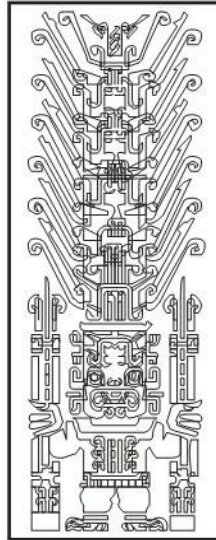


UNIVERSIDAD NACIONAL FEDERICO VILLARREAL



TESIS

**APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS EN LA
DISPONIBILIDAD DE CROMO EN UN SUELO
CONTAMINADO DE ORCOTUNA, CONCEPCIÓN, JUNÍN.**

Presentado, por:

ANDRES ALBERTO AZABACHE LEYTON

Para Optar el Grado Académico de

DOCTOR en:

INGENIERÍA AMBIENTAL

Lima, 2017



ASESOR:

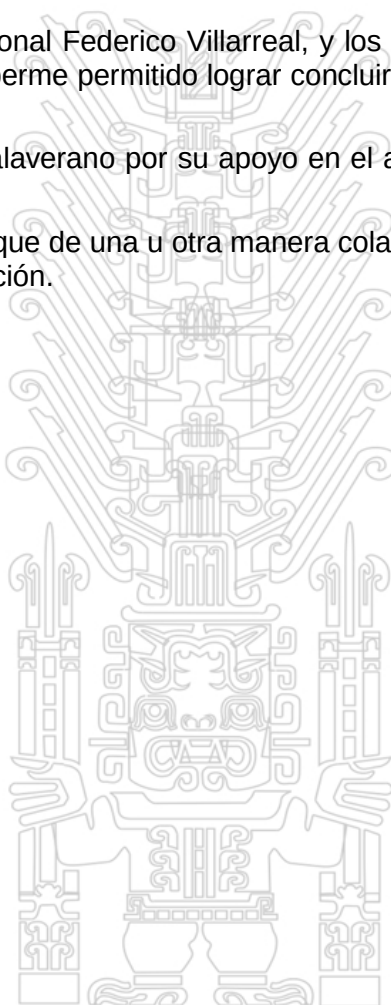
Dr. Ing. Noe Zamora Talaverano

Agradecimiento

A la Universidad Nacional Federico Villarreal, y los docentes del Doctorado de Ingeniería Ambiental, por haberme permitido lograr concluir mis estudios de Doctorado en la esta especialidad.

Al Dr. Noe Zamora Talaverano por su apoyo en el asesoramiento del presente trabajo de investigación.

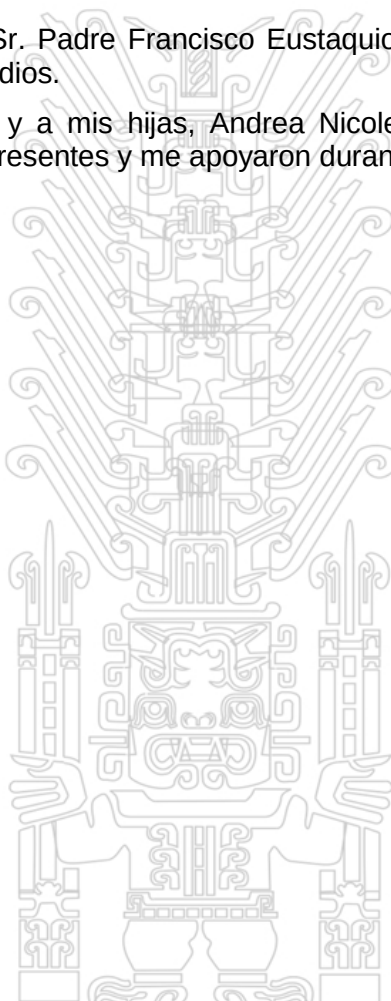
A todas las personas que de una u otra manera colaboraron en el desarrollo del presente trabajo de investigación.



Dedicatoria

A la memoria de mi Sr. Padre Francisco Eustaquio Cedeño, que siempre me apoyó en el logro de mis estudios.

A mi esposa, Miriam y a mis hijas, Andrea Nicole, Gloria Mercedes y Sara Andrea, quienes estuvieron presentes y me apoyaron durante mis estudios.



INDICE GENERAL

	Página
Agradecimiento.....	iii
Dedicatoria.....	iv
Índice General.....	v
Resumen.....	xiv
Abstract.....	xv
Introducción.....	xvi
CAPITULO I PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	1
1.1 Antecedentes.....	1
1.2 Planteamiento del problema.....	6
1.3 Objetivos.....	7
1.3.1 General.....	7
1.3.2 Específicos.....	8
1.4 Justificación.....	8
1.5 Alcances y limitaciones.....	9

Tesis publicada con autorización del autor
 No olvide citar esta tesis

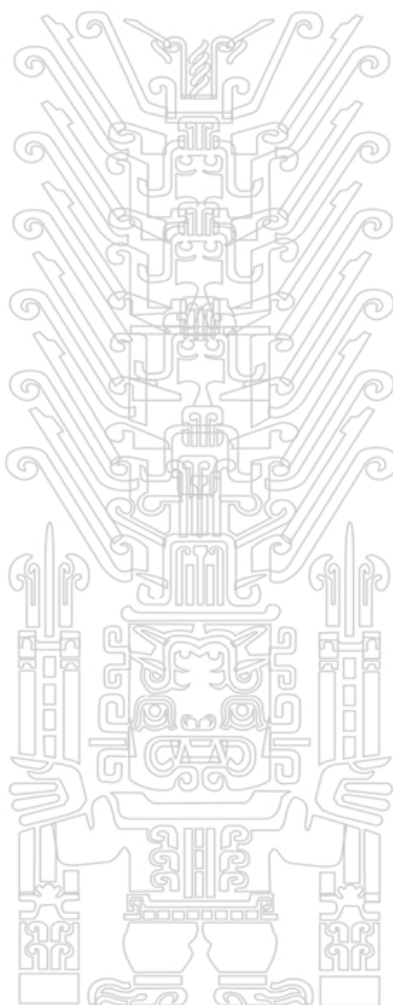
CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

UNFV

2.1 Teorías generales relacionadas al tema.....	10
2.1.1 Marco filosófico.....	10
2.2 Bases teóricas especializadas sobre el tema.....	12
2.2.1 Los metales pesados y el sistema suelo.....	12
2.2.2 Disponibilidad de metales pesados en el suelo.....	14
2.2.3 Adsorción de metales sobre los constituyentes del suelo.....	16
2.2.4 Fuentes geoquímicas y de contaminación de cromo en los suelos	18
2.2.5 El cromo en el suelo.....	19
2.2.6 Relaciones suelo-planta.....	21
2.2.7 Enmiendas orgánicas y metales pesados contaminantes del suelo	23
2.3 Marco conceptual.....	25
CAPITULO III. SISTEMA DE HIPÓTESIS Y VARIABLES.....	29
3.1 Hipótesis.....	29
3.1.1 General.....	29
3.1.2 Específicas.....	29
3.1.3 Nula.....	29
3.1.4 Alternativa.....	30
3.2 Definición de variables.....	30
3.2.1 Variable dependiente.....	30
3.2.2 Variable independiente.....	30
CAPITULO IV. METODOLOGÍA.....	32
4.1 Método y tipo de investigación.....	32
4.1.1 Método general de investigación.....	32
4.1.2 Método específico de investigación.....	32
4.2 Tipo de investigación.....	33
4.3 Nivel de investigación.....	33
4.4 Diseño de la investigación.....	33
4.5 Contrastación de hipótesis.....	34

4.6 Población.....	35
4.7 Muestra.....	35
4.8 Técnica de investigación.....	37
4.8.1 Instrumentos de recolección de datos.....	37
4.8.2 Procedimiento experimental.....	38
4.9 Procesamiento y análisis de datos.....	39
CAPITULO V. RESULTADOS.....	41
5.1 Características físico-químicas del suelo.....	41
5.2 Contenido de cromo en el suelo antes del experimento.....	42
5.3 Características físico-químicas de las enmiendas orgánicas.....	42
5.4 Contenido de cromo en las enmiendas orgánicas.....	43
5.5 Contratación de hipótesis.....	43
5.5.1 Disponibilidad de cromo en el suelo al final del experimento.....	43
5.5.2 Contenido de cromo en la parte aérea de maíz al final del experimento.....	48
5.5.3 Materia seca de la parte aérea de maíz al final del experimento.....	52
5.5.4 Altura de la planta de maíz al final del experimento.....	56
5.5.5 Correlación y regresión.....	61
CAPITULO VI. DISCUSION Y ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	65
6.1 Características físico-químicas del suelo del experimento.....	65
6.2 Contenido de cromo en el suelo antes del experimento.....	66
6.3 Características físico-químicas de las enmiendas orgánicas.....	66
6.4 Contenido de cromo en las enmiendas orgánicas.....	67
6.5 Disponibilidad de cromo en el suelo al final del experimento.....	67
6.6 Contenido de cromo en la parte aérea de la planta al final del experimento.....	70
6.7 Materia seca de la parte aérea de maíz al final del experimento.....	72
6.8 Altura de la planta de maíz al final del experimento.....	73
6.9 Correlación y regresión.....	74

CAPITULO VII CONCLUSIONES.....	76
Recomendaciones.....	78
Referencias bibliográficas.....	79
Anexos.....	86



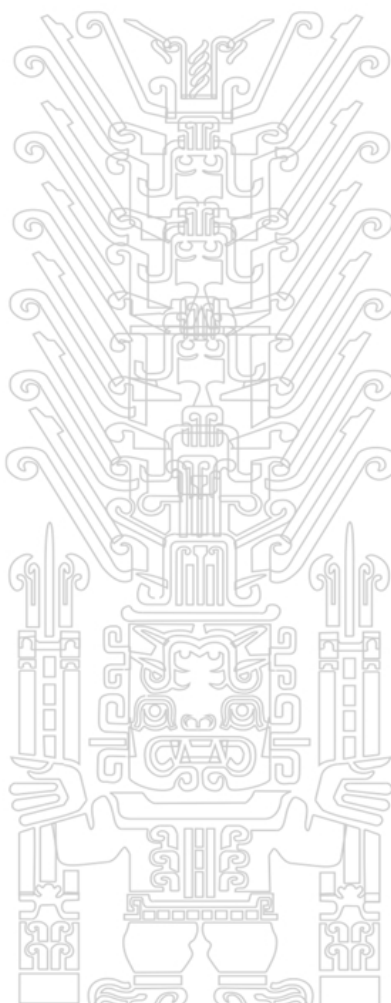
INDICE DE TABLAS

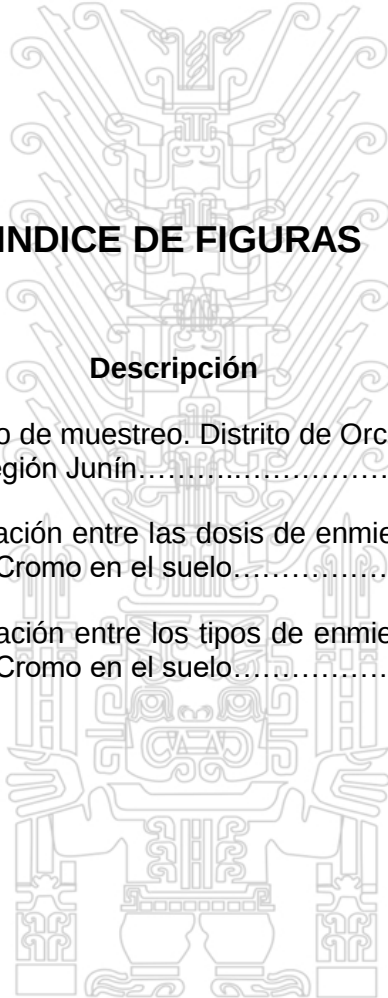
Nº	Contenido	Página
1	Operacionalización de las variables en estudio.....	31
2	Tratamientos en estudio.....	33
3	Coordenadas geográficas del punto de muestreo.....	35
4	Métodos de análisis de suelo.....	37
5	Métodos de análisis de cromo en el suelo.....	38
6	Esquema del análisis de varianza.....	40
7	Estándares de calidad ambiental del cromo para suelo agrícola	40
8	Características físico-químicas del suelo del distrito de Orcotuna...	41
9	Contenido de cromo en el suelo.....	42
10	Características físico-químicas de las enmiendas orgánicas: estiércol de lombriz y compost.....	42
11	Contenido de cromo en las enmiendas orgánicas.....	43
12	Prueba de significación de Duncan para testigo vs. Combinaciones. Disponibilidad de cromo en el suelo al final del experimento.....	44

13	Prueba de significación de Duncan para el factor A (fuentes de enmiendas orgánicas). Disponibilidad de cromo en el suelo al final del experimento.....	44
14	Variación de la disponibilidad de cromo en el suelo al final del experimento. Fuentes de enmiendas orgánicas.....	45
15	Prueba de significación de Duncan para el Factor B (Niveles de enmiendas orgánicas). Disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento.....	45
16	Variación de la disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento. Niveles de enmiendas orgánicas.....	46
17	Prueba de significación de Duncan para la disponibilidad de Cromo al final del experimento. Interacción Ax B (Fuentes x Niveles).....	46
18	Variación de la disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento. Interacción A x B (Fuentes x enmiendas).....	47
19	Prueba de significación de Duncan para el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.). Testigo vs. Combinaciones.....	48
20	Prueba de significación de Duncan para el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.). Fuentes de enmiendas orgánicas.....	49
21	Tabla 19. Variación del contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.). Fuentes de enmiendas orgánicas	49
22	Prueba de significación de Duncan para el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.). Niveles de enmiendas orgánicas.....	50
23	Variación del contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.). Niveles de enmiendas orgánicas.....	50
24	Prueba de significación de Duncan para el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.). Interacción AB (fuentes x niveles).....	51
25	Variación del contenido de Cromo en la parte aérea de la planta al final del experimento. Interacción A x B (Fuentes x enmiendas)...	51
26	Prueba de significación de Duncan para materia seca de la parte aérea de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento. Testigo vs. Combinaciones.....	52
27	Prueba de significación de Duncan para materia seca de la parte aérea de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento. Tipos de enmiendas orgánicas.....	53

28	Variación de la materia seca de la parte aérea de maíz en las fuentes de enmiendas orgánicas respecto al testigo (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento.....	53
29	Prueba de significación de Duncan para materia seca de la parte aérea de maíz (<i>Zea mays</i> L.). Dosis de enmiendas orgánicas al final del experimento.....	54
30	Variación de la materia seca de la parte aérea de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento. Niveles de enmiendas orgánicas al final del experimento.....	54
31	Prueba de significación de Duncan para la materia seca de maíz (<i>Zea mays</i> L.) para la interacción AB (Fuentes x enmiendas orgánicas), al final del experimento.....	55
32	Variación de la disponibilidad de Cromo para la materia seca de la parte aérea de maíz (<i>Zea mays</i> L.) para la interacción AB (Fuentes x enmiendas orgánicas), al final del experimento.....	56
33	Prueba de significación para altura de planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento. Testigo vs. Combinaciones.....	57
34	Prueba de significación de Duncan para la altura de planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento. Tipos de enmiendas orgánicas.....	57
35	Variación de la altura de planta de maíz de las fuentes de enmiendas orgánicas respecto al testigo (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento.....	58
36	Prueba de significación de Duncan para dosis de enmiendas orgánicas en altura de planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento.....	58
37	Variación de la altura de planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento. Niveles de enmiendas orgánicas.....	59
38	Prueba de significación de Duncan para la altura de planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento. Interacción AB (Fuentes x enmiendas orgánicas).....	61
39	Variación de la disponibilidad de Cromo para la altura de planta de maíz (<i>Zea mays</i> L.) al final del experimento. Interacción AB (Fuentes x enmiendas orgánicas).....	61
40	Análisis de correlación entre tipos y dosis de enmiendas orgánicas vs. La disponibilidad de cromo en el suelo.....	62
41	Análisis de variancia de la regresión entre las dosis de enmiendas orgánicas y la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado de Orcotuna.....	63

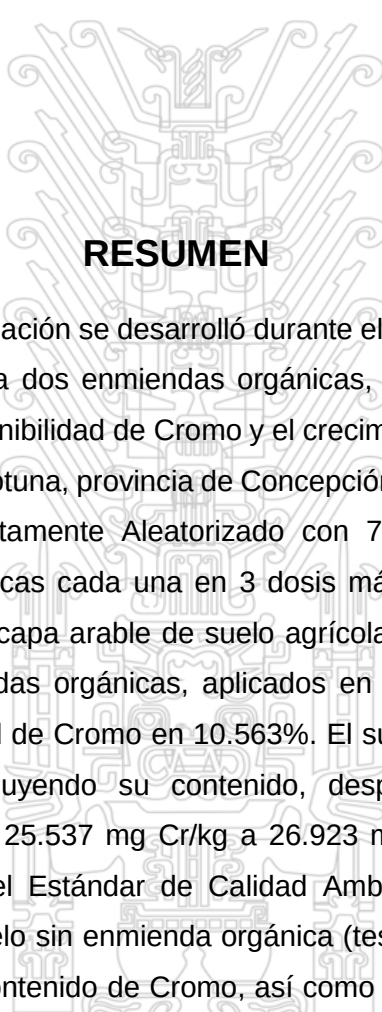
42	Análisis de variancia de la regresión entre los tipos de enmiendas orgánicas y la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado de Orcotuna.....	64
----	--	----





INDICE DE FIGURAS

Nº	Descripción	Página
1	Ubicación del punto de muestreo. Distrito de Orcotuna, provincia de Concepción, Región Junín.....	36
2	Regresión y correlación entre las dosis de enmiendas orgánicas (x) y contenido de Cromo en el suelo.....	63
3	Regresión y correlación entre los tipos de enmiendas orgánicas (x) y contenido de Cromo en el suelo.....	64



RESUMEN

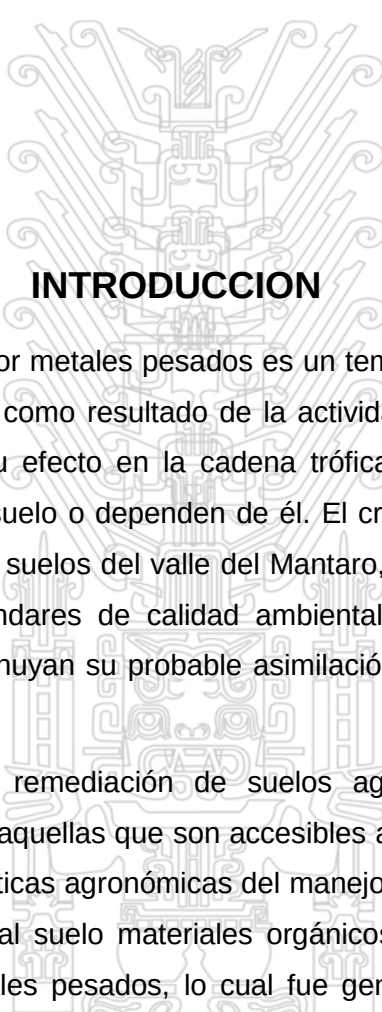
El presente trabajo de investigación se desarrolló durante el año 2016, con los objetivos de determinar en qué medida dos enmiendas orgánicas, el estiércol de lombriz y el compost hacen variar la disponibilidad de Cromo y el crecimiento del cultivo de maíz en un suelo contaminado de Orcotuna, provincia de Concepción, región Junín. Se utilizó un diseño experimental Completamente Aleatorizado con 7 tratamientos, utilizando 2 fuentes de enmiendas orgánicas cada una en 3 dosis más un tratamiento adicional, utilizando una muestra de la capa arable de suelo agrícola. Los resultados mostraron que la aplicación de enmiendas orgánicas, aplicados en dosis de 5%, 10% y 15%, disminuyeron la disponibilidad de Cromo en 10.563%. El suelo tuvo inicialmente 68.79 mg Cr/kg de suelo, disminuyendo su contenido, después de la aplicación de tratamientos, a valores entre 25.537 mg Cr/kg a 26.923 mg Cr/kg, debajo del Límite Máximo Permisible (LMP) del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) de suelos de Canadá (64 mg Cr/kg). El suelo sin enmienda orgánica (testigo) tuvo 29.310 mg Cr/kg de suelo. Se incrementó el contenido de Cromo, así como la materia seca y altura, de la parte aérea de maíz, debido a la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo, y se encontró correlación y regresión significativa entre la disponibilidad de cromo en el suelo y las fuentes y dosis de enmiendas orgánicas.

Palabras clave: cromo, contaminación de suelo, disponibilidad

ABSTRACT

The present research work was carried out during the year 2016, with the objectives of determining to what extent two organic amendments, worm manure and compost vary the availability of Chromium and the growth of maize crop in contaminated soil of Orcotuna , province of Concepción, region Junín. A completely randomized experimental design with 7 treatments was used, using 2 sources of organic amendments each in 3 doses plus an additional treatment, using a sample of the arable layer of agricultural soil. The results showed that the application of organic amendments, applied in doses of 5%, 10% and 15%, decreased the availability of Chromium in 10.563%. The soil initially had 68.79 mg Cr / kg of soil, decreasing its content, after the application of treatments, to values between 25,537 mg Cr / kg and 26,923 mg Cr / kg, below the Maximum Permissible Limit (LMP) of the Quality Standard Environmental (ECA) of Canadian soils (64 mg Cr / kg). Soil without organic amendment (control) had 29,310 mg Cr / kg of soil. Chromium content, as well as dry matter and height, of the aerial part of maize was increased due to the application of organic amendments to the soil, and a significant correlation and regression was found between the availability of chromium in the soil and the sources and doses of organic amendments.

Keywords: chromium, soil contamination, availability



INTRODUCCION

La contaminación del suelo por metales pesados es un tema de interés actual, debido al incremento de sus niveles como resultado de la actividad antrópica a través de la generación de residuos, y su efecto en la cadena trófica, que puede afectar a los organismos que viven en el suelo o dependen de él. El cromo es un elemento tóxico para los seres vivos, y en los suelos del valle del Mantaro, se han encontrado niveles altos, que superan los estándares de calidad ambiental del suelo, por lo que se necesitan medidas que disminuyan su probable asimilación por plantas y a través de ellas a los humanos.

Dentro de las medidas de remediación de suelos agrícolas, existen diferentes alternativas, siendo factibles, aquellas que son accesibles a los productores, dentro de márgenes económicos y prácticas agronómicas del manejo del suelo y del cultivo; una de esas técnicas es aplicar al suelo materiales orgánicos procesados, debido a su carácter adsorbente de metales pesados, lo cual fue generado por los compuestos estructurales de carbono y las cargas eléctricas superficiales, negativas y positivas; estos materiales al ser agregados en grandes cantidades incrementan la fertilidad del suelo y por ende el crecimiento de las plantas.

Generalmente, el material parental determina los niveles de cromo en los suelos, y las concentraciones típicas varían ampliamente con elevados contenidos que están asociados a la actividad humana. El cromo trivalente, menos tóxico, menos móvil y naturalmente abundante se encuentra principalmente unido a la materia orgánica en el suelo, pero los compuestos de cromo hexavalente son tóxicos, raros y usualmente

asociados con la contaminación industrial. Las barreras suelo-planta limitan el impacto del cromo en el canal alimenticio, debido a la baja movilidad del cromo en el suelo, sin embargo, los niveles elevados de cromo en los suelos influencia la absorción de cromo por las plantas, así como la ingestión de alimentos por los productos que generan los suelos contaminados (Iyaka, 2009).

La hipótesis que se plantea en este trabajo, es que la disponibilidad de cromo en los suelos agrícolas contaminados de Orcotuna y el crecimiento de la planta de maíz, es influenciado por la aplicación de enmiendas orgánicas en diferentes dosis, de tal manera que esta práctica esté incorporada comúnmente en los productores, y se reduzca la contaminación del suelo.

La investigación se divide en 5 capítulos. En el capítulo I, se detalla el planteamiento y formulación del problema, los antecedentes, los objetivos, justificación, alcance y limitaciones, así como la descripción de variables. Uno de los sustentos del problema es la utilización de enmiendas orgánicas en la disponibilidad del cromo, contaminante del suelo en el distrito de Orcotuna.

En el capítulo II, se desarrolla el marco teórico y consta de las teorías generales relacionadas al tema, las bases teóricas especializadas sobre el tema, el marco conceptual y las hipótesis. Se planteó la hipótesis que las enmiendas orgánicas inciden directamente en la disponibilidad y en el crecimiento del cultivo de maíz en un suelo contaminado de Orcotuna.

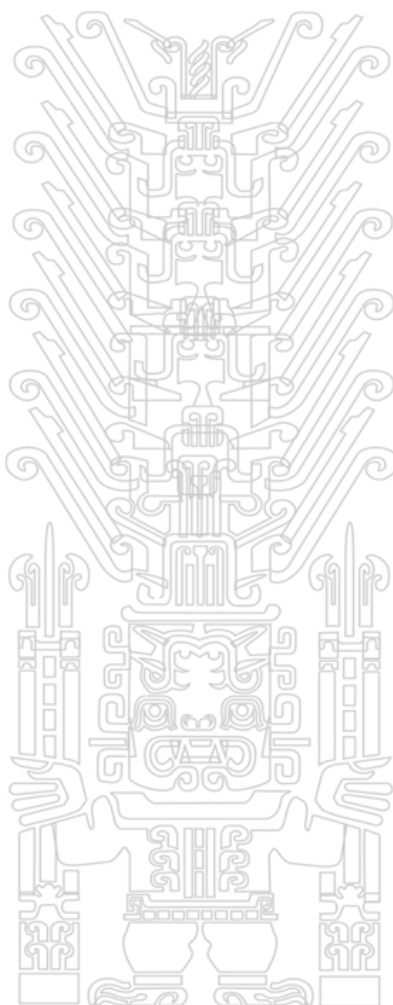
En el Capítulo III, del Sistema de Hipótesis y Variables, se presentan las hipótesis nula y alternativa, general y específicas. Se definieron y operacionalizaron las variables.

