

FACULTAD DE INGENIERÍA

Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental

Tesis

**Efecto del quelato (EDTA) en la fitorremediación de un
suelo contaminado por plomo, con *Urtica urens* en La
Oroya, 2018**

Evelin Esperanza Castro García

Para optar el Título Profesional de
Ingeniero Ambiental

Huancayo, 2020

Repositorio Institucional Continental
Tesis digital



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

ASESOR

Ing. Andrés Azabache Leytón

AGRADECIMIENTO

A mi asesor, el Ingeniero, Andrés Azabache Leytón, por el apoyo brindado en absolver dudas, por el apoyo en el procesamiento de datos para la realización de la presente investigación.

A mis docentes de la universidad, quienes aportaron sus conocimientos y enseñanzas durante mi vida universitaria y a la escuela académica de Ingeniería Ambiental por el apoyo para la culminación de mi carrera universitaria.

DEDICATORIA

A mis padres, Wilfredo y Juana, por el esfuerzo durante los 5 años de mi vida universitaria y los valores inculcados para ser una persona de bien.

A mi hermana Jhubika Kareem, por su apoyo y por ser un ejemplo a seguir.

A Yherson Garay, por su apoyo incondicional durante el proceso de la presente investigación.

ÍNDICE

| | |
|---|-----------|
| PORTADA..... | I |
| ASESOR | II |
| AGRADECIMIENTO | III |
| DEDICATORIA..... | IV |
| ÍNDICE | V |
| LISTA DE TABLAS | VII |
| LISTA DE FIGURAS..... | VIII |
| RESUMEN..... | IX |
| INTRODUCCIÓN..... | XI |
| CAPÍTULO I PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO..... | 13 |
| 1.1. Planteamiento y formulación del problema | 13 |
| 1.1.1. Planteamiento del problema..... | 13 |
| 1.1.2. Formulación del problema | 15 |
| 1.2. Objetivos..... | 16 |
| 1.2.1. General..... | 16 |
| 1.2.2. Específicos | 16 |
| 1.3. Justificación e importancia | 16 |
| 1.3.1. Justificación de la investigación | 16 |
| 1.3.2. Importancia de la investigación | 17 |
| 1.4. Hipótesis..... | 17 |
| 1.4.1. Hipótesis de investigación..... | 17 |
| 1.5. Variables, operacionalización..... | 18 |
| 1.5.1. Variable dependiente:..... | 18 |
| 1.5.2. Variable independiente..... | 18 |
| CAPÍTULO II MARCO TEÓRICO | 20 |
| 2.1. Antecedentes del problema..... | 20 |
| 2.2. Bases teóricas | 27 |
| 2.2.1. La fitorremediación | 27 |
| 2.2.2. Los quelatos y la fitorremediación | 34 |
| 2.2.3. Interacción plomo – suelo | 35 |
| 2.2.4. <i>Urtica urens</i> | 38 |
| 2.3. Bases conceptuales | 39 |
| CAPÍTULO III METODOLOGÍA..... | 41 |
| 3.1. Método y alcance de la investigación..... | 41 |
| 3.1.1. Método general..... | 41 |
| 3.1.2. Método específico | 41 |
| 3.1.3. Alcance de la investigación | 42 |
| 3.2. Diseño de la investigación..... | 42 |
| 3.2.1. Diseño experimental..... | 42 |
| 3.2.2. Caracterización del suelo contaminado | 42 |
| 3.2.3. Conducción experimental | 44 |
| 3.3. Población y muestra | 45 |
| 3.3.1. Población..... | 45 |
| 3.3.2. Muestra..... | 45 |
| 3.4. Técnicas e instrumentos de recolección de datos | 46 |
| 3.4.1. Instalación del experimento..... | 46 |
| 3.4.2. Finalización del experimento | 47 |
| 3.5. Técnicas de análisis de datos | 47 |
| CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 48 |
| 3.6. Resultados del tratamiento y análisis de información | 48 |
| 3.6.1. Análisis suelo del experimento..... | 48 |
| 3.6.2. Contenido de plomo en la PARTE RADICULAR | 50 |

| | | |
|-----------------------------------|---|-----------|
| 3.6.3. | Contenido de plomo en la parte aérea de <i>Urtica urens</i> . | 53 |
| 3.6.4. | Comparación de contenido de plomo en parte aérea y parte radicular de <i>Urtica urens</i> . | 55 |
| 3.6.5. | Factor de Bioacumulación de plomo en <i>Urtica urens</i> . | 56 |
| 3.6.6. | Factor de Translocación de Plomo en <i>Urtica urens</i> . | 58 |
| 3.6.7. | Regresión | 60 |
| 3.7. | Discusión | 65 |
| 3.7.1. | Contenido de plomo en la parte radicular | 65 |
| 3.7.2. | Contenido de plomo en la parte aérea | 66 |
| 3.7.3. | Factor de bioacumulación de Pb en <i>Urtica urens</i> . | 67 |
| 3.7.4. | Factor de translocación | 68 |
| 3.7.5. | Regresión | 68 |
| CONCLUSIONES | | 70 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | | 73 |
| ANEXOS | | 79 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 1: Operacionalización de las variables en estudio | 19 |
| Tabla 2: Tratamientos del estudio | 44 |
| Tabla 3: Análisis físico-químico del suelo del experimento | 46 |
| Tabla 4: Descripción del análisis de caracterización del suelo agrícola | 48 |
| Tabla 5: Resultados del análisis de plomo en el suelo | 49 |
| Tabla 6: Descripción del contenido de plomo en la parte radicular (mg.kg-1)..... | 50 |
| Tabla 7: Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para contenido de plomo en la parte radicular de <i>Urtica urens</i> | 50 |
| Tabla 8: Análisis de varianza del contenido de plomo en la parte radicular de <i>Urtica urens</i> | 51 |
| Tabla 9: Prueba de comparación múltiple de Duncan para tratamientos. Contenido de Pb en la parte radicular de <i>Urtica urens</i> | 52 |
| Tabla 10: Descripción del contenido de plomo (mg.kg-1) en la parte aérea de <i>Urtica urens</i> | 53 |
| Tabla 11: Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para contenido de plomo en la parte aérea ... | 54 |
| Tabla 12: Análisis de varianza del contenido de plomo en la parte aérea de <i>Urtica urens</i> | 54 |
| Tabla 13: Contenido de Pb en el parte aérea y radicular de <i>Urtica urens</i> | 55 |
| Tabla 14: Descripción del factor de bioacumulación de plomo en <i>Urtica urens</i> | 56 |
| Tabla 15: Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para el factor de bioacumulación de plomo en <i>Urtica urens</i> | 57 |
| Tabla 16: Análisis de varianza del contenido del factor de bioacumulación de plomo en <i>Urtica urens</i> | 57 |
| Tabla 17: Descripción del factor de translocación de plomo en <i>Urtica urens</i> | 58 |
| Tabla 18: Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para el factor de translocación de plomo en <i>Urtica urens</i> | 58 |
| Tabla 19: Prueba de rangos de Kruskal-Wallis para el factor de translocación en <i>Urtica urens</i> | 59 |
| Tabla 20: Análisis de varianza de la regresión entre dosis de quelato y contenido de plomo en la parte aérea. | 60 |
| Tabla 21: Análisis de varianza de la regresión entre dosis de quelato y contenido de plomo en la parte radicular..... | 62 |
| Tabla 22: Análisis de varianza de la regresión entre dosis de quelato y factor de bioacumulación de plomo en <i>Urtica urens</i> | 64 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1: Mapa de ubicación | 43 |
| Figura 2: Contenido de plomo en la parte radicular de <i>Urtica urens</i> . Los valores representan promedios Error±típico (n=3)..... | 53 |
| Figura 3: Contenido de Pb en el parte aérea y radicular de <i>Urtica urens</i> | 56 |
| Figura 4: Factor de translocación de plomo en <i>Urtica urens</i> . Los valores representan promedios±Error típico (n=3)..... | 59 |
| Figura 5: Regresión entre las dosis de EDTA y el contenido de plomo en la parte aérea de <i>Urtica urens</i> | 61 |
| Figura 6: Regresión entre las dosis de EDTA y el contenido de plomo en la parte radicular de <i>Urtica urens</i> | 63 |
| Figura 7: Regresión entre las dosis de EDTA y el factor de bioacumulación de plomo en <i>Urtica urens</i> | 65 |

RESUMEN

El objetivo de la investigación fue determinar el efecto del quelato (EDTA) en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo (Pb), con *Urtica urens* en la Oroya. Se aplicaron cinco dosis de EDTA en un suelo contaminado con Pb, los tratamientos consistieron en: TT1 (control); T2 (0.05); T3 (0.10); T4 (0.15); T5 (0.20) y T6 (0.25) g.kg⁻¹. Estos fueron dispuestos en un diseño completamente al azar con tres repeticiones, las semillas de *U. urens* fueron sembradas en 18 macetas, en condiciones controladas por 60 días.

Las plantas de *U.urens* presentaron mayor concentración de Pb en la parte radicular (259.287 mg Pb.kg⁻¹), en comparación con la parte aérea (151.617 mg Pb.kg⁻¹), evidenciándose el efecto de la aplicación de las diferentes dosis de EDTA, asimismo indicando que esta especie es una planta fitoestabilizadora. El Factor de translocación (FT) tuvo su máximo valor de 0.81 con la dosis de T5 (0.20 g EDTA.kg⁻¹), indicando que esta es una planta potencialmente fitoestabilizadora. El factor de Bioacumulación (FB) varió de 0.097 a 0.222; mostrando baja translocación de Pb de la parte radicular a la parte aérea. Se encontró correlación significativa entre las dosis de EDTA y el contenido de Pb en la parte radicular, asimismo se aplicó regresión cuadrática entre las dosis de EDTA y el contenido de Pb en la parte aérea, contenido de Pb en la parte radicular y el FB (Factor de bioacumulación), siendo las dosis de EDTA < 0.15 g.kg⁻¹ las que maximizaron el contenido de Pb para la parte radicular, parte aérea y FB.

Los resultados obtenidos posibilita a determinar si la especie acumula el contaminante en sus diferentes sistemas, para esta investigación *U. urens* fitoestabiliza al contaminante en sus raíces (Bioacumula y no la transloca a la parte aérea).

Palabras clave: *Urtica urens*, quelato, plomo, fitorremediación, suelo contaminado

ABSTRACT

The objective of the research was to determine the effect of the chelate (EDTA) in the phytoremediation of a soil contaminated by lead (Pb), with *Urtica urens* in La Oroya. Five doses of EDTA were applied in a soil contaminated with Pb, the treatments consisted of: TT1 (control); T2 (0.05); T3 (0.10); T4 (0.15); T5 (0.20) and T6 (0.25) g.kg⁻¹. These were arranged in a completely randomized design with three replications. *U. urens* seeds were sown in 18 pots, under controlled conditions for 60 days.

U.urens plants presented a higher concentration of Pb in the root part (259,287 mg Pb.kg⁻¹), compared to the aerial part (151,617 mg Pb.kg⁻¹), showing the effect of the application of the different dose of EDTA, also indicating that this species is a plant stabilizer. The Translocation Factor (FT) had its maximum value of 0.81 with the T5 dose (0.20 g EDTA.kg⁻¹), indicating that this is a potentially phytostabilizing plant. The Bioaccumulation factor (FB) ranged from 0.097 to 0.222; showing low translocation of Pb from the root part to the aerial part. A significant correlation was found between the EDTA doses and the Pb content in the root part, likewise, quadratic regression was applied between the EDTA doses and the Pb content in the aerial part, the Pb content in the root part and the FB (Bioaccumulation factor), being EDTA doses <0.15 g.kg⁻¹ that maximized the Pb content for the root part, aerial part and FB.

The results obtained make it possible to determine whether the species accumulates the pollutant in its different systems. For this research, *U. urens* phytostabilizes the pollutant in its roots (Bioaccumulates and does not translocate it to the aerial part)

Key words: *Urtica urens*, chelate, lead, phytoremediation, contaminated soil

INTRODUCCIÓN

Ciertas plantas, que han evolucionado en los suelos naturalmente con altos contenidos de metales pesados, son capaces de absorber y acumular concentraciones extremadamente altas de metales sin experimentar toxicidad. Las plantas hiperacumuladoras representan un serio riesgo para la salud si son consumidas por animales o personas; sin embargo, pueden facilitar una nueva clase de biorremediación para suelos contaminados con metales (1).

La fitorremediación es una forma de biorremediación, las plantas son utilizadas para mejorar ambientes degradados. Esta tecnología ha sido usada por cientos de años para tratar residuos humanos, reducir la erosión, y proteger la calidad del agua. Las investigaciones en fitorremediación de suelos contaminados se han incrementado en los últimos 25 años (2) .

El incremento de la contaminación del suelo con metales pesados debido a diferentes actividades humanas y naturales ha conducido a una creciente necesidad de redireccionar la contaminación ambiental. Algunas tecnologías de remediación han sido desarrolladas para tratar suelos contaminados, como la tecnología basada en la biología y, la fitorremediación. Esta incluye fitovolatilización, fitoestabilización y fitoextracción usando especies hiperacumuladoras o una estrategia favorecida por quelatos. Para favorecer la fitorremediación como estrategia viable, la microbiota de la rizósfera cumple un rol importante (3) .

Sin embargo, un enfoque de investigación interdisciplinario combinado con una serie de descubrimientos científicos fascinantes permite el desarrollo de esta idea dentro de una tecnología emergente, la fitorremediación, que usa plantas y sus microorganismos rizosféricos asociados para remover, degradar o inmovilizar diferentes contaminantes de suelos contaminados, pero también sedimentos, napa freática, o agua superficial. Recientes investigaciones indican que la fitorremediación es una solución prometedora de limpieza para una amplia variedad de lugares contaminados, aunque tiene algunas limitaciones. En arbustos y árboles, el proceso de fitorremediación es más lento, sin embargo, es posible realizarla *in situ* y *ex situ* como tecnología sustentable. Las limitaciones y ventajas de la fitorremediación son un resultado directo de los aspectos biológicos de este tipo de sistema de tratamiento (4).

Los científicos reportan que las plantas pueden ser usadas para tratar la mayoría de contaminantes, incluyendo hidrocarburos de petróleo, solventes clorinados, pesticidas, metales, radionucleidos, explosivos, y exceso de nutrientes. Las plantas pueden ser

hierbas, arbustos, y árboles, estos pueden concentrar metales pesados y compuestos orgánicos a niveles mucho mayores que los normales (5) .

Una de las especies que prospera en zonas contaminadas de la Oroya es la *Urtica urens*, una planta utilizada desde tiempos ancestrales en el tratamiento de enfermedades físicas y espirituales en las poblaciones rurales, sus usos se han transmitido oralmente de generación en generación (6), por ejemplo, los extractos de etanol tienen actividad anticonceptiva (7), tratan la hemorroides, la anemia, el reumatismo, eczema, asma, en molestias urinarias y estomacales (8).

Sin embargo, los cambios experimentados por las sociedades rurales como el crecimiento poblacional amenazan su desaparición (6).

Considerando al plomo, un elemento contaminante de suelos en La Oroya, se evalúa la fitorremediación utilizando *Urtica urens*, tomando en cuenta la combinación de quelatos y fitorremediación para remover el plomo de suelos contaminados. Este elemento es raramente disponible para las plantas, cuando está fuertemente enlazado a materiales orgánicos y minerales. Los quelatos solubilizan el plomo, y las plantas son utilizadas para removerlo (1).

El informe de investigación consta de 4 capítulos, en el Capítulo I se presenta el planteamiento del estudio, las hipótesis, objetivos y justificación del estudio.

En el Capítulo II se presenta el marco teórico, los antecedentes del problema, las bases teóricas de la fitorremediación, el comportamiento del plomo en el suelo y la definición de términos básicos.

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

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

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.1. PLANTEAMIENTO Y FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

1.1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Las principales fuentes de contaminación del suelo por metales pesados son: cenizas de combustión (74 %), residuos urbanos (9 %), turba (6 %), residuos de metalurgia (6 %), residuos de materia orgánica (3 %) y fertilizantes (2 %) (9) . Se estima, que el aporte de metales como cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, molibdeno, zinc y de los metaloides como selenio derivado de actividades industriales es aproximadamente 10 a 20 veces mayor que la cantidad aportada por la meteorización natural de los materiales geológicos (11).

Entre los metales más contaminantes del suelo destacan el plomo (Pb) y el mercurio (Hg), seguidos por el berilio (Be), el bario (Ba), el cadmio (Cd), el cobre (Cu), el manganeso (Mn), el níquel (Ni), el estaño (Sn), el vanadio (V) y el Zinc (Zn). La actividad industrial y minera arroja al ambiente metales tóxicos como plomo (Pb), mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As) y cromo (Cr), muy dañinos para la salud humana y para la mayoría de formas de vida (12).

La contaminación del suelo por plomo, es un proceso que está agravándose cada vez más, principalmente por el incremento del contenido de metales pesados, muchas veces por encima de los niveles permitidos, a causa de las actividades humanas (13); esto requiere nuestra atención, no solo para disminuir las fuentes que lo generan, principalmente antropogénicas, sino también en el tratamiento de

estos contaminantes, para evitar el daño a los seres vivos, ya sea biota del suelo, plantas, humanos y animales, que interactúan con el suelo.

