<sup>-1</sup> suelo x 20% EM y 1 g cal.kg<sup>-1</sup> suelo x 0% EM, los que ocuparon los dos primeros lugares en orden de mérito con valores promedio de 16,407 y 16,558 mg Cd.kg<sup>-1</sup> suelo, respectivamente, sin diferencias significativas entre sí; pero superiores estadísticamente a los otros tratamientos. Estos dos tratamientos significaron una reducción porcentual de 9,268 y 8,433, respectivamente, en el contenido de Cd del suelo, respecto al tratamiento 0 g Cal.kg<sup>-1</sup> suelo x 0% EM. Los datos se presentan en la tabla 16 y figura 7.

Como se observa en los resultados, es el efecto de la cal, la que influye en la disminución del contenido de cadmio total en el suelo contaminado de Huancaní, pues la presencia o ausencia de la inoculación de EM no hace variar significativamente los resultados encontrados.

#### **4.2.3.6 Interacción BC: Niveles de EL x niveles de EM**

El efecto de la interacción BC (A: niveles de EL x C: niveles de EM) tuvo significación estadística en el contenido de Cd total en el suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, siendo los tratamientos de 20% EL x 20% EM y 20% EL x 0% EM, los que ocuparon los dos primeros lugares en orden de mérito con valores promedio de 16,150 y 16,322 mg Cd.kg<sup>-1</sup> suelo, respectivamente, sin diferencias significativas entre sí; pero

superiores estadísticamente a los otros tratamientos. Estos dos tratamientos significaron una reducción porcentual de 11,845 y 10,906, respectivamente, en el contenido de Cd del suelo, respecto al tratamiento 0% EL x 0% EM. Los datos se presentan en la tabla 17 y figura 8.

Como se observa en los resultados, es el efecto del estiércol de lombriz, el que influye en la disminución del contenido de cadmio total en el suelo contaminado de centro poblado de Huancaní, pues la presencia o ausencia de la inoculación de EM no hace variar significativamente los resultados encontrados.

#### **4.2.3.7 Interacción ABC: Niveles de cal x Niveles de EL x niveles de EM**

El efecto de la interacción ABC (A: niveles de cal x B: niveles de EL x C: niveles de EM) tuvo significación estadística en el contenido de Cd total en el suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, siendo los tratamientos de 1 g Cal.kg<sup>-1</sup> suelo x 20% EL x 20% EM y 1 g Cal.kg<sup>-1</sup> suelo x 20% EL x 0% EM, los que ocuparon los dos primeros lugares en orden de mérito con valores promedio de 15,423 y 15,703 mg Cd.kg<sup>-1</sup> suelo, respectivamente, sin diferencias significativas entre sí; pero superiores estadísticamente a los otros tratamientos. Estos dos tratamientos significaron una reducción porcentual de 19,785 y 18,328, respectivamente, en el contenido de Cd del suelo, respecto al tratamiento 1 g Cal.kg<sup>-1</sup> suelo x 0% EL x 0% EM. Los datos se presentan en la tabla 18 y figura 9.

Como se observa en los resultados, es el efecto combinado de la cal x estiércol de lombriz, el que influye en la disminución del contenido de cadmio total en el suelo contaminado del centro poblado de Huancaní, pues la presencia o ausencia de la inoculación de EM no hace variar significativamente los resultados encontrados.