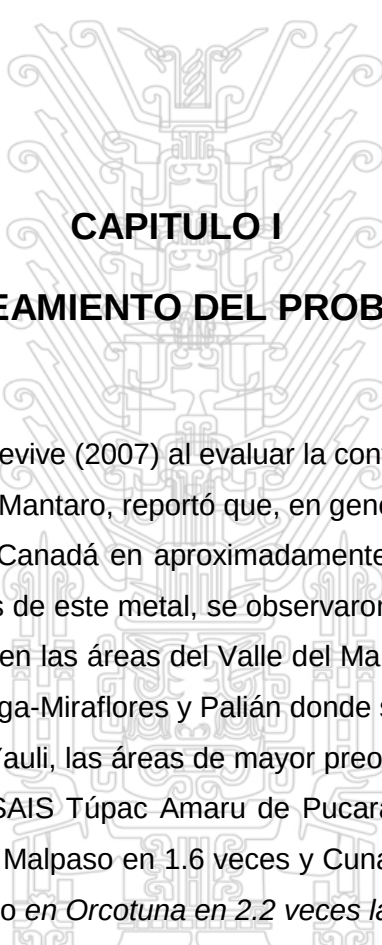
En el Capítulo IV, de la metodología, se describe el método y diseño de la investigación, los tratamientos en estudio, la población y muestra, los métodos de recojo de la información y el procesamiento y análisis de datos. Se planteó el diseño experimental Completamente Aleatorizado con siete tratamientos.

En el Capítulo V, de los resultados, se presentan las tablas, de caracterización del suelo del experimento y las enmiendas orgánicas, así como de la disponibilidad de cromo en el suelo. Se presentan los resultados de contenido de cromo y crecimiento de la planta. Se observó el efecto de las enmiendas orgánicas en la disminución de la disponibilidad de cromo en el suelo.

En el Capítulo VI, de la discusión y análisis de resultados, se presenta la discusión de resultados, comparando con otros trabajos similares.

En el Capítulo VII se presentan las conclusiones, referidas a los objetivos e hipótesis planteadas.





CAPITULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 Antecedentes

El Proyecto Mantaro Revive (2007) al evaluar la contaminación de los suelos de la cuenca media y alta del río Mantaro, reportó que, en general, las concentraciones de cromo sobrepasaron el ECA-Canadá en aproximadamente 63% de áreas en estudio. Las elevadas concentraciones de este metal, se observaron con más frecuencia en las áreas cercanas a La Oroya y en las áreas del Valle del Mantaro, excepto en las zonas de Heroínas Toledo, Sapallanga-Miraflores y Palián donde se encuentra por debajo del ECA-C. En la subcuenca de Yauli, las áreas de mayor preocupación corresponden a la unidad de producción de la SAIS Túpac Amaru de Pucará-Morococha en 1.9 veces, S.R.S. Villa Sol en 1.6 veces, Malpaso en 1.6 veces y Cuna Jardín – Casaracra en 1.2 veces y en el Valle del Mantaro *en Orcotuna en 2.2 veces la norma canadiense, siendo este último el mayor valor registrado en toda la zona de estudio*. No se ha detectado la presencia de este metal en las áreas de Santa Bárbara de Carhuacayán, Marcapomacocha, Marca-Yacopoma, Corpacancha (Unidad de Producción SAIS Pachacútec) y San Pedro de Cajas (Cooperativa Comunal).

Singh et al. (2007), realizaron un estudio en condiciones de invernadero para evaluar la efectividad de aplicaciones de estiércol de corral (equivalente a 0, 1, y 2% de materia orgánica en base masa/masa) para disminuir la toxicidad de cromo en plantas de espinaca en dos suelos texturalmente diferentes (franco limoso y arenoso) contaminado artificialmente con cinco niveles de Cr (0, 1.23, 2.5 y 10 mg Cr.kg⁻¹ como

$K_2Cr_2O_7$). El Cr extractable en el suelo con ácido dietil triamino pentaacético (DTPA) (antes de la siembra y después de la cosecha), la concentración de Cr, y su absorción por tallos y raíces de espinaca incrementaron con los niveles crecientes de Cr aplicado. Las raíces acumularon más cromo que los tallos, lo cual representa una limitada translocación de Cr de las raíces a los tallos. Se observó una disminución significativa en el rendimiento de materia seca de los tallos así como de las raíces al elevarse los niveles de Cr aplicado (0 a 10 mg Cr.kg⁻¹ de suelo) en ambos suelos, pero la disminución de materia seca fue mayor en el suelo franco arenoso. Las aplicaciones de estiércol mostraron efectos mitigantes sobre la toxicidad de Cr. La materia seca fue mayor en presencia de estiércol, que en su ausencia, en todas las dosis de Cr aplicado en ambos suelos. La aplicación de estiércol causó disminución en el Cr extractable por DTPA en los suelos, concentración de Cr y absorción por raíces y tallos de espinaca a un nivel dado de Cr aplicado. La magnitud de la toxicidad de Cr y su disminución por la aplicación de estiércol fue mayor en el suelo arenoso comparado al suelo franco limoso. Los resultados de este estudio indican que la aplicación de estiércol al suelo podría ser usado como una medida efectiva para reducir la toxicidad de Cr a las plantas cultivadas en suelos contaminados con Cr irrigados con efluentes industriales no tratados.

Ghafoor et al. (2005), condujeron un estudio para investigar el efecto del riego con aguas residuales sobre la distribución de Pb y **Cr** en suelos y plantas. En el laboratorio se estudió como la textura del suelo y la adición de materia orgánica y yeso afectan la lixiviación de Pb y **Cr**. La concentración de Pb y Cr en el efluente municipal estuvo dentro de los límites permisibles. La concentración de Cr fue cuatro veces más que la de Pb. Contrario a esto, el contenido de Pb fue mucho más alto que el Cr en los suelos. Aunque aún debajo de los límites permisibles, la concentración de Pb y Cr fue considerablemente alta en la capa superficial de suelo (0 a 15 cm) que en la profundidad del suelo, lo que indica su tendencia a acumularse en la capa superficial. En los cultivos, la concentración de ambos metales pesados estuvo sobre los niveles permisibles. La lixiviación de Pb y Cr permaneció bajo a través de las columnas de suelo. En los lixiviados, la remoción de cromo fue casi del 10% del Cr agregado y la de Pb fue 4% del Pb agregado. En la aplicación combinada, el Pb y Cr mostraron un efecto sinérgico sobre la lixiviación uno de otro. La aplicación de yeso y materia orgánica afectaron inconsistentemente la lixiviación y extractabilidad de Pb y Cr en el suelo.

Tokunaga et al. (2003) ensayaron la aceleración de la reducción de **Cr(VI)** (tóxico) a **Cr(III)** (menos tóxico) en los suelos, agregando carbono orgánico (CO) en columnas pre-tratadas con soluciones conteniendo 1000 y 10 000 mg Cr(VI).L⁻¹, para evaluar el potencial de remediación in situ de suelos altamente contaminados. Las

soluciones conteniendo 0, 800, o 4000 mg CO.L⁻¹ en la forma de caldo de brotes de soya o lactato de sodio fueron agregados a suelos contaminados con Cr(VI). Los cambios en el estado de oxidación del Cr fueron monitoreados a través del análisis periódico de columnas de suelo. Las constantes de la tasa de reducción efectiva de primer orden variaron de 1.4×10^{-8} a $1.5 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$, con valores altos para niveles bajos iniciales de Cr(VI) y altos niveles de carbono orgánico. Las comparaciones con suelos estériles mostraron que los procesos microbiales fueron los responsables de la reducción de Cr(VI), excepto en los suelos que inicialmente se expusieron a soluciones de 1000 mg Cr(VI).L⁻¹ y que recibieron poco (800 mg.L⁻¹) o nada de carbono orgánico. Sin embargo, las poblaciones microbiales ($\leq 2.1 \times 10^5 \text{ g}^{-1}$) en los suelos son probablemente demasiado bajas para una importante reducción enzimática directa de Cr(VI). De tal manera, que el efecto sinérgico sostenido en el sistema suelo total puede ser tomado en cuenta para la mayor parte de la reducción observada. Estos resultados muestran que la aceleración de la reducción in situ de Cr(VI) con la adición de carbono orgánico es posible en suelos contaminados y sugiere que puede ser dominada por la reducción microbiana.

Bolan et al. (2003), investigaron el efecto de siete enmiendas orgánicas (biosólidos de compost, estiércol de vacuno, abono de residuos de pescado, estiércol de caballo, setas de hongos, estiércol de cerdo, y estiércol de aves) sobre la reducción de cromo hexavalente [cromato, Cr(VI)] en un suelo mineral (Manawatu arenoso) bajo en contenido de materia orgánica. La adición de enmiendas orgánicas mejoró la tasa de reducción de Cr(VI) a Cr(III) en el suelo. Con un mismo nivel de carbono orgánico total, hubo una diferencia significativa en la reducción de Cr(VI) entre los suelos tratados con enmiendas orgánicas. Sin embargo, hubo una relación lineal positiva significativa entre la reducción de Cr(VI) y la cantidad de carbono orgánico disuelto en el suelo. El efecto de los biosólidos en la absorción de Cr(VI) desde el suelo, tratado con diferentes niveles de Cr(VI) (0-1200 mg Cr.kg⁻¹ suelo), fue examinado con plantas de mostaza (*Brassica juncea* L.). La adición creciente de Cr(VI) incrementó la concentración de Cr en las plantas, resultando en una disminución del crecimiento de la planta (es decir, fitotoxicidad). La adición de biosólidos fue efectivo en reducir la fitotoxicidad de Cr(VI). Se evaluó la redistribución de Cr(VI) en diferentes componentes del suelo mediante un esquema de fraccionamiento secuencial. En el suelo no tratado, la concentración de Cr fue mayor en los enlaces orgánicos, enlaces de óxidos, y fracciones residuales que en las fracciones solubles e intercambiables. La adición de las enmiendas orgánicas también disminuyó la concentración de fracciones solubles e intercambiables pero especialmente incrementó la fracción en el suelo enlazada orgánicamente.

Bolan and Thiagarajan (2001), evaluaron el efecto de dos materiales encalantes (ceniza de caldera y cal) y una enmienda orgánica (corteza de *Pinus radiata*) en la retención de **chromo** por dos suelos (Egmont y Tokomaru), usando experimentos de agitación y lixiviación de columna. Se examinó el efecto de estas enmiendas sobre la absorción de Cr del suelo Egmont, tratado con varios niveles de Cr (0 - 3200 mg Cr/kg suelo), usando plantas de girasol (*Helianthus annuus*). La transformación de Cr fue examinada a través del fraccionamiento del Cr en los suelos. La adición de ceniza de caldera y cal incrementó la retención de Cr(III) pero tuvo el efecto opuesto en la retención de Cr(VI). La adición de corteza de pino no afectó la retención de Cr(III), pero incrementó la retención de Cr(VI). Al incrementar las adiciones de Cr se incrementó la concentración de Cr en las plantas, resultando en una disminución del crecimiento de la planta. Los materiales encalantes fueron efectivos en reducir la fitotoxicidad de Cr(III) y la corteza de *Pinus radiata* fue efectiva para Cr (VI). En suelos contaminados con Cr(III) y Cr(VI), las concentraciones de Cr fueron altas en las fracciones enlazadas a materiales orgánicos, enlazadas a óxidos, y fracciones residuales que en las fracciones solubles e intercambiables. Las concentraciones de chromo en las fracciones soluble e intercambiable fueron altas en los suelos contaminados con Cr(VI) que en suelos contaminados con Cr(III). La adición de materiales encalantes disminuyó la concentración de Cr(III) soluble y la corteza de *Pinus radiata* disminuyó el Cr(VI) soluble en el suelo. Esto fue evidencia para la reducción de Cr(VI) a Cr(III) en los suelos tratados con corteza de *Pinus radiata*.

Leita et al. (2009) realizaron un trabajo de investigación con los objetivos de elucidar las interacciones del Cr(VI) con ácidos húmicos (AH) estándar en condiciones sub-neutras usando tres métodos analíticos complementarios: UV-Visible, espectroscopia, espectroscopia de absorción de rayos-X y voltamperimetría diferencial. Las concentraciones de ácidos húmicos (como carbono orgánico) y K_2CrO_4 usadas durante el estudio fueron seleccionadas según las condiciones ambientales. Los espectros observados de espectroscopia UV-visible y absorción de rayos-X mostraron que bajo las condiciones experimentales ensayadas, los ácidos húmicos no inducen la reducción de Cr(VI) a su forma química trivalente. La interacción entre los ácidos húmicos y chromo VI ha conducido a la formación de micelas Cr(VI)-AH vía procesos químicos supramoleculares. Los resultados reportados podrían contribuir a explicar la persistencia relativa del chromo hexavalente ecotóxico en los suelos. Los autores sustentan sus resultados, indicando que el suelo en forma natural es mucho más complejo que el sistema ensayado, y la dinámica el destino del chromo hexavalente y los ácidos húmicos del suelo están íntimamente unidos a las características químicas.

físicas y biológicas de los componentes del suelo. Los autores mencionan que hay reductantes naturales que pueden transformar el cromo hexavalente más tóxico a la forma trivalente menos tóxica y que la atenuación natural del cromo hexavalente, en efecto, fácilmente ocurre en el suelo. En este trabajo, los investigadores concluyen respecto a la relativa persistencia del cromo en su forma química hexavalente en la solución suelo, y sobre la base de sus resultados, hipotetizaron que la presencia de cromo hexavalente en el lixiviado del suelo podría estar relacionado a su interacción con los ácidos húmicos.

Pillai et al. (2013) mencionan que el cromo es un contaminante presente en agua de residuos de galvanoplastia y su remoción es necesaria para la protección del ambiente. Los mencionados autores realizaron un trabajo de investigación sobre el impacto de los abonos orgánicos en fitoremediación, con los objetivos de: (1) investigar la habilidad de absorción de cromo total de las raíces y los tallos de *Vetiveria zizanioides* en diferentes suelos contaminados con cromo enmendados con y sin abono orgánico (estiércol de vaca), y (2) estudiar el porcentaje de electrolito que sale de la raíz de *Vetiveria zizanioides*. La especie vegetal ensayada creció en efluentes de cromo con concentraciones de 50, 100 y 200 mg/kg en suelos enmendados con abono orgánico y se determinó el potencial de fitoremediación. Se analizaron las cantidades de cromo en los tejidos de la planta (raíz y tallo), suelo, y porcentaje de electrolito exudado de las raíces de *Vetiveria zizanioides*. De los resultados, la especie *Vetiveria zizanioides* enmendada con abono orgánico mostró el mayor potencial de remoción de cromo debido a su rápido crecimiento y mayor cantidad de biomasa alcanzada durante todo el experimento. En este estudio, el 92.25% de eficiencia de remoción de cromo fue obtenida con una concentración de cromo de 50 mg/kg y las eficiencias de remoción de 90.5% y 85% fueron obtenidas con 100 y 200 mg/kg, respectivamente después de un periodo de dos meses de crecimiento de *Vetiveria zizanioides*.

1.2 Planteamiento del problema

Los suelos del distrito de Orcotuna, provincia de Concepción, región Junín, se encuentran contaminados por metales pesados, donde el **cromo** es predominante en algunos suelos analizados. Este elemento puede provenir de diferentes fuentes contaminantes, como lo es, el agua de riego del río Mantaro, que recibe relaves mineros, la aplicación de productos químicos al suelo y a las plantas, con fines de fertilizar, y controlar plagas y enfermedades, lo que hace que al final se depositen y acumulen en el suelo, así como la contaminación geológica, resultado de la liberación de minerales a través de la meteorización. En estas fuentes de cromo juega un papel muy importante las actividades del hombre que generan contaminación del suelo.

En estos suelos, los cultivos principales, como son el maíz (***Zea mays***), la papa (***Solanum tuberosum***), la alfalfa (***Medicago sativa***), la arveja (***Pisum sativum***) y la haba (***Vicia faba***), entre otros, absorben los elementos que están en la solución del suelo (disponibles), entre ellos el cromo (Cr), que en niveles altos, pueden llegar a las partes cosechables (frutos) y de esa manera, no solo causar fitotoxicidad y afectar el normal crecimiento de las plantas, sino que también, a través de la cadena trófica, afectar a los seres humanos y otros seres vivos (animales y microorganismos) que los consumen.

El sistema suelo, como ente natural, heterogéneo, trifásico y que mantiene una alta variedad y cantidad de organismos (biota del suelo), a través de la interacción de sus componentes sólidos y líquidos, desarrolla una serie de reacciones físicas, químicas y biológicas, que alteran las sustancias presentes en el suelo, o los elementos contaminantes que llegan a él, a través de los procesos de precipitación, adsorción, óxido reducción, solubilización o volatilización, dependiendo de la naturaleza de la sustancia contaminante, su concentración y de las propiedades del suelo.

Los suelos agrícolas del distrito de Orcotuna tienen limitaciones en sus propiedades, debido, entre otros factores, por la baja cantidad de materia orgánica, por lo que la adición de enmiendas orgánicas, como el **estiércol de lombriz y compost**, puede mejorar sus propiedades físicas, químicas y biológicas, pero a la vez, influenciar la **disponibilidad** de los elementos constituyentes, dentro de los cuales se encuentran elementos contaminantes como el **cromo**, e influir en su asimilación por las plantas cultivadas o por los organismos que viven en el suelo, afectando su toxicidad (fitotoxicidad en el caso de las plantas) y crecimiento, lo cual se traducirá en menores rendimientos de estos cultivos.

Las enmiendas orgánicas tienen alto poder adsorbente, debido a sus cargas eléctricas negativas y positivas, y a la vez complejan elementos metálicos, influyendo de esta manera la movilidad y disponibilidad de los contaminantes y alterando el poder adsorbente de las plantas. Cuando un contaminante del suelo es más soluble, tiene mayor movilidad y está más **disponible** para los organismos que lo asimilan (biota del suelo y plantas); contrariamente cuando un contaminante del suelo está adsorbido o complejo a la fase sólida, es menos móvil y está menos disponible para los organismos del suelo.

Los materiales propuestos como enmiendas orgánicas, el estiércol de lombriz y el compost, se procesan y producen en la zona de estudio, siendo de costo relativamente bajo y al alcance de los productores agrícolas, comparados a otros

materiales o técnicas de remediación, que son de alto costo económico. Al aplicar estas enmiendas al suelo, no solo se mejoran las propiedades del suelo, sino también constituirían una alternativa para remediar suelos contaminados con cromo.

Formulación del problema

General

¿En qué medida la aplicación de enmiendas orgánicas hace variar la disponibilidad de cromo y en el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín?

Específicos

¿En qué medida el estiércol de lombriz hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín?

¿En qué medida el compost hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín?

1.3 Objetivos

1.3.1 General

Determinar en qué medida la aplicación de enmiendas orgánicas hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

1.3.2 Específicos

Determinar en qué medida el estiércol de lombriz hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

Determinar en qué medida el compost hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

1.4 Justificación

La disminución de movilidad y disponibilidad de los metales pesados contaminantes de los suelos del distrito de Orcotuna, como el cromo, con materiales accesibles a los productores y de bajo costo, como son el estiércol de lombriz y el compost, permitirá disminuir los niveles de contaminantes en estos suelos, así como la

cantidad de elementos tóxicos que podrían ser absorbidos por el cultivo de maíz, que pueden estar afectando a las personas y animales que consumen estos alimentos, ya sea directamente como granos de maíz o choclo o los residuos de cosecha que sirven para alimento del ganado y otros animales o se incorporan al suelo como materia orgánica, repitiéndose, en este último caso, el ciclo del cromo en el suelo.

El cromo es un elemento presente naturalmente en el suelo, pero en altas concentraciones, se convierte en contaminante, y al ser asimilado por los seres vivos (humanos, animales o biota del suelo), se acumula en los principales órganos, causando fitotoxicidad y efecto cancerígeno, por lo que su presencia en el suelo debe ser disminuida, buscando alternativas tecnológicas, como la aplicación de enmiendas orgánicas, dentro del uso y manejo del suelo.

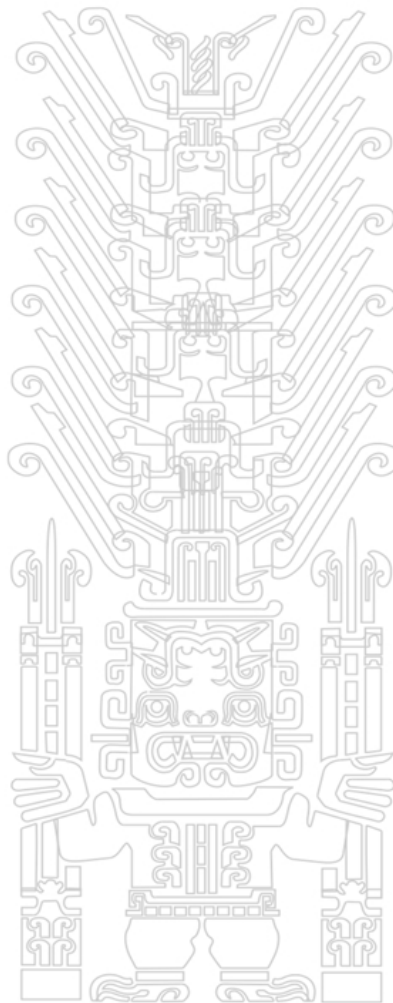
Habiéndose verificado la contaminación de los suelos del distrito de Orcotuna, por metales pesados, es bastante probable que las plantas cultivadas con fines de aprovechamiento agrícola, como el maíz, y otros cultivos, tengan en sus estructuras (raíces, hojas o frutos), concentraciones fitotóxicas de cromo, que no solo afectan el crecimiento de las plantas sino que a través de la cadena trófica estarían diseminándose permanentemente. Los productos agrícolas del distrito de Orcotuna, tienen un gran ámbito de influencia, llegando inclusive a la capital del país, Lima, por lo que la disminución de los niveles de contaminantes, aplicando enmiendas orgánicas, permitirá incorporar esta práctica dentro de las labores agrícolas comunes en el manejo del suelo y del cultivo de maíz, mejorando de esa manera las propiedades del suelo, y la actividad microbial, así como mejorar la calidad del maíz (choclo y grano seco) y otros productos vegetales, utilizados para la alimentación humana.

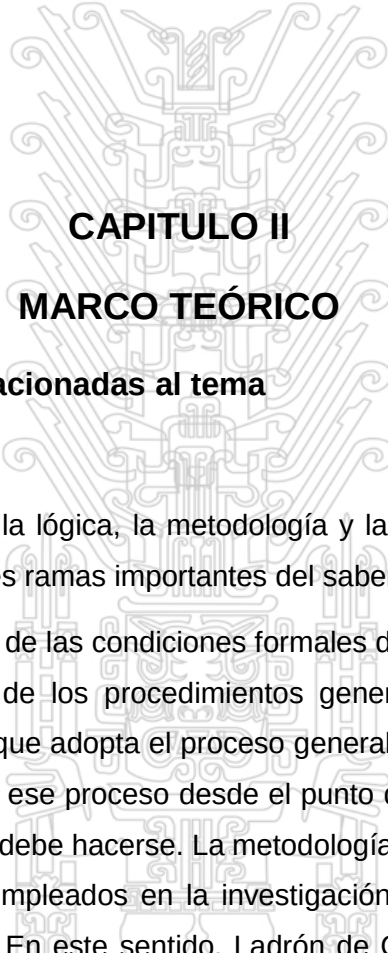
Los resultados servirán para plantear otras alternativas de mejora y remediación de suelos contaminados, utilizando diferentes enmiendas orgánicas, naturales o procesadas por el hombre, que siempre se encuentren accesibles a los agricultores del lugar para generar altos costos de producción y a la vez tomar conciencia del uso sostenible de los suelos.

1.5 Alcances y limitaciones

El presente trabajo de investigación se realizará en el distrito del Mantaro, para lo cual se caracterizará un perfil modal que represente a los suelos predominantes en el lugar de estudio, se describirá morfológicamente, se clasificará mediante el Soil Taxonomy (sistema natural) y se muestreará un volumen de suelo suficiente de su capa superficial para hacer el experimento en laboratorio con la aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas utilizando como cultivo indicador el maíz (*Zea mays* L.).

Es la capa que se encuentra en la parte superficial de suelo, la de mayor actividad biológica, que además contiene el mayor volumen de raíces de un cultivo, y que recibe continuas adiciones de insumos y productos a través de la labranza, riego, abonamiento y otras prácticas agrícolas; constituyendo así en la de mayor interés para un estudio de contaminación y remediación de suelos.





CAPITULO II

MARCO TEÓRICO

2.1 Teorías generales relacionadas al tema

2.1.1 Marco filosófico

Según Piaget (1970), la lógica, la metodología y la teoría del conocimiento, o epistemología, constituyen tres ramas importantes del saber científico.

La lógica es el estudio de las condiciones formales de la verdad en las ciencias; la metodología es la teoría de los procedimientos generales de investigación que describen las características que adopta el proceso general del conocimiento científico y las etapas en que se divide ese proceso desde el punto de vista de su producción y las condiciones en las cuales debe hacerse. La metodología hace referencia, entonces, a la teoría de los métodos empleados en la investigación científica y a las técnicas conexas con estos métodos. En este sentido, Ladrón de Guevara (1997) afirma: “Es tarea de la metodología sintetizar y organizar los avances logrados por la investigación en las diferentes disciplinas científicas, enriqueciendo con la práctica la metodología general de la investigación científica”.

De acuerdo con Bryon, Browne y Porter (1986), la epistemología “es la teoría filosófica que trata de explicar la naturaleza, las variedades, los orígenes, los objetos y los límites del conocimiento científico” o, como afirma Lenk (1988), es una disciplina filosófica básica que investiga los métodos de conceptos científicos y, a su vez, intenta fundamentarlos y evaluarlos. Cerda (1988) comparte estas definiciones al considerar la

epistemología como “aquella filosofía o teoría de la ciencia que estudia críticamente los principios, las hipótesis y los resultados de la diversas ciencias, con el propósito de determinar su origen y estructura, su valor y alcance objetivo”.