En respuesta a una necesidad creciente de direccionar la contaminación ambiental, muchas tecnologías de remediación han sido desarrolladas para tratar suelos contaminados (14), principalmente basados en métodos de remediación mecánicos y fisicoquímicos. Entre estos se tiene : (i) lavado del suelo, (ii) extracción de vapor, (iii) inundación del suelo, (iv) solidificación, (v) estabilización/inmovilización, (vi) vitrificación, (vii) electrocinética, (viii) desorción termal, y (ix) encapsulación (15) . Sin embargo, estas tecnologías son usualmente costosas y alteran el suelo, algunas veces dejan la tierra inservible como medio para posteriores actividades tales como el crecimiento de las plantas. Sin embargo, ha emergido una tecnología basada en la biología y cada vez más interesante para científicos de la remediación y público en general, la fitorremediación. Esta tecnología hace uso de procesos que se presentan naturalmente por los cuales las plantas y sus organismos rizoféricos microbiales secuestran, degradan o inmovilizan contaminantes para limpiar suelos y agua contaminada con metales pesados o contaminantes orgánicos (16).

La fitorremediación es una tecnología que utiliza diferentes plantas para extraer contaminantes del suelo, siendo económica y accesible a los productores agrícolas, respecto a otras técnicas de remediación de suelos. Dentro de los procesos de fitorremediación, se incluyen la fitoextracción, que consiste en la absorción de contaminantes por las raíces de las plantas y su translocación a la parte aérea, siendo los contaminantes del suelo, removidos por la planta y eliminados al momento de la cosecha para su posterior tratamiento.

Existe gran variedad de especies de plantas que tienen capacidad fitoextractiva de contaminantes, estas generalmente son rústicas, prosperan en condiciones adversas al crecimiento, una de ellas es la “ortiga” (*Urtica urens*), no es una planta cultivada y tiene un uso medicinal muy común en nuestra zona. La absorción de contaminantes se realiza a través de las raíces y las hojas mediante los estomas y la cutícula de la epidermis (17). Esta absorción ocurre en la rizodermis de las raíces jóvenes, que absorben los compuestos por ósmosis dependiendo de factores externos como la temperatura y el pH del suelo. Otros factores importantes que inciden en la penetración del contaminante son su peso molecular e hidrofobicidad determinantes cuando las moléculas atraviesan las membranas celulares de la

planta. Después de cruzar la membrana, los contaminantes son distribuidos a través de toda la planta (18).

En el distrito de La Oroya, la actividad minera y metalúrgica es predominante, y se reportaron elementos pesados que están contaminando el suelo (19), como es el plomo, a mediano y largo plazo van a afectar no solo su funcionamiento, también la vida de las personas que dependen de los cultivos sobre estos suelos y productos alimenticios de gran consumo. Al absorber nutrientes del suelo también absorben los contaminantes, requiriéndose tratamientos que disminuyan la concentración de los contaminantes, como es, la aplicación de compuestos orgánicos quelantes, que favorecen la solubilización de los elementos contaminantes del suelo, incrementan su disponibilidad y la fitoextracción por la planta. La quelatación es la habilidad de un compuesto químico para formar una estructura en anillo con un ion metálico resultando en un compuesto con propiedades químicas diferentes a las del metal original. (El quelante impide que el metal siga sus reacciones químicas normales) (20).

La contaminación del suelo, como se reportó en La Oroya, también afectará al agua, aire, y en general al ambiente que lo rodea, incluyendo, microorganismos, plantas, árboles, arbustos, animales y humanos, Por esta razón, es necesario plantear técnicas de remediación que permitan sustentar su aplicación y viabilidad, en lo social y económico, para los productores de la zona.

Con la capacidad fitorremediadora de *Urtica urens* y la adición del quelato (EDTA) se espera tener una mayor extracción de plomo en los diferentes tratamientos empleados.

1.1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

Problema general

¿Cuál es el efecto del quelato (EDTA) en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con *Urtica urens* en La Oroya, 2018?

Problemas específicos

- ¿Cuál es el efecto de cinco dosis de quelato (EDTA) en el contenido de plomo en la parte aérea y radicular de *Urtica urens*?
- ¿Cuál es el efecto de cinco dosis de quelato (EDTA) en el factor de bioacumulación y translocación de *Urtica urens*?
- ¿Qué relación presenta el quelato (EDTA) con los contenidos de Pb en la parte aérea y radicular, y los factores de bioacumulación y translocación de *Urtica urens*?

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. GENERAL

Determinar el efecto del quelato (EDTA) en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con *Urtica urens*.

1.2.2. ESPECÍFICOS

- Cuantificar el efecto de cinco dosis de quelato (EDTA) en el contenido de plomo en la parte aérea y radicular de *Urtica urens*.
- Evaluar el efecto de cinco dosis del quelato (EDTA) en los factores de bioacumulación y translocación de *Urtica urens*.
- Describir la relación que existe entre el quelato (EDTA) con los contenidos de Pb en la parte aérea y radicular, y los factores de bioacumulación y traslocación de *Urtica urens*, en un suelo contaminado con Pb de La Oroya.

1.3. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA

1.3.1. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

La fitorremediación de plomo desarrollado por algunas especies de plantas como la *Urtica urens*, remediará suelos con concentraciones de plomo en La Oroya, esta especie prospera en la zona, es rústica y presenta un alto potencial de fitoextracción, a través de la absorción del contaminante y su distribución en la parte

aérea y radicular, y de esa manera, reducirá la contaminación del suelo, beneficiando a las personas y a los seres vivos del suelo.

La fitorremediación, es de bajo costo y fácil acceso para aplicarlo a los suelos contaminados con plomo en La Oroya, comparado con otras técnicas disponibles, una alternativa es difundir la diseminación de semillas de esta especie en los suelos contaminados con plomo.

1.3.2. IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN

La fitorremediación en sus diferentes indicadores, ya sea fitoextracción, fitoestabilización o fitoacumulación, tiene en las plantas no cultivadas, una alternativa de aplicación, no se requiere instalar plantaciones, consideradas como “malezas”, porque prosperan en los diferentes campos de cultivo y difícilmente son afectadas por los factores meteorológicos adversos o condiciones limitantes de suelo, como humedad, plagas y enfermedades, exceso de sales, u otros factores de crecimiento.

La especie *Urtica urens*, es una planta que crece normalmente en los campos cultivados, y es utilizada con fines “curativos” o medicinales por los pobladores de la sierra central del Perú con buenos resultados. Su carácter rústico, permite un uso bastante común.

Estos resultados servirán para plantear el uso de similares especies botánicas en las tecnologías de biorremediación en las zonas agrícolas, donde la contaminación por metales pesados es un problema que está afectando al suelo, al agua y al ambiente en general.

1.4. HIPÓTESIS

1.4.1. HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN

- H_0 : El efecto del quelato (EDTA) no es significativo en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con *Urtica urens*.
- H_A : El efecto del quelato (EDTA) es significativo en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con *Urtica urens*.

1.5. VARIABLES, OPERACIONALIZACIÓN

1.5.1. VARIABLE DEPENDIENTE:

Y = Fitorremediación

Indicadores:

Contenido de Pb en la parte aérea de *Urtica urens*

Contenido de Pb en la parte radicular de *Urtica urens*

Factor de bioacumulación de Pb en *Urtica urens*

Factor de translocación de Pb en *Urtica urens*

1.5.2. VARIABLE INDEPENDIENTE

X= Dosis de quelato EDTA

Indicador:

Cinco dosis crecientes de EDTA

T1 (0.00 g EDTA/kg suelo) - control

T2 (0.05 g EDTA/kg suelo)

T3 (0.10 g EDTA/kg suelo)

T4 (0.15 g EDTA/kg suelo)

T5 (0.20 g EDTA/kg suelo)

T6 (0.25 g EDTA/kg suelo)

Tabla 1: Operacionalización de las variables en estudio

| VARIABLES | DEFINICIÓN | DIMENSIONES | INDICADORES | | | | | | |
|-----------------------------------|--|---|---|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| X = Dosis de quelato EDTA | El ácido Etil Diamino Tetracético (EDTA) es un quelato sintético que enlaza cationes metálicos y favorece su asimilación por la planta (21). | Concentraciones de EDTA (g/kg) en el suelo. | Suelo con niveles crecientes de EDTA. <table border="1"> <tr><td>0 g/kg</td></tr> <tr><td>0.05 g/kg</td></tr> <tr><td>0.10 g/kg</td></tr> <tr><td>0.15 g/kg</td></tr> <tr><td>0.20 g/kg</td></tr> <tr><td>0.25 g/kg</td></tr> </table> | 0 g/kg | 0.05 g/kg | 0.10 g/kg | 0.15 g/kg | 0.20 g/kg | 0.25 g/kg |
| 0 g/kg | | | | | | | | | |
| 0.05 g/kg | | | | | | | | | |
| 0.10 g/kg | | | | | | | | | |
| 0.15 g/kg | | | | | | | | | |
| 0.20 g/kg | | | | | | | | | |
| 0.25 g/kg | | | | | | | | | |
| Y = Fitorremediación de Pb | Absorción por las plantas, de metales del suelo y translocados a las diferentes partes donde se acumulan (22). Tasa de transferencia de plomo de la raíz a la parte aérea (23). | Contenido de plomo en raíz, tallo y factores de bioacumulación (FB) y translocación (FT). | - mg Pb en parte aérea /kg de materia vegetal. - mg Pb en la raíz/kg de materia vegetal. - FB=Pb parte aérea/Pb en suelo inicial. - FT=Pb parte aérea/Pb raíz | | | | | | |

Fuente: Elaboración propia

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. ANTECEDENTES DEL PROBLEMA

En el trabajo de investigación titulado “Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados” se tuvo como objetivo evaluar la capacidad fitorremediadora de cinco plantas andinas: *Solanum nitidum*, *Brassica rapa*, *Fuertesimalva echinata*, *Urtica urens* y *Lupinus ballianus*, en suelos contaminados con plomo, zinc y cadmio. El experimento se realizó en condiciones de invernadero en el distrito de Lachaqui, provincia de Canta, región Lima. Fueron evaluados veinte tratamientos con un diseño factorial completo 5 x 4: 5 especies alto andinas, y 4 sustratos con 30%, 60%, 100% de relave de mina (RM) y suelo sin RM. La producción de biomasa disminuyó significativamente en *Solanum nitidum*, *Brassica rapa*, *Fuertesimalva echinata* y *Urtica urens* y *Lupinus ballianus*, con el tratamiento de 100% de relave de mina. En *Urtica urens*, los mayores valores de acumulación de plomo, zinc y cadmio fueron obtenidos en las raíces con el tratamiento de 100% de relave de mina, acumulando 854.5 mg de plomo.kg-1 MS. La mayor eficiencia de acumulación de plomo y zinc fue obtenida en las raíces de *Fuertesimalva echinata* con el tratamiento de 100% de relave de mina, obteniendo 2015.1 mg de plomo kg-1 MS y 1024.2 mg de zinc kg-1 MS. En las raíces de *L. ballianus* fue obtenida la más alta acumulación de cadmio, con una concentración de 287.3 mg kg-1 MS con el tratamiento de 100% de relave de mina. *Fuertesimalva echinata* presentó el mayor índice de tolerancia (IT) al tratamiento de 100% de relave de mina, con un IT de 41.5%, pero, *S. nitidum* y *L. ballianus* presentaron el mayor IT al tratamiento de 60% de relave de mina con IT de 68.5% y 67.9 (24).

En el trabajo de investigación titulado “*Phytoextraction of Pb and Cd from a contaminated agricultural soil using different EDTA application regimes: Laboratory versus Field scale measures of efficiency*” se tuvo como objetivos: (i) evaluar diferentes técnicas de manejo (simple versus aplicación de EDTA) sobre el campo y laboratorio para remediar un suelo agrícola contaminado con Pb y Cd originario del área de fundición de Příbram (República Checa) y (ii) evaluar los posibles riesgos de la aplicación de EDTA sobre la contaminación del agua freática en condiciones de campo. El cultivo empleado fue *Zea mays*. El EDTA incrementó la movilidad de los metales pesados (Pb y Cd) en la solución suelo. Las aplicaciones fraccionadas proporcionaron bajos niveles de Pb y Cd solubles en agua tanto en laboratorio como en el campo experimental. Por lo tanto, el riesgo de contaminación de la napa freática puede ser reducida después de las aplicaciones fraccionadas. La alta movilización de Cd y Pb después de las aplicaciones simples incrementó el stress de la planta, la fitotoxicidad y redujo la materia seca de planta comparado a las dosis fraccionadas correspondientes. Las dosis simples favorecieron la absorción de Pb y Cd y la eficiencia de fitorremediación comparado a las dosis fraccionadas correspondientes. Los resultados de la biomasa seca de planta y la absorción de metales pesados obtenidos en el experimento de macetas se pudieron en alguna extensión verificar en el experimento de campo. La absorción de Pb y Cd fue más baja y la producción de biomasa disminuyó después de las adiciones de EDTA en el experimento de campo. Los factores de remediación en el experimento de campo fueron en general menos significativos que en el experimento de laboratorio debido a la mayor masa de suelo por planta en condiciones de campo. Esto resalta las limitaciones que van del laboratorio al campo. La baja eficiencia de remediación en el campo y la movilización de altas cantidades de Pb y Cd que descienden en el perfil de suelo pueden hacer que el uso de EDTA y *Z. mays* no adecuado para la remediación de suelos contaminados severamente con metales pesados en un tiempo razonable y puede resultar en contaminación de la napa freática (9).

En el trabajo de investigación titulado: “*Lead Uptake and Effects of EDTA on Lead-Tissue Concentrations in the Desert Species Mesquite (Prosopis spp.)*”, se tuvo como objetivos determinar la capacidad de absorción de plomo de *Prosopis glandulosa* y los efectos del EDTA sobre la concentración de plomo en los tejidos. Se trató plántulas por una semana en un cultivo hidropónico usando una solución modificada de Hoagland. Se utilizaron seis tratamientos: tres tratamientos conteniendo solo plomo (como nitrato de plomo) a niveles de 25, 50 y 75 mg.L⁻¹, y tres tratamientos conteniendo los mismos niveles de plomo, pero con concentraciones equimolares de ácido tetraacético etilediamino disódico (EDTA). Los resultados mostraron que las plantas expuestas a los tratamientos de 25, 50 y 75 mg Pb.L-

1 sin EDTA concentraron en sus tallos 524, 3726, y 1417 mg.kg⁻¹, respectivamente. Sin embargo, las plantas tratadas con Pb-EDTA concentraron en sus tallos 480, 607 y 1247 mg Pb.kg⁻¹ para los tratamientos de 25, 50 y 75 mg Pb.L⁻¹, respectivamente. Los resultados para las raíces siguieron similar tendencia; sin EDTA los niveles de Pb variaron de 16055, 89935 y 63396 para los tratamientos de 25, 50 y 75 mg Pb.L⁻¹ respectivamente, y con EDTA estos niveles fueron 9562, 49902 y 39181 mg.kg⁻¹ para los tres tratamientos. Sin embargo, la adición de EDTA incrementó el movimiento de Pb a las hojas. Los niveles de Pb sin EDTA fueron 20, 35 y 51 mg.kg⁻¹ para los niveles de 25, 50 y 75 mg Pb.L⁻¹, respectivamente. Los tratamientos con EDTA mostraron niveles de absorción de 105, 124, y 313 para los tratamientos de 25, 50 y 75 mg Pb.L⁻¹. Además, el porcentaje de Plomo en el tejido seco aéreo para todos los tratamientos con EDTA fueron mayores de 0,1%. Sin embargo, solo el tratamiento de 25 mg Pb.L⁻¹ fue mayor de 0.1%, comparado a 0,04 y 0,08% para los tratamientos de 50 y 75 mg Pb.L⁻¹, respectivamente (25).

En el trabajo de investigación titulado: “*Translocation and accumulation of Cr, Hg, As, Pb, Cu and Ni by Amaranthus dubius (Amaranthaceae) from contaminated sites*” tuvo como objetivo investigar el potencial de *A. dubius* creciendo naturalmente en un área regularmente cultivada, en un lugar de vertedero y en un lugar de tratamiento de agua residual, para acumular metales pesados del suelo. Los metales pesados evaluados en esta fitorremediación fueron: cromo (Cr), mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb), cobre (Cu) y níquel (Ni). Los metales fueron extractados de las muestras usando digestión de microondas y analizadas usando espectroscopia de plasma acoplado inductivamente. Se evaluó el modo de fitorremediación, el efecto de los metales sobre las plantas, la habilidad de la planta para extraer metales del suelo (Factor de Bioconcentración) y la habilidad de las plantas para mover los metales a las partes aéreas de las plantas (Factor de translocación). Los datos de los tres lugares mostraron que los suelos estaban muy contaminados con Cr, Hg, Cu y Ni. Estos niveles estuvieron sobre los niveles estándar aceptables para suelos y sobre los estándares para la Cantidad Diaria Recomendada. Las especies de *A. dubius* de los tres lugares mostraron que ellos podrían tolerar Hg, secuestrarlo del suelo y translocarlo a los tallos. El Cr solo podría ser removido del suelo y almacenado en las raíces, con limitadas cantidades translocadas a las partes aéreas. El Pb, el Ni, el As y el Cu tuvieron algún grado de transportabilidad del suelo a las raíces, pero no a las partes aéreas. La habilidad de *A. dubius* para ser considerada para la fitorremediación tiene que ser visto con precaución debido a que la translocación de los metales a la parte aérea de la planta está limitada (26) .