## CONCLUSIONES

1. Los niveles de cal (carbonato de calcio) influyeron significativamente en el contenido de Cd en el suelo del centro poblado de Huancaní, disminuyendo en 8,37% la concentración total de Cd respecto al suelo sin enmiendas, con una dosis de 1 g  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{kg}^{-1}$  suelo.
2. El estiércol de lombriz (EL) tuvo efecto estadísticamente significativo en la disminución del contenido total de Cd en el suelo del centro poblado de Huancaní, obteniéndose un valor promedio de 16,236 mg  $\text{Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$  con 20% de EL, lo cual significó una disminución del 10,96 respecto al suelo sin enmiendas.
3. Los microorganismos eficientes (EM) no influyeron significativamente en el contenido de Cd en el suelo contaminado del centro poblado de Huancaní.
4. El efecto de interacción 1 g  $\text{Cal} \cdot \text{kg}^{-1}$  x 20% EL disminuyó significativamente el contenido de Cd en el suelo del centro poblado de Huancaní, obteniéndose un valor de 15,563 mg  $\text{Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$ , significando una disminución porcentual de 18,377 respecto al tratamiento sin enmienda.
5. El efecto de interacción cal x EM, a través de los tratamientos: 1 g  $\text{cal} \cdot \text{kg}^{-1}$  x 20% EM y 1 g  $\text{cal} \cdot \text{kg}^{-1}$  x 0% EM, disminuyeron significativamente el contenido de Cd en el suelo del centro poblado de Huancaní, obteniéndose los valores promedio de 16,407 y 16,558 mg  $\text{Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$ , significando una disminución porcentual de 9,268 y 8,433, respectivamente, respecto al tratamiento sin enmienda.
6. El efecto de interacción EL x EM, con los tratamientos: 20% EL x 20% EM y 20% EL x 0% EM, disminuyeron significativamente el contenido de Cd en el suelo de Huancaní, obteniéndose los valores promedio de 16,150 y 16,322 mg  $\text{Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,

significando una disminución porcentual de 11,845 y 10,906, respectivamente, respecto al tratamiento sin enmienda.

7. La interacción Cal x EL x EM, mediante los tratamientos: 1 g Cal.kg<sup>-1</sup> x 10% EL x 20% EM y 1 g Cal.kg<sup>-1</sup> x 10% EL x 0% EM, disminuyeron significativamente el Cd en el suelo del centro poblado de Huancaní, habiendo resultado valores promedio de 15,423 Y 15,703 mg Cd.kg<sup>-1</sup>, respectivamente, representando una disminución de 19,785% y 18,328% respectivamente, en relación al tratamiento sin enmienda.

## RECOMENDACIONES

1. Ensayar otros niveles y fuentes de cal para observar la variación de la concentración de Cd en suelos contaminados.
2. Evaluar diferentes fuentes de materia orgánica, además del estiércol de lombriz, solos y en interacción, en la variación de la concentración de Cd total en suelos contaminados del valle del Mantaro.
3. Utilizar el estiércol de lombriz, preparado con EM, para evaluar su efecto en la concentración de Cd total en suelos contaminados.
4. Realizar ensayos *in situ*, con tratamientos de enmiendas orgánicas e inorgánicas, utilizando plantas fitorremediadoras, para evaluar el efecto en la movilidad del Cd en el suelo y disponibilidad para las plantas en suelos contaminados.

## LISTADO DE REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Hooda P.S. and B.J. Alloway. Cadmium and Lead sorption behavior of select English and Indian soils. *Geoderma* 84: 121-134. 1998.
2. Swift R.S. and McLaren R.G. Micronutrient adsorption by soils and soil colloids. In: *Interactions at the Soil Colloid-Soil Solution Interface* (Bolt, G.H., De Boodt, M.F., Hayes, M.B.H., McBride, M.B. eds.), Kluwer, Dordrecht, 257 pp. 1991.
3. Naidu, R., Bolan, N.S., Kookana, R.S. and Tiller, K.G. Ionic strength and pH effects on surface charge and Cd sorption characteristics of soils. *European Journal of Soil Science* 45, 419-429. 1994.
4. Buchter, B., Davidoff, B., Amacher, M.C., Hinz, C., Iskandar, I.K. and Selim, H.M. Correlation of Freundlich Kd and n retention parameters with soils and elements. *Soil Science* 148, 370. 1989.
5. Juste, C., and Mench, M. Long-term application of sewage sludge and its effects on metal uptake by crops. Pp. 159-193. In Adriano, D.C. (Ed.), *Biogeochemistry of Trace Metals: Advances in Trace Substances Research*. Lewis Publishers, London. 1992
6. Freberg, L.T., Piscator, M., Norberg, G., and Kjellstorm, T. Cadmium in the Environment, 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press, Boca Raton, F.L., p. 248. 1974.
7. Weil, R.R. and N.C. Brady. *The nature and properties of soils*. Fifteenth edition. Pearson. 2016.
8. Correa, Margarita. ¿Cuál es la tecnología de microorganismos eficaces? ¿Cómo nos puede ayudar? Publicado en material del curso Resistencia: lecciones de civilidad. Bogotá, Colombia, 2005.
9. Pérez B., A.A. Efecto de la tecnología de microorganismos eficaces en suelos intervenidos antrópicamente del parque forestal embalse del Neusa, departamento de Cundimarca. Tesis de Grado. Licenciatura en Biología. Universidad distrital Francisco José de Caldas. Bogotá. 2016.