Por otra parte, se suelen utilizar los términos epistemología, gnoseología, teoría del conocimiento y filosofía de la ciencia como sinónimos (Bernal, 2010). Sin embargo, de acuerdo con Reyes (1988), el término más cercano a epistemología es filosofía de la ciencia, debido a que la palabra griega episteme se refiere no a cualquier forma de conocimiento, sino aproximadamente a la que hoy se entiende por ciencia. De otra parte, Ferrater (1994) considera que si bien existe diferencia entre los conceptos antes citados, durante los últimos años, por influencia de la literatura filosófica anglosajona, el término epistemología se usa de manera amplia para referirse a la teoría del conocimiento. De acuerdo con Bunge (1980), la epistemología como sinónimo de filosofía de la ciencia “es la reflexión crítica sobre la investigación científica y su producto, el conocimiento, en otras palabras, es la ciencia de la ciencia”.

La ciencia como sumatoria de todas las ciencias la hace el hombre social, la humanidad, para conocer toda la realidad y proponer como modificarla, o para modificarla en la medida en que lo propuesto como cambio se aplique. Y la orientación más válida y auténtica de esos cambios, de esa modificación, se entiende que es la de contribuir a hacer la realidad cada vez más racional, más humana. Esta finalidad de la ciencia entraña o tiene dos partes, objetivos generales o fines: (i) conocer la realidad, (ii) proponer como transformar la realidad o contribuir a transformarla. Una ciencia es una parte de la ciencia. Cada ciencia pretende conocer su especialidad; la parte de la realidad que es su campo, su objeto de estudio. Si es ciencia pura o teórica, solo propone como modificarla, y si es ciencia aplicada, transformar o modificar su parte de la realidad, su campo, su especialidad (Caballero, 2011).

2.2 Bases teóricas especializadas sobre el tema

2.2.1 Los metales pesados y el sistema suelo

La materia orgánica del suelo puede influenciar la solubilidad de metales pesados en los suelos en diferentes maneras. Puede incrementar la solubilidad al formar complejos orgánicos solubles, pero por otro lado también ha sido reportada la habilidad de la materia orgánica para reducir la movilidad de los metales pesados en el suelo. La materia orgánica coloidal tiene una fuerte afinidad por los cationes de metales pesados, y la retención de metales agregados está frecuentemente bien correlacionada con la materia orgánica del suelo. La materia orgánica proporciona sitios para las reacciones de intercambio de cationes, pero su fuerte afinidad para los metales pesados es debido

a ligantes o grupos que forman quelatos y complejos con los metales. Los grupos funcionales incluyen estructuras carboxil, fenólicas, de alcohol, fenólicas-OH y carbonil de varios tipos (Misra and Mani, 2012).

Según Mirsal (2010), los metales pesados pueden tener, según la condición física y forma química del metal o sus compuestos, un efecto importante sobre cualquiera de estas fases. Para entender esto, es necesario enfatizar brevemente, que la interacción de metales dentro del estado sólido del suelo no se presenta aisladamente de la fase líquida, debido a que el pH junto con otras propiedades del agua del suelo, controlarán la solución, adsorción sobre las superficies sólidas y la factibilidad de reacciones químicas dentro del sistema. En términos concretos, la interacción de los metales pesados con el estado sólido del suelo será dentro del marco de uno de los siguientes procesos: (i) *adsorción*. La adsorción en el sistema suelo depende principalmente de los parámetros físicoquímicos, especialmente pH y el adsorbente del metal. De tal manera que hemos encontrado que los minerales de arcilla en general adsorberán menos cantidad de metales que los óxidos y materiales orgánicos. La materia orgánica disuelta puede incrementar la solubilidad del metal y activar superficies minerales reactivas, favoreciendo la adsorción., (ii) *difusión dentro del material suelo*. Los iones metálicos son capaces de difundir dentro del sistema suelo en tasas que dependerán de sus diámetros iónicos así como del pH prevalente del medio. Al incrementarse el pH, se puede formar hidroxicomplejos que podrían causar un incremento de los diámetros iónicos, disminuyendo así la tasa de difusión y por lo tanto disminuyendo la movilidad de los metales pesados propensos a difundir. (iii) *formación de complejos*. Los iones de los metales pueden ser coordinados a sustancias orgánicas, en particular ácidos húmicos y fúlvicos.

Hay esencialmente tres procesos, probablemente interrelacionados, por los cuales el comportamiento de las fracciones de la materia orgánica puede influir en la dinámica de los metales pesados en el suelo: Estos tres procesos son: (a) la materia orgánica liberada en la solución suelo resulta en la co-liberación de metales pesados ya asociados con la materia orgánica; (b) la materia orgánica liberada en la solución suelo sirve para extraer después, o movilizar, metales pesados de la fase sólida; y (c) la materia orgánica y los metales pesados liberados independientemente en la solución suelo se asocian después uno con otro. Claramente, los dos primeros procesos pueden conducir al incremento en la concentración de metales pesados en la solución suelo.

Además, todos los procesos conducen a un incremento en la concentración de metales pesados complejados orgánicamente en la solución suelo (Ashworth and Alloway, 2008).

Conforme el tratamiento de las tierras se constituye en una práctica importante de manejo de residuos, el suelo está siendo visto cada vez más como una principal fuente de metales que alcanzan los canales alimenticios, principalmente a través de la absorción por la planta y transferencia de los animales. La disposición de tales residuos conducen a generar un almacenamiento significativo en los suelos de una amplio rango de metales, tales como Cd, **Cr**, Cu, Hg, Pb y Zn, y metaloides, tales como As, Cr y Se. La entrada de metales de un determinado suelo en los canales alimenticios, depende de la cantidad y fuente del metal, las propiedades del suelo (especialmente pH, materia orgánica y contenido de arcilla), la tasa y magnitud de absorción por las plantas, y la extensión de absorción por el pastoreo de animales. La acción “limpiadora” del suelo está controlada mayormente por reacciones físico-químicas de metales con los componentes del suelo que llevan carga superficial y las transformaciones bioquímicas que involucran a los microorganismos del suelo (Adriano, 2001).

Se realizó un experimento en parcelas en 1999 para examinar el efecto de lodos de depuradora sobre los suelos y plantas. Se utilizaron cuatro suelos, los cuales fueron clasificados como: Orbottyán arenoso calcáreo, Ngyhorcsok limoso calcáreo, Gyongyos limoso ácido, y Nyrlugos arenoso ácido. Las dosis de lodos aplicadas fueron 0, 2.5, 5, 10 y 20 g materia seca de lodo/kg suelo seco al aire. De las muestras de suelo, se midieron las concentraciones elementales de Cadmio y Cromo en las formas de recuperable total, extractables y móviles. Hubo un incremento en todas las tres fracciones después de la aplicación de lodos de depuradora para Cadmio y Cromo; la magnitud de los cambios fue variable. Para cuantificar la respuesta de cadmio y cromo a los lodos de depuradora, se graficaron las funciones de las dosis de lodos de depuradora vs. Las concentraciones de los elementos Cd y Cr., y la pendiente de estas funciones significa sensibilidad de los suelos en una fracción dada. Después de examinar la sensibilidad de los cuatro suelos en las tres fracciones para los elementos investigados, se pudo establecer que la fracción más sensitiva fue la fracción recuperable total. La fracción extractable con acetato de amonio y EDTA fue la segunda en sensibilidad, mientras que la fracción móvil fue un buen indicador para los tratamientos solo con en suelos arenosos. Sin embargo, se encontró fuerte correlación entre Cd y Cr móvil y la absorción por la planta. Así que se encontró una obvia contradicción: la fracción que es menos sensitiva a los tratamientos de lodos de depuradora tienen la más fuerte correlación con la absorción de la planta (Filep et al., 2009).

2.2.2 Disponibilidad de metales pesados en el suelo

Según Young (2013), los metales pesados y metaloides son adsorbidos fuertemente por los constituyentes coloidales orgánicos e inorgánicos del suelo. La resultante moderación de la movilidad y **disponibilidad** de metales en el ambiente debe figurar como uno de los más importantes “servicios ecosistémicos” atribuibles a los suelos con implicancias para la disponibilidad y potencial toxicidad de micronutrientes para organismos acuáticos y terrestres. La fuerza general con la cual los metales son retenidos en los suelos son un reflejo de: (i) propiedades “residuales” atribuibles a los materiales fuentes de metales (minerales primarios dentro de los materiales parentales del suelo, residuos de fundición, lodos de depuradora, residuos mineros, artefactos antropogénicos urbanos, etc.); (ii) la afinidad intrínseca de iones de metales individuales por superficies de adsorción del suelo y para ligantes solubles del suelo; (iii) la variedad de superficies de adsorción presentes en los suelos (humus, óxidos de metales, arcillas aluminosilicatadas, etc.); (iv) las propiedades más “transitorias” del suelo, incluyendo pH, potencial redox, contenido de agua, temperatura, actividad biológica, concentración de sales, etc.; (v) tiempo de contacto suelo-metal.

El término **disponibilidad** establece la medida de la tasa y extensión de la absorción de una sustancia activa que alcanza la circulación sistémica de un organismo. Es resumen, la extensión de su absorción y circulación sistémica por el organismo. Es en este sentido que se discute la disponibilidad de metales pesados en el suelo. La absorción de metales pesados es un término que describe la entrada de estos metales, sus sales o compuestos dentro de un organismo. La absorción es un proceso complejo, dependiendo principalmente del potencial químico, es decir la fuerza que hace que los iones de metales se muevan pasivamente a lo largo de gradientes de concentración en la solución suelo. A lo largo de estas gradientes varias formas químicas de iones de metales se mueven de la parte externa o interna de un organismo. Esto explica esencialmente el proceso de absorción pasiva. Sin embargo, la absorción puede ocurrir en una forma activa, es decir, cuando los organismos usan la fracción del suelo conteniendo metales, en cualquier forma que pueda estar disponible, como alimento (Mirsal, 2010).

Solo una fracción de la cantidad total de elementos en el suelo puede ser asimilada y utilizada por las plantas. La magnitud de la fracción **disponible** depende de una serie de factores del suelo, la planta y el ambiente. La estimación de la fracción de elemento disponible en el suelo es rutinariamente hecha por extracciones químicas que han sido calibradas con respuestas de las plantas. Sin embargo, tales extracciones no pueden simular la dinámica espacial y temporal del suministro del elemento químico del

suelo o la demanda de elemento de la planta (genotipo). Tales dinámicas son particularmente importantes en la rizosfera, donde la exudación de las raíces y la actividad microbial pueden alterar substancialmente la disponibilidad de nutrientes. La disponibilidad de nutrientes es también dependiente del contenido de agua del suelo, que influencia el movimiento de nutrientes en el suelo (Marschner and Rengel, 2012).

La manera más directa de determinar la disponibilidad de elementos químicos en un suelo es medir la respuesta de crecimiento de las plantas por medio de ensayos de parcelas de campo o laboratorio. Sin embargo, esto significa tiempo y mano de obra intensiva, y los resultados no son fácilmente extrapolados de una localidad a otra. Contrariamente, los análisis químicos de suelo es un procedimiento comparativamente barato y rápido para obtener información sobre la disponibilidad de elementos químicos en el suelo. El análisis de suelo ha sido practicado en agricultura u horticultura por muchos años con relativo éxito. La efectividad del procedimiento está cercanamente relacionado a (i) el grado al cual los datos pueden ser calibrados con ensayos de campo, y (ii) la interpretación de los análisis (Marschner and Rengel, 2012).

2.2.3 Adsorción de metales sobre los constituyentes del suelo

Los metales traza son adsorbidos sobre la superficie de partículas coloidales en el suelo, principalmente humus, óxidos hidratados de hierro, manganeso y aluminio, arcillas alumino silicatadas y algunas sales poco solubles como el carbonato de calcio (Young, 2013).

2.2.3.1 Humus

El humus está marcadamente concentrado en los primeros 20 cm de la mayoría de los suelos minerales, a menos que se haya redistribuido por procesos pedogénicos, como en los podzols. El contenido de materia orgánica del suelo varía desde <1% (subsuelos arenosos) hasta más de 90% (turbas). La composición elemental del humus incluye carbono (50 a 60%), oxígeno (30 a 40%) y nitrógeno (5%). Estructuralmente, los materiales húmicos son alrededor del 20 a 30% de compuestos alifáticos, 10 a 20% de carbohidratos y 20 a 40% de compuesto aromáticos. Casi el 20% del Hidrógeno está enlazado al oxígeno como grupo carboxil (H-COOH), un grupo hidroxil ácido (posiblemente fenólico), el resto está enlazado directamente al Carbono (Tipping, 2002).

Los metales están enlazados a una variedad de sitios sobre el humus compuesto de una mezcla de átomos donantes de oxígeno, nitrógeno y azufre. La carga negativa del humus genera atracción coulombica simple de cationes metálicos, especialmente alcalinos y alcalino-térreos. Sin embargo, es probable la formación de complejos específicos de esfera interna mayormente de metales pesados y la presencia de grupos

funcionales en estrecha proximidad sugiere la formación de sitios de quelatos multidentados y multinucleares. El enlace de metales pesados está probablemente dominado por la formación de dos o tres enlaces hasta una mezcla de grupos carboxil e hidroxil ácidos. Una idea prevalente por muchos años fue que los metales traza divalentes estuvieron principalmente enlazados en estructuras de quelatos sobre redes aromáticas (esencialmente unidades de ácido silícico y ftálico) aunque esto ha sido bien difícil de confirmar. La independencia de parámetros de enlace sobre concentración de ácidos húmicos sugiere que los metales no forman enlaces puente entre dos moléculas húmicas en solución pero se enlazan a grupos simples o múltiples sobre una molécula húmica (Christl et al., 2005).

2.2.3.2 Arcillas alumino-silicatadas planares (filosilicatos)

Las arcillas alumino-silicatadas, o “filosilicatos”, están compuestas de capas de tetraedros de sílice y octaedros de aluminio en relaciones de 1:1 a 2:1. Los tipos de minerales de arcilla mayormente comunes son illita, vermiculita, esmectita, clorita y caolinita; todas se hallan en un amplio rango de suelos. Estas pueden estar muy débilmente asociadas con una “secuencia de meteorización” caracterizada por una disminución de la sustitución isomorfa y accesibilidad variable del espacio interlaminar. Así, la illita es el producto de alteración inmediata de la mica, y la mayor parte de las vermiculitas son, a su vez, derivadas de la intemperización posterior de la illita, o mica. Las esmectitas pueden presentarse a través de la posterior alteración o a través de la recristalización desde la solución suelo. La clorita pedogénica se forma a través de la deposición de polímeros de hidroxialuminio no intercambiables en los espacios interlaminares y frecuentemente se presentan en suelos ácidos. La arcilla del tipo 1:1 más común es la caolinita que es típicamente resaltante como resultado de herencia geológica o a través de meteorización severa o prolongada, como en Oxisols (White and Nixon, 2002).

Los metales pesados catiónicos serán retenidos en los espacios interlaminares de los filosilicatos, como cationes intercambiables, pero tienden a estar pobremente representados debido a la abrumadora presencia en los suelos, de calcio, magnesio y potasio. Sin embargo, los niveles traza de metales enlazados a las arcillas puede ser considerablemente más complejo (Young, 2013). Las investigaciones de la adsorción de cobre sobre vermiculita y esmectita sugieren que el cobre se enlaza en forma covalente a través de complejos de esfera interna a oxígenos no enlazados en esquinas y bordes de arcillas. También se identificó la ocupación de espacios octaedrales dentro de las estructuras de arcilla tanto como simple retención electrostática de esfera externa en las interláminas. El área interlaminar puede también soportar enlaces altamente

específicos: Ni, Co, y Zn pueden formar especies multi-nucleares que se enlazan “irreversiblemente” (Furnare et al., 2005).

2.2.4 Fuentes geoquímicas y de contaminación de cromo en los suelos

Según Gonnelli and Renella (2013), el cromo presenta una concentración promedio de 100 mg.kg^{-1} en la corteza terrestre, mientras que el rango de concentración de los suelos está en un rango de 1 a 3000 mg/kg . El cromo está principalmente asociado con rocas máficas y ultramáficas en las cuales puede alcanzar valores de 3000 mg/kg . Las rocas sedimentarias e ígneas ácidas presentan contenidos mucho más bajos de cromo, comúnmente de 5 a 120 mg/kg , con los valores más altos en sedimentos arcillosos. En suelos neutros y alcalinos, con valores de $\text{pH} > 7.0$, el Cr precipita como Cr(OH)_3 , también en combinación con metales alcalinos y metales pesados. En suelos fuertemente ácidos ($\text{pH} < 4.0$), el $\text{Cr(H}_2\text{O)}_3^{+6}$ es la forma predominante de cromo. Las concentraciones de Cr total más altas que los valores de fondo se origina de polvos radioactivos y entradas de Cr de lodos ricos en cromo y residuos de actividades industriales incorporados al suelo.

Las concentraciones de fondo (fondo geoquímico) del Cr en suelos europeos sobre la base del material parental e independientemente del uso del suelo, están en el rango de 5 a 68 mg/kg , con las concentraciones más bajas en suelos formados sobre materiales arenosos y los valores más altos en suelos originados sobre rocas volcánicas (Utermann et al. 2006).

El Cr(VI) está típicamente asociado con oxígeno como oxianiones cromato (CrO_4^{2-}) o dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$). El Cr(III) es menos móvil, menos tóxico y se encuentra principalmente enlazado a la materia orgánica en el suelo. La relación entre Cr(III) y Cr(VI) depende fuertemente del pH y condiciones oxidativas, pero en la mayoría de los casos, el Cr(III) es la especie dominante (Shanker et al. 2005).

La principal fuente de Cr en los suelos es la meteorización de sus materiales parentales. La concentración de Cr total en los suelos varía de 0.5 a 250 mg/kg , con un promedio de 40 a 70 mg/kg , dependiendo del lugar muestreado. Los suelos arenosos e Histosols ricos en materiales orgánicos usualmente muestran bajas concentraciones de Cr, conteniendo promedios de 47 y 12 mg/kg respectivamente. Las concentraciones de Cr total son generalmente positivamente correlacionadas con las fracciones granulométricas finas (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

El cromo en los suelos proveniente de la meteorización de los materiales parentales está presente mayormente como Cr(OH)_3 insoluble o como Cr(III) adsorbido a los coloides del suelo. La forma más común de cromo es Cr(OH)_2^+ , enlazado a arcillas

y sustancias húmicas, que están negativamente cargadas a $\text{pH} > 5.5$ (Ritchie and Sposito, 1995).

2.2.5 El cromo en el suelo

Iyaka (2009) menciona que, generalmente, el material parental determina los niveles de cromo en los suelos, y las concentraciones típicas de cromo en el suelo varían ampliamente con elevados contenidos asociados con contaminación antropogénica. El cromo trivalente, menos tóxico, menos móvil y naturalmente abundante, está principalmente enlazado a la materia orgánica en los suelos, pero los compuestos de cromo en el estado hexavalente son tóxicos, raros y usualmente asociados con la contaminación industrial. El sistema de barrera suelo-planta limita el impacto del cromo en el canal alimenticio, debido a la inmovilidad del cromo en el suelo, sin embargo, a niveles elevados el cromo en el suelo puede influenciar la absorción por las plantas, así como su ingestión por los humanos a través del contacto y consumiendo productos del suelo contaminado.

El cromo puede presentarse en estados de oxidación variando de 0 a VI, pero solo Cr(III) y Cr(VI) son suficientemente estables en el ambiente suelo, mientras que el Cr(IV) y Cr(V) son generalmente intermedios inestables en las reacciones de oxidación de Cr(III) y reacciones de reducción del Cr(VI). La reducción del Cr(VI) depende de su alto potencial redox positivo en soluciones ácidas y alcalinas en presencia de donante de electrones, según las siguientes ecuaciones químicas (Gonnelli and Renella, 2013):



Debido a las propiedades iónicas del Cr en el suelo, este elemento es fuertemente retenido por la fase sólida, y generalmente es poco soluble y poco móvil. Sin embargo, la acidificación del suelo, así como el incremento de las concentraciones de Cl^- y F^- pueden incrementar drásticamente la solubilidad del Cr. Se ha reportado el incremento de Cr(VI) en el agua de los poros del suelo por la fertilización de P de suelos ultramáficos de Nueva Caledonia, posiblemente debido al mecanismo de intercambio de ligante Cd(VI)-fosfato (Bequer et al. 2003).

Varias razones se proponen para el incremento en la reducción de Cr(VI) en presencia de materia orgánica. Estos incluyen el suministro de carbono, protones y microorganismos que son considerados los principales factores que favorecen la reducción de Cr(VI) a Cr(III). El grado de reducción de Cr(VI) incrementó con el nivel

creciente de carbono fácilmente oxidable y COD agregado a través de la adición del estiércol, y hubo una relación lineal significativa entre el grado de reducción de Cr(VI) y COD. El carbono orgánico disuelto (COD) se ha identificado que facilita la reducción de Cr(VI) a Cr(III) en los suelos (Jardine et al. 1999).

Los productos de la hidrólisis del Cr(III) son comúnmente adsorbidos en los minerales de arcilla, y la fuerza de esta adsorción generalmente incrementa con la alcalinización del pH del suelo, también debido al incremento de la carga negativa en la superficie de las arcillas y la deprotonización de donantes orgánicos como las sustancias húmicas. Las formas complejas trivalentes de Cr con ligantes orgánicos e inorgánicos contienen donantes de electrones O, N, S como amonio, urea, etilediamino y sulfuro. Sin embargo, el fraccionamiento de los complejos Cr(III)-orgánico entre las fases sólida y solución depende de las dimensiones moleculares del ligante. Ligantes relativamente pequeños, incrementan la solubilidad del Cr, mientras que ligantes orgánicos particulados o relativamente grandes tales como las sustancias húmicas pueden inmovilizar el Cr(III) (James, 1996).

La reactividad química del cromo en el suelo varía en función del pH, potencial redox, presencia de potenciales donantes de electrones y adsorción de Cr sobre los coloides. En suelos de pH neutro o ligeramente neutro y con concentraciones naturales de Cr, el Cr(III) y el Cr(VI) pueden formar varios productos deprotonados y de hidrólisis, que pueden dominar sobre los otros. En efecto, aunque el $\text{Cr}(\text{OH})_3$ es escasamente soluble a pH 5.5 – 12. Las especies dominantes de Cr(III) podrían ser resultado del producto hidrolítico del $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$. En suelos ácidos (pH < 5.5) y fuertemente ácidos (pH < 4), $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$ y $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6^{+3}$, respectivamente, pueden ser las formas predominantes de Cr(III) (Ritchie and Sposito, 1995).

Song et al. (2006) reportan que la toxicidad y movilidad del cromo en el ambiente depende mayormente de su especiación. En el trabajo de investigación sobre la reducción de cromo hexavalente, reportan y discuten los resultados de un experimento conducido para examinar la especiación del cromo en tres diferentes suelos contaminados con arseniato de cobre cromado (solución común conservante de madera). Se evaluó a través del tiempo, los cambios en la especiación del cromo en la arcilla, arena y suelos orgánicos, que fueron dosificados con una solución de arseniato de cobre cromado. La concentración total de cromo hexavalente (mg/kg) fue medida en un periodo de 11 meses. Además, se examinó la lixiviación de cromo trivalente y hexavalente de los mismos suelos usando el procedimiento de lixiviación-precipitación sintética, que es una prueba estándar para evaluar el potencial de lixiviación de contaminantes de suelos contaminados. La especiación de cromo medido en la matrix

del suelo fue comparado con la cantidad de cromo extractado usando la prueba de lixiviación-precipitación sintética. El grado y tasa de la reducción de cromo hexavalente fue similar en el suelo arenoso y en el suelo arcilloso, pero mucho mayor en el suelo orgánico. La mayor parte de la reducción de cromo se presentó en los primeros meses del experimento. Al final del experimento, aproximadamente el 50% del cromo hexavalente fue convertido en la forma trivalente en los suelos arenosos y arcillosos. Las concentraciones de cromo hexavalente estuvieron debajo del límite de detección en el suelo orgánico al final del experimento. Casi todo el cromo observado en los lixiviados estuvo en la forma de cromo hexavalente. El cromo lixiviado fue mayor en los suelos arenosos y arcillosos, donde persistió el cromo hexavalente. Los resultados indican que el cromo hexavalente en los suelos puede persistir por considerables periodos de tiempo, en particular en suelos con bajo contenido de materia orgánica.

2.2.6 Relaciones suelo-planta

Las concentraciones de cromo en tallos de plantas o suelos no contaminados están usualmente en el rango de 0.02 – 0.2 mg/kg de materia seca y raras veces es mayor de 5 mg/g de materia seca. Estas concentraciones muy bajas de cromo se deben principalmente a la relativa inmovilidad de este elemento en suelos y plantas, probablemente debido a la predominancia de formas de Cr(III)^+ más insolubles. La baja disponibilidad de Cr, de 0.01 a 4 mg/kg, también conduce a una pobre correlación entre las concentraciones de Cr en los tejidos de la planta y los suelos (Zayed and Terry, 2003).

En la mayoría de las plantas el rango crítico de concentraciones de Cr en hoja es de 1-10 mg/g de materia seca. Los síntomas más comunes de toxicidad de Cr en plantas son crecimiento reducido, sistema radicular pobremente desarrollado, hojas rizadas y decoloradas, clorosis en hoja, hojas angostas, bandas cloróticas y rendimiento reducido. Bajo condiciones de campo, el cromo casi nunca es tóxico a las plantas, con pocas excepciones, y 75-100 mg Cr/kg se considera que es la concentración total de Cr en el suelo sobre la cual puede presentarse toxicidad a la planta. Factores tales como las propiedades del suelo, especie de planta, características del suelo, y especies de Cr pueden afectar grandemente el nivel al cual el Cr es fitotóxico; por ejemplo el Cr es más tóxico para plantas que crecen en suelos arenosos comparados con suelos turbosos (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

Generalmente, el cromo no está considerado como un elemento esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas, sin embargo, Bonet et al., (1991) reportaron que bajas concentraciones de cromo estimulan el crecimiento de la planta. El cromo es

tóxico para las plantas superiores en un rango de contenido de 5 a 100 ppm de cromo disponible en el suelo (Hossner et al., 1998), pero Davies et al. (2002) reportaron que el cromo es tóxico para las plantas superiores en $100 \mu\text{M.kg}^{-1}$.