En el trabajo de investigación titulado: *“Potential of Sonchus arvensis for the phytoremediation of lead-contaminated soil”*, se tuvo como objetivos evaluar el grado de acumulación de plomo por *S. arvensis* de un área minera con la meta de hallar un hiperacumulador de metales. *S. arvensis* fue colectado de tres lugares. La más alta concentración de Pb en los tallos fue 9317 mg.kg⁻¹ y el más alto factor de translocación (FT) y factor de bioacumulación (FB) fueron 2.5 y 6.0 respectivamente. Para investigar la capacidad de absorción de plomo de *S. arvensis* (“Cerraja”), se realizó un experimento hidropónico por 15 días. Se expuso *S. arvensis* a una solución de 5 mg Pb.L⁻¹ y tuvo la más alta acumulación de Pb en los tallos (849 mg.kg⁻¹). En un estudio de macetas. *S. arvensis* creció en un suelo de mina con Pb enmendado con fertilizantes orgánicos e inorgánicos por dos meses. La adición de fertilizantes orgánicos al suelo incrementó bruscamente la biomasa seca de la planta. Todos los tratamientos con EDTA (ácido Etilen Diamino Tetraacético) tuvo acumulación de Pb en los tallos mayor de 1000 mg.kg⁻¹ y la más alta acumulación de Pb en los tallos de *S. arvensis* fue en el suelo enmendado con fertilizantes orgánicos y EDTA (1397 mg.kg⁻¹). *S. arvensis* pudo tolerar un total de 100 000 mg Pb/kg en el suelo y acumuló plomo en los tallos hasta 3664 mg/kg con valores de FT de 2.19 y de FB de 2.38. Estos resultados sugieren que *S. arvensis* es un buen candidato para fitorremediación de Pb (27).

En el trabajo de investigación titulado: *“The effect of EDTA and citric acid in phytoremediation of Cd, Cr, and Ni from soil using Helianthus annuus”*, reportan que la posibilidad de limpiar suelos contaminados con metales pesados con plantas hiperacumuladoras ha mostrado gran potencial. Una de las especies más recientemente estudiadas usadas en aplicaciones de fitorremediación son los girasoles. Los mencionados autores estudiaron dos cultivares de *Helianthus annuus* junto con etilendiaminotetracético (EDTA) y ácido cítrico (AC) como quelatos. Se evaluaron dos concentraciones diferentes de los quelatos para favorecer la absorción y translocación de Cd, Cr y Ni desde un suelo franco arcillo limoso. Cuando se usó 1.0 g AC/kg, la absorción total de metal fue solo 0.65 mg. Al incrementar la concentración de AC se observó una severa fitotoxicidad en ambos cultivares evidenciado por el reducido crecimiento y tasas de absorción disminuidas. La disminución de concentración de AC a 0.1 y 0.3 g/kg dio resultados que no fueron estadísticamente diferentes del control. La concentración de EDTA de 0.1 g/kg dio los mejores resultados para ambos cultivares alcanzando una absorción de metal de 0.73 mg comparado a 0.40 cuando el EDTA estuvo presente a 0.3 g/kg (28).

En el trabajo de investigación titulado: *“EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk”*, condujeron

un experimento en invernadero con macetas y un experimento de laboratorio con columnas de lixiviación para estudiar el efecto del EDTA en la movilidad y fitoextracción de metales pesados y el potencial de lixiviación para metales durante el proceso de fitoextracción. Al agregar EDTA (sal disódica, 3 milimol/kg) a parcelas de suelos arroceros (un Antrosol gley con acumulación de hierro) históricamente contaminados con cobre y experimentalmente incrementados con cinc, plomo y cadmio favoreció significativamente las movilidades de cobre y plomo en el suelo, pero no de Zinc (Zn) y Cadmio (Cd). El EDTA incrementó las concentraciones de cobre y plomo en tallos de plantas de mostaza de la india (*Brassica juncea*), pero las extracciones fueron bajas y una secuencia de al menos 200 cultivos se podría necesitar para remediar el suelo. Agregar ácido málico, oxálico o cítrico al suelo a la misma dosis (3 milimol/kg) no tuvo ningún efecto sobre la absorción de los metales por la mostaza de la India. La adición de EDTA elevó las concentraciones en la solución suelo de carbono orgánico total, cobre, cinc, plomo y cadmio por alrededor de un mes. La lluvia simulada después de la aplicación de EDTA, en el experimento de columna de lixiviación, incrementó las concentraciones de cobre, cinc, plomo y cadmio linealmente en el lixiviado con el incremento de las dosis de EDTA (0-12 mmol/kg). La adición de EDTA también favorece la pérdida de macronutrientes incluyendo Fe. Casi el 68% del EDTA agregado tiende a quelatar el cobre, cinc, plomo y cadmio en el suelo y el 32% restante quelató a otros iones lixiviados. El cobre, cinc, plomo y cadmio total que se perdió correlacionó significativamente con la dosis de EDTA. La baja extracción de plomo y cobre por los tallos y el riesgo de contaminación del agua freática conforme el EDTA queda activo por varias semanas hace que la fitorremediación con quelatos utilizando la mostaza de la India no sea adecuado para este suelo, especialmente durante periodos de alta precipitación pluvial (29).

En el trabajo de investigación titulado: “*Comparison of EDTA-and Citric-Enhanced Phytoextraction of Heavy Metals in Artificially metal contaminated soil by Typha angustifolia*”, desarrollaron un experimento en macetas para estudiar el comportamiento del EDTA y el ácido cítrico (AC) en mejorar la fitoextracción de Cd, Cu, Pb y Cr por *Typha angustifolia*, desde suelos artificialmente contaminados. *T. angustifolia* mostró una resistencia remarcable a la toxicidad con metales pesados no mostrando síntomas de toxicidad incluyendo clorosis y necrosis cuando fueron expuestos a los metales. La adición de EDTA redujo significativamente altura de planta y biomasa, comparado con el control, y reducida tasa de crecimiento de la planta, mientras que la adición de 2.5 y 5 mM de AC indujo un incremento significativo en el peso seco de raíz. Dosis de EDTA y AC de 5 y 10 Mm incrementaron significativamente las concentraciones de Cd, Pb y Cr en tallos,

comparado con el control, siendo el EDTA más efectivo. A la cosecha, las más altas concentraciones de Cd, Cr y Pb fueron registradas en el tratamiento de 5 mM EDTA, mientras que la máxima concentración de Pb en raíz fue hallada en el tratamiento de 2,5 mM AC. Sin embargo, la acumulación de Cd en tallos en el tratamiento de 10 mM CA fue 36.9% mayor que en el tratamiento de 2.5 mM EDTA, y similar con el de 10 mM EDTA. La acumulación de Pb en los tallos fue más baja en los tratamientos con 10 mM AC que en los tratamientos con EDTA. Los resultados también mostraron que el EDTA incrementó dramáticamente la disolución de Cu, Cr, Pb, y Cd en el suelo, mientras que el AC tuvo menos efecto sobre el Cu, Cr y Cd soluble en agua y no tuvo efectos sobre los niveles de Pb. Esto sugiere que el AC puede ser un buen candidato como quelato para *T. angustifolia* usado para fitoextracción ambientalmente segura de Cd y Cr en suelos (30).

En la tesis titulada: "Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género *Pelargonium*: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad", desarrollada en la Universidad de Buenos Aires, Argentina, se estudió la acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género *Pelargonium*; suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad, enfatizando que la acción antrópica puede causar la contaminación de los suelos con metales, y recoge la opinión que para la remediación de pequeñas áreas contaminadas se sugiere el uso de plantas ornamentales. En este trabajo de investigación, inicialmente se estudió la capacidad de fitorremediación de tres especies del género *Pelargonium* en un suelo contaminado con cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo, y se seleccionó la más tolerante (*Pelargonium hortorum*). Los objetivos fueron estudiar en que fracciones químicas y físicas del suelo se ubican los metales, a partir de cuales los absorbe *Pelargonium hortorum* y en que órgano los acumula, incluyendo la influencia de la rizosfera y el estudio de los fenómenos e sinergismo-antagonismo entre metales. Además, se considera en qué momento del ciclo la planta extrae los metales, y cómo afectan su capacidad productiva. Para tal fin se determinaron los metales en las fracciones físicas y químicas del suelo, metales totales y disponibles, pH y conductividad eléctrica; en planta se calcularon diversos índices. Los resultados muestran que los suelos con metales mostraron un incremento en las fracciones más disponibles, y que la absorción de casi todos los metales estuvo relacionada con varias de estas fracciones. Excepto el Pb, todos los metales se asociaron principalmente a la fracción arcilla. La acumulación en planta fue raíces>tallos>hojas>flores. En general, la rizosfera no intervino en la regulación de la disponibilidad de los metales y la capacidad de remoción de las plantas se mantuvo estable a lo largo de las cosechas. Finalmente, los parámetros más afectados en planta fueron la

formación de nuevas hojas y flores, y el tamaño de las mismas, afectando la calidad comercial del cultivo. La especie estudiada no es hiperacumuladora y su calidad comercial es afectada. Solo podría utilizarse con fines de remediación cuando la concentración de metales en el suelo no sea muy elevada (31).

En el trabajo de investigación titulado: “Capacidad remediadora de la raíz de girasol, *Helianthus annuus*, cuando es sometida a diferentes concentraciones de plomo”, estudiaron la capacidad remediadora de la raíz de girasol, *Helianthus annuus*, cuando es sometida a diferentes concentraciones de plomo, considerando que la fitorremediación es la captación de metales contaminantes por las raíces de las plantas y su acumulación en tallos y hojas; una planta seleccionada para fitorremediación se pueden utilizar para extraer los metales de suelo, de agua y de sedimentos. El “girasol” es reportado por su capacidad de acumular metales y responder con una alta biomasa radicular. Con los antecedentes expuestos, se demostró la capacidad remediadora de las raíces de *Helianthus annuus* “girasol”. Se seleccionaron las plántulas de “girasol” con características semejantes, se trasplantaron a macetas de tecnopor de 1.5 kg de capacidad y cada una contenía 50% de arena gruesa y 50% de arena fina. En cada maceta se colocaron 3 plántulas y en total fueron 20 plantas por tratamiento. Las plántulas de 20 días de crecimiento fueron sometidas a los siguientes tratamientos: 100 μM Pb/Lt, 200 μM Pb/Lt, 300 μM Pb/Lt, 400 μM Pb/Lt, 500 μM Pb/Lt. Al término del experimento, las plantas fueron separadas en parte aérea y radicular y se procesaron para determinar la concentración de plomo en estos tejidos. Además, se tomaron medidas de longitud de raíz (en centímetros), tallo (en centímetros), peso fresco (en gramos) y peso seco (en gramos) de la raíz y el tallo, respectivamente. Cada alteración morfológica fue anotada (clorosis, quemaduras, deformación de hojas, etc.). Se concluye que la longitud de raíz no fue afectada por la concentración de plomo y la mayor concentración se da en las raíces secundarias y son capaces de tolerar concentraciones de 500 mg/l de plomo (15).

En el trabajo titulado: “*Investigation of heavy metal accumulation in Polygonum thunbergii for phytoextraction*”, tuvo como objetivos (i) determinar las relaciones entre el contenido de metales pesados: cadmio (II), plomo (II), cobre (II) y zinc (II), acumulados por *Polygonum thunbergii* que crece naturalmente a lo largo de la ribera de los ríos, y el contenido de metales pesados en la superficie del suelo del hábitat; (ii) evaluar la biodisponibilidad de metales pesados dentro de estas plantas, de tal manera que permita evaluar el potencial de uso para la extracción de metales pesados desde la superficie del suelo de las riveras de los ríos. El trabajo se realizó en el suelo de la ribera del río Mankyung, Korea. Las

muestras de suelo contenían Pb (<17.5 µg.g-1), cobre (<8.4 µg.g-1), y zinc (<24.5 µg.g-1), mientras que el cadmio no fue detectado. Las plantas completas de *P. thunbergii* contenían plomo (<320 µg.g-1), cobre (<863.2 µg.g-1) y zinc (<2427.3 µg.g-1), mientras que el cadmio solo fue detectado en el tallo (<7.4 µg.g-1) y raíz (<10.1 µg.g-1). El Pb, Cu y Zn del suelo fueron correlacionados con cada acumulación de metales en las plantas (plomo, $r = 0.841$, $P < 0.005$; cobre, $r = 0.874$, $P < 0.001$; zinc, $r = 0.770$, $P < 0.005$). El contenido de plomo en las raíces y hojas estuvo altamente correlacionado ($r = 0.5529$, $P < 0.001$), así como el contenido de Pb en las raíces y tallos ($r = 0.5425$, $P < 0.001$). Los factores de bioconcentración promedio para los tejidos aéreos fueron 4.2 (plomo), 14.8 (cobre) y 27.7 (zinc), y para los tejidos subsuperficiales, fueron 22.2 (plomo), 92.9 (cobre) y 62.7 (zinc). Después del crecimiento hidropónico, los coeficientes de bioacumulación fueron 2.0 (cadmio), 3.2 (plomo), 17.2 (cobre) y 13.1 (zinc) para la planta completa. Se considera que estos resultados son indicativos de la habilidad de *P. thunbergii* para absorber iones metálicos de una matriz de suelo contaminada con metales pesados (32).

2.2. BASES TEÓRICAS

2.2.1. LA FITORREMIEDIACIÓN

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

cual es el real costo de su aplicación, y como se puede construir modelos para predecir la interacción entre plantas y contaminantes (3).

Las plantas verdes pueden también participar en la fitorremediación, cuyo proceso es denominado fitorremediación. Por varias décadas, los sistemas basados en plantas han sido usados para remover contaminantes de residuos municipales de agua. Recientemente, este concepto se ha extendido para contaminantes industriales del suelo y para la remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos de aguas subterráneas superficiales. La forma más simple y básica de la fitorremediación es la *fitoestabilización*, en el cual casi cualquier clase de cubierta vegetal se cultiva para estabilizar el contaminante y reducir su movimiento en el ambiente. En la fitoestabilización las plantas proporcionan varios servicios: (i) proporciona una cubierta vegetal para reducir el movimiento de suelos contaminados y polvos por erosión del agua y del viento; (ii) su transpiración reduce la cantidad de agua de lluvia que se mueve a través del suelo contaminado y así reduce la producción de lixiviados contaminados; (iii) pueden absorber el contaminante y secuestrarlo en su sistema radicular; y (iv) las raíces de las plantas pueden causar la precipitación del contaminante en la rizosfera. La principal desventaja del enfoque de fitoestabilización es que el contaminante no es removido o destruido, porque permanece en el suelo (4).

La fitorremediación aprovecha el hecho de que algunas especies vegetales están adaptadas a vivir en suelos ricos en metales pesados o que pueden ser tolerantes a estas condiciones. Esta técnica de mejora de suelos contaminados resulta más barata que las de ingeniería civil o de ingeniería química; puede tener una mejor adaptación social; mejora el paisaje y sirve para controlar la erosión. Como inconvenientes cabe indicar que habrá que prever como deshacerse de la biomasa producida enriquecida en metales, que habrá que recoger y llevar a vertedero o incinerar (5).

A un nivel más sofisticado, se han hallado o se han desarrollado ciertas plantas que pueden remover con bastante eficacia, acumular, o degradar contaminantes específicos del suelo. Esta fitorremediación usa las plantas en dos maneras fundamentalmente diferentes. En la primera, las raíces de las plantas absorben el contaminante del suelo. La acumulación de concentraciones inusualmente altas de un contaminante en la biomasa aérea de la planta es denominada hiperacumulación. Las plantas hiperacumuladoras absorben y toleran altas

concentraciones de un contaminante particular, más comúnmente un metal tóxico como cadmio o níquel, pero también ciertos compuestos orgánicos como TNT (trinitrotolueno) La hiperacumulación permite que el contaminante sea removido mediante la cosecha de los tejidos de plantas. El material vegetal cosechado puede tener concentrado el contaminante que debe ser tratado como material peligroso. Afortunadamente, para ciertos contaminantes orgánicos, las plantas pueden metabolizar el contaminante acumulado en subproductos menos peligrosos. Un segundo tipo de limpieza usando plantas es denominado fitodegradación ayudada por la rizosfera. En este proceso, las plantas no absorben el contaminante, es decir las raíces de las plantas excretan al suelo compuesto de carbono que sirven como substratos microbiales y reguladores de crecimiento. Estos compuestos estimulan el crecimiento de las bacterias de la rizosfera, y degradan los contaminantes orgánicos. La transpiración de agua por la planta causa que el agua del suelo, con su concentración de moléculas contaminantes disueltas, pueda moverse hacia las raíces, incrementando así la eficiencia de las reacciones de la rizosfera. El proceso puede ser mejorado más aún por el trabajo en equipo de las plantas con hongos micorrizales simbióticos apropiados (13).

2.2.1.1. Ventajas y limitaciones de la fitorremediación

La fitorremediación tiene varias ventajas sobre las otras tecnologías de remediación y extracción de metales. Primero, y la principal ventaja es el bajo costo de la fitorremediación, que no es, en esencia, diferente a las prácticas agrícolas de cultivo normales. Tecnologías competentes como la remoción del suelo, tapado y limpieza in situ, pueden costar alrededor de \$ 1 millón/ha, comparado con un estimado de \$ 60000 a 100000/ha para la fitorremediación (33). Otros beneficios de la fitorremediación incluyen la máxima fertilidad del sitio limpiado, el carácter de tecnología "verde", y la posibilidad de genera productos secundarios fuera del costo de la operación o aún producir un pequeño beneficio económico (2).

Se sugiere que la fitorremediación podría combinarse con la silvicultura convencional, mientras el crecimiento de los árboles no fuera impedido por el contaminante del suelo. Una elevada concentración de contaminantes en la madera de los árboles no es tan importante para la salud humana. La vegetación también podría ser quemada para producir

electricidad en una operación bioenergética (34). Si es usado un vegetal hiperacumulador de metales, y el metal es de suficiente valor, entonces el metal podría ser fundido de las cenizas de la planta y reutilizado. Las plantas que acumulan elementos traza esenciales tales como Zn, Co, and B pueden ser usadas como un suplemento órgano mineral para cultivos, ganado o aún humanos (2).