10. Khaliq, A., M.K. Abbasi, and T. Hussain. Effects of integrated use of organic and inorganic nutrient sources with effective microorganisms (EM) on seed cotton yield in Pakistan. *Bioresource Tecnology* 97:967-972. 2006.
11. Daly, M.J. and D.P.C. Stewart. Influence of Effective microorganisms (EM) on vegetable production and carbón mineralization-A preliminary investigation. *Journal of Sustainable Agriculture*. Vol 14 (2/3). 1999.
12. Basta N.T., R. Gradwohl, K.L. Snethen, and J.L. Schroder. Chemical Immobilization of Lead, Zinc, and Cadmium in Smelter-Contaminated Soils Using Biosolids and Rock Phosphate. *J. Environ. Qual.* 30:1222-1230. 2001.
13. Brown S., B. Christensen; E. Lombi, M. McLaughlin, S. McGrath, J. Colpaert; and J. Vangronsveld. An inter-laboratory study to test the ability of amendments to reduce the availability of Cd, Pb, and Zn in situ. *Environmental Pollution* 138:34-45. 2005.
14. Adhikari T. and M.V. Singh. Remediation of Cadmium Pollution in Soils by Different Amendments: A Column Study. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39:386-396. 2008.
15. Tejada, M. Application of different organic wastes in a soil polluted by cadmium: Effects on soil biological properties. *Geoderma* 153:254-268. 2009.
16. Karaca A. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma* 122: 297-303. 2004.
17. Correa Villacorta J.A. Efecto de enmiendas cálcicas y orgánicas en la absorción de cadmio en plantones de cacao (*Theobroma cacao* L.) en la Región San Martín. Tesis para Optar el Título Profesional de Ingeniero Agrónomo. Universidad Nacional de San Martín-Tarapoto, Escuela Profesional de Agronomía. Tarapoto, Perú. 2018.
18. Huaynates N., J.L. Efecto de la materia orgánica en la absorción de cadmio por el suelo, en la localidad de Supte. Tesis para optar el título profesional de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Universidad Nacional Agraria de La Selva. Facultad de Recursos Naturales Renovables. Tingo Maria, Perú. 2013.
19. Smolders, E., Brans, K., Foldi, A., & Merckx, R. Cadmium fixation in soils measured by isotopic dolution. *Soil Science Society of American Journal*, 63(1), 78-85. 1999.
20. World Bureau of Metal Statistics. *World Nickel/Tin/Cadmium statistics-Cadmium*. World Bureau of Metal Statistics, UK: Herfordshire. 2009.
21. Nordberg, G.F. Historical perspectives on cadmium toxicology. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 238(3), 192-200. 2009.