El cromo es conocido por ser un metal tóxico que puede causar daño severo a plantas y animales. El stress oxidativo inducido por el cromo involucra la inducción de peroxidación de lípidos en plantas, que causa severo daño a las células de las membranas. El stress oxidativo inducido por cromo inicia la degradación de pigmentos fotosintéticos causando la disminución en el crecimiento. La alta concentración de cromo puede alterar la estructura del cloroplasto, alterando, por lo tanto, el proceso fotosintético. El cromo, similar al cobre y hierro, es también un metal redox y su comportamiento redox excede al de otros metales como cobalto, hierro, zinc, níquel, etc. El comportamiento redox puede así ser atribuido a la participación directa del cromo en inducir el stress oxidativo en las plantas. El cromo puede afectar el metabolismo antioxidante en las plantas. Las enzimas antioxidantes similares a la catalasa, dismutasa peroxidasa y glutatión reductasa son susceptibles al cromo resultando en una disminución de sus actividades catalíticas. Esta disminución en eficiencia antioxidante es un importante factor en generar stress oxidativo bajo stress de cromo. Sin embargo, los ácidos orgánicos y las metalotioneínas son importantes en las plantas como componentes de mecanismos de tolerancia y están también involucradas en la detoxificación de este metal tóxico (Panda y Choudhury, 2005).

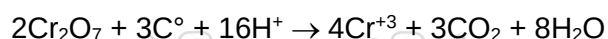
La distribución del cromo en los cultivos tiene un carácter estable que es independiente de las propiedades del suelo y contenido del elemento; usualmente la principal concentración del elemento contaminante es siempre encontrada en las raíces con niveles mínimos presentes en los órganos reproductivos y vegetativos (Golovatyj et al., 1999). La alta acumulación de cromo en las raíces podría deberse a la inmovilización del cromo en las vacuolas de las células de la raíz, haciéndolo así menos tóxico, probablemente debido a la respuesta de la planta a la toxicidad natural (Shanker et al., 2004). Sin embargo, los efectos de la toxicidad del cromo sobre el crecimiento y desarrollo de la planta incluyeron la reducción en la germinación de la semilla (Peralta et al., 2001), disminución en el crecimiento de la raíz (Prasad et al., 2001), y la reducción en altura de planta y crecimiento de tallo debido a los efectos adversos del cromo también han sido reportados (Barton et al., 2000).

2.2.7 Enmiendas orgánicas y metales pesados contaminantes del suelo

Los subproductos de los estiércoles tienen el potencial para ser reciclados en tierras agrícolas y el uso óptimo de estos subproductos requiere el conocimiento de su

composición no solo en relación al uso benéfico sino también para implicancias ambientales. La principal consideración cuando se desarrollan prácticas de manejo del suelo para usar efectivamente sub productos de los estiércoles como una fuente de nutrientes y acondicionadores del suelo en sistemas de producción agrícola es el mantenimiento de la calidad del ambiente. Los subproductos de los estiércoles que son bajos en contenido de metales pueden ser usados para inmovilizar contaminantes metálicos en el suelo (Bolan and Duraisamy, 2003).

Basado en la reacción entre carbono orgánico y la reducción de Cr(VI):



Se ha estimado que 1.00 mg de carbono orgánico causa una reducción de 5.78 mg Cr(VI) (Adriano, 2001). Sin embargo, la regresión lineal indicó que solo una pequeña fracción de COD es usado como una fuente energética para la reducción de Cr(VI) a Cr(III). Esto sugiere que solo ciertos componentes del carbono orgánico actúan como donantes de electrones para la reducción de Cr(VI) a Cr(III). Por ejemplo, en la materia orgánica natural los grupos hidroquinona han sido identificados como las principales fuentes donantes de electrones para la reducción de Cr(VI) a Cr(III) en los suelos. Se ha observado que la reducción de Cr(VI), siendo una reacción de consumo de protones (o liberación de protones), incrementa con la disminución del pH. Las enmiendas orgánicas son ricas en nitrógeno amoniacal, lo cual es probable resulte en la liberación de protones durante la subsecuente nitrificación y volatilización del amonio. El incremento en la reducción del Cr(VI) en la presencia de enmiendas orgánicas también puede resultar de un incremento en la actividad microbial. Aunque la reducción del Cr(VI) puede presentarse a través de procesos químicos y biológicos, la reducción biológica es considerada el proceso dominante en la mayor parte de suelos agrícolas (Bolan and Duraisamy, 2003).

Convencionalmente el término “biosólido” se refiere al producto final derivado del tratamiento biológico de aguas residuales municipales. Sin embargo, recientemente, la terminología sugiere una definición más inclusiva para también incluir residuos ganaderos. Tradicionalmente los biosólidos son vistos como una de las principales fuentes de acumulación de metales en los suelos, y se han conducido numerosos trabajos para examinar la movilización y biodisponibilidad de metales en el suelo provenientes de biosólidos. (Adriano, 2001). Avances en el tratamiento de aguas residuales y el aislamiento de desagües industriales en las plantas de tratamiento de aguas residuales han resultado en una disminución constante en el contenido de metales de biosólidos. Además, la estabilización utilizando materiales alcalinos ha

resultado en la inmovilización de metales en biosólidos. Recientes estudios han mostrado que estos biosólidos estabilizados alcalinamente, que son bajos en el contenido de metales biodisponibles totales pueden ser usados como un eficaz reservorio para reducir la biodisponibilidad de metales en suelos y sedimentos contaminados (Basta et al. 2001).

Para minimizar la movilidad y biodisponibilidad de metales en suelos enmendados con biosólidos, la USEPA recomienda la aplicación de biosólidos estabilizados alcalinamente y otros agentes encalantes para incrementar el pH del suelo a ≥ 6.5 . Pocos trabajos han reportado el efecto benéfico de las enmiendas orgánicas como un reservorio para la inmovilización de metales en los suelos (Basta, 2000).

La habilidad de los biosólidos para limitar la solubilidad de metales fue detectado casualmente. La preocupación sobre la contaminación de metales en los suelos y el potencial para los efectos adversos sobre la salud humana debido a la transferencia de metales del suelo a los cultivos sirvió de base para desarrollar los temas iniciales sobre el uso benéfico de biosólidos en suelos agrícolas. Los estudios iniciales para determinar las concentraciones máximas permisibles de metales en biosólidos fueron realizadas usando sales de metales. Cuando los resultados de estos estudios fueron comparados con estudios usando biosólidos con una concentración media de metales, se hizo evidente que el comportamiento de metales provenientes de biosólidos siguió un patrón muy diferente a los metales agregados como sales. Posteriores estudios han mostrado que la adición de biosólidos al suelo favorece la habilidad del suelo en la adsorción de metales pesados, limitando por lo tanto su biodisponibilidad (McGrath, 1994).

2.3 Marco conceptual

Biodisponibilidad: Hay un creciente interés en la determinación del contenido de metales biodisponibles en el suelo debido a que, cuando se evalúa el riesgo, es la fracción capaz de entrar y afectar los sistemas biológicos de un organismo que es de interés, no el contenido total de metales (Scheckel et al., 2009).

En agricultura, se han realizado una alta proporción de análisis de suelo con el propósito de estimar los niveles de elementos traza esencial que están disponibles para la planta. Esto permite decisiones en el manejo adecuado de nutrientes para conocer si un cultivo particular puede crecer o si las deficiencias de un elemento traza se puede presentar, caso en el cual se requerirá una enmienda del suelo con fertilizantes químicos. Una variedad de procedimientos de extracción han sido desarrollados para estimar la disponibilidad de metales pesados para la planta. Esto puede también ser

usado para evaluar la idoneidad, o monitorear el progreso, de estrategias de fitoremediación aplicadas a tierras contaminadas (Davidson, 2013).

Contaminación. Puede ser definida como un cambio indeseable en las características físicas, químicas y biológicas del aire, agua y suelo que afecta la vida humana, la vida de los otros organismos relacionados, útiles para la vida de plantas y animales, el progreso industrial, condiciones de vida y aspectos culturales (Misra and Mani, 2012).

Estiércol de lombriz. El estiércol o humus de lombriz es un material orgánico procesado por el hombre, resultado de la transformación de materiales orgánicos por la “lombriz roja de California”. También es denominado vermicompost o “humus” de lombriz. La transformación del material orgánico se produce al paso del mismo por su tubo digestivo y a su mezcla con compuestos minerales, microorganismos y fermentos, que provocan una transformación bioquímica inicial de la materia orgánica, siendo, por lo tanto, más rápida la humificación, la mineralización posterior en el suelo y la activación del metabolismo microbiano y vegetal, por su contenido en fitohormonas (Labrador, 2001).

Se denomina excretas de lombriz a 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, por la gran cantidad de flora microbiana que contiene: 2 billones de colonias de bacterias por gramo de excreta de lombriz, lo cual permite que se realice la producción de enzimas importantes para la evolución de la materia orgánica del suelo. Además, por su alto contenido de ácidos fúlvicos favorece la asimilación casi inmediata de los nutrientes minerales por las plantas. También permite mejorar la estructura del suelo favoreciendo la aireación, permeabilidad, retención de humedad y disminuyendo la compactación del suelo; siendo los agregados de las excretas de lombriz, resistentes a la erosión hídrica. Se recomienda aplicar 1 kg de excretas de lombriz por cada 5 m² en cualquier tipo de suelo, especialmente donde se va a instalar hortalizas (Guerrero, 1993).

Contaminante. Un contaminante es algo que interfiere adversamente a la salud, el confort, amenidades, características o ambiente de las personas. Generalmente, muchos contaminantes son introducidos al ambiente como aguas residuales, residuos, descargas accidentales o son sub-productos o residuos de la producción de algo útil.

También son introducidos al ambiente como compuestos usados para proteger plantas

Metales pesados. Los metales pesados son elementos que tienen una densidad mayor de 5 en su forma elemental y comprenden 38 elementos. Sin embargo, el término usualmente se refiere a 12 metales que son usados y descargados por la industria, estos son, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn y Zn. Los metales pesados mayormente se hallan en sitios de adsorción específica en el suelo donde ellos son retenidos muy fuertemente en los coloides orgánicos o inorgánicos (Misra y Mani, 2012).

Suelos. Los suelos son frecuentemente definidos en términos de los factores de formación como un cuerpo dinámico teniendo propiedades derivadas de los efectos combinados del clima y actividades bióticas, modificado por la topografía, actuando sobre los materiales parentales sobre periodos de tiempo (Weil and Brady, 2016). El suelo es un sistema tridimensional compuesto principalmente de un componente en estado sólido, además de otros dos componentes, la fase sólida y la fase gaseosa (Mirsal, 2010).

Contaminación del suelo. La contaminación del suelo es usualmente una consecuencia de diferentes prácticas agrícolas inadecuadas y métodos incorrectos de disposición de residuos sólidos y líquidos, pero también puede resultar de la contaminación atmosférica a través de la lluvia (Misra and Mani, 2012).

Caracterización de sitios contaminados. Determinación cualitativa y cuantitativa de los contaminantes químicos o biológicos presentes, provenientes de materiales o residuos peligrosos, para estimar la magnitud y tipo de riesgos que conlleva dicha contaminación (Diario El Peruano, D.S. N° 002-2013; 2013).

Suelo agrícola. Suelo dedicado a la producción de cultivos, forrajes y pastos cultivados. Es también aquel suelo con aptitud para el crecimiento de los cultivos y el desarrollo de la ganadería. Esto incluye tierras clasificadas como agrícolas, que mantienen un hábitat para especies permanentes y transitorias, además de flora y fauna nativa, como es el caso de las áreas naturales protegidas (Diario El Peruano, D.S. N° 002-2013; 2013).

Cromo: El cromo (Cr) es un elemento naturalmente presente en todos los tipos de rocas y presente en la pedosfera (suelo) en un rango que va de cantidades traza a concentraciones relativamente altas, comparado a otros elementos traza. Altas concentraciones de níquel, se han encontrado particularmente en rocas serpentina y suelos, originados de este tipo de roca y colonizados por una flora especializada que puede presentar algunas especies raras capaces de hiperacumular concentraciones extraordinariamente altas de este elemento (Gonnelli and Renella, 2013).

Investigación: Es el conjunto de actividades que desarrollamos para obtener conocimientos nuevos, es decir, datos o informaciones que no poseemos, que

desconocemos; y que necesitamos para tomar decisiones que contribuyan a resolver problemas cuyas soluciones desconocemos (Caballero, 2009).

Compost. El compost es el producto de un proceso biooxidativo de fermentación aerobia y controlado, en el que intervienen una gran diversidad de microorganismos, que requieren una humedad adecuada y sustratos orgánicos heterogéneos en su composición y homogéneos en cuanto a su tamaño y básicamente en estado sólido, y que pasa por una fase termófila, dando al final como producto de los diferentes procesos de transformación, dióxido de carbono (CO₂), agua, minerales y materia orgánica estabilizada e higienizada, libre de patógenos y de semillas adventicias; rica en poblaciones microbianas útiles, en sustancias húmicas y bioactivadores del metabolismo vegetal (Labrador, 2001).

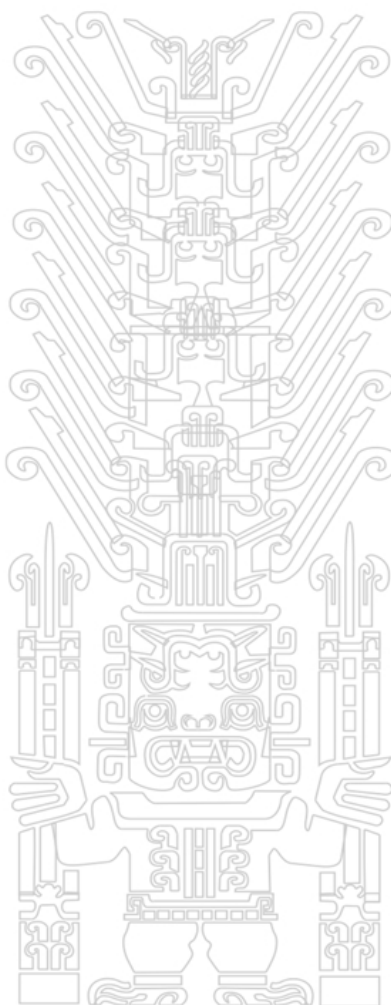
La calidad del compost viene determinada por la suma de las distintas propiedades y características: nutrientes, metales pesados, CIC, C/N, pH, humedad, sales y eficiencia del compost. Los criterios relevantes en la evaluación de la calidad son: destino del producto, protección del entorno (Soliva, 2004).

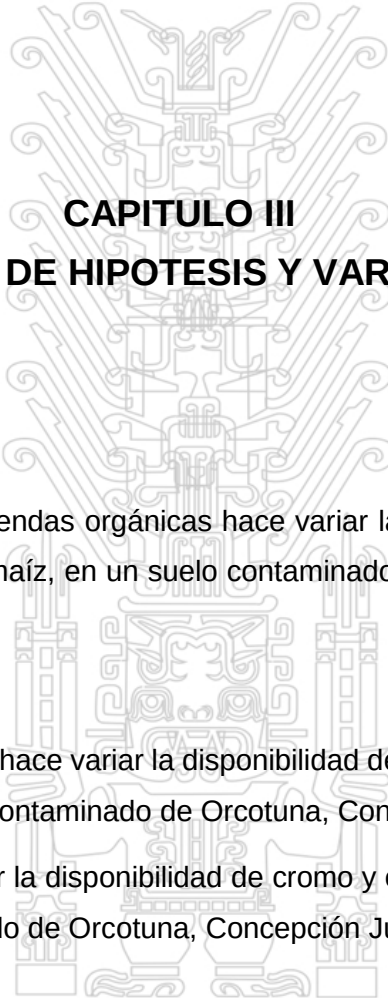
Guerrero (1993), menciona que el compost es un abono orgánico que resulta de la transformación de la mezcla de residuos orgánicos de origen vegetal y animal que han sido descompuestos bajo condiciones controladas, también se le conoce como “tierra vegetal” o “mantillo”. Entre las ventajas de uso del compost, se encuentran las siguientes: (i) mejora la estructura del suelo al favorecer la formación y estabilización de los agregados modificando el espacio poroso del suelo, lo cual favorece el movimiento del agua y del aire, así como también la penetración de las raíces; (ii) incrementa la retención de humedad del suelo a casi el doble, contribuyendo de esta manera a que las plantas toleren y resistan mejor las sequías, (iii) incrementa la capacidad de retención de nutrientes en el suelo, además libera progresivamente el nitrógeno, fósforo, potasio, azufre, calcio, boro, hierro y otros elementos que son necesarios para el crecimiento de las plantas, (iv) incrementa y favorece el desarrollo y la actividad de los organismos del suelo, los cuales participan en una serie de procesos que le dan salud y favorecen el crecimiento adecuado de las plantas.

Crecimiento de la planta. El crecimiento de la planta se refiere a la acumulación de biomasa que puede medirse mediante el área foliar, peso de tallo, raíz, total, o altura de planta (Fageria et al., 2006).

Ciencia: Es el conjunto de conocimientos ya provisoriamente aceptados, establecidos y sistematizados por la humanidad, que los encontramos en libros o publicaciones

especializadas, en informes de investigaciones o eventos científicos, o en las redes informáticas mundiales que se basan en las anteriores fuentes (Caballero, 2009).





CAPITULO III

SISTEMA DE HIPOTESIS Y VARIABLES

3.1 Hipótesis

3.1.1 General

La aplicación de enmiendas orgánicas hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

3.1.2 Específicas

El estiércol de lombriz hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

El compost hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción Junín.

3.1.3 Nula

Ho: El estiércol de lombriz hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

3.1.4 Alternativa

Ha: El estiércol de lombriz no hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

3.2 Definición de variables

3.2.1 Variable dependiente

Disponibilidad de cromo en un suelo contaminado

Indicadores:

- A. Contenido de Cromo total en el suelo
- B. Contenido de cromo total en la planta de maíz
- C. Crecimiento de la planta de maíz (Altura de planta y materia seca)

3.2.2 Variable independiente

Enmiendas orgánicas

Indicadores:

- A. Estiércol de lombriz (EL)
- B. Compost

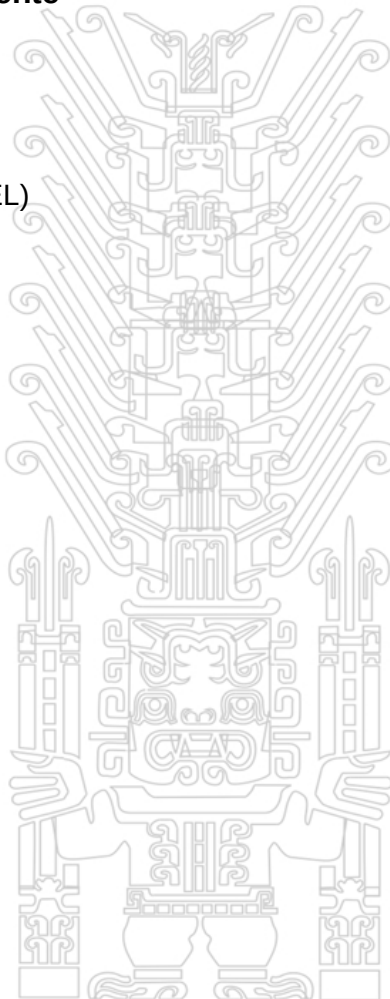
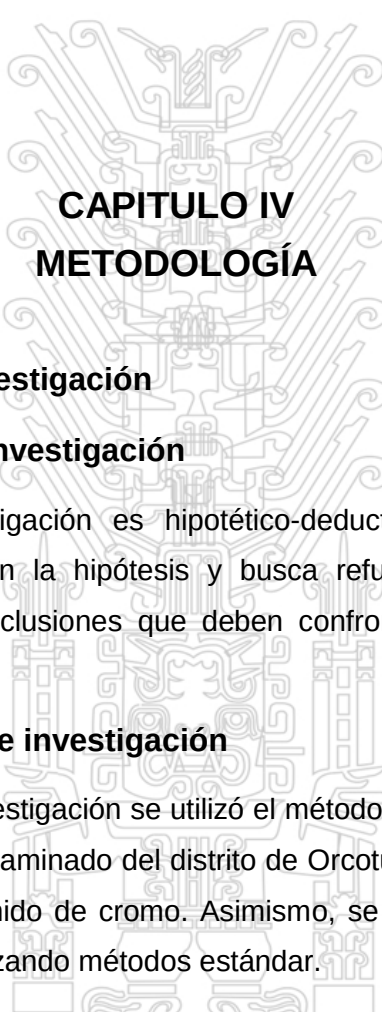


Tabla 1. Operacionalización de las variables en estudio.

VARIABLES	DEFINICION	DIMENSIONES	INDICADOR
Y = Disponibilidad de cromo en un suelo contaminado	El elemento disponible en el suelo es la fracción del elemento en el suelo que se encuentra en solución o fácilmente puede pasar a solución y que puede ser aprovechado por la planta o los organismos del suelo (Domínguez, 1997).	Cantidad de cromo en el suelo, que se encuentra fácilmente asimilable por la planta y que influye en su crecimiento.	A. Contenido de cromo en el suelo. B. Contenido de cromo en la planta de maíz C. Crecimiento de la planta de maíz (altura de planta y materia seca)
X = Enmiendas orgánicas	Materiales orgánicos procesados, que se utilizan como condicionadores orgánicos en el suelo para la mejora de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, favoreciendo la adsorción o retención de contaminantes (Weil and Brady, 2016).	Aplicación de niveles porcentuales al suelo (relación masa: masa)	Estiércol de lombriz
		Aplicación de niveles porcentuales al suelo (relación masa: masa)	Compost



CAPITULO IV METODOLOGÍA

4.1 Método y tipo de investigación

4.1.1 Método general de investigación

El método de investigación es hipotético-deductivo, pues consiste en la aseveración que se hace en la hipótesis y busca refutar o falsear la hipótesis, deduciendo de ellas las conclusiones que deben confrontarse con los hechos, de acuerdo con Bernal (2010).

4.1.2 Método específico de investigación

En este trabajo de investigación se utilizó el método específico de análisis, y se utilizó muestras de suelo contaminado del distrito de Orcotuna para su caracterización inicial, y determinar el contenido de cromo. Asimismo, se determinó las propiedades físico-químicas del suelo, utilizando métodos estándar.

Al final del período de investigación se analizó el contenido de cromo en el suelo para medir su variación respecto al contenido inicial. También se analizó la parte aérea de la planta de maíz para determinar el contenido de cromo. Se complementó los análisis con las evaluaciones de planta: materia seca aérea y altura de planta.

4.2 Tipo de investigación

El tipo de investigación es aplicada, pues utiliza los resultados de la investigación

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

UNFV

estiércol de lombriz y compost en un suelo contaminado de Orcotuna y evaluar la variación de su disponibilidad. Responde a los objetivos específicos predeterminados.

4.3 Nivel de investigación

El nivel de investigación es explicativa, pues el objetivo fue explicar el efecto de las enmiendas orgánicas, estiércol de lombriz y compost en la cantidad disponible de cromo en una muestra de suelo de Orcotuna y como se relacionan estas variables.

4.4 Diseño de la investigación

Se planteó un diseño experimental en la presente investigación, con siete (07) tratamientos, dispuestos en arreglo factorial de 2 x 3, más un tratamiento adicional, cada uno con tres repeticiones.

Factor A : Fuentes de enmiendas orgánicas

Niveles : a_1 Estiércol de lombriz

a_2 Compost

Factor B : Dosis de enmiendas orgánicas

Niveles : b_1 5% (relación masa/masa)

: b_2 10% (relación masa/masa)

: b_3 15% (relación masa/masa)

Tabla 2. Tratamientos en estudio

Nº	FACTOR A	FACTOR B	TRATAMIENTO
1	a_1 =Estiércol de lombriz (EL)	$b_1 = 5\%$	$a_1b_1 = EL (5\%: m/m)$
2		$b_2 = 10\%$	$a_1b_2 = EL (10\%: m/m)$
3		$b_3 = 15\%$	$a_1b_3 = EL (15\%: m/m)$
4	a_2 = Compost (C)	$b_1 = 5\%$	$a_2b_1 = C (5\%: m/m)$
5		$b_2 = 10\%$	$a_2b_1 = C (10\%: m/m)$
6		$b_3 = 15\%$	$a_2b_1 = C (15\%: m/m)$
7	Testigo	Sin enmiendas	

Los tratamientos fueron dispuestos en un Diseño Completamente al Azar con tres repeticiones, haciendo un total de 21 unidades experimentales.

Modelo aditivo lineal del diseño experimental:

$$\gamma_{ik} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\Gamma_o)(\beta H_{ij}) + \beta H_{jk} + \varepsilon_{ijo}$$

Donde:

γ_{ik} = Cualquier observación del experimento

μ = Media poblacional

τ_i = Efecto del i-ésimo nivel del factor A

β_j = Efecto del j-ésimo nivel del factor B

$(\Gamma_o)(\tau\beta_{ij})$ = Efecto del tratamiento adicional vs. la combinación AB

βH_{jk} = Efecto de la interacción AB

ε_{ijo} = Error experimental

4.5 Contrastación de hipótesis

Para la contrastación de las hipótesis se utilizará el estadístico F para el análisis de la variancia.

Nivel de significación $\alpha = 0,05$

	Hipótesis nula	Hipótesis alternativa
Para el factor A	$H_0: \mu_{a1} = \mu_{a2}$	$H_p: \mu_{a1} \neq \mu_{a2}$
Para el factor B	$H_0: \mu_{b1} = \mu_{b2} = \mu_{b3}$	$H_p: \mu_{b1} = \mu_{b2} \neq \mu_{b3}$
Para la interacción AB	$H_0: \mu_{a1b1} = \mu_{a2b1} \dots = \mu_{a2b3}$	$H_p: \mu_{a1b1} = \mu_{a2b1} \dots \neq \mu_{a2b3}$
Para testigo vs. Comb	$H_0: t = \text{combinaciones}$	$H_p: t \neq \text{combinaciones}$

Se realizaron los análisis de regresión y correlación entre los tratamientos aplicados de estiércol de lombriz y compost y los contenidos de cromo encontrados en suelos y plantas.