La fisiología básica de la planta, sin embargo, limita el alcance de la fitorremediación. Solo la contaminación de la superficie del suelo puede ser removida o degradada, y la limpieza está restringida a áreas que son favorables para el crecimiento de las plantas. Más importante aún, ello puede tomar un largo tiempo para remediar el sitio o ser efectiva. La fitorremediación puede solo ser usada si cubre los requerimientos de regulación ambiental durante la operación, así como su punto final (2).

Las plantas pueden proporcionar un camino expuesto para que los contaminantes del suelo puedan entrar a los canales alimenticios si las plantas son consumidas (35). Esto es particularmente relevante si las plantas genéticamente modificadas para acumular metales cruzan su polinización con especies de cultivo (36).

2.2.1.2. Categorías y aplicaciones

La fitorremediación puede ser ampliamente categorizada por la manera en que las plantas están siendo utilizadas. La fitodegradación, la fitoestimulación, la fitodetoxicación, y la rizodegradación son términos usados para describir el uso de las plantas, en asociación con la microbiota del suelo, para degradar contaminantes en la zona radicular. Hay tres maneras posibles que las plantas pueden conducir a la degradación de contaminantes: (1) absorción y metabolismo, (2), acción directa o exudados radiculares de la planta; y (31) actividad microbial mejorada en la zona radicular a través de la aireación, exudados radiculares, y la descomposición del material muerto de la raíz. Idealmente, los contaminantes del suelo podrían ser degradados a dióxido de carbono, agua y iones de haluro, si ellos están presentes en moléculas originales. Sin embargo, las plantas pueden ser usadas para degradar parcialmente algunos compuestos orgánicos para generar

productos derivados que son menos dañinos que los contaminantes originales. La efectividad de la fitodegradación es dependiente del tipo de contaminante presente en el sistema (2).

Las enmiendas del suelo tales como surfactantes, fertilizantes, y una fuente de carbono pueden ser agregadas para favorecer la biodisponibilidad del contaminante, crecimiento de la planta, y actividad microbial, respectivamente. El suelo también puede ser inoculado con un nuevo strain de bacteria que es más efectivo en degradar el contaminante que la microflora local (2).

La fitoextracción describe el uso de plantas para remover metales y otros contaminantes de los suelos. Esta tecnología, implica el cultivo repetido de plantas hasta que las concentraciones de contaminantes de los suelos alcancen niveles aceptables. Después de cada cultivo, la biomasa de la planta es removida del área y puede ser quemada para reducir su volumen, o puede ser almacenada en un área apropiada, tal como un relleno, que no tenga un riesgo para el ambiente (2).

Los principales procesos o tecnologías de la fitorremediación, se presentan a continuación (38):

- **La fitoextracción**, es la absorción de contaminantes por las raíces de las plantas y su translocación dentro de ellas. Los contaminantes son generalmente removidos al cosechar las plantas. Esta tecnología de concentración deja una masa mucho más pequeña para ser dispuesta comparada a una excavación del suelo. Es primariamente usada en el tratamiento del suelo, sedimentos, y lodos. La ventaja es que la biomasa conteniendo el contaminante extractado puede ser un recurso. Por ejemplo, la biomasa que contiene Selenio, un nutriente esencial, puede ser transportada a áreas que son deficientes en Selenio y usadas para la alimentación animal. Las desventajas, son: (i) las plantas hiperacumuladoras de metales generalmente son de lento crecimiento con una pequeña biomasa y sistemas radiculares superficiales; (ii) La biomasa de planta debe ser cosechada y removida, seguida por una recuperación del metal o apropiada disposición de la biomasa; (iii) los metales pueden tener efectos fitotóxicos; (iv) los estudios de

fitoextracción usando plantas que crecen hidropónicamente, con el contaminante agregado a solución, pueden no reflejar las condiciones actuales y los resultados que se presentan en el suelo (38).

- **La rizofiltración**, es la adsorción o precipitación dentro de las raíces de las plantas, o absorción al interior de las raíces de los contaminantes que se encuentran en la solución circundante a la zona radicular, debido a procesos bióticos o abióticos. La absorción de la planta, concentración, y translocación, dependen del contaminante. Los exudados de las raíces de las plantas podrían causar precipitación de algunos metales. La rizofiltración primero resulta en una contención de contaminantes, en los cuales los contaminantes son inmovilizados o acumulados sobre o dentro de la planta. Los contaminantes son luego removidos por remoción física de la planta. Esta tecnología es usada con napa freática, agua superficial, y agua residual extractadas. La rizofiltración es generalmente aplicable a condiciones de alto contenido de agua, de baja concentración. Esta tecnología no trabaja bien con suelo, sedimentos, o lodos debido a que los contaminantes necesitan estar en solución para ser absorbidos al sistema de la planta (38).
- **La fitoestabilización**, es definida como (1) la inmovilización de un contaminante en el suelo a través de la absorción y acumulación por las raíces, la adsorción sobre las raíces, o la precipitación dentro de la zona radicular de las plantas, y (2) el uso de plantas y raíces de plantas para prevenir la migración de contaminantes vía la erosión del viento o del agua, la lixiviación y la dispersión del suelo. La fitoestabilización se presenta a través de la microbiología y química de la zona de la raíz, y la alteración del ambiente suelo o química del contaminante. El pH del suelo puede ser cambiado por los exudados de las raíces de las plantas o a través de la producción de CO₂. La fitoestabilización puede cambiar la solubilidad y movilidad de metales o impactar la disociación de los compuestos orgánicos. El ambiente suelo afectado por la planta puede convertir metales de una forma soluble a un estado de oxidación insoluble (33). La fitoestabilización puede ocurrir a través

de la adsorción, precipitación, complejación, o reducción de valencia de los metales (38).

- **La rizodegradación** es la descomposición de un contaminante orgánico en el suelo a través de la actividad microbial que es favorecida por la presencia de la zona de la raíz. La rizodegradación también es conocida como degradación asistida por la planta, biorremediación asistida por la planta, biodegradación in situ ayudada por la planta, y biodegradación rizosférica (39). La biodegradación en la zona radicular es el mecanismo para implementar la rizodegradación. Los exudados radiculares son compuestos producidos por las plantas y liberados de las raíces de las plantas. Ellos incluyen azúcares, aminoácidos, ácidos orgánicos, ácidos grasos, esteroides, factores de crecimiento, nucleótidos, flavonoides, enzimas y otros compuestos (40). La población microbial y la actividad en la rizosfera pueden ser incrementadas debido a la presencia de estos exudados, y puede resultar en un incremento de biodegradación de contaminantes orgánicos en el suelo. Adicionalmente, la rizosfera incrementa sustancialmente el área superficial donde puede ser estimulada la degradación microbial activa. La degradación de los exudados puede conducir a un cometabolismo de contaminantes en la rizosfera (38).
- **La fitodegradación**, (también conocida como fitotransformación) es la descomposición de contaminantes absorbidos por la planta a través de procesos metabólicos dentro de la planta, o la descomposición de contaminantes externos a la planta a través de los efectos de compuestos (tales como enzimas) producidos por las plantas. El principal mecanismo es la absorción de la planta y el metabolismo. Adicionalmente, la degradación puede presentarse fuera de la planta, debido a la liberación de compuestos que causan transformación (38).
- **La fitovolatilización**, es la absorción y transpiración de un contaminante por la planta, con liberación del contaminante o una forma modificada del contaminante a la atmósfera desde la planta

a través de la absorción del contaminante, metabolismo de la planta, y transpiración de la planta. La fitodegradación es un proceso de fitorremediación relacionado que puede ocurrir junto con la fitovolatilización. Esta tecnología ha sido principalmente aplicada a la napa freática, pero puede ser aplicada al suelo, sedimentos, y lodos (38).

2.2.2. LOS QUELATOS Y LA FITORREMEDIACIÓN

La fitoextracción asistida por quelatos está basada en el hecho que la aplicación de agentes quelantes a un suelo contaminado puede favorecer la acumulación de metales por las plantas (41). En la mayoría de los casos, la absorción de metales en las raíces se presenta desde la fase acuosa. En el suelo, algunos metales se encuentran primariamente como formas solubles o intercambiables, fácilmente disponibles. Sin embargo, otros metales se presentan como precipitados insolubles que son mayormente no disponibles para su absorción por la planta. El enlace y la inmovilización dentro de la matrix del suelo pueden restringir significativamente el potencial para la fitoextracción del suelo (42).

En general, para cualquier metal, solo una fracción está biodisponible, y así, potencialmente, es solo esa fracción la que puede ser absorbida por las plantas. Más metal puede ser convertido a fracción biodisponible conforme es removido gradualmente por la planta, pero la extensión para que esto suceda y la cinética de tales procesos son específicos de cada suelo (43). La adición de agentes quelantes y la consecuente formación de complejos metal-quelato previene la precipitación y adsorción de los metales en el suelo, manteniendo de este modo su disponibilidad para la absorción de la planta (44). Agregar quelatos al suelo puede también llevar metales a la solución suelo a través de la desorción de especies adsorbidas y la disolución de compuestos precipitados. Adicionalmente, la aplicación de ciertos quelatos al suelo incrementa la translocación de metales pesados dentro de los tallos (45).

Se han reportado muchos estudios concernientes a la fitoextracción asistida por quelatos (46), con el uso de agentes quelantes tales como CDTA (Ácido tetraacético-N' trans-1,2-diaminociclohexano-N,N,N'), HEIDA [Ácido iminodiacético N-(2-hidroxietyl)], HEDTA (Ácido hidroxietilendiaminotriacético), DTPA (Ácido dietiltriaminopentaacético), EGTA [Ácido N-tetraacético etilenoglicol-2 (β -aminoetil

éter)], o EDDHA (ácido hidroxifenolacético-o-etilendiamino) (47). Otros componentes, denominados, ácidos málicos, cítrico y nitriloacético han sido propuestos como útiles para la fitoextracción facilitada (29).

Sin embargo, la mayoría de los reportes de investigación, indica al EDTA (Ácido etilendiaminotetraacético) y al EDDS (ácido SS- etilendiaminodisuccínico) como los principales quelatos aplicados en estos estudios, siendo estos los que más exitosamente han mejorado la absorción de metales por las plantas (48).

A pesar de la posible utilidad de esta tecnología, algunas preocupaciones han sido expresadas referente al inherente riesgo potencial de la lixiviación de metales a la napa freática. La adición de quelatos a una matriz contaminada con metales puede incrementar los niveles de metales extractables en agua (49). Altas concentraciones de metales pesados en la solución suelo puede poseer un riesgo ambiental en la forma de contaminación de la napa freática (50).

2.2.3. INTERACCIÓN PLOMO – SUELO

2.2.3.1. Fuentes del plomo en el suelo

a. Materiales parentales del suelo

El contenido promedio de plomo (Pb) en suelos no contaminados en todo el mundo ha sido estimado en 17 mg/kg (51). Se ha observado que gran parte del contenido de Pb reportado en el suelo en muchas áreas se ha originado de emisiones antropogénicas (52).

b. Deposición atmosférica

Varios compuestos de Pb son relativamente volátiles, y por lo tanto el Pb es fácilmente emitido desde procesos de alta temperatura como la fundición de minerales, la quema de carbón, y el uso de gasolina con Pb en automóviles. Por lo tanto, desde el inicio del periodo industrial, el Pb se ha acumulado en materiales superficiales terrestres, resultando frecuentemente en una contaminación considerable de la capa superficial de los suelos (53). El Pb tiene una tendencia a concentrarse en las fracciones de partícula más pequeñas en fuentes de emisión de altas

temperaturas (54), y puede hacerse disponible para el transporte atmosférico en grandes distancias. En Noruega el contenido de Pb de suelos superficiales ricos en materia orgánica disminuyó regularmente desde > 120 mg/kg en el sur del país a < 10 mg/kg en el norte (55), y la principal razón de esta diferencia se estableció que fue el transporte atmosférico desde áreas industrializadas densamente pobladas en otras partes de Europa (56). Estudios de otros países han confirmado niveles sustancialmente altos de plomo en la superficie del suelo comparado a los horizontes inferiores (57).

2.2.3.2. Reacciones del plomo en el suelo

El Pb se presenta en los suelos predominantemente en el estado de oxidación +2. En suelos reducidos se presenta primariamente como precipitado de PbS insoluble. En condiciones de oxidación existe como ion Pb^{+2} , pero se hace menos soluble con el incremento del pH en la solución suelo debido a la complicación con la materia orgánica, adsorción a óxidos y minerales de arcilla silicatados, o precipitado como carbonato, sulfato, o fosfato. En suelos alcalinos, la solubilidad puede incrementarse debido a la formación de complejos orgánicos solubles de Pb solubles e hidróxidos (58).

El comportamiento químico del Pb en el suelo depende mucho del contenido de materia orgánica. El plomo está fuertemente adsorbido a la materia orgánica a pH 4 y valores más altos (59). El enlace de Pb a las fracciones húmicas es predominantemente como un complejo monodentado. Solo se observaron pequeñas diferencias entre fracciones de tamaño diferente, y se sugirió generalmente que el enlace del Pb a las sustancias húmicas no está afectado por diferencias en su composición química. Con la excepción del Hg y Cu, el enlace del Pb a las sustancias húmicas es más fuerte que otros metales pesados y metaloides (60).

En ausencia de cantidades apreciables de materia orgánica, el Pb está fuertemente adsorbido en minerales de arcilla (61) y óxidos de hierro (62). El plomo es generalmente más fuertemente adsorbido que otros metales pesados, como Cu, Zn, Cd y Ni (62). La adsorción de Pb se presenta

primariamente en la fracción de arcilla del suelo (64). Se halló que la adsorción de Pb en suelos agrícolas está correlacionada con el pH, Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), contenido de materia orgánica, contenido de arcilla y CaCO_3 (65). Se ha reportado que la materia orgánica en los suelos adsorbe más Pb que los minerales de arcilla (66). Además, se ha observado que la adsorción de Pb en oxisols fue mayor que la cantidad de carga superficial negativa, indicando la participación del Pb en reacciones superficiales de esfera interna (67).

2.2.3.3. Relaciones suelo – planta

La mayor parte del plomo en los suelos parece estar generalmente no disponible para la parte aérea de la planta. El Pb^{+2} absorbido por la planta se concentra en las raíces, y muy poco es transportado de las raíces a los ápices conforme la planta está creciendo (68). Al revisar la absorción y transporte en las plantas, y concluyó que el transporte es dependiente del estado fisiológico. Bajo condiciones de óptimo crecimiento el Pb precipita en las paredes celulares de las raíces en forma amorfa, insoluble, que en maíz fue identificado como fosfatos de plomo (69).

En términos generales, parece que existe una relación positiva entre la concentración de Pb en el suelo y en la planta (70). Otros trabajos realizados, indican que la fitodisponibilidad de elementos traza puede estar más fuertemente correlacionada a la actividad iónica del metal libre en la solución suelo que el contenido total del metal en el suelo (70), aunque se ha hallado que ni el Pb total, Pb total disuelto, o Pb libre en solución fueron satisfactorios predictores de la absorción de la planta (72).

Un gran número de estudios se han llevado a cabo para encontrar extractantes químicos (soluciones salinas, ácidos diluidos, agentes complejantes, etc.) que separen la fracción de metales pesados disponible para la planta de las muestras de suelo. Se ha revisado críticamente la literatura disponible sobre extractantes para Cd, Zn, Ni, Cu, y Pb y concluyeron que generalmente no hay correlación entre el contenido total de metales y la fracción fitodisponible. Similarmente, las concentraciones de metales traza determinadas por extracción usando

agentes complejantes o ácidos diluidos fue pobremente correlacionada con la absorción de la planta, y generalmente los extractantes de sales neutras proporcionan la indicación más útil de la fitodisponibilidad de metales (73). Sin embargo, en el caso del plomo, se ha estudiado las correlaciones entre Pb extractable en el suelo y concentraciones en alfalfa y trigo de primavera, encontrando la más alta correlación con Pb extractado con DTPA (74).

2.2.4. *Urtica urens*

La ortiga (*Urtica urens*), tiene la siguiente clasificación botánica (75):

Reino : Vegetal
División : Angiospermas
Clase : Dicotiledononea
Subclase : Archiclamidea
Orden : Urticales
Familia : Urticaceae
Género : *Urtica*
Especie : *Urtica urens*

Nombres comunes: Atapilla negra, pica pica, ortiga negra, punchi, ortiga ardiente, chura, itapallu, Yana kisa (quechua), Cachunquisa yuyo (Aymara) (76).

U. urens L. (Urticáceas) es una especie vegetal ampliamente distribuida en América del Sur (Bolivia, Brasil, Chile, Uruguay y Argentina), Europa, África, Asia y Australia. Es una especie anual, crece de 10-50 cm de alto (77) que se encuentra en diferentes tipos de terreno (desierto, bordes de camino, ribera de los ríos, etc.) (78).

Es una planta vivaz, sin látex con tallos estriados suculentos provistos de pelos urticantes delgados y unicelulares esparcidos en ambas caras. La acción urticante se debe al líquido contenido en los pelos que se libera al romperlos (76). Presenta hojas simples pecioladas, opuestas, aserradas, de color verde oscuro, con cistolitos redondos. Sus flores se encuentran dispuestas en largos racimos ramificados insertados en las axilas de las hojas, son menudas con leve pubescencia en el ápice; son numerosas y reunidas en glomérulos sésiles (79). Presenta el aquenio

ovoide levemente rugoso con estigma caduco y la semilla con embrión recto y endosperma oleoso (80).