22. Grosbois, C., Meybeck, A., Horowitz, A., & Fitch, A. The special 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.
23. EU. European Union risk assessment report. Cadmium metal. Part I environment (vol.72). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 2007.
24. Williams, C.H., & David, D.J. The accumulation in soil of cadmium residues from phosphate fertilizers and their effects on the cadmium content of plants. *Soil Science*, 121, 86-93.
25. 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.
26. Alloway, B.J. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In: B.J. Alloway (ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, Environmental Pollution 22. Springer. 2013.
27. Smolders E., and J. Mertens. Cadmium. In: B.J. Alloway (ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, Environmental Pollution 22. Springer. 2013.
28. 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.
29. Degryse, F., Smolders, E., & Parker, D.R. Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications-A review. *European Journal of Soil Science*, 60(4), 590-612. 2009.
30. Boekhold, A.E., & Van der Zee, S.E.A.T.M. Significance of soil chemical heterogeneity for special behavior of cadmium in field soils. *Soil Science Society of American Journal*, 56, 747-754. 1992.
31. Tordoff, G.M., Baker, A.J.M., Willis, A.J. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41, 219-228. 2000.
32. McGrath, S.P., Cegarra, J., Chemical extractability of heavy metals during and after long-term applications of sewage sludge to soil. *J. Soil Sci.* 43, 313-321.1992.
33. Ross, S.M. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In: Ross, S.M. (Ed.), *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, pp 63-152. 1994.

34. Narwal, R.P., Singh, B.R. Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil. *Water Air Soil Pollut.* 103, 405-421. 1998
35. Shuman, L.M. Organic waste amendments effect on zinc fractions of two soils. *J. Environ. Qual.* 28, 1442-1447. 1999.
36. Tejada, M., García, C., Gonzáles, J.L., and Hernández, M.T. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(6):1413-1421. 2006.
37. EL-Shakweer, M.H.A., El-Sayad, E.A., and Ejes, M.S.A. Soil and plant analysis as a guide for interpretation of the improvement efficiency of organic conditioners added to different soils in Egypt. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29:2067-2088. 1998.
38. Liang, S., Min, J.H., Davis, M.K., Green, J.F., and Remer, D.S. Use of pulsed-UV processes to destroy NDMA. *American Water Works Association*, 95(9):121-131. 2003.
39. Tejada, M., and Gonzales, J.L. Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. *European Journal of Agronomy*, 23:336-347. 2005.
40. Seaman, J.C., Arey, J.S., and Bertsch, P.M. Immobilization of nickel and other metals in contaminated sediments by hydroxyapatite addition. *Journal of Environmental Quality*, 30:460-469. 2001.
41. Zhou, J.L., and Wong, J.W.C. Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. *Journal of Environmental Quality*, 30:878-883. 2001.
42. Aguilar, J., Dorronsoro, C., Fernández, J., García, I., Martín, F., and Simón, M. Remediation of Pb-contaminated soils in the Guadiamar River Basin (SW Spain). *Water, Air, and Soil Pollution*, 151:323-333. 2004a.
43. Aguilar, J., Dorronsoro, C., Fernández, J., García, I., Martín, F., and Simón, M. Soil pollution by a pyrite mine spill in Spain: evolution in time. *Environmental Pollution*, 132 (3): 395-401. 2004 b.
44. Doi, M., Warren, G., and Hodson, M.E. A preliminary investigation into the use of ochre as a remedial amendment in arsenic-contaminated soils. *Applied Geochemistry*, 20(12):2207-2216. 2004.