Para la contrastación de las hipótesis se utilizó el estadístico ρ (rho):

$H_0: \rho = 0$ no hay regresión

$H_a: \rho \neq 0$ si hay regresión.

4.6 Población

La población estuvo constituida por los suelos agrícolas contaminados con Cromo del distrito de Orcotuna, que comprende un área total de 4 475 hectáreas, ubicado en la provincia de Concepción, en la margen derecha del río Mantaro, perteneciente a la Región Junín. Las aguas del río Mantaro, irrigan los suelos agrícolas del distrito de Orcotuna.

4.7 Muestra

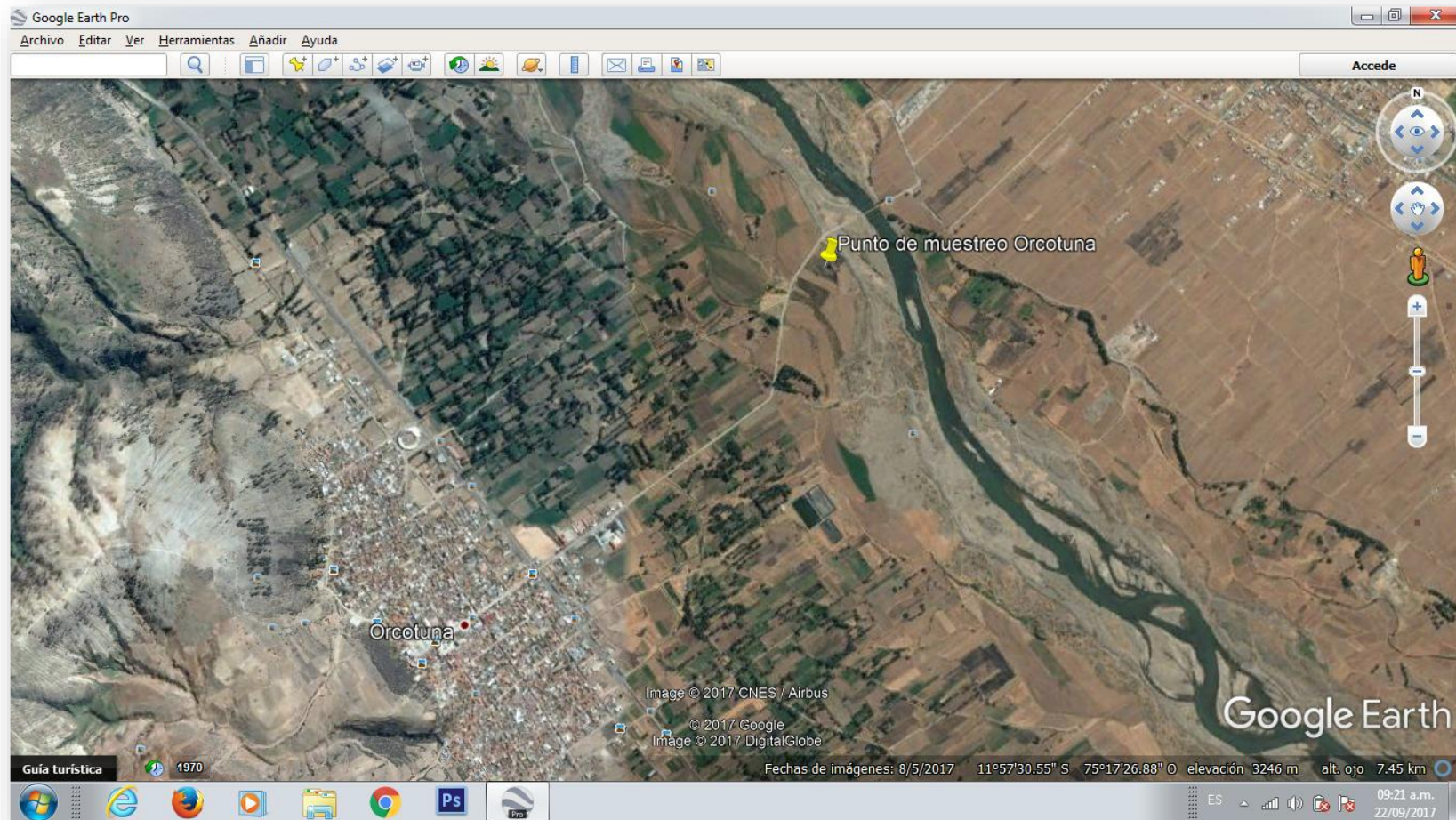
La muestra estuvo constituida por la parcela de suelo agrícola contaminado con Cromo, del distrito de Orcotuna, que fue ubicada tomando como referencia el estudio “Mantaro Revive” (2007), donde se reporta los niveles de contaminación de suelos y aguas de la parte media y alta de la cuenca del río Mantaro. La parcela agrícola donde se realizó el muestreo, que abarca un área aproximada de 1 ha, está ubicada en las siguientes coordenadas:

Tabla 3. Coordenadas geográficas del punto de muestreo.

Punto de muestreo	Zona	Este	Norte	Altitud
Orcotuna	18 S	467607	8678185	3267

Fuente: “El Mantaro Revive” (2007).

Figura 1. Ubicación del punto de muestreo. Distrito de Orcotuna, provincia de Concepción, Región Junín.



4.8 Técnica de investigación

4.8.1 Instrumentos de recolección de datos

Se ubicó el suelo agrícola representativo del distrito de Orcotuna, donde se cultiva maíz, a través de las coordenadas geográficas publicadas en el estudio: “Avances de resultados de la evaluación de calidad ambiental de los recursos agua y suelo. El Mantaro Revive”; ubicada la parcela agrícola, se realizó un muestreo aleatorizado obteniéndose 16 muestras simples a una profundidad promedio de 25 cm, estas se mezclaron uniformemente y se extrajo una muestra de 1 kg aproximadamente para enviar al laboratorio para analizar sus propiedades físico-químicas y contenido de cromo, y determinar los **niveles de contaminación**. La masa de suelo restante fue utilizada para instalar el experimento.

Los análisis de caracterización del suelo, estándares, comprendieron las siguientes determinaciones, en base a metodologías del Laboratorio de Análisis de Suelos, Aguas y Plantas de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM-Lima).

Tabla 4. Métodos de análisis de suelo.

Parámetro	Método	Unidad
Textura	Hidrómetro	Clase textural
Salinidad	Conductómetro	mS.cm ⁻¹ .
pH	Potenciómetro	Unidad pH
Calcáreo total (CaCO ₃)	Gasó-volumétrico	g.kg ⁻¹
Carbono orgánico	Walkley-Black	g.kg ⁻¹
Nitrógeno total	Micro-kjeldhl	g.kg ⁻¹
Fósforo disponible	Olsen modificado	g.kg ⁻¹
Potasio disponible	Acetato de amonio 1N	mg.kg ⁻¹
Capacidad de Intercambio Catiónico	Acetato de amonio 1N	cmol.kg ⁻¹
Cationes cambiabiles: Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺	Absorción atómica	cmol.kg ⁻¹
Al ³⁺ y Fe	Yuan	cmol.kg ⁻¹

Tabla 5. Métodos de análisis de cromo***.

Parámetro	Método	Unidad de expresión
Cromo total	DIN 19734	mg.kg ⁻¹

*EPA = Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos)

**DIN = German Institute for Standardization

***Fuente: Estándares de calidad Ambiental de Suelo Canadá

4.8.2 Procedimiento experimental

- Se tamizó la muestra de suelo de Orcotuna (aproximadamente 50 kg), utilizando un tamiz de 2 mm de diámetro promedio de malla.
- Se pesó 2 kg de suelo y se colocó en macetas de PVC, previamente identificadas según los tratamientos en estudio.
- Se determinó la capacidad de campo del suelo del experimento, obteniéndose 25%. Se utilizó el método gravimétrico.
- Se le agregó 500 ml de agua al suelo de Orcotuna para lograr el 25% de humedad a capacidad de campo.
- Se dejó infiltrar el agua y se procedió a dejar en reposo las macetas hasta el día siguiente.
- Después de dos días del riego, se procedió a sembrar las semillas de maíz (*Zea mays L.*), variedad *San Jerónimo* en sus respectivas bolsas, dejando 4 semillas en cada bolsa, según los tratamientos en estudio.
- A los 15 días después de la siembra se homogenizó el número de plantas por tratamiento, dejándose solo 3 plantas por cada unidad experimental, eliminando las más débiles o mal conformadas.
- Se condujo el experimento en un periodo promedio de 65 días, realizándose una cuidadosa observación del crecimiento de las plantas, realizando los riegos oportunos mediante el método de pesadas, aproximadamente cada 4 días, hasta observar que el volumen de suelo era limitante para el normal crecimiento de las plantas.

- Finalizado el periodo experimental se procedió a medir la altura de planta de cada unidad experimental, después se cortó la parte aérea de cada tratamiento.

y se colocó en una bolsa de papel Kraft y posteriormente fue secado en una estufa a 60°C para obtener el peso seco de la parte aérea de la planta.

- Asimismo, se procedió a sacar la raíz de las plantas de cada unidad experimental, medir su longitud, lavarlas cuidadosamente, orearlas y luego de colocarlas en bolsas de papel Kraft, se procedió a secarlos en la estufa a 60°C y después registrar los datos de materia seca.
- Finalmente se tomó una muestra del suelo de cada unidad experimental y se envió al laboratorio para el análisis del contenido de Cromo total.

4.9 Procesamiento y análisis de datos

Los datos de la evaluación en cada unidad experimental, fueron los siguientes:

Planta:

- Contenido de cromo total en la parte aérea (mg/kg).
- Materia seca de la parte aérea (g)
- Altura de planta (cm)

Suelo:

- Contenido total de Cr total en el suelo de cada unidad experimental.

Los datos fueron procesados, mediante el siguiente esquema de análisis de variancia (Tabla 4), utilizando el software INFOSTAT.

En el análisis de varianza el estadístico es F (Relación de varianzas).

Tabla 6. Esquema del análisis de variancia.

Fuentes de variación	Grados de Libertad (GL)	Suma de cuadrados (SC)	Cuadrado medio (CM)	Fc
Testigo Vs. Combinaciones (T vs. C)	1	$\frac{\sum_i T^2}{r_t} + \frac{\sum_i C^2}{r_c} - FC$	$SC_{Tvs.C} / GL_{T vs.C}$	$CM_{Tvs.C} / CM_{EE}$
Factor A (Enmiendas Orgánicas)	$(a-1) = (2-1) = 1$	$\sum_i \frac{(a_i)^2}{r} - FC$	SC_A / GL_A	CM_A / CM_{EE}
Factor B (Niveles de Enmiendas Orgánicas)	$(b-1) = (3-1) = 2$	$\sum_i \frac{(b_i)^2}{r} - FC$	SC_B / GL_B	CM_B / CM_{EE}
Interacción A x B (AB)	$(a-1)(b-1) = (2-1)(3-1) = 2$	$\left(\frac{\sum_i C^2}{r_c} - FC \right) - SC_A - SC_B$	SC_{AB} / GL_{AB}	CM_{AB} / CM_{EE}
Error Experimental (EE)	$(a)(b)(r-1) + (r-1) = (2)(3)(3-1) + (3-1) = 14$	$SC_T - SC_A - SC_B - SC_{TvsC}$	SC_{EE} / GL_{EE}	
Total (T)	$(a)(b)(r) + (r-1) = (2)(3)(3) + (3-1) = 20$	$\sum_{ijk} x_{ijk}^2 - FC$	SC_T / GL_T	

Fuente: Elaboración propia

Asimismo, se aplicó la prueba de comparación múltiple para los promedios de tratamientos, a un nivel de significación $\alpha = 0,05$.

Tabla 7. Estándares de calidad ambiental del cromo en suelo agrícola.

Parámetro	Suelo agrícola
Cromo VI (mg/kg) (ECA - Perú)	0,4
Cromo total (mg/kg) (RCA-Canadá)	64

Fuente: MINAM. 2013. DS N° 002-2013-MINAM. Estándares de calidad ambiental para suelo.

CAPÍTULO V RESULTADOS

5.1 Características físico-químicas del suelo

Tabla 8. Características físico-químicas del suelo del distrito de Orcotuna.

Parámetro	Contenido
Textura:	
- Arena (%)	67
- Limo (%)	33
- Arcilla (%)	00
Clase textural	Franco arenoso
Carbonato de calcio (%)	13,80
Conductividad Eléctrica (E.S.) a 25°C dS.m ⁻¹	0,54
pH (1:1)	7,90
Fósforo disponible (ppm)	9,4
Potasio disponible (ppm)	77
Materia orgánica (%)	2,74
Cationes cambiabiles:	
Calcio (meq/100 g)	11,87
Magnesio (meq/100 g)	2,73
Sodio (meq/100 g))	0,24
Potasio (meq/100 g)	0,19

Aluminio + Hidrógeno (meq/100 g)	0,00
Capacidad de Intercambio Catiónico Efectiva (meq/100g)	15,04
Saturación de Bases (%)	100,00
Acidez Intercambiable (%)	0,00

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

5.2 Contenido de Cromo en el suelo antes del experimento

Tabla 9. Contenido de Cromo en el suelo.

Parámetro	Contenido
Cromo total (mg/kg)	68,79

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

5.3 Características físico-químicas de las enmiendas orgánicas

Tabla 10. Características físico-químicas de las enmiendas orgánicas: estiércol de lombriz y compost.

Parámetro	Contenido	
	Estiércol de lombriz	Compost
Conductividad Eléctrica (dS.m ⁻¹)	3.84	1.30
pH (1:1)	6.03	6.21
N (%)	2.01	0.72
P ₂ O ₅ (%)	2.43	0.34
K ₂ O (%)	0.38	0.25
Materia orgánica (%)	51.96	37.16
Relación C/N	14,99	29.94
CaO (%)	3.72	2.14
MgO (%)	0.92	0.47
Na (%)	0.05	0.06
Humedad (%)	31.69	65.41

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

Tabla 11. Contenido de Cromo en las enmiendas orgánicas.

Parámetro	Estiércol de lombriz	Compost
Cromo total (mg/kg)	29.28	6.03

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

5.5 Contrastación de hipótesis

Hipótesis específica (1)

Ho: El estiércol de lombriz hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

Ha: El estiércol de lombriz no hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

Hipótesis específica (2)

Ho: El compost hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

Ha: El compost no hace variar la disponibilidad de cromo y el crecimiento del cultivo de maíz, en un suelo contaminado de Orcotuna, Concepción, Junín.

5.5.1 Disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento

Hipótesis estadística:

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

Ho: $\mu_{AB} = \mu_T$

Ha: $\mu_{AB} \neq \mu_T$

Donde:

AB = Combinaciones

T = testigo

Tabla 12. Prueba de significación de Duncan para Testigo vs. Combinaciones.
Disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Significación	Variación (%)
1	Combinaciones (AxB)	26,214	a	-10,563
2	Testigo	29,310	b	-

ALS (D) $_{0,05} = 2,762$

Decisión:

Dado que

$\mu_{AB} \neq \mu_T$ se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0,05$

Hipótesis estadística para tipos de enmiendas orgánicas:

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

$H_0: \mu_{EL} = \mu_C$

$H_a: \mu_{EL} \neq \mu_C$

Donde:

EL = Estiércol de lombriz

C = Compost

Tabla 13. Prueba de significación de Duncan para el Factor A (Fuentes de enmiendas orgánicas). Disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Significación
1	A1: Estiércol de lombriz	26,139	a
2	A2: Compost	26,289	a

ALS (D) $_{0,05} = 1,594$

Decisión:

Dado que

$\mu_{AB} = \mu_C$ se acepta H_0 al nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 14. Variación de la disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento.
Fuentes de enmiendas orgánicas.

N°	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Variación (%)
			Con testigo
1	A1: Estiércol de lombriz	26,139	-10,819
2	A2: Compost	26,289	-10,307
3	Testigo	29,310	-

Contrastación de hipótesis de la prueba de Duncan para dosis de enmiendas orgánicas:

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

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

H_a : al menos una igualdad no se cumple.

Tabla 15. Prueba de significación de Duncan para el Factor B (Niveles de enmiendas orgánicas). Disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Significación
1	b2: 10%	25,608	a
2	b1: 5%	26,253	a
3	b3:15%	26,780	a

ALS (D) $_{0,05} = 1,951; 2,048$

Decisión:

Dado que

$\mu_1 = \mu_2 = \mu_3$, se acepta H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 16. Variación de la disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento.
Niveles de enmiendas orgánicas.

N°	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Variación (%)
			Con testigo
1	B2:10%	25,608	-12,631
2	B1: 5%	26,253	-10,430
3	B3: 15%	26,780	-8,632
4	Testigo	29,310	-

Contrastación de hipótesis de la prueba de Duncan para la interacción A x B (Tipo x fuente de enmiendas orgánicas):

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

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

H₀: $\mu_{11} = \mu_{12} = \mu_{13} = \mu_{21} = \mu_{22} = \mu_{23}$

H_a: al menos una igualdad no se cumple

Tabla 17. Prueba de significación de Duncan para la disponibilidad de Cromo al final del experimento. Interacción AxB (Fuentes x Niveles).

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Significación
1	A2b2: Compost (10%)	25,537	a
2	A1b2: Estiércol lombriz (10%)	25,680	a
3	A1b1: Estiércol lombriz (5%)	25,813	a
4	A2b3: Compost (15%)	26,637	a
5	A2b1: Compost (5%)	26,693	a

6	A1b3: Estiércol lombriz (15%)	26,923	a
---	-------------------------------	--------	---

ALS (D) $_{0,05} = 2,763; 2,900; 2,982; 3,037; 3,073$

Decisión:

Dado que

$\mu_{11} = \mu_{12} = \mu_{13} = \mu_{21} = \mu_{22} = \mu_{23}$, se acepta H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 18. Variación de la disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento.
Interacción A x B (Fuentes x enmiendas).

N°	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Variación respecto al testigo (%)
1	A2b2: Compost (10%)	25,537	-12,873
2	A1b2: Estiércol lombriz (10%)	25,680	-12,385
3	A1b1: Estiércol lombriz (5%)	25,813	-11,931
4	A2b3: Compost (15%)	26,637	-9,120
5	A2b1: Compost (5%)	26,693	-8,929
6	A1b3: Estiércol lombriz (15%)	26,923	-8,144
7	Testigo	29,310	-

Después de analizar los datos, **se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa**, habiéndose observado que las enmiendas orgánicas, estiércol de lombriz y compost hacen variar la disponibilidad de cromo en el suelo de Orcotuna, disminuyéndola, debido a la adsorción de este elemento en los materiales agregados al suelo.

4.5.2 Contenido de Cromo en la parte aérea de maíz al final del experimento.

Hipótesis estadística de testigo vs. Combinaciones:

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

$H_0: \mu_{AB} = \mu_T$

$H_a: \mu_{AB} \neq \mu_T$

Donde:

AB = Combinaciones

T = testigo

Tabla 19. Prueba de significación de Duncan para el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (*Zea mays* L.). Testigo vs. Combinaciones.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Significación	Variación (%)
1	Combinaciones (AxB)	2,691	a	+427.647
2	Testigo	0,510	a	-

ALS (D) $_{0,05} = 3,794$

Decisión:

Dado que

$\mu_{AB} = \mu_T$, se acepta H_0 al nivel de significación $\alpha = 0,05$

Contrastación de hipótesis para la prueba de Duncan para tipos de enmiendas orgánicas:

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

$H_0: \mu_{EL} = \mu_C$

$H_a: \mu_{EL} \neq \mu_C$

Donde:

EL = Estiércol de lombriz

C = Compost

Tabla 20. Prueba de significación de Duncan para el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (*Zea mays* L.). Fuentes de enmiendas orgánicas.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Significación
1	A2: compost	3,354	A
2	A1: estiércol de lombriz	2,028	A

ALS (D) $_{0,05} = 2,190$

Decisión:

Dado que

$\mu_{AB} = \mu_C$ se acepta H_0 al nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 21. Variación del contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (*Zea mays* L.). Fuentes de enmiendas orgánicas.

Nº	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Variación (%)
			Con testigo
1	A2: Compost	3,354	+557.647
2	A1: Humus de lombriz	2,028	+297,647
3	Testigo	0,510	-

Contrastación de hipótesis de la prueba de Duncan para dosis de enmiendas orgánicas:

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

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

H_a : al menos una igualdad no se cumple.

Tabla 22. Prueba de significación de Duncan para el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (*Zea mays* L.). Niveles de enmiendas orgánicas.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Significación
1	b2: 10%	3,388	A
2	b1: 5%	3,250	A
3	b3:15%	1,435	a

ALS (D) $_{0,05} = 2,682; 2,814$

Decisión:

Dado que

$\mu_1 = \mu_2 = \mu_3$, se acepta H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 23. Variación del contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (*Zea mays* L.). Niveles de enmiendas orgánicas.

N°	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Variación (%)
			Con testigo
1	B2:10%	3,388	+564,314
2	B1: 5%	3,250	+537,255
3	B3: 15%	1,435	+181,372
4	Testigo	0,510	-

Contrastación de hipótesis de la prueba de Duncan para la interacción A x B (Tipo x fuente de enmiendas orgánicas):

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

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

$H_0: \mu_{11} = \mu_{12} = \mu_{13} = \mu_{21} = \mu_{22} = \mu_{23}$

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

UNFV

Tabla 24. Prueba de significación de Duncan para el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta de maíz (*Zea mays* L.). Interacción AB (fuentes x niveles).

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Significación
1	A2b2: Compost (10%)	6,360	a
2	A1b1: Estiércol lombriz (5%)	3,593	a b
3	A2b1: Compost (5%)	2,907	a b
4	A1b3: Estiércol lombriz (15%)	2,073	b
5	A2b3: Compost (15%)	0,797	b
6	A1b2: Estiércol lombriz (10%)	0,417	b

ALS (D) $_{0,05} = 3,794; 3,981; 4,094; 4,169; 4,219$

Decisión:

Dado que

$\mu_{11} \neq \mu_{12} \neq \mu_{13} = \mu_{21} \neq \mu_{22} \neq \mu_{23}$, se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 25. Variación del contenido de Cromo en la parte aérea de la planta al final del experimento. Interacción A x B (Fuentes x enmiendas).

N°	Tratamientos	Promedio (mg/kg)	Variación respecto al testigo (%)
1	A2b2: Compost (10%)	6,360	+1 147,059
2	A1b1: Estiércol lombriz (5%)	3,593	+604,510
3	A2b1: Compost (5%)	2,907	+470,000

4	A1b3: Estiércol lombriz (15%)	2,073	+306,471
5	A2b3: Compost (15%)	0,797	+56,275
6	A1b2: Estiércol lombriz (10%)	0,417	-18,235
7	Testigo	0,510	-

5.5.3 Materia seca de la parte aérea de maíz al final del experimento

Contrastación de hipótesis para la prueba de Duncan de testigo vs. Combinaciones:

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

$H_0: \mu_{AB} = \mu_T$

$H_a: \mu_{AB} \neq \mu_T$

Donde:

AB = Combinaciones

T = testigo

Tabla 26. Prueba de significación de Duncan para materia seca de la parte aérea de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento. Testigo vs. Combinaciones.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (g)	Significación	Variación (%)
1	Combinaciones	3.742	a	+179.880
2	Testigo	1.337	b	-

ALS (D) $_{0,05} = 0.772$

Decisión:

Dado que

$\mu_{AB} \neq \mu_T$ se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0,05$

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

$H_0: \mu_{EL} = \mu_C$

$H_a: \mu_{EL} \neq \mu_C$

Donde:

EL = Estiércol de lombriz

C = Compost

Tabla 27. Prueba de significación de Duncan para materia seca de la parte aérea de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento. Tipos de enmiendas orgánicas.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	1 = Estiércol de lombriz	4.034	a
2	2 = Compost	3.451	b

ALS (D) $_{0,05} = 0.445$

Decisión:

Dado que

$\mu_{AB} \neq \mu_C$ se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0,05$

Tabla 28. Variación de la materia seca de la parte aérea de maíz en las fuentes de enmiendas orgánicas respecto al testigo (*Zea mays* L.) al final del experimento.

Nº	Tratamientos	Promedio (g)	Variación respecto al testigo (%)
1	1 = Estiércol de lombriz	4.034	+201.720
2	2 = Compost	3.451	+158.115
3	Testigo	1.337	

Contrastación de hipótesis de la prueba de Duncan para dosis de enmiendas orgánicas:

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

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

H_a : al menos una igualdad no se cumple.

Tabla 29. Prueba de significación de Duncan para materia seca de la parte aérea de maíz (*Zea mays* L.). Dosis de enmiendas orgánicas al final del experimento.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	3 = 15% de enmienda orgánica	5.175	a
2	2 = 10% de enmienda orgánica	3.458	b
3	1 = 5% de enmienda orgánica	2.595	c

ALS (D) $_{0,05} = 0.546, 0.569$

Decisión:

Dado que

$\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$ se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 30. Variación de la materia seca de la parte aérea de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento. Niveles de enmiendas orgánicas.

N°	Tratamientos	Promedio (g)	Variación con respecto al testigo (%)
1	3 = 15% de enmienda orgánica	5.175	+287,061
2	2 = 10% de enmienda orgánica	3.458	+158,639
3	1 = 5% de enmienda orgánica	2.595	+94,091
4	Testigo	1.337	

Prueba de hipótesis para la interacción A x B (Tipo x fuente de enmiendas orgánicas):

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

$H_0: \mu_{11} = \mu_{12} = \mu_{13} = \mu_{21} = \mu_{22} = \mu_{23}$

H_a : al menos una igualdad no se cumple

Tabla 31. Prueba de significación de Duncan para la materia seca de maíz (*Zea mays* L.) para la interacción AB (Fuentes x enmiendas orgánicas), al final del experimento.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	A1b3 = Estiércol lombriz x 15%	5.749	a
2	A2b3 = Compost x 10%	4.601	b
3	A1b2 = Estiércol lombriz x 10%	3.628	c
4	A2b2 = Compost x 10%	3.288	c d
5	A1b1 = Estiércol lombriz x 5%	2.725	d
6	A2b1 = Compost x 5%	2.465	d

ALS (D) $_{0,05} = 0.772, 0.804, 0.827, 0.842, 0.852$

Decisión:

Dado que

$\mu_{11} \neq \mu_{12} \neq \mu_{13} = \mu_{21} \neq \mu_{22} \neq \mu_{23}$, se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 32. Variación de la disponibilidad de Cromo para la materia seca de la parte aérea de maíz (*Zea mays* L.) para la interacción AB (Fuentes x enmiendas orgánicas), al final del experimento.