2.3. BASES CONCEPTUALES

- **Fitorremediación:** es una tecnología que utiliza diferentes especies de plantas para degradar, extraer, almacenar, o inmovilizar contaminantes del suelo y del agua, esta tecnología ha recibido bastante atención últimamente como una alternativa innovadora y económica respecto a los métodos de tratamiento ya establecidos usados en lugares de residuos peligrosos (81).
- **Quelato:** complejo conteniendo dos o más enlaces separados entre un ligante polidentado y un átomo central simple (81).
- **Absorción:** es un proceso físico-químico mediante el cual una o más especies químicas en la fase líquida o gaseosa penetran en la fase absorbente atravesando su superficie y se difunden dentro de su estructura. Puede ser inorgánico u orgánico (81).
- **Adsorción:** es un proceso físico-químico por el cual se produce una acumulación o un aumento de concentración de sustancia o material en la interfase entre la fase sólida y la fase líquida circundante. Según el tipo de unión puede tener carácter reversible o irreversible (81).
- **Biodisponibilidad:** el término biodisponibilidad establece la medida de la tasa y extensión de la absorción de una sustancia activa que alcanza el sistema circulatorio de un organismo, en resumen, la extensión de su absorción y circulación sistémica por el organismo (81).
- **Coefficiente de bioacumulación:** se define como la relación de la concentración de metal en la planta (g de metal/g de peso seco) a la concentración inicial del metal en solución (mg metal/L), para rizofiltración de metales (81).
- **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 (81).

- **Factor de bioconcentración:** la concentración en partes aéreas de la planta (sobre una base de peso seco) dividida por la concentración en el suelo de compuestos contaminantes (81).
- **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 subproductos o residuos de la producción de algo útil. También son introducidos al ambiente como compuestos usados para proteger plantas y animales (81).
- **Fitoestabilización:** consiste en la inmovilización de un contaminante a través de la absorción y acumulación por las raíces, adsorción sobre las raíces, o precipitación dentro de la zona radicular de las plantas (81).
- **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 generados 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 (81).
- **Fitoextracción:** la absorción de contaminantes por las raíces de las plantas y la translocación hacia la parte aérea, donde generalmente es removida por la cosecha. Esta tecnología es frecuentemente aplicada a suelos o aguas contaminadas por metales (81).
- **Rizósfera:** Capa delgada (aproximadamente de 2 mm de espesor) alrededor de las raíces de las plantas, la cual es una zona de intensa actividad microbial debido a las secreciones radiculares (81).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1. MÉTODO Y ALCANCE DE LA INVESTIGACIÓN

3.1.1. MÉTODO GENERAL

El método de investigación es hipotético - deductivo, donde la aseveración de la hipótesis planteada sobre las dosis de quelato incrementa la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con *Urtica urens*. Este método explica que la teoría precede a los hechos, considerando que los constructos teóricos existentes determinan lo que debemos observar, asimismo propone la creación de hipótesis para dar respuesta a un fenómeno, seguido por la deducción de consecuencias o proposiciones más elementales que la propia hipótesis, finalizando con la corroboración de los enunciados deducidos comparándolos con la experiencia (82).

3.1.2. MÉTODO ESPECÍFICO

Se utilizó el método de análisis: muestreo de la parte aérea de la planta, y de la raíz de *Urtica urens* para determinar el contenido de plomo total, utilizando metodologías de análisis establecidas en la legislación ambiental vigente en el país, establecidas en el Estándar de Calidad Ambiental de Suelos (ECA - Suelos) del Perú, mediante el D.S. 011 – 2017 – MINAM (10).

3.1.3. ALCANCE DE LA INVESTIGACIÓN

El tipo de investigación es **aplicada**, pues es de naturaleza eminentemente práctica para aplicar las bases teóricas de la fitorremediación del plomo utilizando *U. urens* en un suelo contaminado del distrito La Oroya, al cual se le ha aplicado quelato (EDTA) en diferentes dosis; de esta manera se espera reducir la contaminación de plomo en el suelo (83).

3.2. DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

3.2.1. DISEÑO EXPERIMENTAL

Los tratamientos fueron dispuestos en un Diseño Completamente al Azar (DCA) con 6 tratamientos, donde se incluye un grupo control o testigo, cada uno con 3 repeticiones, en total se tuvieron 18 unidades experimentales.

Modelo aditivo lineal del diseño experimental Completamente al Azar:

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

Donde:

γ_{ik} = Cualquier observación del experimento

μ = Media poblacional

τ_i = Efecto del *i*-ésimo tratamiento

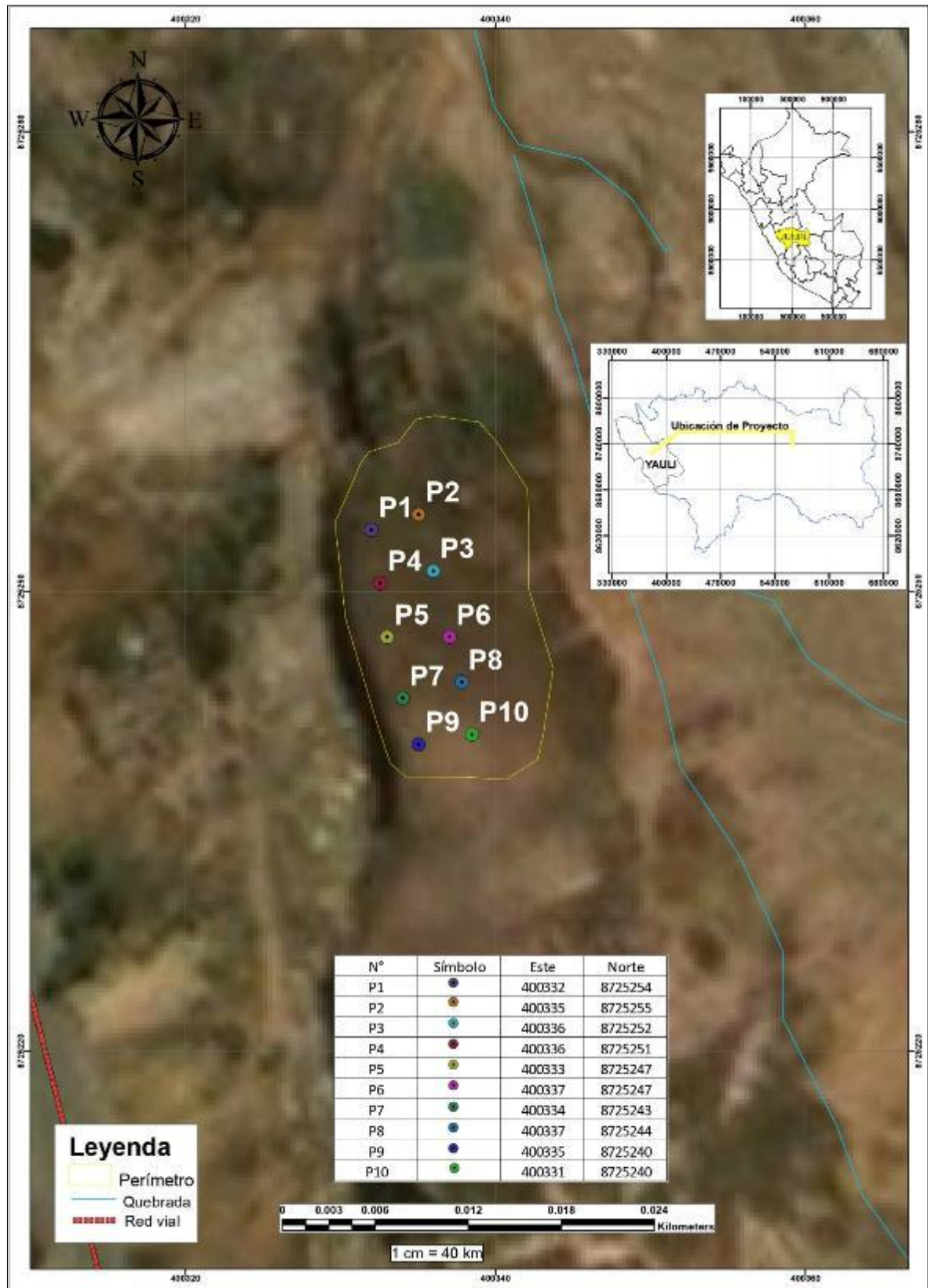
ε = Error experimental

i = cualquier tratamiento

3.2.2. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO CONTAMINADO

Se localizó un área del distrito La Oroya, provincia La Oroya, con suelos contaminados con plomo, debidamente georreferenciados. Se muestreó al azar, tomando 10 muestras simples de la primera capa u horizonte (A), aproximadamente se obtuvo 65 kg de suelo en total, lo cual fue debidamente mezclado y homogenizado para obtener 1 kg de muestra compuesta para el posterior análisis en el laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima.

Figura 1: Mapa de ubicación



Fuente: Elaboración propia

Tabla 2: Tratamientos del estudio

| Tratamiento | Descripción |
|-------------|---|
| T1 | Suelo contaminado Pb + 0.00 g EDTA/kg suelo |
| T2 | Suelo contaminado Pb + 0.05 g EDTA/kg suelo |
| T3 | Suelo contaminado Pb + 0.10 g EDTA/kg suelo |
| T4 | Suelo contaminado Pb + 0.15 g EDTA/kg suelo |
| T5 | Suelo contaminado Pb + 0.20 g EDTA/kg suelo |
| T6 | Suelo contaminado Pb + 0.25 g EDTA/kg suelo |

Fuente: Elaboración propia

3.2.3. CONDUCCIÓN EXPERIMENTAL

Preparación del suelo y siembra

- El suelo fue secado al aire libre.
- Se tamizó la muestra de suelo obtenida en campo, se utilizó un tamiz de 2 mm de diámetro, con una malla (ASTM = N° 10).
- Se pesó 3 kg de suelo y se colocó en macetas.
- Se agregaron las dosis de EDTA (0; 0.05; 0.10; 0.15; 0.20; 0.25) a los suelos contaminados con plomo.
- Se determinó la capacidad de campo de cada uno de los suelos, obteniéndose un valor de 24 %.
- Se agregó 720 ml de agua al suelo para lograr el 24 % de humedad a capacidad de campo.
- Se dejó infiltrar el agua y se procedió a dejar hasta el día siguiente.
- Al día siguiente, se procedió a sembrar las semillas de *Urtica urens* en sus respectivas macetas, dejando 5 semillas por maceta, según los tratamientos en estudio.
- Se mantuvo el 80 % de la humedad del suelo a capacidad de campo, en cada maceta, lo cual se ejecutó manteniendo 18,4 % de humedad.

- A los 15 días después de la siembra se homogenizó el número de plantas por tratamiento, dejándose solo 3 plantas por cada unidad experimental.
- Se estableció el experimento por un periodo de 60 días, desde el 16 de junio hasta el 18 de agosto de 2019, realizándose una cuidadosa observación del crecimiento de las plantas, con riegos oportunos mediante el método de pesadas.
- Finalizado el periodo experimental se procedió a cortar la parte aérea de cada tratamiento y colocarlo en una bolsa de papel Kraft.
- Luego se procedió a sacar la raíz de las plantas, de cada unidad experimental y colocarlos en una bolsa de papel, debidamente identificada.
- Las raíces y la parte aérea de cada unidad experimental fueron enviadas al laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, para el análisis de Plomo.

3.3. POBLACIÓN Y MUESTRA

3.3.1. POBLACIÓN

La población estuvo constituida por todas las plantas de *U. urens*, creciendo en el experimento con suelos contaminados de la Oroya.

3.3.2. MUESTRA

No se obtuvo una muestra de la población, porque se utilizó todas las plantas de *U. urens* (54 plantas) que crecieron en las 18 macetas (3 plantas por maceta) del experimento con suelos contaminados de La Oroya.

3.4. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS

La técnica de recolección de datos es la medición ya que los datos cuantitativos se mandaron analizar al laboratorio de análisis de suelos, agua, plantas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, una muestra de 1 kg de suelo. Asimismo, se determinó el contenido de plomo total (mg/kg) en el suelo. (D.S.011 – 2017 – MINAM). Asimismo, para el análisis de los contenidos de plomo en la parte aérea y radicular (mg.kg⁻¹ MS) de *Urtica urens*, los resultados de los diferentes análisis se estructuraron en una ficha indicando el método, parámetro y unidad de expresión, para su posterior procesamiento de datos y análisis estadístico.

3.4.1. INSTALACIÓN DEL EXPERIMENTO

Identificado el suelo del distrito de La Oroya, contaminado con plomo, se realizó la caracterización fisicoquímica de la capa superficial, con base en metodologías estándar del laboratorio de análisis de suelos, agua, plantas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, con una muestra de 1 kg de suelo. Asimismo, se determinó el contenido de plomo total (mg/kg) en el suelo. (D.S.011 – 2017 – MINAM).

Tabla 3: Análisis físico-químico del suelo del experimento

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

Fuente: Laboratorio de análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú

3.4.2. FINALIZACIÓN DEL EXPERIMENTO

Planta:

- Contenido total de plomo (mg/kg) en la parte radicular
- Contenido total de plomo (mg/kg) en la parte aérea
- Factor de translocación (FT) (84)

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

- Factor de Bioacumulación (FB) (85).

$$\text{Factor de Bioacumulación} = \frac{\text{Concentración de Pb en la parte aérea}}{\text{Concentración inicial de Pb en el suelo}}$$

3.5. TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE DATOS

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

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.6. RESULTADOS DEL TRATAMIENTO Y ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

3.6.1. ANÁLISIS SUELO DEL EXPERIMENTO

Tabla 4: Descripción del análisis de caracterización del suelo agrícola

| Parámetro | Resultado |
|------------------------------------|------------------|
| Textura | |
| Arena | 30 % |
| Limo | 31 % |
| Arcilla | 39 % |
| Clase textural | Franco arcilloso |
| Carbonato de calcio total | 29.10 % |
| Conductividad eléctrica | 1.43 dS/m |
| pH | 7.71 |
| Fósforo disponible | 66.1 ppm |
| Materia orgánica | 2.69 % |
| Potasio disponible | 774 ppm |
| Cationes cambiabiles | |
| Calcio | 20.15 meq/100 g |
| Magnesio | 2.50 meq/100 g |
| Sodio | 1.88 meq/100 g |
| Potasio | 0.10 meq/100 g |
| Hidrógeno + Aluminio | 0.00 meq/100 g |
| Capacidad de Intercambio catiónico | 24.64 meq/100 g |

Fuente: Laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

El suelo analizado es de textura moderadamente fina (textura = franco arcilloso), las tres fracciones del suelo (arena, limo y arcilla) se encuentran distribuidas en forma relativamente equivalentes (30 %, 31 % y 39 %) y le da al suelo caracteres de buena retención de agua, aireación, baja densidad aparente, moderado drenaje,

entre otras propiedades (tabla 4). Contenido muy alto de carbonato de calcio ($\text{CaCO}_3 = >15\%$), debido a la naturaleza calcárea del material parental, que ocasiona pH ligeramente alcalino ($\text{pH} = 7.71$). Es un suelo libre de exceso de sales ($\text{CE} = 1.43 \text{ ds/m}$) debido a que la precipitación pluvial promedio es de 1068.6 mm/año (86), favorece el lavado del exceso de sales en el suelo. Tiene alto contenido de fósforo disponible ($\text{P disponible} > 14 \text{ ppm}$), debido a la aplicación de fuentes fertilizantes. El contenido de materia orgánica es de nivel medio ($\text{MO} = 2 - 4\%$), que indica la necesidad de agregar materiales orgánicos al suelo para mejorar las propiedades fisicoquímicas y biológicas. El potasio tiene un nivel alto ($\text{K disponible} = >240 \text{ ppm}$). La capacidad de intercambio catiónico es alta ($\text{CIC} = > 20 \text{ meq/100 g}$), que le da al suelo la capacidad de almacenar e intercambiar nutrientes entre la fase sólida y la fase solución, para el aprovechamiento de las plantas y organismos del suelo. El catión dominante en el complejo de cambio es el calcio. La fertilidad de este suelo es media, debido al contenido medio de materia orgánica. Todos los datos han sido interpretados en base a la Guía de clasificación para interpretación de análisis de suelos que se presenta en el anexo 4.

Tabla 5: Resultados del análisis de plomo en el suelo

| Parámetro | Análisis (mg.kg^{-1}) | ECA Suelos-Perú (Suelos agrícolas) |
|-----------|----------------------------------|------------------------------------|
| Plomo | 683.26 | 70 |

Fuente: Laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima.

El resultado de análisis de plomo total en el suelo agrícola es de 683.26 mg/kg, superando aproximadamente 9.8 veces más en concentración el Estándar de Calidad Ambiental de suelo del Perú (10), cuyo valor es 70 mg.kg^{-1} .

3.6.2. CONTENIDO DE PLOMO EN LA PARTE RADICULAR

Tabla 6: Descripción del contenido de plomo en la parte radicular (mg.kg-1)

| Rep. | TRATAMIENTOS (g EDTA/kg suelo) | | | | | |
|------|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | T1 (0.00) | T2 (0.05) | T3 (0.10) | T4 (0.15) | T5 (0.20) | T6 (0.25) |
| I | 98.15 | 219.87 | 145.39 | 168.59 | 197.56 | 110.32 |
| II | 8.81 | 287.50 | 195.82 | 136.11 | 161.13 | 58.28 |
| III | 73.98 | 219.30 | 113.64 | 94.03 | 78.73 | 72.95 |

Fuente: Laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

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

Se planteó la siguiente hipótesis:

Ho: la distribución de los datos es normal.

Ha: la distribución de los datos no es normal.

Nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 7: Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para contenido de plomo en la parte radicular de *Urtica urens*

| Variable | n | Media | D.E. | W | p |
|--------------|----|--------|-------|------|--------|
| Pb radicular | 18 | 184.03 | 80.96 | 0.96 | 0.8472 |

Fuente: Elaboración propia.

Decisión: según la tabla 6, se acepta la Ho, porque el valor de p es mayor que el nivel de significancia: 0.05. Eso quiere decir que los datos analizados se distribuyen normalmente, y por esta razón, para esta variable se realiza el análisis de varianza.

- **Prueba de Hipótesis**

ANOVA (Análisis de varianza)

Ho: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6$

Ha: $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5 = \mu_6$ (al menos una μ_i es diferente a los demás)

Nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 8: Análisis de varianza del contenido de plomo en la parte radicular de *Urtica urens*.

| F.V. | GL | SC | CM | Fc | p-valor |
|--------------|----|------------|-----------|-------|---------|
| Tratamientos | 5 | 79200.263 | 15840.053 | 5.898 | 0.0056 |
| Error | 12 | 32229.468 | 2685.789 | | |
| Total | 17 | 111429.731 | | | |

Fuente: Elaboración propia

Decisión: la prueba de análisis de varianza tiene un p-valor menor de 0.05, lo cual indica que las medias son diferentes estadísticamente.

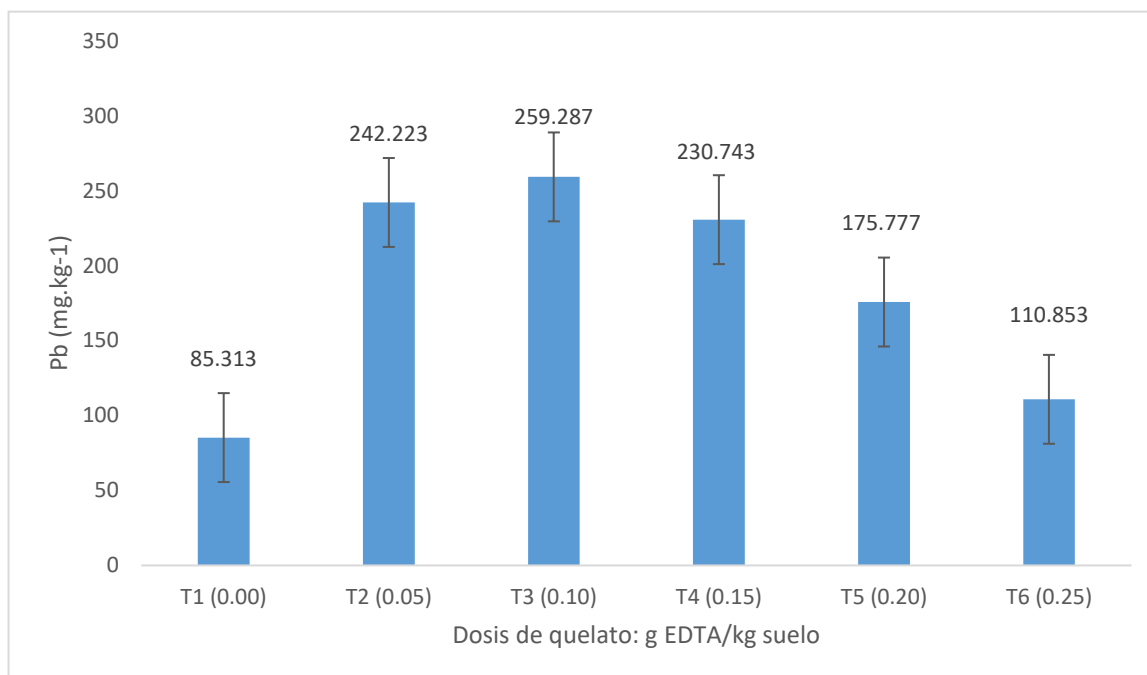
Con la finalidad de comparar los promedios de cada tratamiento se realizó la prueba de comparación múltiple de Duncan.

Tabla 9: Prueba de comparación múltiple de Duncan para tratamientos. Contenido de Pb en la parte radicular de *Urtica urens*.

| O.M. | Tratamiento (g EDTA/kg suelo) | Promedio de Pb en raíz (mg.kg ⁻¹) | Significación |
|------|-------------------------------|---|---------------|
| 1 | T3 (0.10) | 259.287 | a |
| 2 | T2 (0.05) | 242.223 | a |
| 3 | T4 (0.15) | 230.743 | a |
| 4 | T5 (0.20) | 175.777 | a b |
| 5 | T6 (0.25) | 110.853 | b |
| 6 | T1 (0.00) | 85.313 | b |

Se observa que el tratamiento 3, (259.287 (mg.kg⁻¹), tiene mayor contenido de plomo en la raíz de *Urtica urens* al igual que el tratamiento 2 (242.223 (mg.kg⁻¹), y 4 (230.743 (mg.kg⁻¹), sobresaliendo el tratamiento 3. Sin embargo el tratamiento T6 y T1 (control) son los que tuvieron menos cantidad de plomo en la raíz, siendo el T1 (testigo) no se adiciono EDTA. Esto indica que la aplicación de EDTA a un suelo contaminado con plomo tiene un efecto favorable en cuanto al contenido de Pb en la parte radicular.

Figura 2: Contenido de plomo en la parte radicular de *Urtica urens*. Los valores representan promedios \pm Error típico (n=3).



3.6.3. CONTENIDO DE PLOMO EN LA PARTE AÉREA DE *Urtica urens*.

Tabla 10: Descripción del contenido de plomo (mg.kg⁻¹) en la parte aérea de *Urtica urens*.

| Rep. | TRATAMIENTOS (g EDTA/kg suelo) | | | | | |
|------|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | T1 (0.00) | T2 (0.05) | T3 (0.10) | T4 (0.15) | T5 (0.20) | T6 (0.25) |
| I | 59.04 | 55.43 | 145.39 | 168.59 | 197.56 | 110.32 |
| II | 108.90 | 72.22 | 195.82 | 136.11 | 161.13 | 58.28 |
| III | 30.96 | 124.10 | 113.64 | 94.03 | 78.73 | 72.95 |

Fuente: Laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

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

Se planteó la siguiente hipótesis:

Ho: la distribución de los datos es normal.

Ha: la distribución de los datos no es normal.

Nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 11: Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para contenido de plomo en la parte aérea

| Variable | n | Media | D.E. | W | P |
|--------------|----|--------|-------|------|--------|
| Pb radicular | 18 | 110.18 | 49.56 | 0.93 | 0.3811 |

Fuente: Elaboración propia

Decisión: según la tabla 10, se acepta la Ho, porque el valor de p es mayor que el nivel de significancia: 0.05. Eso quiere decir que los datos analizados se distribuyen normalmente, y por esta razón, para esta variable se realiza el análisis de varianza.

- **Prueba de Hipótesis**

ANOVA (Análisis de varianza)

Ho: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6$

Ha: $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5 = \mu_6$ (al menos una μ_i es diferente a los demás)

Nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 12: Análisis de varianza del contenido de plomo en la parte aérea de *Urtica urens*.

| F.V. | GL | SC | CM | Fc | p-valor |
|--------------|----|-----------|----------|-------|---------|
| Tratamientos | 5 | 20994.120 | 4198.824 | 2.427 | 0.0967 |
| Error | 12 | 20761.729 | 1730.144 | | |
| Total | 17 | 41755.850 | | | |

Fuente: Elaboración propia

Decisión: la prueba de análisis de variancia tiene un p-valor mayor de 0.05, lo cual indica que las medias son iguales estadísticamente.

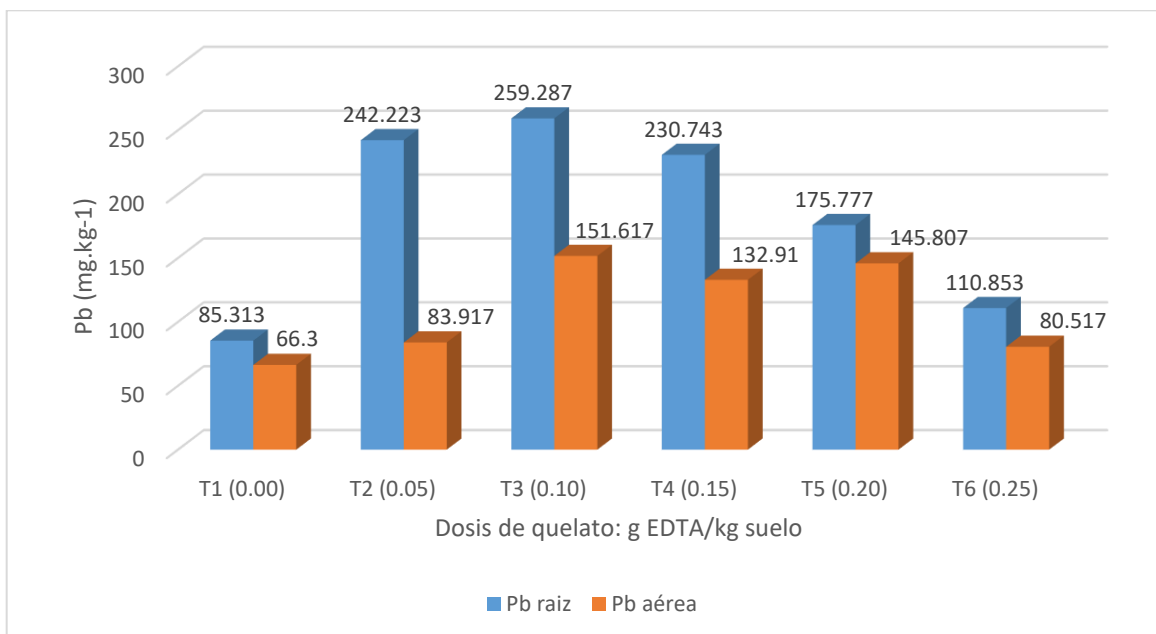
3.6.4. COMPARACIÓN DE CONTENIDO DE PLOMO EN PARTE AÉREA Y PARTE RADICULAR DE *Urtica urens*

Tabla 13: Contenido de Pb en el parte aérea y radicular de *Urtica urens*.

| Tratamiento | Parte radicular (mg.kg ⁻¹) | Parte aérea (mg.kg ⁻¹) |
|-------------|--|------------------------------------|
| T1 (0.00) | 85.313 | 66.3 |
| T2 (0.05) | 242.223 | 83.917 |
| T3 (0.10) | 259.287 | 151.617 |
| T4 (0.15) | 230.743 | 132.91 |
| T5 (0.20) | 175.777 | 145.807 |
| T6 (0.25) | 110.853 | 80.517 |

Fuente: Elaboración propia

Figura 3: Contenido de Pb en el parte aérea y radicular de *Urtica urens*.



Se observa que los contenidos de Pb en la parte aérea son menores que en la parte radicular de la *Urtica urens*, para todos los tratamientos, esto demuestra que el contaminante se acumula en la raíz debido a que el EDTA podría actuar como fitotóxico para este especie de planta.

3.6.5. FACTOR DE BIOACUMULACIÓN DE PLOMO EN *Urtica urens*.

Tabla 14: Descripción del factor de bioacumulación de plomo en *Urtica urens*

| Rep. | TRATAMIENTOS (g EDTA/kg suelo) | | | | | |
|------|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | T1 (0.00) | T2 (0.05) | T3 (0.10) | T4 (0.15) | T5 (0.20) | T6 (0.25) |
| I | 0.09 | 0.08 | 0.21 | 0.25 | 0.29 | 0.16 |
| II | 0.16 | 0.11 | 0.29 | 0.20 | 0.24 | 0.09 |
| III | 0.05 | 0.18 | 0.17 | 0.14 | 0.12 | 0.11 |

Fuente: Laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

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

Se planteó la siguiente hipótesis:

Ho: la distribución de los datos es normal.

Ha: la distribución de los datos no es normal.

Nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 15: Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para el factor de bioacumulación de plomo en *Urtica urens*.

| Variable | n | Media | D.E. | W | p |
|--------------|----|-------|------|------|--------|
| Pb radicular | 18 | 0.16 | 0.07 | 0.93 | 0.3794 |

Fuente: Elaboración propia

Decisión: según la tabla 14, se acepta la Ho, porque el valor de p es mayor que el nivel de significancia: 0.05. Es quiere decir que los datos analizados se distribuyen normalmente, y por esta razón, para esta variable se realiza el análisis de varianza.

- **Prueba de Hipótesis**

ANOVA (Análisis de varianza)

Ho: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6$

Ha: $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5 = \mu_6$ (al menos una μ_i es diferente a los demás)

Nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 16: Análisis de varianza del contenido del factor de bioacumulación de plomo en *Urtica urens*.

| F.V. | GL | SC | CM | Fc | p-valor |
|--------------|----|-------|-------|-------|---------|
| Tratamientos | 5 | 0.045 | 0.009 | 2.431 | 0.0963 |
| Error | 12 | 0.045 | 0.004 | | |
| Total | 17 | 0.090 | | | |

Fuente: Elaboración propia.

Decisión: la prueba de análisis de variancia tiene un p-valor mayor de 0.05, lo cual indica que las medias son iguales estadísticamente.

3.6.6. FACTOR DE TRANSLOCACIÓN DE PLOMO EN *Urtica urens*.

Tabla 17: Descripción del factor de translocación de plomo en *Urtica urens*.

| Rep. | TRATAMIENTOS (g EDTA/kg suelo) | | | | | |
|------|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | T1 (0.00) | T2 (0.05) | T3 (0.10) | T4 (0.15) | T5 (0.20) | T6 (0.25) |
| I | 0.60 | 0.25 | 0.59 | 0.98 | 1.04 | 0.61 |
| II | 1.30 | 0.25 | 0.61 | 0.48 | 0.84 | 0.43 |
| III | 0.42 | 0.57 | 0.54 | 0.40 | 0.54 | 0.46 |

Fuente: Laboratorio de Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima

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

Se planteó la siguiente hipótesis:

Ho: la distribución de los datos es normal.

Ha: la distribución de los datos no es normal.

Nivel de significación $\alpha = 0.05$

Tabla 18: Prueba de normalidad de Shapiro – Wilk para el factor de translocación de plomo en *Urtica urens*.

| Variable | n | Media | D.E. | W | p |
|--------------|----|-------|-------|-------|---------|
| Pb radicular | 18 | 0.831 | 0.957 | 0.541 | <0.0001 |

Fuente: Elaboración propia

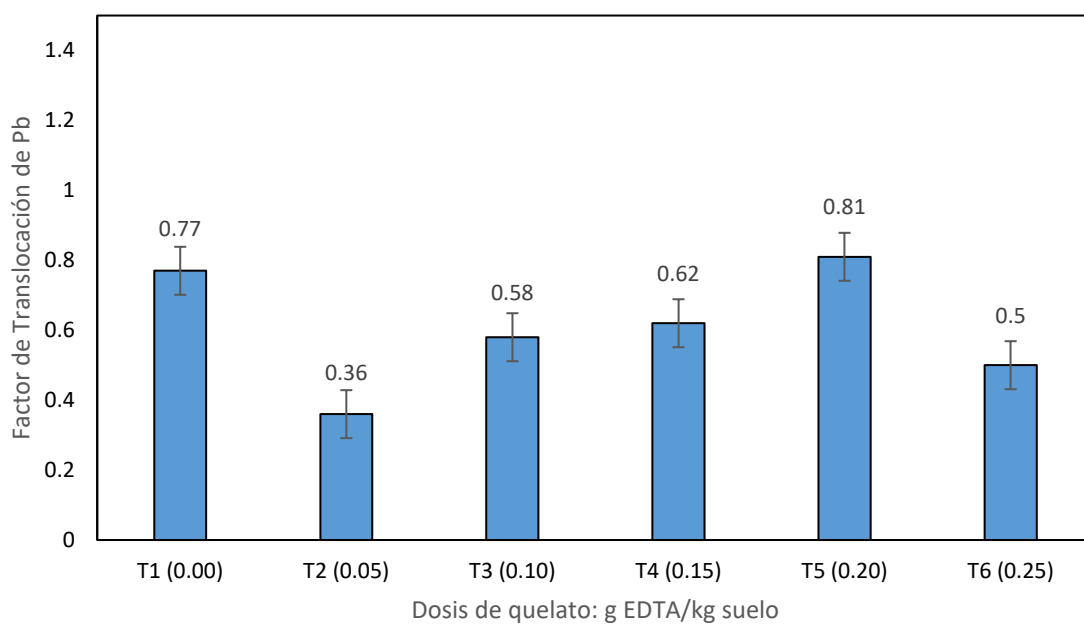
Decisión: se rechaza la Ho, porque el valor de p es menor que el nivel de significancia: 0.05. Es quiere decir que los datos analizados no tienen una distribución normal, y por esta razón, para esta variable se realizó el análisis de Kruskal-Wallis.

Tabla 19: Prueba de rangos de Kruskal-Wallis para el factor de translocación en *Urtica urens*.

| Tratamiento (g EDTA.kg ⁻¹ suelo) | Medias | D.E. | H | P | Rangos | Signif |
|---|--------|------|------|--------|--------|--------|
| T2 (0.05) | 0.36 | 0.18 | 5.35 | 0.3734 | 4.33 | a |
| T6 (0.25) | 0.50 | 0.10 | | | 8.17 | a b |
| T4 (0.15) | 0.62 | 0.31 | | | 8.67 | a b |
| T3 (0.10) | 0.58 | 0.04 | | | 11.00 | a b |
| T1 (0.00) | 0.77 | 0.46 | | | 11.33 | a b |
| T5 (0.20) | 0.81 | 0.25 | | | 13.50 | b |

Fuente: Elaboración propia

Figura 4: Factor de translocación de plomo en *Urtica urens*. Los valores representan promedios±Error típico (n=3).