45. Hartley, W., Edwards, R., and Lepp, N.W. Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short-and long-term leaching tests. *Environmental Pollution*, 131(3) \_495-504. 2004.
46. Castaldi, P., Santona, L., and Melis, P. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. *Chemosphere*, 60 (3):365-371. 2005.
47. Raicevic, S., Wright, J.V., Veljkovic, V., and Conca, J.L. Theoretical stability assessment of uranyl phosphates and apatites: Selection of amendments for in situ remediation of uranium. *The Science of the total Environment*, 355(1-3):13-14. 2006.
48. Chen, S.B., Zhu, Y.G., and Ma Y.B. The effect of grain size of rock phosphate amendment on metal immobilization in contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 134(1-3):74-79. 2006.
49. Hamon, R.R., McLaughlin, J.M., and Cozens, G. Mechanisms of attenuation of metal availability in in situ remediation treatments. *Environmental Science and Technology*, 36:3991-3996. 2002.
50. Adriano, D.C. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. 2<sup>nd</sup> Edition. Springer, New York, NY. 2001.
51. Adriano, D.C., Wenzel, W.W., Vangronsveld, J., and Bolan, N.S. Role of assisted natural remediation in environmental clean-up. *Geoderma*, 122:121-142. 2004.
52. Magdoff F. and R.R. Weil. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press. 2004.
53. Manley, R.J., C. Feller, and M.J. Swift. Review. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with fertility and sustainability of cropping systems. *Agric. Ecosys. & Envirom.* (Elsevier) 119(3-4):217-233. 2007.
54. Tan, K.H. *Principles of Soil Chemistry*. Fourth Edition. CRC Press. New York. 2011.
55. Stevenson, F.J. *Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions*, 2<sup>nd</sup> ed. Wiley & Sons, New York. 1994.
56. Whitehead, D.C. and J.Tinsley. The biochemistry of humus formation. *J.Sci. Food Agric.* 14:849-857. 2006.
57. Ponge, J.F. Humus forms in terrestrial ecosystems: A framework of biodiversity. *Soil Biol. Biochem.* 35:935-945. 2003.
58. Guerrero B., J. *Abonos Orgánicos. Tecnología para el Manejo Ecológico del Suelo*. Red de Acción de Alternativas al Uso de Agroquímicos. RAAA. Lima, Perú. 1993.

59. Espinoza, J. Y. y E. Molina. *Acidez y encalado de los suelos*. Primera edición. IPNI. International Plant Nutrition Institute. San Jose, Costa Rica. 1999.
60. Brown, S.L., R.L. Chaney, C.A. Lloyd, J.S. Angle, and J.A. Ryan. Relative uptake of cadmium by garden vegetables and fruits grown on long-term biosolid-amended soils. *Environ, Sci. Technol.* 30:3508-3511. 1996.
61. Pierzynski, G.M. and A.P. Schwab. Bioavailability of zinc, cadmium, and lead in a metal-contaminated alluvial soil. *J. Environ. Qual.* 22:247-254. 1993.
62. Oste, L., Lexmond, T.M., van Riemsdijk, W.H. Metal immobilization in soils using synthetic zeolites. *Journal of Environmental Quality* 31, 813-821. 2002.
63. Basta, N.T., McGowen, S.L. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Environmental Pollution* 127, 73-82. 2004.
64. Geeblen, W., Adriano, D.C., van der Lelie, D., Mench, M., Carleer, R., Clijsters, H., Vangronsveld, J., Select bioavailability assays to test the efficacy of amendment-induced immobilization of lead in soils. *Plant and Soil* 249, 217-228. 2003.
65. Farfel, M.R., Orlova, A.O., Chaney, R.L., Lees, P.S.J., Rohde, C., Ashley, P. Biosolids compost amendment for reducing soil lead hazards: a pilot study of Orgo® amendment and grass seeding in urban yards. *The Science of the Total Environment* 340, 81-95. 2005.
66. Bolan N.S., Adriano D.C., and Curtin D. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy* 78, 216-272. 2003.
67. Bolan N.S. and V.P. Duraisamy. Role of inorganic and organic amendments on immobilization and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research*, 41:533-555. 2003.
68. Naidu R., Bolan N.S. Kookona R.S., and Tiller K.G. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. *European Journal of Soil Research* 45, 419-429. 1994.
69. Higa T. y J. Parr. Beneficial and effective microorganisms for a sustainable agriculture and environment. *International Nature Farming Venter*. Atami. Japan. 17 pp. 1994.
70. Sangkkara, U. *The technology of effective Microorganisms. Case Studies of Application*. Royal Agricultural College. Cirencester UK. Research Activities. 2002.
71. García, J. Comparación de la fertilización orgánica y convencional a partir del uso de microorganismos eficaces y químicos tradicionales sobre la producción de