N°	Tratamientos	Promedio (g)	Variación respecto al testigo (%)
1	A1b3 = Estiércol lombriz x 15%	5.749	+329.993
2	A2b3 = Compost x 10%	4.601	+244.129
3	A1b2 = Estiércol lombriz x 10%	3.628	+171.354
4	A2b2 = Compost x 10%	3.288	+145.924
5	A1b1 = Estiércol lombriz x 5%	2.725	+103.815
6	A2b1 = Compost x 5%	2.465	+84.368
7	Testigo	1.337	-

5.5.4 Altura de planta de maíz al final del experimento

Contrastación de hipótesis para la prueba de Duncan de testigo vs. Combinaciones:

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

$H_0: \mu_{AB} = \mu_T$

$H_a: \mu_{AB} \neq \mu_T$

Donde:

AB = Combinaciones

T = testigo

Tabla 33. Prueba de significación para altura de planta de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento. Testigo vs. Combinaciones.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (cm)	Significación	Variación (%)
1	Combinaciones AB	33,902	a	12,756
2	Testigo	30,066	b	-

ALS (D) $_{0,05} = 0,653$

Decisión:

Dado que

$\mu_{AB} \neq \mu_T$ se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0,05$

Contrastación de hipótesis para la prueba de Duncan para tipos de enmiendas orgánicas:

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

$H_0: \mu_{EL} = \mu_C$

$H_a: \mu_{EL} \neq \mu_C$

Donde:

EL = Estiércol de lombriz

C = Compost

Tabla 34. Prueba de significación de Duncan para la altura de planta de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento. Tipos de enmiendas orgánicas.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (cm)	Significación
1	A1: Estiércol de lombriz	34.419	a
2	A2 = Compost	33.385	b

ALS (D) $_{0,05} = 0.324$

Decisión:

Dado que

Tesis publicada con autorización del autor

No olvide citar esta tesis $\mu_{AB} \neq \mu_C$ se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0,05$

UNFV

Tabla 35. Variación de la altura de planta de maíz de las fuentes de enmiendas orgánicas respecto al testigo (*Zea mays* L.) al final del experimento.

Nº	Tratamientos	Promedio (cm)	Variación respecto al testigo (%)
1	A1: Estiércol de lombriz	34.419	+14.478
2	A2: Compost	33.385	+11.039
3	Testigo	30,066	-

Contrastación de hipótesis de la prueba de Duncan para dosis de enmiendas orgánicas:

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

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

H_a : al menos una igualdad no se cumple.

Tabla 36. Prueba de significación de Duncan para dosis de enmiendas orgánicas en altura de planta de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento.

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (cm)	Significación
1	3 = 15% de enmienda orgánica	35.745	a
2	2 = 10% de enmienda orgánica	34.322	b
3	1 = 5% de enmienda orgánica	31,639	c

ALS (D) $_{0,05} = 0,417$

Decisión:

Dado que

Tesis publicada con autorización del autor
 $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$ se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$
 No olvide citar esta tesis

UNFV

Tabla 37. Variación de la altura de planta de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento.
Niveles de enmiendas orgánicas.

N°	Tratamientos	Promedio (cm)	Variación con respecto al testigo (%)
1	B3:15% de enmienda orgánica	35.745	+18,888
2	B2:10% de enmienda orgánica	34.322	+14.156
3	B1: 5% de enmienda orgánica	31,639	+5.232
4	Testigo	30,066	-

Contrastación de hipótesis de la prueba de Duncan para la interacción A x B (Tipo x fuente de enmiendas orgánicas):

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

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

H₀: $\mu_{11} = \mu_{12} = \mu_{13} = \mu_{21} = \mu_{22} = \mu_{23}$

H_a: al menos una igualdad no se cumple

Tabla 38. Prueba de significación de Duncan para la altura de planta de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento. Interacción AB (Fuentes x enmiendas orgánicas).

Orden de Mérito	Tratamientos	Promedio (cm)	Significación
1	A1b3: Estiércol lombriz (15%)	36.389	a
2	A2b3: Compost (15%)	35.100	b
3	A1b2: Estiércol lombriz (10%)	34.367	c
4	A2b2: Compost (10%)	34.278	c
5	A1b1: Estiércol de lombriz (5%)	32.500	d
6	A2b1: Compost (5%)	30.778	e

ALS (D) $_{0,05} = 0.561, 0.581, 0.605, 0.616, 0.623$

Decisión:

Dado que

$\mu_{11} \neq \mu_{12} \neq \mu_{13} = \mu_{21} \neq \mu_{22} \neq \mu_{23}$, se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 39. Variación de la disponibilidad de Cromo para la altura de planta de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento. Interacción AB (Fuentes x enmiendas orgánicas).

N°	Tratamientos	Promedio (cm)	Variación respecto al testigo (%)
1	A1b3: Estiércol lombriz (15%)	36.389	+21,030
2	A2b3: Compost (15%)	35.100	+16,743
3	A1b2: Estiércol lombriz (10%)	34.367	+14,305
4	A2b2: Compost (10%)	34.278	+14,009
5	A1b1: Compost (5%)	32.500	+8,096
6	A2b1: Estiércol lombriz (5%)	30.778	+2,368
7	Testigo	30.066	-

4.5.5 Correlación y regresión

4.3.5.1 Correlación

Contrastación de hipótesis de correlación

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

$H_0: \rho = 0$ (no hay correlación)

$H_a: \rho \neq 0$ (hay correlación)

Tabla 40. Análisis de correlación entre tipos y dosis de enmiendas orgánicas vs. La disponibilidad de cromo en el suelo.

Variables	r calculado	r tablas		Significa- ción	r ²
		0.05	0.01		
X = Tipos de enmiendas orgánicas Y = Disponibilidad de Cromo en el suelo	-0.552	0.433	0.549	**	0.304
X = Dosis de enmiendas orgánicas Y = Disponibilidad de Cromo en el suelo	-0.495	0.433	0.549	*	0.245

Decisión:

Para tipos de enmiendas (x) y disponibilidad de cromo en el suelo (y)

Dado que r calculado $>$ r tablas, se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.01$. Existe correlación.

Para dosis de enmiendas (x) y disponibilidad de cromo en el suelo (y)

Dado que r calculado $>$ r tablas, se rechaza H_0 al nivel de significación $\alpha = 0.05$. Existe correlación.

5.3.5.2 Regresión

Contrastación de hipótesis de regresión

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

$H_0: \beta = 0$ (no hay correlación)

$H_a: \beta \neq 0$ (hay correlación)

Tabla 41. Análisis de variancia de la regresión entre las dosis de enmiendas orgánicas y la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado de Orcotuna.

Fuentes de variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	Fc	Valor-P
Regresión	47 516.000	1	47 516.000	6.160	0.023
Error	146 579.000	19	7 714.710		
Total	194 095.000	20			

Decisión:

Dado que

valor-P < 0.05, se rechaza la Ho. Hay regresión.

La ecuación de regresión estimada es del siguiente tipo:

$$Cr_{suelo} = \sqrt{814.71 - 38.1519 * \sqrt{Dosis}}$$

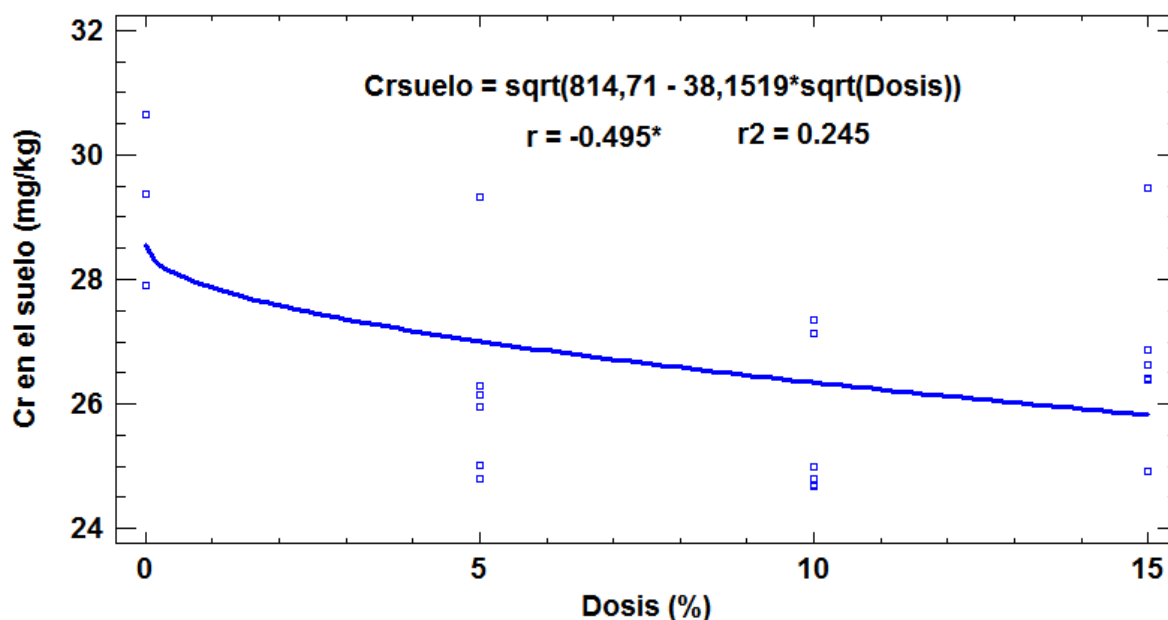


Figura 2. Regresión y correlación entre las dosis de enmiendas orgánicas (x) y contenido de Cromo en el suelo (y)

Tabla 42. Análisis de variancia de la regresión entre los tipos de enmiendas orgánicas y la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado de Orcotuna.

Fuentes de variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	Fc	Valor-P
Regresión	59 109.300	1	59 109.300	8.32	0.0095
Error	134 986.000	19	7 104.530		
Total	194 095.000	20			

Decisión:

Dado que

$F_c > \text{valor-P}$, se rechaza la H_0 . Hay regresión.

La ecuación de regresión estimada es del siguiente tipo:

$$C_{\text{suelo}} = \sqrt{831.982 - 114.370 * \sqrt{\text{Tipos enmienda}}}$$

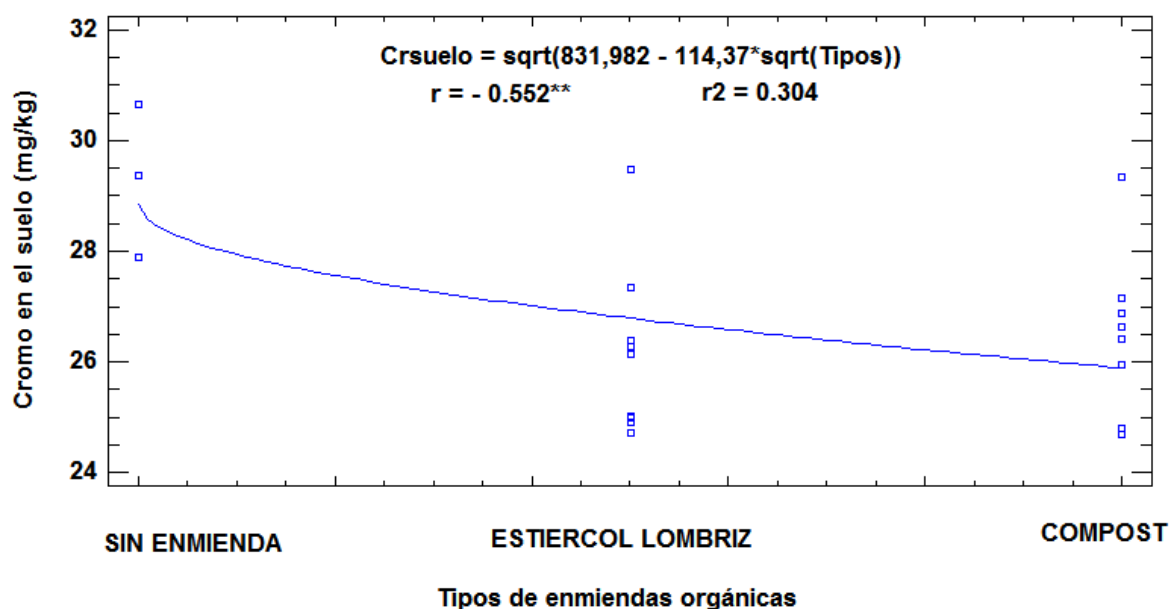


Figura 3. Regresión y correlación entre los tipos de enmiendas orgánicas (x) y contenido de Cromo en el suelo (y).



CAPITULO VI

DISCUSIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

6.1 Características físico-químicas del suelo del experimento

El análisis de suelo, presentado en la tabla 8, muestra que el suelo del experimento es de textura moderadamente gruesa, que facilita el crecimiento de las plantas y en general, tiene buenas propiedades físicas; con alto contenido de carbonato de calcio ($\text{CaCO}_3 = 13,80\%$), que condiciona a un pH alcalino; sin exceso de sales solubles ($\text{CE} = 0,54 \text{ dS.m}^{-1}$), debido a que la precipitación pluvial de la zona del distrito de Orcotuna es suficiente (promedio aproximadamente 650 mm anual), para facilitar el lavado de las sales del suelo; el pH es moderadamente alcalino ($\text{pH} = 7.9$), que favorece la abundancia de calcio y magnesio; el contenido de fósforo disponible es medio ($\text{P} = 9.4 \text{ ppm}$), lo que indica la necesidad de complementar con aplicaciones de P al suelo para incrementar su contenido a valores altos; el contenido de potasio disponible para las plantas tiene valores bajos ($\text{K} = 77 \text{ ppm}$), por lo cual este suelo necesita aplicaciones de K para lograr niveles altos de fertilidad en potasio; la materia orgánica tiene valores medios ($\text{MO} = 2,74\%$), lo cual es un indicador de la necesidad de aplicar materia orgánica a estos suelos; entre los cationes cambiabiles predomina el calcio y magnesio, con una relación entre ambos cationes, calificada como normal, sin exceso o deficiencia de alguno de ellos; la capacidad de intercambio catiónico efectiva es moderadamente alta ($\text{CICE} = 15.04 \text{ meq/100 g}$), con 100% de saturación de bases, calificada como alta.

En base a los parámetros evaluados el suelo está calificado como de fertilidad baja, debido a la baja cantidad de potasio disponible. Esta calificación e interpretación del

análisis del suelo de Orcotuna, se realizó utilizando la escala de interpretación de análisis de suelo, que se presenta en el anexo 1.1 (Sistema de Clasificación de las Tierras del Perú, 2009). Los datos originales de la caracterización físico-química del suelo se presentan en el anexo 2.1

6.2 Contenido de Cromo en el suelo antes del experimento

El contenido de cromo en la capa superior o arable el suelo de Orcotuna, supera el Límite Máximo Permisible del Estándar de Calidad de Suelos (ECA-Suelos) de Canadá (Tabla 8), calificándolo como suelo contaminado con Cromo. Estos datos corroboran lo encontrado por el Proyecto Mantaro Revive (2007), que reporta a Orcotuna, como uno de los puntos de muestreo de suelo contaminados con Cromo, pero en niveles mucho más altos ($Cr = 141.71 \text{ mg/kg}$), que los encontrados en este trabajo de investigación. Los datos originales del contenido de Cromo en el suelo antes del experimento se presentan en el anexo 2.1.

6.3 Características físico-químicas de las enmiendas orgánicas

Las enmiendas orgánicas aplicadas al suelo de Orcotuna, contaminado con Cromo, según los datos presentados en la tabla 11, no presentan exceso de sales, que puedan incrementar la concentración de sales en el suelo ($CE = 3.84 \text{ dS/m}$ para el estiércol de lombriz (EL) y $CE = 1.30 \text{ dS/m}$ para el compost); el pH está en el rango aceptable ($pH = 6.03$ para el EL y 6.21 para el compost); el EL tiene alto contenido de nitrógeno ($N = 2.01\%$), mientras que el compost tiene contenido bajo ($N = 0.72\%$); el contenido de fósforo y potasio están dentro de los rangos normales ($P = 1.06\%$ para EL y $P = 0.15\%$ para compost); la materia orgánica en ambas enmiendas orgánicas es alta ($MO = 51.96\%$ para EL y $MO = 37.16\%$ para compost); la relación C/N para el EL está dentro del rango permitido ($C/N = 14.99$), pero para compost es demasiado alto ($C/N = 29.94$), lo que limita su aprovechamiento por el exceso de Carbono; finalmente la humedad del suelo está sobre los valores normales permitidos para ambas enmiendas ($\text{Humedad} = 31.69\%$ para EL y $\text{Humedad} = 65.41\%$ para compost). Esta calificación e interpretación de las características físico-químicas de las enmiendas orgánicas se ha basado en la tabla propuesta por FAO (2013), que aparece en el anexo 1.2. Los datos originales del análisis físico-químico de las enmiendas orgánicas se presentan en el anexo 2.2 y 2.3.

6.4 Contenido de cromo en las enmiendas orgánicas

El contenido de Cromo en las enmiendas orgánicas tienen valores por debajo de las concentraciones máximas ($EL = 29.28 \text{ mg/kg}$ y $\text{Compost} = 6.03 \text{ mg/kg}$), según la tabla propuesta por el Estándar Australiano que se presentan en el anexo 1.3. Esto

permite afirmar que no se presentará un incremento de Cromo al suelo, por el agregado de las enmiendas orgánicas. Los datos originales del contenido de Cromo en las enmiendas orgánicas se presentan en el anexo 2.2 y 2.3. Los datos del contenido total de cromo en las enmiendas orgánicas se presentan en la tabla 12.

6.5 Disponibilidad de Cromo en el suelo al final del experimento

La prueba de comparación múltiple de Duncan para testigo vs. combinaciones, presentado en la tabla 13, muestra que el promedio de las combinaciones AxB supera estadísticamente al tratamiento testigo en el contenido de cromo disponible en el suelo; siendo el promedio de las combinaciones 26,214 mg/kg y el del testigo 29,310 mg/kg; los tratamientos de enmiendas orgánicas (combinaciones AxB) disminuyeron el cromo disponible del suelo en comparación al tratamiento donde no se aplicó las enmiendas orgánicas (testigo). La disminución fue de 10,563%, como se presenta en la tabla 13.

Los promedios de cromo disponible según las fuentes de enmiendas orgánicas, no presentan diferencias estadísticas significativas con la prueba de Duncan (Tabla 14), y se observó una disminución del cromo disponible del suelo de 10,819% para el tratamiento con estiércol de lombriz y de 10,307%, respecto al testigo, como se presenta en la tabla 15, lo cual se puede atribuir a la retención de Cromo por las enmiendas orgánicas.

La prueba de comparación múltiple de Duncan para las dosis de enmiendas orgánicas (Factor B), no presentan diferencias estadísticas significativas entre sí, variando su valores entre 25,608 mg/kg para la dosis de 10% y 26,780 mg/kg para la dosis de 15% de enmienda orgánica, como se presenta en el tabla 16. Se observó una disminución de la disponibilidad de cromo en el suelo, debido a las dosis de enmiendas orgánicas, que varió entre 12,631% para la dosis de 10% (B2) y 26,780 % para la dosis de 15%, ambas respecto al testigo (Tabla 17).

La disponibilidad de Cromo en el suelo del experimento, debido a la interacción fuente x dosis de enmienda orgánica, no presentó diferencias estadísticas significativas, como se observa en la tabla 18, indicando que las fuentes y las dosis tuvieron el mismo efecto. En la tabla 19 se presenta la disminución del cromo disponible en el suelo debido a la interacción fuente x dosis, variando los valores entre 12,873% y 26,923%, respecto al testigo; esto se puede atribuir al poder retentivo o adsorbente de los materiales orgánicos aplicados al suelo, que hacen disminuir el Cromo en el suelo.

La disponibilidad de cromo en el suelo de Orcotuna, al final del experimento, presenta una disminución en sus valores, respecto a la concentración inicial, que fue de 68,79 mg/kg, superior al Límite Máximo Permisible del ECA de suelos de Canadá. Los

valores promedio encontrados con la aplicación de enmiendas orgánicas fue de 26,214 mg/kg, respecto al tratamiento sin enmiendas orgánicas, que fue de 29.310 mg/kg; los tratamientos con enmiendas orgánicas presentaron menor Cromo que el suelo sin enmienda orgánica (Tabla 13).

El suelo del experimento tuvo contenido medio de materia orgánica (tabla 6), entonces la materia orgánica agregada en forma de estiércol de lombriz y compost, en diferentes dosis, no solo incrementarán la materia orgánica del suelo, sino también redujeron la disponibilidad de cromo en el suelo, debido a la retención en la fase sólida del suelo, especialmente la orgánica; esto se sustenta en los fundamentos reportados por Misra and Mani (2012); estos autores manifiestan que la materia orgánica puede reducir la movilidad de los metales pesados en el suelo; la materia orgánica tiene una fuerte afinidad por los iones de metales pesados, y la retención de metales está frecuentemente bien correlacionada con la materia orgánica del suelo. La materia orgánica proporciona sitios para las reacciones de intercambio de iones, pero su fuerte afinidad para los metales pesados es debido a ligantes o grupos que forman quelatos y complejos con los metales. Los grupos funcionales incluyen carboxil, fenol, alcohol y carbonil.

Estos datos son corroborados por Bolan et al. (2003), quienes al evaluar el efecto de siete enmiendas orgánicas sobre la reducción de cromo hexavalente en un suelo mineral bajo en materia orgánica, observaron que la adición de enmiendas orgánicas disminuyó la concentración de fracciones solubles e intercambiables, pero incrementó especialmente la fracción en el suelo enlazada orgánicamente.

La disminución en la disponibilidad de cromo en el suelo de Orcotuna, que comprende las formas solubles y fácilmente intercambiables (Marschner and Rengel, 2012), tiene como un mecanismo predominante a la adsorción sobre la superficie sólida del suelo, en ese aspecto mi afirmación se sustenta en lo reportado por Mirsal (2010), que indica que la adsorción en el sistema suelo depende principalmente de los parámetros físico-químicos, especialmente el pH y el adsorbente del metal, de tal manera que se ha encontrado que los minerales de arcilla en general adsorberán menos cantidad de metales que los óxidos y materiales orgánicos; la materia orgánica disuelta puede incrementar la solubilidad del metal y activar superficies reactivas, favoreciendo la adsorción.

Es necesario enfatizar que la materia orgánica influye en la dinámica de los metales pesados en el suelo, formando compuestos resistentes a la solubilidad y a la extracción por análisis químico, esto se sustenta en el reporte de Ashworth and Alloway

(2008), quienes afirman que los procesos interrelacionados al comportamiento de la materia orgánica respecto a los metales pesados en el suelo, son: (i) la materia orgánica en la solución suelo resulta en una coliberación de metales pesados, (ii) la materia orgánica sirve para movilizar, posteriormente, metales pesados de la fase sólida, y (iii) la materia orgánica y los metales pesados liberados independientemente se asocian, después, uno con otro. Estos procesos conducen a un incremento en la concentración de metales pesados complejados orgánicamente.

Los materiales orgánicos agregados al suelo de Orcotuna, no solo van a mejorar el suelo, sino también son una fuente de nutrientes, que finalmente favorece al suelo para el crecimiento de las plantas, manteniendo la calidad del ambiente. En este aspecto Bolan and Duraisamy (2003), corroboran lo anterior, y agregan que las fuentes orgánicas, como los estiércoles, que son bajos en contenido de metales, como es el caso de las dos enmiendas utilizadas en este experimento, el estiércol de lombriz y el compost, pueden también inmovilizar contaminantes metálicos en el suelo, y consecuentemente reducir su toxicidad.

La menor disponibilidad de cromo en el suelo al final del experimento, se debe a la menor cantidad extractable del suelo, a través del análisis de suelo, como lo mencionan Singh et al. (2007), quienes al realizar un experimento para evaluar la efectividad de las aplicaciones de estiércol de corral y disminuir la toxicidad de cromo en plantas de espinaca, entre otras conclusiones, mencionan que la aplicación de estiércol causó disminución en el cromo extractable por DTPA en los suelos, y la disminución por la aplicación de estiércol fue mayor en el suelo arenoso comparado al suelo franco limoso; estos datos sustentan los resultados obtenidos en el suelo franco arenoso (textura más cercana al arenoso que al franco limoso), que al recibir materia orgánica a través de las enmiendas mostró una disminución en la disponibilidad de cromo, comparado al tratamiento que no recibió alguna enmienda orgánica (Tabla 13), observando se una disminución del 10.563%.

Los tipos de enmiendas orgánicas, estiércol de lombriz y compost, no se diferenciaron en afectar significativamente la disponibilidad de cromo en el suelo, debido posiblemente a su nivel estable de descomposición en ambos casos, pero si influyen en la mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, para el crecimiento de las plantas, como lo sustenta Guerrero (1993), quien afirma que las excretas de lombriz, resultado de sus desechos de digestión, constituyen un abono orgánico de mejor calidad, comparado a otros abonos orgánicos procesados, debido particularmente a su efecto en las propiedades biológicas de los suelos, por la gran cantidad de flora microbiana que contiene (aproximadamente 2 billones de colonias de bacterias/g de

excreta de lombriz), además por su alto contenido de ácidos fúlvicos favorece la asimilación casi inmediata de nutrientes por la planta. También permite mejorar la estructura del suelo favoreciendo la aireación, permeabilidad, retención de humedad y disminuyendo la compactación del suelo. Efectos similares tiene el compost (Guerrero, 1993).

6.6 Contenido de Cromo en la parte aérea de la planta al final del experimento

La prueba de significación de Duncan para la fuente de variación Combinaciones x testigo, no presenta diferencias estadísticas significativas, como se presenta en la tabla 20. El contenido de Cromo en las combinaciones (AxB) se incrementó en promedio 427.647%, respecto al testigo, debido a las mejores condiciones del suelo generadas por las enmiendas orgánicas, que permitieron mayor absorción de Cromo.