3.6.7. REGRESIÓN

3.6.7.1. Dosis de quelato y contenido de plomo en la parte aérea de *Urtica urens*.

Prueba de hipótesis para la regresión:

Ho: $\beta = 0$ (No hay regresión)

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

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 20: Análisis de varianza de la regresión entre dosis de quelato y contenido de plomo en la parte aérea.

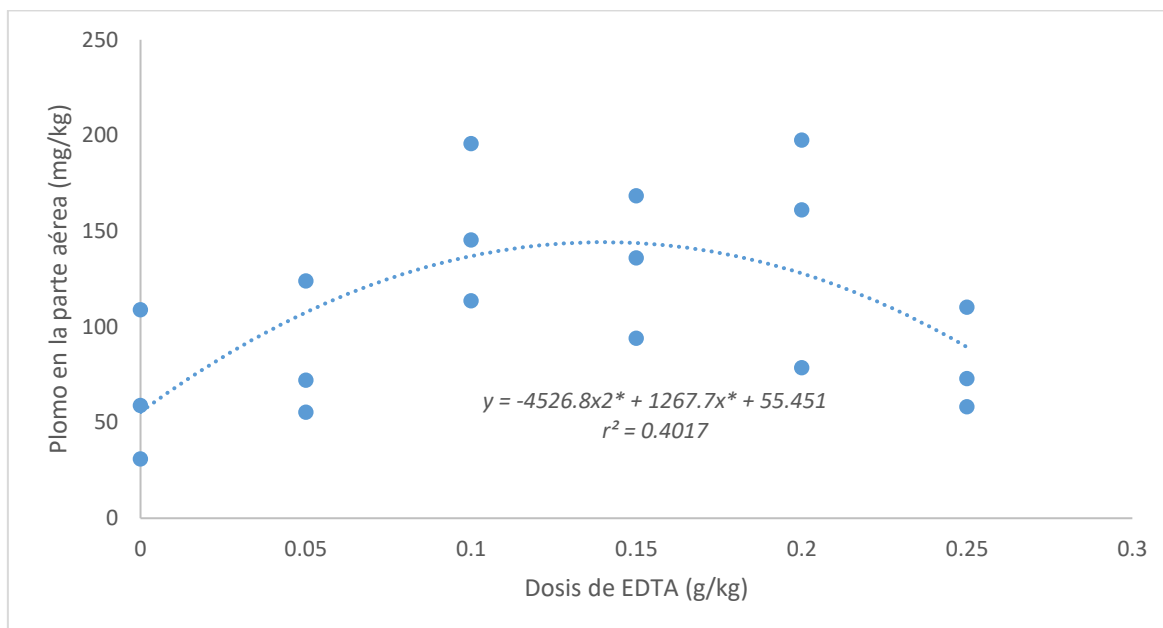
| F.V. | SC | GL | CM | F | Significación |
|-----------|-----------|----|----------|-------|---------------|
| Regresión | 16772.653 | 2 | 8386.327 | 5.035 | 0.021 |
| Residual | 24983.196 | 15 | 1665.546 | | |
| Total | 41755.850 | 17 | | | |

Fuente: Elaboración propia

Decisión: Como la significación es diferente a 0; si hay regresión, por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa.

El coeficiente de determinación, $r^2 = 0.4017$, indica que el 40.17% del contenido de plomo en la parte aérea de *Urtica urens*, se debe a la aplicación de dosis de EDTA.

Figura 5: Regresión entre las dosis de EDTA y el contenido de plomo en la parte aérea de *Urtica urens*.



Calculando la dosis que maximiza el contenido de plomo en la parte aérea de *Urtica urens*, se deriva la ecuación de regresión y se iguala a cero:

$$Y = -4526.8x^2 + 1267.7(x) + 55.451$$

$$dy/dx = (2) (-4526.8) (X) + 1267.7 = 0$$

Donde:

$$X = 0,14 \text{ g EDTA/kg suelo}$$

Reemplazando en la ecuación de regresión:

$$Y = -4526.8 (0.14)^2 + 1267.7 (0.14) + 55.451$$

$$Y = 144.204 \text{ mg Pb/kg MS vegetal aérea.}$$

- Se observa que la dosis que maximiza el contenido de Pb es de 0.14 g EDTA/kg suelo, con esta dosis se tendría una acumulación de 144.204 mg Pb/kg MS.

3.6.7.2. Dosis de quelato y contenido de plomo en la parte radicular de *Urtica urens*.

Prueba de hipótesis:

H₀: $\beta = 0$ (No hay regresión)

H_a: $\beta \neq 0$ (Si existe regresión)

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 21: Análisis de varianza de la regresión entre dosis de quelato y contenido de plomo en la parte radicular.

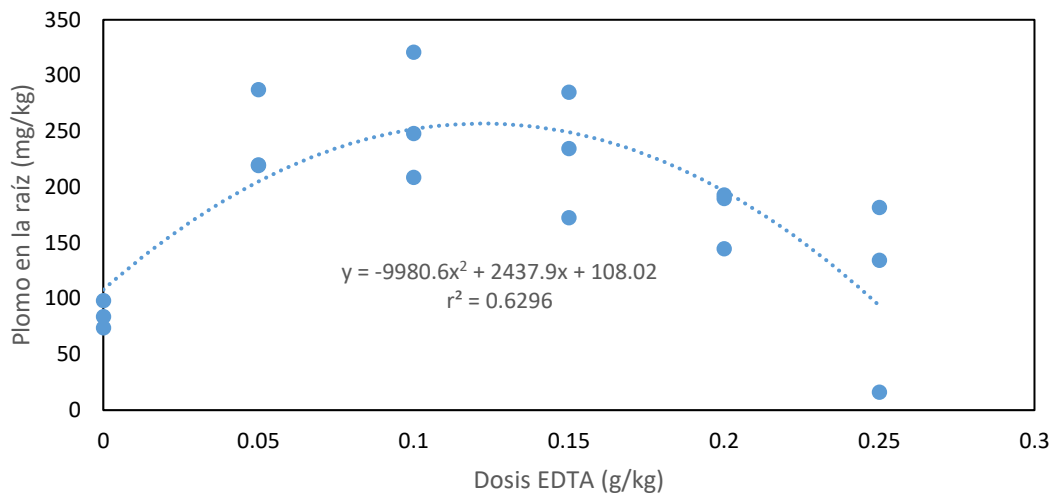
| F.V. | SC | GL | CM | F | Significación |
|-----------|------------|----|-----------|--------|---------------|
| Regresión | 70159.074 | 2 | 35079.537 | 12.750 | 0.001 |
| Residual | 41270.657 | 15 | 2751.377 | | |
| Total | 111429.731 | 17 | | | |

Fuente: Elaboración propia

Decisión: como la significación es diferente a 0; si hay regresión, por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa.

El coeficiente de determinación, $r^2 = 0.629$, indica que el 62.96% del contenido de plomo en la parte radicular de *Urtica urens*, se debe a la adición de las dosis de EDTA aplicada al suelo.

Figura 6: Regresión entre las dosis de EDTA y el contenido de plomo en la parte radicular de *Urtica urens*



Calculando la dosis que maximiza el contenido de plomo en la raíz de *Urtica urens*, se deriva la ecuación de regresión y se iguala a cero:

$$Y = -9980.6x^2 + 2437.9(x) + 108.02$$

$$dy/dx = (2) (-9980.6) (X) + 2437.9 = 0$$

Donde:

$$X = 0.122 \text{ g EDTA/kg suelo}$$

Reemplazando en la ecuación de regresión:

$$Y = -9980.6 (0.122)^2 + 2437.9 (0.122) + 108.02$$

$$Y = 256.89 \text{ mg Pb/kg MS vegetal radicular.}$$

- Esto afirma que la dosis que maximiza el contenido de Pb es de 0.122 g EDTA/kg suelo, con esta dosis se tendría una acumulación de 256.89 mg pb/kg MS.

3.6.7.3. Dosis de quelato y factor de bioacumulación de plomo en *Urtica urens*.

- **Prueba de hipótesis para la regresión:**

Ho: $\beta = 0$ (No hay regresión)

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

Nivel de significación: $\alpha = 0.05$

Tabla 22: Análisis de varianza de la regresión entre dosis de quelato y factor de bioacumulación de plomo en *Urtica urens*.

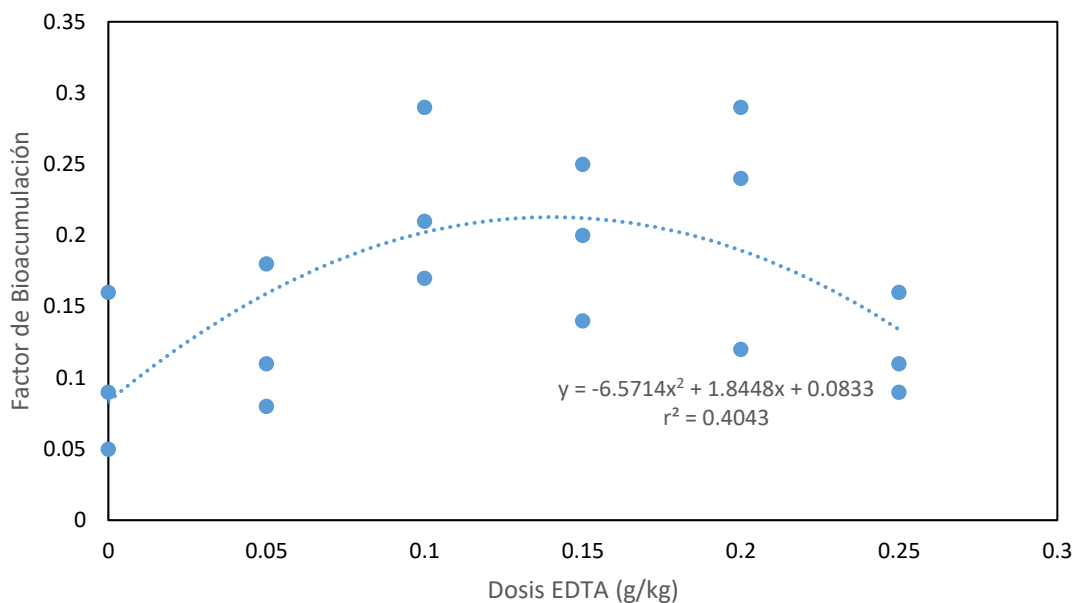
| F.V. | SC | GL | CM | F | Significación |
|-----------|-------|----|-------|-------|---------------|
| Regresión | 0.036 | 2 | 0.018 | 5.090 | 0.021 |
| Residual | 0.052 | 15 | 0.003 | | |
| Total | 0.088 | 17 | | | |

Fuente: Elaboración propia

Decisión: Como la significación es diferente a 0; si hay regresión, por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa.

El coeficiente de determinación, $r^2 = 0.4043$, indica que el 40.43% del factor de bioacumulación en *Urtica urens*, se debe a la dosis de EDTA aplicada al suelo.

Figura 7: Regresión entre las dosis de EDTA y el factor de bioacumulación de plomo en *Urtica urens*.



Calculando la dosis que maximiza el factor de bioacumulación en *Urtica urens*, se deriva la ecuación de regresión y se iguala a cero:

$$Y = -6.5714 x^2 + 1.8448 (x) + 0.0833$$

$$dy/dx = (2) (-6.5714) (X) + 1.8448 = 0$$

Donde:

$$X = 0.14 \text{ g EDTA/kg suelo}$$

Reemplazando en la ecuación de regresión:

$$Y = -6.5714 (0.14)^2 + 1.8448 (0.14) + 0.0833$$

$$Y = 0.212$$

- De esto se afirma que la dosis que maximiza el contenido de Pb es de 0.14 g EDTA/kg suelo, con esta dosis se tendría una acumulación de 0.212.

3.7. DISCUSIÓN

3.7.1. CONTENIDO DE PLOMO EN LA PARTE RADICULAR

El contenido de Pb en la parte radicular de *Urtica urens* tuvo un promedio de 184.03 mg/kg, variando los datos entre 73.98 mg/kg hasta 287.50 mg/kg.

La prueba de significación de Duncan, muestra a los tratamientos T3 (0.10); T2 (0.05); T4(0.15) y T5 (0.20) en los primeros lugares en orden de mérito sin diferencias significativas entre sí, sobresaliendo los tratamientos T3 (0.10); T2 (0.05) y T4 (0.15) g EDTA/kg suelo, con promedios de 259.287; 242.223 y 230.743 respectivamente. Los tratamientos (T1 (0.00 g EDTA/kg suelo)), T6 (0.25 g EDTA/kg suelo) y T5 (0.20 g EDTA/kg) suelo, ocupan los últimos lugares en orden de mérito sin diferencias significativas entre sí. Esto demuestra el efecto de la aplicación de EDTA en el incremento de la absorción de Pb del suelo contaminado, mostrando que la presencia de EDTA favorece la fitorremediación, lo cual concuerda con los resultados en *Zea mays*, donde las dosis simples de EDTA favorecieron la absorción de Pb y Cd y la eficiencia de la fitorremediación, comparado a las dosis fraccionadas de EDTA correspondientes (9). Estos datos se presentan en la tabla 9 y figura 2.

Se observó que las concentraciones altas de EDTA (T5 (0.20) y T6 (0.25) g EDTA/kg suelo) no favorecieron la absorción de Pb y su contenido en la raíz de *Urtica urens*, debido posiblemente al efecto fitotóxico de esta sal cuando es agregada al suelo en altas dosis, evidenciado por la menor absorción; estos resultados, del efecto del EDTA en altas concentraciones, también fueron encontrados en dos cultivares de *Helianthus annuus* donde la concentración de 0.10 g EDTA/kg suelo dio los mejores resultados de absorción de Cd, Cr y Ni alcanzando una absorción promedio de 0.73 mg comparado a 0.40 cuando el EDTA estuvo presente a una concentración de 0.3 g/kg (28).

La cantidad de plomo encontrada en las raíces de *Urtica urens*, en promedio es de 184.03 mg Pb.kg⁻¹ MS. fueron inferiores a las encontradas en el trabajo de evaluación de la capacidad fitorremediadora de *Urtica urens* y otras cuatro especies más, en Canta, donde los valores encontrados en la raíz tuvieron valores de 854.5 mg Pb.kg⁻¹ (24). Esto se explica porque en la evaluación que se hace referencia que utilizó como substrato suelo con diferentes proporciones de relave de mina, no un suelo contaminado por plomo, este experimento se realizó en condiciones de invernadero.

3.7.2. CONTENIDO DE PLOMO EN LA PARTE AÉREA

El contenido de plomo en la parte aérea de *Urtica urens* varió de 30.96 mg.kg⁻¹ MS a 197.56 mg.kg⁻¹ MS, con un promedio de 110.18 mg.kg⁻¹ MS; valores inferiores a los encontrados en la raíz (184.03 mg Pb.kg⁻¹).

Los datos encontrados en este experimento, con *Urtica urens*, son inferiores a los encontrados en el experimento con *Prosopis spp.* (Mezquita dulce, un árbol), donde se ensayaron tres tratamientos con plomo (25, 50 y 75 mg Pb.L⁻¹ y tres tratamientos equimolares con EDTA y plomo; donde los tratamientos con plomo concentraron en sus tallos 524, 3726 y 1417 mg.kg⁻¹ y los tratamientos con Pb-EDTA concentraron en sus tallos 480, 607 y 1247 mg Pb.kg⁻¹ (25), lo cual se atribuye, primero a la diferencia en tipo de especie, *Prosopis spp.*, un árbol y *Urtica urens*, una planta anual, la primera con mayor poder absorbente de Pb; pero se observa en esta referencia el efecto de la aplicación de EDTA en favorecer la solubilidad de Pb y su absorción por la planta, mejorando la fitorremediación en un suelo contaminado.

Para este experimento, con *Urtica urens*, los datos encontrados tuvieron una menor absorción de Pb, comparado al trabajo de investigación con *Sonchus arvensis* ("Cerraja"); en esta última especie se encontró una concentración en tallos de 9317 mg.kg⁻¹ al ser evaluado en condiciones de suelos de zonas mineras; en cultivo hidropónico se encontró una acumulación de Pb en tallos de 849 mg.kg⁻¹; mientras que cuando creció en un suelo de mina con EDTA y fertilizantes orgánicos la cantidad acumulada en tallos fue de 1397 mg.kg⁻¹ (27); esto muestra el efecto del EDTA en la absorción de Pb, debido a que favorece la solubilidad de plomo en la solución suelo. Esto indicaría que la utilización de enmiendas orgánicas ayuda en la absorción de Pb en la parte aérea.

Asimismo, los resultados de este experimento, concuerdan con lo encontrado con *Brassica juncea*, en un experimento con macetas (29), donde el EDTA incrementó las concentraciones de cobre y plomo en los tallos.

3.7.3. FACTOR DE BIOACUMULACIÓN DE PB EN *Urtica urens*.

El factor de bioacumulación (FB) de Pb para *Urtica urens* tuvo valores entre 0.05 y 0.29; con un promedio de 0.16, los resultados muestran valores inferiores a la unidad (85).

El factor de bioacumulación o bioconcentración expresa la relación de absorción de plomo por la parte aérea de *Urtica urens* en función del contenido de Pb inicial en el suelo; tuvo un promedio de 0.16±0.07; considerado bajo, pues estos para plantas

fitoextractoras deben ser >2 . Para la investigación con *Amaranthus dubis* se tuvo un promedio de 0.515 en el tratamiento con aguas residuales; 1.151 en lugares de relleno sanitario y de 7.877 en áreas regularmente cultivadas (26). En este caso *Urtica urens* no sería considerada como una planta fitoextractora, pero si una candidata para ser fitorremediadora, en la investigación que se hace referencia se desarrolló con plántulas creciendo naturalmente en estos distintos escenarios (relleno sanitario, tratamiento de agua residual, área cultivada).