- biomasa durante un ciclo de cosecha en un cultivo de rábano gordo (*Rhapanus sativus* L.). Revista Latinoamericana de Microbiología. 42:73-82. 2006.
72. Wididana G. and T. Higa. Model of integrated farming system with effective microorganisms (EM) technology in Bali Isly. Presented at 5th International Kyusei Nature Farming Conference, Bangkok, Thaily 22-26. 1997.
  73. APROLAB. Manual para la producción de compost con microorganismos eficaces. Programa de Apoyo a la Formación Profesional para la Inserción Laboral en el Perú. Instructivo N° 001-2007.
  74. Bejarano B., E.P. y S.M. Delgadillo Acosta. Evaluación de un tratamiento para la producción de compost a partir de residuos orgánicos provenientes del rancho de comidas del establecimiento carcelario de Bogotá "La Modelo" por medio de la utilización de microorganismos eficientes (EM). Proyecto de grado para ostentar el título de Ingenierías Ambientales y Sanitarias. Universidad de La Salle, Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Bogotá D.C. 2007.
  75. Correa, Margarita. ¿Cuál es la Tecnología de Microorganismos Eficaces? ¿Cómo nos puede ayudar? Publicado en Material del Cusco Resistencia: Lecciones de Civilidad. Bogotá. 2005. p.4.
  76. MINAM. Dirección General de Calidad Ambiental. Glosario de términos para la Formulación de Proyectos Ambientales. Lima, Perú. 2012.
  77. SSSA. Glossary of Soil Science Terms. Soil Science Society of America. Madison, W.I. 2008.
  78. Bernal T., C.A. Metodología de la investigación. Tercera edición. Perason. Colombia, 2010.
  79. USEPA 3051 A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and soils. 1998.
  80. Skoog D.A., Holler F.J., Crouch S.R. Principios de análisis instrumental. 6ta edición, Cencage Learning, México. 2001.
  81. Arroyo A., J. ¿Cómo ejecutar un plan de investigación? Fundación para el Desarrollo de las Ciencias. 2012.
  82. MINAM. Guía para muestreo de suelos. Ministerio del Ambiente. Lima, Perú. 2014.
  83. BINNER Erwin, MÉNDEZ Carmen, MIYASHIRO Raúl. *Gestión de residuos sólidos municipales en el Perú y Austria*. Lima: Fondo Editorial - UNALM, 2016. ISBN: 978-612-4147-53-1.
  84. MINAM. Estándar de Calidad Ambiental de Suelo-Perú. D.S.011-2017-MINAM. Lima, Perú. 2017.

85. UNALM. Laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú 2019
86. Triola, M. F. Estadística. Décima edición. Pearson. 2009.

## **ANEXOS**

## ANEXO 1. Resultados de los análisis de caracterización del suelo.



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

**ANALISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION**



Solicitante : YOSSELYN SAPAICO CHANCASANAMPA

Departamento : JUNIN

Distrito : H.R. 69143-086C-19

Referencia : H.R. 69143-086C-19

Bolet.: 3266

Provincia : HUANCAYO

Predio :

Fecha : 17/07/19

Lab	Número de Muestra Claves	pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO <sub>3</sub> %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
								Arena %	Limo %	Arcilla %			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Al <sup>+3</sup> + H <sup>+</sup>			
5991	-	7.69	1.07	13.80	2.46	18.6	228	60	26	14	Fr.A.	17.12	13.46	2.65	0.67	0.34	0.00	17.12	17.12	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



*Ing. Bráulio La Torre Martínez*  
**Jefe del Laboratorio**

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

Nota: La Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), cuenta con la certificación al sistema de gestión NTP-ISO/IEC 17025:2017 "Requisitos Generales para la Competencia de los Laboratorios de Ensayo y Calibración", por lo que sus equipos y laboratorios en general son avalados por INACAL. Cuyos certificados no fueron proporcionados por políticas de la institución.