Respecto a las fuentes de enmiendas orgánicas, no se observa diferencias estadísticas significativas entre compost y estiércol de lombriz (tabla 21), con un incremento porcentual en la absorción de Cromo en los tratamientos con estiércol de lombriz, de 557.647% y de 297.647% con compost, respecto al tratamiento testigo, como se presenta en la tabla 22.

El contenido de Cromo en la parte aérea de la planta, influenciado por las dosis de enmiendas orgánicas, no tiene significación estadística, como lo muestra la prueba de comparación múltiple de Duncan en la tabla 23, variando los valores entre 3.388 mg/kg para la dosis de 10% de enmienda orgánica a 1.435 mg/kg para la dosis de 15%. Los resultados encontrados según las diferentes dosis de enmiendas orgánicas, representan un incremento entre 564.314% y 181.372% respecto al tratamiento testigo, como se presenta en la tabla 24.

La interacción A x B (Fuentes x Dosis de enmiendas orgánicas aplicadas al suelo), si influyen en el contenido de Cromo en la parte aérea de la planta, como se observa en la tabla 25, siendo el tratamiento A2b2 (compost x 10%), el que resulta con 6.360 mg Cr/kg, sobresaliente respecto a los demás tratamientos; este contenido de Cromo representa un incremento de 1147.049% respecto al testigo, como se observa en la tabla 26. Estos datos demuestran que la aplicación de enmiendas orgánicas (compost) favorece la absorción de Cromo y su translocación a la parte aérea, debido a la influencia que ejerce la enmienda orgánica en mejorar las propiedades del suelo, como retención de agua, actividad microbial, intercambio iónico, estructura, porosidad y densidad aparente.

El contenido de cromo en la parte aérea de la planta de maíz refleja la cantidad de cromo disponible en el suelo, al margen de su distribución en raíz, tallo, hojas o frutos. En el presente experimento se ha observado diferencias significativas en el contenido de cromo en la planta por efecto de la interacción del tipo de enmienda orgánica x dosis, sobresaliendo el estiércol de lombriz a las dosis de 10% y 15%, así como el compost a la dosis de 10%, que tuvieron valores de 0.417, 2.073 y 0.797 mg/kg respectivamente. Estos valores son muy bajos, comparados a los reportados en la bibliografía; por ejemplo Kabata-Pendias y Pendias (2001), afirman que en la mayoría de las plantas el rango crítico de concentraciones de cromo en hoja es de 1-10 mg/g de materia seca. Las concentraciones muy bajas de cromo en planta, se deben principalmente a la relativa inmovilidad de este elemento en suelos y plantas, probablemente debido a la predominancia de formas de cromo(III) más insolubles, como lo mencionan Zayed and Terry (2003).

A pesar de las bajas concentraciones de cromo encontradas en la parte aérea de la planta de maíz, puede afectar su metabolismo, debido al stress oxidativo inducido por cromo que causa severo daño a las membranas, como lo afirma Panda y Choudhury (2015), estos autores agregan que el cromo puede afectar el metabolismo antioxidante en las plantas. Las enzimas antioxidantes similares a la catalasa, dismutasa peroxidasa y glutatióna reductasa son susceptibles al cromo resultando en una disminución de sus actividades catalíticas.

Como se ha observado, el cultivo (maíz), en un suelo contaminado, absorbe el elemento químico contaminante, disminuyendo su concentración en el suelo, es decir el contaminante se transfiere del suelo a la planta, debido a su disponibilidad en el suelo; esto se constituye en una alternativa de fitorremediación pero se deberían utilizar plantas no alimenticias de humanos o animales, es decir preferentemente ornamentales. Esto es corroborado por Pillai et al. (2013), quienes al investigar la habilidad de absorción de cromo total de las raíces y los tallos de *Vetiveria zizanioides* en diferentes suelos contaminados con cromo enmendados con y sin abono orgánico (estiércol de vaca), encontraron que la especie vegetal ensayada enmendada con abono orgánico mostró el mayor potencial de remoción de cromo debido a su rápido crecimiento y mayor cantidad de biomasa alcanzada durante todo el experimento.

6.7 Materia seca de la parte aérea de maíz al final del experimento

La evaluación de la materia seca de la parte aérea de la planta de maíz presenta diferencias estadísticas significativas en la prueba de comparación múltiple de Duncan para testigo vs. Combinaciones como se presenta en la tabla 27, superando las

combinaciones AB al testigo, lo cual significa un incremento de 179.880% en las combinaciones respecto al testigo. Esto demuestra el efecto favorable de las enmiendas orgánicas en el crecimiento de la planta de maíz, como lo indica la materia seca.

La prueba de comparación múltiple de Duncan para los tipos de enmiendas orgánicas, muestra que el estiércol de lombriz supera estadísticamente en la formación de materia seca de la parte aérea de maíz al compost, como se presenta en la tabla 28; esto representa un incremento de 201.720% para estiércol de lombriz y de 158.115% para compost, ambos respecto al testigo, como se observa en la tabla 29. Esto se puede atribuir a la más completa descomposición del estiércol de lombriz respecto al compost, que le da mejores propiedades a este abono orgánico, y que influyen en el crecimiento de la planta de maíz y formación de materia seca, debido a la mejora de las propiedades del suelo.

La prueba de comparación múltiple de Duncan para los promedios de materia seca, debido a las dosis de enmiendas orgánicas, presenta en primer lugar en orden de mérito a la dosis de 15%, superior estadísticamente respecto a las otras dosis, atribuible al mayor volumen de enmienda orgánica en el suelo y la mejora de las propiedades del suelo; estos datos se presentan en la tabla 30. El incremento observado en la dosis con 15% de enmienda orgánica, respecto al testigo, representa 287.061%, como se presenta en la tabla 31.

La prueba de significación de Duncan para los promedios de materia seca de la parte aérea en el efecto de la interacción A x B, muestra a la interacción a1b3 (estiércol de lombriz x 15%) en primer lugar en orden de mérito, superior estadísticamente a los demás tratamientos, habiendo alcanzado un promedio de 5.749 g/tratamiento. Esto se atribuye al efecto del humus de lombriz, como enmienda orgánica en la mejora de las propiedades del suelo y crecimiento de la planta de maíz, comparado al compost, y los datos se presentan en la tabla 32. El incremento alcanzado con el tratamiento a1b3 respecto al testigo, representa 329.993%, como se presenta en la tabla 33.

Los resultados de la materia seca vegetal evaluada de la parte aérea de la planta de maíz, en los diferentes tratamientos ensayados con enmiendas orgánicas a diferentes dosis, muestran alta significación, siendo los tratamientos con enmiendas orgánicas los que superaron al testigo (sin enmienda orgánica) en un 179.880%; fue el tratamiento de estiércol de lombriz, a la dosis de 15%, el que supero estadísticamente a los demás tratamientos; reflejando el efecto de la enmienda orgánica en la mejora de la condición del suelo y crecimiento de la planta de maíz.

Estos resultados encontrados en maíz, corrobora lo reportado por Singh et al. (2007), quienes en un estudio de invernadero para evaluar la efectividad de aplicaciones de estiércol de corral para disminuir la toxicidad de cromo en plantas de espinaca, encontraron que la materia seca fue mayor en presencia de estiércol de corral, que en su ausencia, en todas las dosis de cromo aplicado para contaminar artificialmente el suelo. Las dosis de estiércol de corral fueron equivalentes a 0.1 y 2% de materia orgánica en base masa/masa, menores a las utilizadas en el presente experimento.

6.8 Altura de la planta de maíz al final del experimento

La prueba de comparación múltiple de Duncan para los promedios de altura de planta para testigo vs. Combinaciones, muestra a las combinaciones AB superiores estadísticamente al testigo, como se presenta en la tabla 34, lo cual representa un incremento de 12.756% respecto al testigo. Esto se atribuye a las diferentes dosis de enmiendas orgánicas aplicadas al suelo, que favorecieron el crecimiento vertical de la planta de maíz.

La prueba de comparación múltiple de Duncan para fuentes de enmiendas orgánicas en la evaluación de altura de planta, muestra al estiércol de lombriz con un promedio de 34.419 cm, superando estadísticamente al compost que alcanzó un promedio de 33.385 cm, como se presenta en la tabla 35; esto indica un incremento de altura de planta de 14.478% para el estiércol de lombriz y de 11.039% para el compost, ambos respecto al testigo, como se presenta en la tabla 36. Esto se atribuye a que el estiércol de lombriz, al presentar mejores propiedades físico-químicas que el compost, influye positivamente en la altura de planta de maíz.

La prueba de comparación múltiple de Duncan para los promedios de altura de planta en las dosis de enmiendas orgánicas, muestra a la dosis de 15% en primer lugar en orden de mérito, que supera estadísticamente a las dosis de 10% y 5%, respectivamente, y alcanzó un promedio de 35.745 cm, como se presenta en la tabla 38. La dosis de 15% de enmienda orgánica, representó un incremento de 18.888% respecto al testigo, mientras que la dosis de 10% alcanzó un incremento de 14.156% y la dosis de 5% alcanzó un incremento en altura de planta de 5.232%, todos respecto al testigo, como se presenta en la tabla 38.

La prueba de comparación múltiple de Duncan para la interacción AxB (Fuentes x dosis de enmienda orgánica) muestra a la interacción a1b3 (estiércol de lombriz x 15%) en primer lugar en orden de mérito, que supera estadísticamente a las demás interacciones, habiendo logrado un promedio de 36.389 cm, como se muestra en la tabla 39. La altura de planta se incrementó entre 21.030% y 2.368% respecto al testigo.

siendo el primer valor el incremento de la interacción a1b3; estos valores están reportados en la tabla 40. Los resultados encontrados se atribuyen a las mejores propiedades del estiércol de lombriz (contenido de nutrientes, materia orgánica y pH) respecto al compost, que influyeron positivamente en el incremento de altura de planta de maíz.

Las enmiendas orgánicas, compost y estiércol de lombriz, en sus diferentes dosis, incrementaron la altura de planta de maíz, en un suelo contaminado con cromo, atribuible principalmente a la mejora de las condiciones del suelo por la aplicación de materia orgánica.

La mejora de las condiciones del suelo por el estiércol de lombriz y el compost se evidencian, según lo afirma Guerrero (1993), en la formación y estabilización de la estructura del suelo, incrementando el espacio poroso del suelo, favoreciendo el movimiento de agua y aire, así como la penetración de las raíces; también se incrementa la retención de agua, incrementa la retención de nutrientes en el suelo liberándolos progresivamente para la absorción de la planta, y finalmente, se incrementa y favorece el desarrollo y la actividad de los organismos del suelo, responsables de los ciclos geoquímicos en el suelo.

6.9 Correlación y regresión

La correlación entre tipos y dosis de enmiendas orgánicas (x) vs. La disponibilidad de cromo en el suelo es significativa (r calculado $> r$ tablas) e inversa, indicando que estas variables están relacionadas, cuando las fuentes son estiércol de lombriz o compost, disminuye la disponibilidad de cromo; asimismo cuando se incrementan las dosis de enmiendas orgánicas, disminuye la disponibilidad de cromo en el suelo. El coeficiente de determinación (r^2) para tipos de enmiendas orgánicas (x) y disponibilidad de cromo en el suelo (y), indica que el 30.4% de la disminución de la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado de Orcotuna, se atribuye a las fuentes de enmiendas orgánicas. El coeficiente de determinación, de 0.245, para dosis de enmiendas orgánicas (x) y disponibilidad de cromo (y), indica que el 24.5% de la disminución de la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado de Orcotuna, se atribuye al incremento de dosis de enmiendas orgánicas.; estos datos se presentan en la tabla 41.

Las enmiendas orgánicas utilizadas en este experimento, como son el estiércol de lombriz y el compost, son de más fácil acceso al productor agrícola en la producción de maíz, por lo que puede ser utilizado comúnmente, también debido a su bajo costo,

en las dosis que estén disponibles; pues además de mejorar las propiedades del suelo, también disminuyen la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado.

La regresión entre las dosis de enmiendas orgánicas y la disponibilidad de cromo en el suelo de Orcotuna es estadísticamente significativa (valor $p < 0.05$), indicando que las dosis de enmiendas orgánicas hacen disminuir la disponibilidad de cromo en el suelo, como se observa en la tabla 41, ajustándose a la ecuación siguiente:

$$Cr \text{ disponible suelo} = \sqrt{814.71 - 38.1519(\sqrt{\text{dosis de enmienda orgánica}})}$$

La regresión entre las fuentes de enmienda orgánica y la disponibilidad de cromo en el suelo de Orcotuna es estadísticamente significativa (valor $p < 0.05$), indicando que las fuentes de enmiendas orgánicas hacen disminuir la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado de Orcotuna, como se observa en la tabla 42, ajustándose a la ecuación siguiente:

$$Cr \text{ disponible suelo} = \sqrt{831.982 - 114.370(\sqrt{\text{fuentes de enmienda orgánica}})}$$

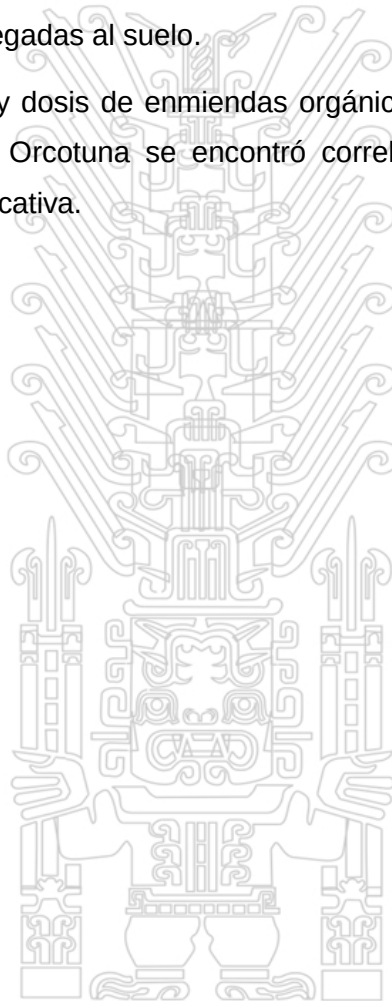


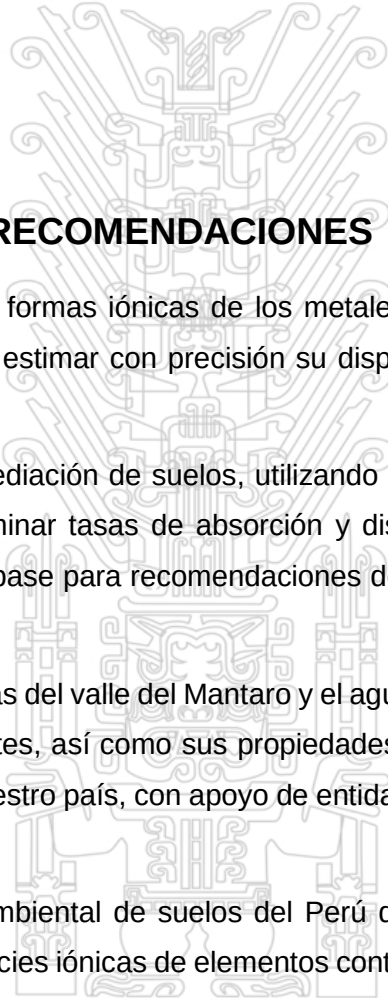
CAPÍTULO VII

CONCLUSIONES

1. La aplicación de compost en dosis de 10% disminuyó la disponibilidad de cromo en el suelo, en 12.873%, respecto al tratamiento testigo que no recibió compost, sin diferencias estadísticas significativas entre ambos tratamientos.
2. La dosis de 10% de estiércol de lombriz disminuyó en 12.385% la disponibilidad de cromo en el suelo, respecto al tratamiento testigo donde no se aplicó esta enmienda orgánica, sin diferencias estadísticas entre ambos tratamientos.
3. La aplicación combinada de las enmiendas orgánicas, estiércol de lombriz y compost, en dosis de 5%, 10% y 15%, disminuyen en 10.563% la disponibilidad de cromo en el suelo contaminado de Orcotuna, superando estadísticamente al suelo sin enmiendas orgánicas (testigo).
4. La altura de planta y la materia seca de la parte aérea de la planta de maíz, cultivado en el suelo de Orcotuna, contaminado con Cromo, con una dosis de 15% de estiércol de lombriz, incrementó en 21.030% y 329.993% respectivamente, en relación al testigo, donde no se agregó esta enmienda orgánica, y superó estadísticamente a los demás tratamientos.
5. El suelo contaminado de Orcotuna, inicialmente con 68.79 mg Cr/kg de suelo, disminuyó su contenido, después de la aplicación de enmiendas orgánicas, a valores en el rango de 25.537 mg Cr/kg a 26.923 mg Cr/kg, muy inferiores al Límite Máximo Permisible (LMP) del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) de suelos de Canadá (64 mg Cr/kg). El suelo sin enmienda orgánica (testigo) tuvo 29.310 mg Cr/kg de suelo.

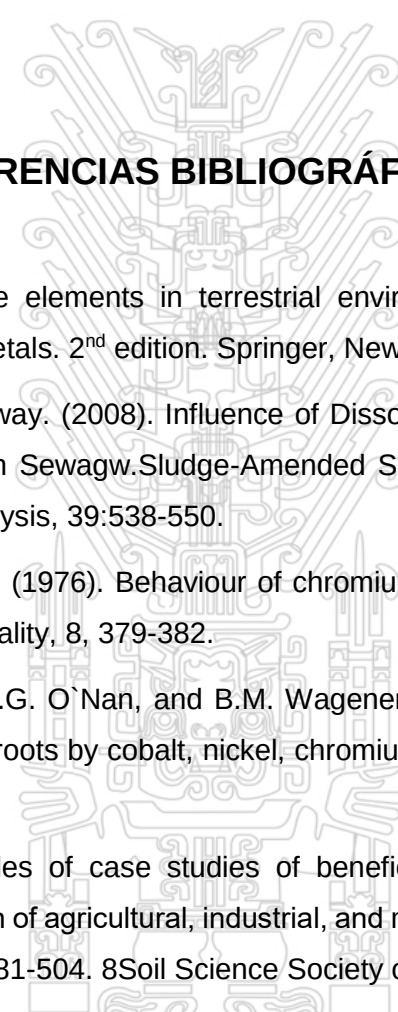
6. El contenido de cromo total en la parte aérea de la planta de maíz, desarrollado en el suelo contaminado de Orcotuna, incrementó con la aplicación de enmiendas orgánicas, siendo el compost a la dosis de 10% el que sobresalió significativamente, con un valor de 6.360 mg Cr/kg de materia seca, respectivamente. El testigo (sin enmienda orgánica) alcanzó un valor promedio de 0.510 mg Cr/kg.
7. El mecanismo principal que disminuye la disponibilidad de Cromo en el suelo contaminado de Orcotuna, es atribuido a la adsorción o retención de este metal pesado, en las unidades estructuras de las enmiendas orgánicas, estiércol de lombriz y compost, agregadas al suelo.
8. Al relacionar los tipos y dosis de enmiendas orgánicas con la disponibilidad de cromo en el suelo de Orcotuna se encontró correlación y regresión inversa, estadísticamente significativa.





RECOMENDACIONES

1. Caracterizar las diferentes formas iónicas de los metales pesados en el suelo, así como sus fracciones para estimar con precisión su disponibilidad y el potencial de contaminación.
2. Ensayar medidas de remediación de suelos, utilizando otras especies cultivadas y no cultivadas, para determinar tasas de absorción y distribución en las diferentes partes de la planta, como base para recomendaciones de fitoremediación en suelos del valle del Mantaro.
3. Analizar los suelos agrícolas del valle del Mantaro y el agua de riego, para determinar los elementos contaminantes, así como sus propiedades físico-químicas, utilizando la normativa vigente en nuestro país, con apoyo de entidades gubernamentales y del sector privado.
4. El Estándar de Calidad Ambiental de suelos del Perú debe ser permanentemente revisado, para incluir, especies iónicas de elementos contaminantes ya considerados y otros elementos contaminantes.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adriano, D.C. (2001). Trace elements in terrestrial environments; biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd edition. Springer, New York.

Ashworth D.J. and B.J. Alloway. (2008). Influence of Dissolved Organic Matter on the Solubility of Heavy Metals in Sewagw.Sludge-Amended Soils. In: Communications in Soil Science and Plants Analysis, 39:538-550.

Bartlett, R.J., & Kimble, J.M. (1976). Behaviour of chromium in soils: I. Trivalent form. Journal of Environmental Quality, 8, 379-382.

Barton, L.L., .V. Johnson, A.G. O`Nan, and B.M. Wagener. (2000). Inhibition of ferric chelate reductase in alfalfa roots by cobalt, nickel, chromium and copper. J.Plant Nutr. 23:1833-1845.

Basta, N.T. (2000). Examples of case studies of beneficial reuse of municipal by-products. In "Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products". (Eds J.F. Power, W.A. Dick) pp. 481-504. 8Soil Science Society of America: Madison, WI).

Basta, N.T., R. Gradwohl, K.L. Snetehen, and J.L. Schroder. (2001). Chemical immobilization of Lead, Zinc, and Cadmium in Smelter-Contaminated Soils Using Biosolids and Rock Phosphate. Jorunal Environmental Quality. 30:1222-1230.

Barton, L.L., G.V. Johnson A.G. O`Nan, and B.M. Wagener. (2000). Inhibition of ferric chelate reductase in alfalfa roots by cobalt, nickel, chromium and copper. J.Plant Nutr. 23:1833-1845.

Bequer, T., Quantin, C., Sicot, M., & Boudot, J.P. (2003). Chromium availability in ultramafic soils from New Caledonia. *Science of the Total Environment*, 301, 251-261.

Bernal T., C.A. (2010). *Metodología de la investigación*. Tercera Edición. Pearson. Colombia.

Bolan, N.S. and V.P. Durasisamy. (2003). Role of inorganic and organic soil amendments on immobilization and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research*. 41:533-555. CSIRO Publishing. Australia.

Bolan, N.S. and S. Thiagarajan (2001). Retention and plant availability of chromium in soils as affected by lime and organic matter amendments. *Aust. J. Soil Res.* 39, 1091-1103.

Bolan, N.S., D.C. Adriano, R. Natesan, and B.J. Koo. (2003). Effects of Organic Amendments on the Reduction and Phytoavailability of Chromate in Mineral Soil. *Journal of Environmental Quality*. 32: 120-128.

Bonet, A., C. Poschenrieder, J. Barcelo. (1991). Chromium III-iron interaction in Fe-deficient and Fe-sufficient bean plants. I. Growth and nutrient content. *J. Plant Nutr.* 14:403-414.

Brady, N.C. and R.R. Weil. (2008). *The nature and properties of Soils*. Pearson Prentice Hall. Revised Fourteenth Edition. New Jersey, Columbus, Ohio. USA.

Brown, S., Chaney R. and Angle J.S. (1997). Subsurface liming and metal movement in soils amended with lime-stabilized biosolids. *Journal of Environmental Quality* 26, 724-732.

Brown, S., Chaney R., Angle J.S. and Ryan J.A. (1998). The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolid amended soil. *Journal of Environmental Quality* 27, 1071-1078.

Bryon, W.F.; Browne, E. y Porter, R. (1986). *Diccionario de historia de la ciencia*. Barcelona: Herder.

Bunge, M. (1980). *Epistemología, ciencia de la ciencia*. Barcelona: Ariel.

Caballero R., A.E. (2011). *Metodología integral innovadora para planes y tesis*. Edita: Instituto Metodológico Alen Caro. Lima, Perú.

Caballero R., A.E. (2009). *Innovaciones en las guías metodológicas para los planes y tesis de maestría y doctorado*. Edita: Instituto Metodológico Alen Caro. Segunda Reimpresión corregida. Lima, Perú.

Christl, I., Metzger, A., Heidmann, I., & Kretzschmar, R. (2005). Effect of humic and fulvic acid concentrations and ionic strength on copper and lead binding. *Environmental Science and Technology*, 39, 5319-5326.

Coleman, R.N. (1988). Chromium toxicity: Effects on microorganisms with special reference to the soil matrix. In J.O. Nriagu & e. Nieboer (Eds.), *Chromium in natural and human environments* (pp. 335-350). New York: Wiley Interscience.

Davies, F.T., J.D. Puryear, R.J. Newton, J.N. Egila and J.A.S. Grossi. (2002). Micorrhizal fungi increase chromium uptake by sun flower plants: Influence on tissue mineral concentration, growth, and gas exchange. *J.Plant Nutr.* 25:2389-2407.

Davidson, C. (2013). Methods for the Determination 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 Science+Business Media Dordrecht.

Domínguez V., A. (1997). *Tratado de fertilización*. Tercera edición. Revisada y ampliada. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España.

Elovitz, M.S. and Fish, W. (1995). Redox interactions of Cr(VI) and substituted phenols: products and mechanisms. *Environmental Science and Technology* 29, 1933-1943.

Environment Protection Authority (EPA) South Australia. (2013). *Compost guideline*.

Fageria, N.K., Baligar, V.C., Clark, R.B. (2006). *Physiology of crop production*. Food Products Press. USA.

Ferrater, J. (1994). *Diccionario de filosofía*. Barcelona: Ariel.

Filed T., M.Rékasi, I. Kádar, and A.B. Kovács (2009). Cadmium and Chromium Fractions on Different Soils as Affected by Communal Sewage Sludge Loads. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40: 303-312.

Furnare, L.J., Vailionis, A., & Strawn, D.G. (2005). Polarized XANES and EXAFS spectroscopic investigation into copper(II) complexes on vermiculite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69, 5219-5231.

Ghafoor, A., S.I. Hussain, Sagheer Ahmad and M.S. Brar. (2005). Distribution of Lead and Chromium in Soil and Plants as affected by Soil Texture and Amendments. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, Vol. 53. N° 3. Pp. 382-389.

Golovatyj, S.E., E.N. Bogatyreva, S.E. Golovatyj (1999). Effects of levels of chromium content in a soil on its distribution in organs of corn plants. *Soil Res. Fert.* 197-204.

Gonelli, C., and G. Renella (2013). Chromium and Nickel. B.J. Alloway (ed.), Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, Environmental Pollution 22, DOI © Springer Science+Business Media Dordrecht.

Guerrero B., J. (1993). Abonos Orgánicos. Tecnología para el Manejo Ecológico del Suelo. Red de Acción en Alternativas al Uso de Agroquímicos. RAAA. Lima, Perú. 90 pp.

Gurmeet, S., M.S. Brar, and S.S. Malhi. (2007). Decontamination of Chromium by Farm Yard Manure Application in Spinach Grown in two Texturally Different Cr-Contaminated Soils. Journal of Plant Nutrition, 30:289-308.

Hara, T., & Sonoda, Y. (1979). Comparison of the toxicity of heavy metals to cabbage growth. Plant and Soil, 51, 127-133.

Hossner, L.R., R.H. Loeppert, R.J. Newton, P.J. Szaniszlo and Jr., Moses Attrep. (1998). Literature review: Phytoaccumulation of chromium, uranium, and plutonium in plant systems. Amarillo National Resource Center for Plutonium. Report ANRCP.

Iyaka, Y.A. (2009). Chromium in soils: a review of this distribution and impacts. Continental J. Environmental Sciences 3:13-18.

James, B.R. (1996). The challenge of remediating chromium-contaminated soil. Environmental Science and Technology, 30, 248-251.

Jardine, P.M., Fendorf S.E., Mayes M.A., Larsen I.L., Brooks S.C. and Bailey W.B. (1999). Fate and transport of hexavalent chromium in disturbed heterogeneous soil. Environmental Science and Technology 33, 2939-2944.

Juste, C. and Mench M. (1992). Long-term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops. In "Biogeochemistry of trace metals". (Ed. DC Adriano) pp. 159-194. (Lewis Publishers: Boca Raton, FL).

Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants (3rd ed.). Boca Raton: CRC Press.

Kanazawa, S., Asakawa S., and Takai A. (1988). Effect of fertilizer and manure application on microbial numbers, biomass, and enzyme activities in volcanic ash soils. 1. Microbial numbers and biomass carbon. Soil Science and Plant Nutrition 34, 429-439.

Kotás, J., & Stasicka, Z. (2000). Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. Environmental Pollution. 107(3), 263-283.

Labrador M., J. (2001). La material orgánica en los agroecosistemas. Aproximación al conocimiento de la dinámica, la gestión y la utilización de la materia orgánica en los

agroecosistemas. 2da. Edición. Ediciones Mundi- Prensa. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, España.

Ladrón de Guevara, L. (1977). Metodología de la investigación científica. Bogotá: USTA.

Leita L., A. Margon, A. Pstrello, I. Arcon, M. Contin, and D. Mosetti. (2009). Soil humic acids may favour the persistence of hexavalent chromium in soil. *Environmental Pollution* 157. 1862-1866.

Lenk, H. (1988). Entre la epistemología y la ciencia social. Barcelona: Alfa.

Losi, M.E., Amrhein C., Frankenberger W.T. (1994). Factors affecting chemical and biological reduction of Cr(VI) in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13, 1727-1735.

Marschner, P. and Z. Rengel. (2012). Nutrient availability in soils. In: *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Edited by P. Marschner. Third edition. Elsevier. Amsterdam.

McGrath, S.P. (1994). Effects of heavy metals from sewage sludge on soil microbes in agricultural ecosystems. In "Toxic metals in soil-plant system". (Ed. S.M. Ross) pp. 247-260. (John Wiley: New York).

MINAM. (2013). Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo. D.S. N° 002-2013-MINAM. Diario Oficial El Peruano. Páginas 491497-491500.

Mirsal, I.A. (2010). Soil Pollution. Origin, Monitoring & Remediation. 2nd edition. Springer.

Mishra, S., Singh, V., Srivastava, S., Srivastava, R., Srivastava, M., Dass, S., Satsang, G., & Prakash, S. (1995). Studies on uptake of trivalent and hexavalent Cr by maize (*Zea mays*). *Food and Chemical Toxicology*, 33(5), 393-397.

Misra, S.G. and D. Mani (2012). Soil Pollution. APH Publishing Corporation. New Delhi.

Page, A.L. (1974). Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural lands. USEPA Report EPA-670/2-74-005. US Government Printing Office, Washington, DC.

Panda S.K. and S. Choudhury. (2005). Chromium stress in plants. *Braz. J. Plant Physiol.* 17(1):95-102.

Peralta, J.R., J.L. Gardea Torresdey, K.J. Tiemann, E. Gomez, S. Arteaga, E. Rascon. (2001). Uptake and effects of five heavy metals on seed germination and plant growth in alfalfa (*Medicago sativa*) L.B. *Environ. Contam. Toxicol.* 66(6):727-734.

Piaget, J. (1970). Lógica y conocimiento científico. Naturaleza y método de la epistemología. Buenos Aires. Proteo.

Pillai S.S., N. Girija, G. Prakash Williams and M. Koshy. (2013). Impact of organic manure on the phytoremediation potential of *Vetiveria zizanioides* in chromium-contaminated soil. *Chemistry and Ecology*. Vol. 29, Nº 3, 270-279.

Prasad, M.N.V., M. Greger and T. Landberg. (2001). *Acacia nilotica* L. bark removes toxic elements from solution: Corroboratum from toxicity bioassay using *Salix viminalis* L. in hydroponic system. *Int. J. Phytoremed* 3:289-300.

Proyecto El Mantaro Revive (2007). Avances de resultados de la evaluación de calidad ambiental de los recursos agua y suelo. Huancayo, Perú.

Rai, D., Earty L.E. and Zachara J.M. (1987). Chromium (III) hydrolysis constant and solubility of chromium(III) hydroxide. *Inorganic Chemistry* 26, 345-349.

Reyes, R. (1988). Terminología científico-social, aproximación crítica. Barcelona: Antropos..

Richard, F., & Bourg, A.C.M. (1991). Aqueous geochemistry of chromium: A review. *Water Research*, 25, 807-816.

Ritchie, G.S.P., & Sposito, G. (1995). Speciation in soils. In A.M. Ure & C.M. Davidson (Eds.). *Chemical speciation in the environment* (pp. 234-275). London: Blackie Academic & Professional.

Roman P., M.M. Martínez y A. Pantoja (2013). Manual del Compostaje del Agricultor. Experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. FAO. Santiago de Chile.

Scheckel, K.G., Chaney, R.L., Basta, N.T., & Ryan, J.A. (2009). Advances in Assessing bioavailability of metal(loids) in contaminated soils. *Advances in Agronomy*, 104, 1-52.

Seigneur, C., & Constantinou, E. (1995). Chemical kinetics mechanism for atmospheric chromium. *Environmental Science and Technology*, 29, 222-231.

Shanker, A.K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., & Avudainayagam, S. (2004). Chromium toxicity in plants. *Environment International*, 31, 739-753.

Shanker, A.K., M.Djanaguiraman, R.Sudhgar, C.N.Chandrashekar and G. Pathmanabhan. (2004). Differential antioxidative response of ascorbate glutathione pathway enzymes and metabolites to chromium speciation stress in green gram (*Vigna radiata* L.R. Wilczek, cv CO 4) roots. *Plant Sci.* 166:1035-1043.

Sinh G., M.S. Brar, and S.S. Malhi. 2007. Decontamination of chromium by farm yard Manure Application in Spinach grown in two texturally different Cr-Contaminated Soils. *Journal of Plant Nutrition*, 30:289-308.

Soliva M. y López M. (2004). Calidad de compost: influencia del tipo de materiales tratados y de las condiciones del proceso. Escuela Superior de Agricultura de Barcelona, España.

Song J., T. Townsend, H. Solo-Gabriele, and Yong-Chul Jang. (2006). Hexavalent Chromium Reduction in Soils Contaminated with Chromated Copper Arsenate Preservative. *Soil & Sediment Contamination*, 15:387-399.

Tipping, E. (2002). Cation binding by humic substances (Cambridge environmental chemistry series, Vol. 12). New York: Cambridge University Press.

Tokunaga, T.K., J. Wan, M.K. Firestone, T.C. Hazen, K.R. Olson, D.J. Herman, S.R. Sutton, and A. Lanzirotti (2003). In situ reduction of chromium(VI) in Heavily contaminated soils through organic carbon amendment. *Journal Environmental Quality* 32:1641-1649. ASA, CSSA, SSSA. Madison WI, USA.

Utermann, J., Duwel, O., & Nagel, I. (2006). Contents of trace elements and organic matter in European soils. In B.M. Gawlik & G. Bidoglio (Eds.), *Background values in European soils and sewage sludges. Results of a JRC-coordinated study on background values (Part II)*, European Commission DG-JRC., EUR 22265 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

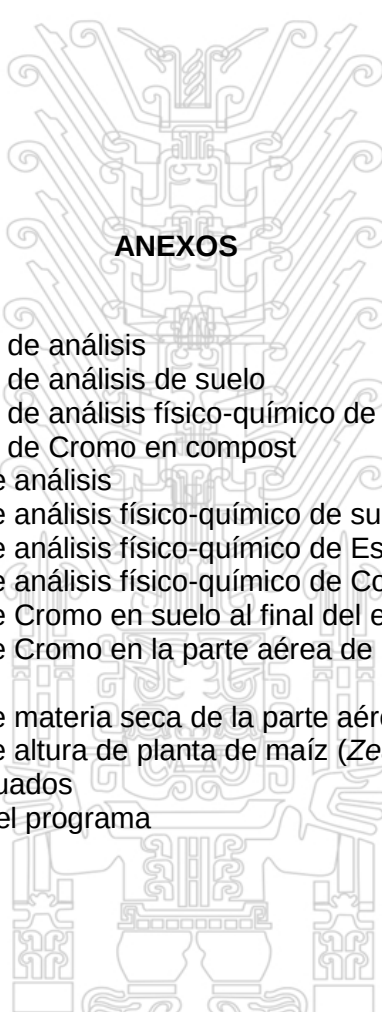
Verry, E.S., & Vermette, S.J. (1991). The deposition and fate of trace metals in our environment. Paper presented at National Atmospheric Deposition Program, National Trends Network. Philadelphia: Published: Published by USDA-Forest Service, North Central Forest Experiment Station.

Weil, R.R. and N.C. Brady (2016). *The nature and Properties of Soils*. Fifteenth edition. Pearson. New York, USA.

White, G.N., & Dixon, J.B. (2002). Kaolin-serpentine minerals. In J.B. Dixon & D.G. Schulze (Eds.), *Soil mineralogy with environmental applications*. Madison: Soil Science Society of America.

Young, S.D. (2013). *Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils*. In: *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Alloway, B.J. Editor. Third edition.

Zayed, A.M., & Terry, N. (2003). Chromium in the environment: Factors affecting biological remediation. *Plant and Soil*, 249, 139-156.



ANEXOS

1. Escala de interpretación de análisis
 - 1.1 Escala de interpretación de análisis de suelo
 - 1.2 Escala de interpretación de análisis físico-químico de compost
 - 1.3 Escala de interpretación de Cromo en compost
2. Resultados originales de análisis
 - 2.1 Resultados originales de análisis físico-químico de suelo
 - 2.2 Resultados originales de análisis físico-químico de Estiércol de lombriz
 - 2.3 Resultados originales de análisis físico-químico de Compost
 - 2.4 Resultados originales de Cromo en suelo al final del experimento
 - 2.5 Resultados originales de Cromo en la parte aérea de maíz al final del experimento
 - 2.6 Resultados originales de materia seca de la parte aérea de maíz (*Zea mays* L.)
 - 2.7 Resultados originales de altura de planta de maíz (*Zea mays* L.)
 - 2.8 ANVA de los datos evaluados
 - 2.9 Resultados de corrida del programa
3. Panel fotográfico

Anexo 1.1 Escala de interpretación de análisis de suelos.

1. Textura¹

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

2. pH¹

Rangos	Clases
< 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. Conductividad eléctrica¹

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

4. Materia Orgánica²

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

UNFV

Nivel	%
Bajo	< 2
Medio	2 – 4
Alto	> 4

5. Fósforo disponible²

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

6. Potasio disponible²

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

7. Capacidad de Intercambio Catiónico³

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

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

9. Saturación de Aluminio³

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

10. Carbonato de calcio (CaCO₃)³

Nivel	CaCO ₃ (%)
Bajo	< 1
Medio	1 - 5
Alto	5 – 15 (precipita el fósforo)
Muy alto	> 15 (toxicidad para cultivos)

11. Fertilidad del suelo²

Símbolo	Descripción
1	Fertilidad Alta: Todos los contenidos de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio son altos.
2	Fertilidad Media: Cuando alguno de los contenidos de materia orgánica, nitrógeno, fósforo o potasio es medio, los demás son altos.
3	Fertilidad Baja: Cuando alguno de los contenidos de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio es bajo.

Bajo	< 2	< 7	< 100
Medio	2 - 4	7 - 14	100 - 240
Alto	> 4	> 14	> 240

(1) Soil Survey Division Staff. 1993. Soil Survey Manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.

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

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

Anexo 1.2 Escala de parámetros de compost maduro.

Parámetro	Rango en compost maduro
C:N	10:1 a 15:1
Humedad (%)	30 – 40
pH	6.5 – 8.5
Materia Orgánica (%)	> 20
Nitrógeno total (%)	0.3 – 1.5
Fósforo (%)	0.1 – 1.0
Potasio (%)	0.3 – 1.0

Fuente: Román et al. (2013).

Anexo 1.3 Análisis de contaminante para compost terminado.

Contaminante químico	Máxima concentración (mg/kg)
Cromo	100

Fuente: EPA South Australia (2013).



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



INFORME DE ANALISIS DE MATERIA ORGANICA

SOLICITANTE : ANDRÉS AZABACHE LEYTON
PROCEDENCIA : JUNÍN/ HUANCAYO
MUESTRA DE : HUMUS DE LOMBRIZ
REFERENCIA : H.R. 52733
BOLETA : 12804
FECHA : 18/01/16

Nº LAB	CLAVES	pH	C.E. dS/m	M.O. %	N %	P ₂ O ₅ %	K ₂ O %
001		6.03	3.84	51.96	2.01	2.43	0.38

Nº LAB	CLAVES	CaO %	MgO %	Hd %	Na %	Cr ppm
001		3.72	0.92	31.69	0.05	29.28


Dr. Sady García Bendeza
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



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



INFORME DE ANALISIS DE MATERIA ORGANICA

SOLICITANTE : ANDRES AZABACHE LEYTON
PROCEDENCIA : JUNIN/ CONCEPCION/ ORCOTUNA
MUESTRA DE : COMPOST
REFERENCIA : H.R. 53256
FECHA : 29/02/16

Nº LAB	CLAVES	pH	C.E. dS/m	M.O. %	N %	P ₂ O ₅ %	K ₂ O %
208		6.21	1.30	37.16	0.72	0.34	0.25

Nº LAB	CLAVES	CaO %	MgO %	Hd %	Na %	Cr ppm
208		2.14	0.47	65.41	0.06	6.03

Sady García Bendejú
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



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 : ANDRÉS AZABACHE LEYTON

Departamento : JUNÍN

Distrito : ORCOTUNA

Referencia : H.R. 53057-014C-16

Provincia : CONCEPCIÓN

Predio :

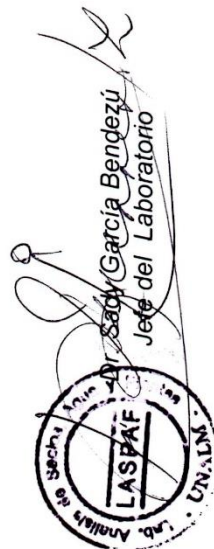
Fecha : 08/02/16

Bolt.: 12879

Lab	Número de Muestra Claves	pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables meq/100g					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
								Arena %	Limo %	Arcilla %			Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	Al ⁺³ + H ⁺			
735	Orcotuna 1	7.80	0.65	14.80	2.21	9.4	144	67	33	0	Fr.A.	14.08	11.24	2.32	0.33	0.19	0.00	14.08	14.08	100
736	Orcotuna 2	7.90	0.54	13.80	2.74	9.4	77	65	35	0	Fr.A.	15.04	11.87	2.73	0.19	0.24	0.00	15.04	15.04	100

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

Lab.	Número de Muestra Claves	Cr ppm
735	Orcotuna 1	162.84
736	Orcotuna 2	68.79





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



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN SUELO

SOLICITANTE : ANDRES ALBERTO AZABACHE LEYTON
PROCEDENCIA : JUNIN/ CONCEPCION/ ORCOTUNA
REFERENCIA : H.R. 55051
BOLETA : 13348
FECHA : 02/08/2016

Lab	Número Muestra	Cr ppm
	Claves	
3096	1-I	26.28
3097	1-II	26.14
3098	1-III	25.02
3099	2-I	24.98
3100	2-II	94.71
3101	2-III	27.35
3102	3-I	29.47
3103	3-II	26.39
3104	3-III	24.91
3105	4-I	24.79
3106	4-II	25.96
3107	4-III	29.33



Sady García Bendezu
Dr. Sady García Bendezu
Jefe del Laboratorio

Av. La Universidad s/n. La Molina. Campus UNALM
Telfs.: 349 5669 349 5647 Anexo: 222 Telefax: 349 5622
e-mail: labsuelo@lamolina.edu.pe



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



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN SUELO

SOLICITANTE : ANDRES ALBERTO AZABACHE LEYTON
PROCEDENCIA : JUNIN/ CONCEPCION/ ORCOTUNA
REFERENCIA : H.R. 55051
BOLETA : 13348
FECHA : 02/08/2016

Lab	Número Muestra	Cr ppm
	Claves	
3108	5-I	27.14
3109	5-II	24.68
3110	5-III	24.79
3111	6-I	26.40
3112	6-II	26.88
3113	6-III	26.63
3114	7-I	27.90
3115	7-II	30.66
3116	7-III	29.37



Sady García-Bendezú
Jefe del Laboratorio

Av. La Universidad s/n. La Molina. Campus UNALM
Telfs.: 349 5669 349 5647 Anexo: 222 Telefax: 349 5622
e-mail: labsuelo@lamolina.edu.pe



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



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : ANDRES ALBERTO AZABACHE LEYTON
PROCEDENCIA : JUNIN/ CONCEPCION/ ORCOTUNA
MUESTRA : HOJAS DE MAÍZ
REFERENCIA : H.R. 55052
BOLETA : 13348
FECHA : 05/08/2016

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Cr ppm
3282	1-I	2.75
3283	1-II	4.50
3284	1-III	3.53
3285	2-I	0.75
3286	2-II	0.25
3287	2-III	0.25
3288	3-I	0.38
3289	3-II	3.05
3290	3-III	2.79



Sady García Bendejú
Sady García Bendejú
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



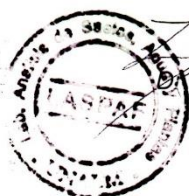
UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA
LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : ANDRES ALBERTO AZABACHE LEYTON
PROCEDENCIA : JUNIN/ CONCEPCION/ ORCOTUNA
MUESTRA : HOJAS DE MAÍZ
REFERENCIA : H.R. 55052
BOLETA : 13348
FECHA : 05/08/2016

N. Lab.	CLAVE DE CAMPO	Cr ppm
3291	4-I	6.98
3292	4-II	0.04
3293	4-III	1.70
3294	5-I	9.65
3295	5-II	7.65
3296	5-III	1.78
3297	6-I	0.69
3298	6-II	0.94
3299	6-III	0.76
3300	7-I	0.45
3301	7-II	0.53
3302	7-III	0.55



Sady García Bendezu
Sady García Bendezu
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 2.6 Resultados de la materia seca de la parte aérea de maíz (*Zea mays* L.).

Tratamiento N°	Descripción	Repetición	Materia Seca de la parte aérea (g)
1	Estiércol de lombriz (5 %: m/m)	I	2.1223
		II	3.5917
		III	2.4600
2	Estiércol de lombriz (10 %: m/m)	I	3.3754
		II	4.2635
		III	3.2439
3	Estiércol de Lombriz (15 %: m/m)	I	5.7254
		II	6.1735
		III	5.3485
4	Compost (5 %: m/m)	I	2.6356
		II	2.5669
		III	2.1910
5	Compost (10 %: m/m)	I	3.0084
		II	3.0675
		III	3.7870
6	Compost (15 %: m/m)	I	4.5235
		II	4.5317
		III	4.7475
7	Testigo (Sin enmiendas)	I	1.2867
		II	1.4610
		III	1.2646

Anexo 2.7 Resultados de altura de planta de maíz (*Zea mays* L.).

Tratamiento N°	Descripción	Repetición	Altura de planta (cm)
1	Estiércol de lombriz (5 %: m/m)	I	30.333
		II	30.667
		III	31.333
2	Estiércol de lombriz (10 %: m/m)	I	34.500
		II	34.267
		III	34.333
3	Estiércol de Lombriz (15 %: m/m)	I	36.500
		II	36.667
		III	36.000
4	Compost (5 %: m/m)	I	32.500
		II	32.500
		III	33.000
5	Compost (10 %: m/m)	I	34.000
		II	34.500
		III	34.333
6	Compost (15 %: m/m)	I	35.100
		II	35.200
		III	35.000
7	Testigo (Sin enmiendas)	I	30.533
		II	30.333
		III	29.333

Tabla 2.8.1 Análisis de variancia del contenido de Cromo en el suelo al final del experimento.

F. de V.	S.C.	G.L.	C.M.	Fc.	Ftablas		Signific.
					0,05	0,01	
Testigo Vs. Combinaciones	24,651	1	24,651	9,888	4,60	8,85	**
Factor A (Fuentes de Enmiendas orgánicas)	0,101	1	0,101	0,041	4,60	8,85	ns
Factor B (niveles de enmiendas orgánicas)	4.132	2	2,066	0,829	3,74	6,51	ns
A x B	1.214	2	0,607	0,243	3,74	6,51	ns
Error Experimental	34,901	14	2,493				
Total	64,999	20					

S = 1.579

$\bar{X}$ = 26.656

CV = 5.924%

Tabla 2.8.2 Análisis de variancia del contenido de Cromo en la parte aérea de la planta al final del experimento.

F. de V.	S.C.	G.L.	C.M.	Fc.	Ftablas		Signific.
					0,05	0,01	
Testigo Vs. Combinaciones	12,233	1	12,233	2,602	4,60	8,85	ns
Factor A (Enmiendas orgánicas)	7,920	1	7,920	1,685	4,60	8,85	ns
Factor B (niveles de enmiendas orgánicas)	14,258	2	7,129	1,516	3,74	6,51	ns
A x B	48,217	2	24,108	5,123	3,74	6,51	*
Error Experimental	65,808	14	4,701				
Total	148,436	20					

Tesis publicada con autorización del autor
No olvide citar esta tesis

S = 2.168

X = 2,38

CV = 91.09%

UNFV

Tabla 2.8.3 Análisis de variancia de la materia seca de la parte aérea de maíz (*Zea mays* L.) al final del experimento.

F. de V.	S.C.	G.L.	C.M.	Fc.	Ftablas		Signific.
					0,05	0,01	
Testigo Vs. Combinaciones	14.873	1	14.873	77.464	4,60	8,85	**
Factor A (Enmiendas orgánicas)	1.528	1	1.528	7.958	4,60	8,85	**
Factor B (niveles de enmiendas orgánicas)	20.706	2	10.353	53.922	3,74	6,51	**
A x B	0.724	2	0.362	1.885	3,74	6,51	ns
Error Experimental	2.687	14	0.192				
Total	40.518	20					

S = 0.438

$\bar{X} = 3.399$

CV = 12.886%

Tabla 2.8.4 Análisis de variancia de la altura de planta al final del experimento.

F. de V.	S.C.	G.L.	C.M.	Fc.	Ftablas		Signific.
					0,05	0,01	
Testigo Vs. Combinaciones	38,378	1	38,378	278,101	4,60	8,85	**
Factor A (Enmiendas orgánicas)	0,131	1	0,131	0,949	4,60	8,85	ns
Factor B (niveles de enmiendas orgánicas)	49,924	2	24,962	180,884	3,74	6,51	**
A x B	7,726	2	3,863	27,993	3,74	6,51	**
Error Experimental	1,931	14	0,138				
Total	98,090	20					

S = 0,371

$\bar{X} = 33,378$

CV = 1,112%

2.9 Resultados de corrida del programa

ANÁLISIS DE VARIANCA DE CROMO DISPONIBLE EN EL SUELO (AxB)

InfoStat/L - Nueva - [Resultados]

Archivo Edición Datos Resultados Estadísticas Gráficos Ventanas Aplicaciones Ayuda

.00 .00 A A+ A-

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	5,448	5	1,090	0,421	0,8257
Aenmiendas	0,101	1	0,101	0,039	0,8466
Bniveles	4,132	2	2,066	0,798	0,4729
Aenmiendas*Bniveles	1,214	2	0,607	0,234	0,7946
Error	31,087	12	2,591		
Total	36,535	17			

Test:Duncan Alfa=0,05
Error: 2,5906 gl: 12

Aenmiendas Medias n E.E.

1	26,139	9	0,537	A
2	26,289	9	0,537	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Test:Duncan Alfa=0,05
Error: 2,5906 gl: 12

Bniveles Medias n E.E.

2	25,608	6	0,657	A
1	26,253	6	0,657	A
3	26,780	6	0,657	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Test:Duncan Alfa=0,05
Error: 2,5906 gl: 12

Aenmiendas Bniveles Medias n E.E.

2	2	25,537	3	0,929	A
1	2	25,680	3	0,929	A
1	1	25,813	3	0,929	A
2	3	26,637	3	0,929	A
2	1	26,693	3	0,929	A
1	3	26,923	3	0,929	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

ANAVA

J-R Port = disabled/LF



Fotografía 3.1 Parcela agrícola donde se obtuvo la muestra de suelo. Distrito Orcotuna.



Fotografía 3.2 Maceta con suelo de Orcotuna (2 kg aproximadamente).



Fotografía 3.3 Estiércol de lombriz.



Fotografía 3.4 Compost.



Fotografía 3.5 Testigo (sin enmienda orgánica)



Fotografía 3.6 Siembra de maíz.



Fotografía 3.7 Experimento sembrado y regado.



Fotografía 3.8 Experimento en desarrollo.



Fotografía 3.9 Experimento antes de la cosecha.