## Anexo 2. Resultado del análisis de Cd del suelo del experimento



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



### INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN SUELO

SOLICITANTE : YOSSELIN SAPAICO CHANCASANAMPA

PROCEDENCIA : JUNÍN/ HUANCAYO

REFERENCIA : H.R. 70621

BOLETA : 3681

FECHA : 11/11/2019

Lab	Número Muestra		Cd ppm
	Claves		
4791	T1	R1	19.42
4792	T1	R2	19.91
4793	T1	R3	19.34
4794	T2	R1	19.08
4795	T2	R2	18.92
4796	T2	R3	17.73
4797	T3	R1	17.03
4798	T3	R2	17.57
4799	T3	R3	17.19
4800	T4	R1	16.70
4801	T4	R2	16.60
4802	T4	R3	16.36
4803	T5	R1	17.99
4804	T5	R2	18.05
4805	T5	R3	17.22
4806	T6	R1	16.91
4807	T6	R2	17.03
4808	T6	R3	17.21
4809	T7	R1	16.53
4810	T7	R2	15.97
4811	T7	R3	15.65
4812	T8	R1	15.43
4813	T8	R2	14.93
4814	T8	R3	14.87



*Braulio La Torre Martínez*  
Ing. Braulio La Torre Martínez  
Jefe del Laboratorio

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

### Anexo 3. Resultado del análisis de Estiércol de Lombriz



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



## INFORME DE ANALISIS DE MATERIA ORGANICA

SOLICITANTE : YOSSELYN SAPAICO CHANCASANAMPA  
PROCEDENCIA : JUNIN/ HUANCAYO  
MUESTRA DE : HUMUS  
REFERENCIA : H.R. 69144  
BOLETA : 3266  
FECHA : 22/07/19

Nº LAB	CLAVES	pH	C.E. dS/m	M.O. %	N %	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> %	K <sub>2</sub> O %
676	-	3.96	6.73	30.65	1.44	0.34	1.77

Nº LAB	CLAVES	CaO %	MgO %	Hd %	Na %
676	-	3.60	0.13	48.88	0.27



Ing. Braulio La Torre Martínez  
Jefe de Laboratorio

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

## Anexo 4. Resultado del análisis de Cd en el suelo



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



### INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN SUELO

SOLICITANTE : YOSSELYN SAPAICO CHANCASANAMPA  
PROCEDENCIA : JUNIN/ HUANCAYO/ HUANCAYO  
REFERENCIA : H.R. 69571  
BOLETA : 3385  
FECHA : 27/08/2019

Número Muestra		Cd ppm
Lab	Claves	
3314	-	18.75

 *Braulio La Torre Martínez*  
Jefe del Laboratorio

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

## ANEXO 5

### Guía de clasificación para interpretación de análisis de suelos

#### 1. Textura del suelo<sup>1</sup>

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)<sup>1</sup>

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 sodicidad<sup>1</sup>

Símbolo	Descripción
<b>0</b>	<b>Libres a muy ligeramente afectados de exceso de sales y sodio</b> 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 %.
<b>1</b>	<b>Ligeramente afectados por sales y sodio</b> 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 %
<b>2</b>	<b>Moderadamente afectados por sales y sodio</b> 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 %.
<b>3</b>	<b>Fuertemente afectados por sales y sodio</b> No se puede cultivar económicamente. La conductividad eléctrica es mayor de 16 dS/m. El porcentaje de sodio sobrepasa el 15 %.

### 4. Materia orgánica<sup>1</sup>

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

5. Fósforo Disponible<sup>1</sup>

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

6. Potasio disponible<sup>1</sup>

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

7. Carbonato de Calcio<sup>2</sup>

Nivel	CaCO <sub>3</sub> (%)
Bajo	< 1
Medio	1 a 5
Alto	5 -15
Muy Alto	> 15

## 8. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)<sup>2</sup>

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

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

<sup>2</sup> Departamento de Suelos y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, 2002.

## Panel fotográfico



\*Inoculación de EM en la muestra de suelo.



\*Presentación de las 24 muestras correspondientes a la investigación.



\*Inserción de las muestras en la estufa.



\*Verificación de la temperatura dentro de la estufa.



\*Verificación de que los vasos de precipitación estén colocados adecuadamente.



\*Muestras en la estufa, cerrada correctamente.