Los resultados de FB para *U. urens* también son inferiores a los reportados para *Sonchus arvensis*, donde se halló un FB para plomo, de 6.0; cuando la planta fue colectada creciendo en suelos de áreas mineras.

La diferencia de resultados para las dos investigaciones que se hace referencia es que las plántulas crecieron in situ y después fueron colectadas, para esta investigación se hizo una siembra de semillas ex situ (maceteros).

3.7.4. FACTOR DE TRANSLOCACIÓN

El cálculo del factor de translocación, que relaciona la concentración de Pb en la parte aérea respecto a la concentración de Pb en la raíz de *U. urens*, presenta valores en un rango de 0.25 a 1.30; con un promedio de 0.831.

La prueba de Kruskal-Wallis muestra que, de los tratamientos aplicados, sobresale el T5 (0.20 g EDTA/kg de suelo) con un valor promedio de 0.81.

Estos valores, todos en promedio, inferiores a 1, muestran que *U. urens* acumula el Pb absorbido en la raíz, teniendo un potencial fitoestabilizador de Pb (47). Estos datos son similares a los encontrados en *Amaranthus dubius*. Donde el Pb, Ni, As y Cu tuvieron algún grado de transportabilidad del suelo a las raíces, pero no a las partes aéreas (26).

Los datos de FT encontrados en este experimento difieren de los encontrados en *Sonchus arvensis*, donde el FT promedio fue de 2.5 cuando fue evaluada en suelos de área minera y cuando fue evaluado en macetas con suelo de mina con Pb enmendado con fertilizantes orgánicos el FT fue de 2.19 (27).

3.7.5. REGRESIÓN

El análisis de regresión entre las dosis de EDTA y el contenido de Pb en la parte aérea, parte radicular y FB, de *Urtica urens*, presentó significación estadística, mostrando una regresión entre estas variables, del tipo cuadrática, indicando que, Las dosis de EDTA que maximizan el contenido de Pb en la parte aérea es 0.14 g EDTA/kg de suelo, para la parte radicular es 0.122 g EDTA/kg de suelo y para el FB es 0.14 g EDTA/kg de suelo. Estos datos mostraron que el EDTA debe ser dosificado adecuadamente para lograr una máxima absorción del contaminante por la planta fitorremediadora, en este caso *U. urens*; siendo las dosis que dieron mejores resultados menores a 0.15 g EDTA/kg suelo. Es probable que dosis altas de EDTA (>0.15 g EDTA/kg suelo) provoquen fitotoxicidad en la planta, debido especialmente al elemento sodio (Na) contenido en este compuesto.

CONCLUSIONES

1. La aplicación del EDTA a un suelo contaminado por plomo, con *Urtica urens* tiene un efecto significativo en la fitorremediación, ya que fitoestabiliza el Pb (acumula el contaminante en la raíz).
2. La aplicación de cinco dosis crecientes de EDTA (T1 (0.0); T2 (0.05); T3 (0.10); T4 (0.15); T5 (0.20) y T6 (0.25) g EDTA.kg⁻¹ suelo) en un suelo contaminado con Plomo (683.26 mg Pb.kg⁻¹), de la Oroya:
 - 2.1. No tuvo un efecto positivo ya que no incrementó el contenido de Pb en la parte aérea de *Urtica urens*, habiendo alcanzando un valor promedio entre 66.300 mg Pb.kg⁻¹ MS y 151.617 mg Pb.kg⁻¹ MS.
 - 2.2. Si tuvo un efecto positivo ya que se incrementó el contenido Pb en la parte radicular de *Urtica urens*, obteniéndose valores promedio entre 85.313 y 259.287 mg Pb.kg⁻¹ MS; los cuales fueron superiores al contenido de Pb en la parte aérea de esta especie de planta.
3. Al evaluar el efecto de las dosis en función de los tratamientos crecientes de EDTA aplicados al suelo contaminado de La Oroya:
 - 3.1. El factor de bioacumulación encontrado en *U. urens* en función de los tratamientos crecientes de EDTA aplicados al suelo contaminado de La Oroya, presentaron valores entre 0.097 y 0.222; ante estos resultados se considera que la adición de EDTA, no tuvo un efecto positivo en el FB, por esta razón no se considera a esta planta como fitoextractora de plomo.
 - 3.2. El factor de translocación de *U. urens*, en función de los tratamientos de EDTA, presenta un valor máximo de 0.81 para el T5 (0.20) g EDTA.kg⁻¹ de suelo; siendo los valores promedio de los demás tratamientos, también menores que 1, lo cual considera a esta planta como potencialmente fitoestabilizadora de Pb en suelos contaminados es decir no tuvo un efecto positivo, ya que contiene al contaminante en la raíz y no la transloca a la parte aérea.
4. La relación entre las dosis de EDTA y los contenidos de Pb en la parte aérea, parte radicular, y Factor de Bioacumulación de EDTA, en *Urtica urens* es:

- 4.1. existe relación estadística entre la variable dosis de quelato y contenido de plomo en la parte radicular, sin embargo no existe una relación estadística entre el quelato y los contenidos de Pb en la parte aérea, FB y FT.
5. El análisis de regresión nos indica que la dosis óptima de EDTA para tener una fitorremediación óptima son las siguientes:
 - 5.1. Se alcanza el valor máximo con las dosis de 0.14 g EDTA/kg de suelo, para la parte aérea;
 - 5.2. Se alcanza el valor máximo con la dosis de 0.122 g EDTA/kg de suelo, para la parte radicular
 - 5.3. Para obtener el valor máximo la dosis óptima es de 0.14 g EDTA/kg suelo, para el factor de bioacumulación.

RECOMENDACIONES

1. Hacer evaluaciones de *Urtica urens* en condiciones in situ de suelos de áreas mineras, en La Oroya, para cuantificar y validar su potencial fitoestabilizador de Pb en suelos contaminados.
2. Evaluar el efecto de otras enmiendas aplicadas a suelos contaminados con plomo, como estiércol descompuesto y fertilizantes orgánicos, para favorecer el efecto de la absorción de plomo en *U. urens*.
3. Comparar a *Urtica urens* con otras especies fitorremediadoras con la aplicación de diferentes quelatos, para determinar el riesgo de lixiviación de plomo en suelos contaminados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Weil, R. R., and N.C. Brady.** *The Nature and Properties of soils*. New York : Pearson, 2008.
2. *Phytoremediation:using plants as biopumps to improve degraded environments.* **Robinson B., s Green, T. Mills, B. Clothier, M. van der Velde. R Laplane, L. Fung, M. Deurer, S. Hurst, T. Thayalakumara, and C. Van den Dijset.** 41, s.l. : Australian Journal of Soil Research, 2003. 599-661.2003.
3. **Marques A.P., A.O.S.S. Rangel and P.M.L.** *Remediation of Heavy Metal Contaminated Solis*. New York : s.n., 2009.
4. **Sing, O.V., Labana S., Pandey , G.,Budhiraja R., andJain, R.K.** *Phytoremediation: An overview of metalic ion decontamination from soil.* 2003.
5. *Phytoremediation of arsenic contaminated soils and wastes.* **Ma, L.Q., Tu, C., Kennelley, E.D., K.M.** 5-9, s.l. : Annual meetings abstracts abstracts, American Society of Agronomy, Minneapolis, Minn., 2000.
6. **Pomboza-Tamaquiza, P., Quisintuña L., Dávila-Ponce M., Llopis C. y Vásquez C.** Hábitats y usos tradicionales de especies de Urtica l. en la cuenca alta del RIO Ambato. Tungurahua - Ecuador : Journal of The Selva Andina Biosphere., 2016. 4 (2): 48-58.
7. *Scrrening antimicrobial activity of various extracts of Urtica dioica. .* **Modadresi-Chahardehi A., Ibrahim D., Fariza-Sulaiman S., Mousavi L.** 60(4, s.l. : Rev. Biol Trop, 2012. 1567-1576.
8. *Therapeutic and nutritional aspects of stinging nettles. 1ª ed.* **Gulsel, M.** New York : Taylor & Francis Ltd.
9. *Phytoextraction of Pb and Cd from a contaminated agricultural soil using different EDTA application regimes: Laboratory versus filed scale measures of efficiency. .* **Neugschwadtner R.W., P.Tlustos, M. Komarek and J. Szakova.** 144, s.l. : Geoderma, 2008. 446-454.
10. **MINAM.** Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo. D.S. N° 011-2017-MINAM. Lima-Perú : s.n., 2017.
11. **Nriagu, J.O.** *Global metal pollution. Poisoning the biosphere.* s.l. : Envionment, 1990. 32:7-33.
12. **planeta, Cuidemos el.** Ecología y Medio Ambiente. [Online] Noviembre 8, 2010. [Cited: Enero 31, 2020.] <https://cuidemoselplaneta.org/contaminacion-por-metales-pesados/>.
13. **Nriagu, J.O.** *Changing metal cycles and human health (Dahlem konferenzen).* . Berlín : Springer-Verlag, 1984.
14. **Riser - Roberts, E.** *Remediation of petroleum contaminated soil.* Biogical, physical and chemical processes. Boca Raton : Lewis publishers, 1998.
15. **Chico-Ruiz, J., L. Cerna-Rebaza de chico, M. Rodriguez-espejo and Padilla., M. Guerrero.** Capacidad remediadora de la raíz de girasol, Helianthus annuus, cuando es sometida a diferentes concentraciones de plomo. Trujillo, Perú : Revista científica de la Facultad de Ciencias Biológicas de la universidad Nacional de Trujillo, 2012. 32(2). 13-19.
16. **Pilon-Smits, E.** *Phytoremediation.* s.l. : Annual revisions in Plant Biology, 2005. 56. 15-39.
17. **Watt, M., &Evans, J.** *Proteoid roots physiology and development. .* s.l. : Plant Physiol, 1999. 121. 317 - 323.
18. **Harvery, P. J., campanella B, et al.** *Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons Anilines and phenols. .* s.l. : Environmental Science and Pollution, 2002. 29 - 47.

19. **Revive, Proyecto Mantaro.** Proyecto: Fortalecimiento de las capacidades locales para la descontaminación y recuperación de la Cuenca del Mantaro, mediante implementación de gestión ambiental para contribuir al desarrollo sostenible de la Región Junín. *Avances de Resultados de la Evaluación de Calidad Ambiental de los Recursos Agua y Suelo en la Cuenca alta y media del río Mantaro.* 2007.
20. **P., Enrique.** Todo sobre los Quelatos. Colombia : Instituto Geografico Agustín Codazzi, 1197. Vol. VII, 27.
21. **Havlin J.L., S.L. Tisdale, W.L. Nelson and J.D. Beaton.** *Soil Fertility and Fertilizers. An Introduction to nutrient management.* s.l. : Pearson, 2014.
22. **Prabha, K. Padmavathiamma, and L.Y. Li.** *Phytoremediation technology: Hyper-Accumulation metals in plants, Water Air Soil Pollut.* 2007. 184:105-126.
23. **Pillai S.S., N. Girija, G. Prajash Williams and Mathew Koshy.** *Impact of organic manure on the phytoremediation potential of Vetiveria zizanioides en chromium-contaminated soil.* 2013.
24. **Jara-Peña E., J. Gómez, H. Montoya, M. Chanco, M., Mariano y Noema Cano.** Capacidad Fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados. s.l. : 145-154, 2014.
25. **Aldrich M.V., J.T. Ellzey, J.R. Peralta-Videa, J.H. Gonzáles and J.L. Gardea-Torresdey.** *Lead Uptake and the Effects of EDTA on Lead-Tissue Concentrations in the Desert Species Mesquite.* s.l. : Interantional Journal of Phytoremediation, 2004. 6(3). 195-207.
26. **Mellem J.J., H. Baijnath and Bharti Odhav.** *Translocation and accumulation of Cr, Hg, As, Pb, Cu y Ni por Amaranthus dubius (Amarantahceae) from contaminated sites.* s.l. : Journal of Environmental Science and Health , 2009. 44. 568-575.
27. **Surat W., M. Kruatrachue, P. Pokethitiyook, P. Tanhan, and T. Samaranwanich.** *Potential of Sonchus arvensis for the phytoremediation of lead-contaminated soil.* s.l. : International Journal of Phytoremediation, 2008. 10. 325-342.
28. **Turgut, C., M. Katie Pepe, Teresa J. Cutright.** *The effect of EDTA and citric acid in phytoremediation of Cd, Cr, and Ni from soil using Helianthus annuus.* s.l. : Environmental Pollution, 2004. 131. 147-154.
29. **Wu, L.H., Y.M. Luo, X.R. Xing, and P. Christie.** *EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk.* s.l. : Agriculture Ecosystems & Environment, 2004. 102. 307-318.
30. **Muhammad D., Fei Chen, Jung Zhao, Guoping Zhang, and Feibo Wu.** *Comparison of EDTA-and Citric Acid-Enhanced Phytoextraction of Heavy Metals in Artificially metal contaminated soil by Typha angustifolia.* s.l. : International Journal of Phytoremediation. 11. 558.
31. **Orroño, D.I.** Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género Pelargonium: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad. . Tesis presentada para optar el título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires. Buenos aires, Argentina : Area de ciencias agropecuarias , 2002.
32. **Sung Kim In, K.H. Kang, P.Johnson-Green, and E.Ju Lee.** *Investigation of heavy metal accumulation in Polygonum thunbergii for phytoextraction.* s.l. : Environmental Pollution, 2003. Vol. 126. 235-243.
33. **Salt, D.E., M. Blaylock, P.B.A. Nanda Kumar, V. Dushenkov, B.D. Ensley, I. Chet, and I. Raskin.** . *Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants.* . 1995. 468-474.

34. **M.F, Nicks L. and Chambers.** Nickel farm. . 1994.
35. **Tibazarwa C., Corbisier P., Mench M., Bossus A., Solda P., Mergeay M., Wyns L., and van der Lelie D.** *A microbial biosensor to predict bioavailable nickel in soil and its transfer to plants.* . Environmental Pollution. 2001. 113. 19-26.
36. **M.E., Watanabe.** *Can bioremediation bounce back?.* Nature Biotechnology. 2001. 19. 1111-1115.
37. *Remediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Phytoremediation as a Potentially Promising Clean-Up Technology.* **Marques A.P.G.C, A.O.S.S. Rangel and P.M.L. Castro.** 39, s.l. : Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2009. 622-654.
38. **U.S, U.S. Environmental Protection Agency.** *Introduction to Phytoremediation.* USA : EPA 600/R-99/107 , 2000.
39. **Shimp, J.F., J.C. Tracy, L.C. Davis, E. Lee, W. Huang, L. E. Erickson, and J.L. Schnoor.** *Beneficial Effects of Plants in the Remediation of Soil and Groundwater Contaminated with Organic Materials.* s.l. : Rev. Environ. Sci. Technol., 1993. 23. 41-47.
40. **Schnoor J.L., L.A. Licht, S.C. McCutcheon, N.L. Wolfe, and H. Carreira.** *Phytoremediation of Organic and Nutrient Contaminants.* s.l. : Environ. Sci. Technol, 1995. 29. 318A-323A.
41. *Phytoextraction: A cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment.* **Garbisu, C. and Alkorta I.** 77, s.l. : Bioresource Technology, 2001. 229-236.
42. *Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms.* **Lasat, M.M.** 31, s.l. : Journal of Environmental Quality, 2002. 109-120.
43. *Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation.* **Kant, A.G., Kuek, C., Chaudry, C.S., Khoo, C.S., and Hayes, W.J.** 41, s.l. : Chemosphere., 2000. 197-207.
44. *Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials.* **Norwell, W.A.** 48, s.l. : Soil Science Society of America Journal, 1984. 1285-1292.
45. *Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil applied chelating agents.* **Blaylock, M.J., Salt, D.E., Dushenkov, S., Zakharova, O., and Gussman, C.** 31, s.l. : Environmental Science and Technology, 1997. 860-865.
46. *Growth of Vetiveria zizanioides and Phragmites australis on Pb/Zn mine tailings amended with manure compost and sewage sludge: A greenhouse study.* **Chiu, K.K., Ye, Z.H., and Wong, M.H.** 97, s.l. : Bioresource Technology, 2006. 158-170.
47. *Uptake and distribution of Cu, Zn, Pb and Cd in maize related to metals speciation changes in rhizosphere.* **Huang, Y., Chen, Y., and Tao, S.** 13, s.l. : Chinese Journal of Applied Ecology, 1997. 859-862.
48. *Leaching and uptake of heavy metal by ten different species of plants during an EDTA-assisted phytoextraction process.* **Chen, Y., Li, X., and Shen, Z.** 57, s.l. : Chemosphere, 2004. 187-671.
49. *Phytoremediation of heavy metal contaminated soils: Natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction.* **Lombi, E., Zhao, F.J., Dunham, S.J., and McGrath, S.P.** 30, s.l. : Journal of Environmental Quality, 2001. 1919-1926.
50. *Solaun nigrum in contaminated soil: Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on zinc accumulation and histolocalisation.* **Marques, A.P.G.C., Oliveira, R.S., Samardjieva, K.A., Pissarra, J., Rangel, A.O.S.S., and Castro P.M.L.** 145, s.l. : Environmental Pollution, 2007. 6911-699.

51. **Nriagu, J.O.** *The biogeochemistry of lead.* Amsterdam : Elsevier., 1978. pp.18-88.
52. *Use of factor analysis to differentiate pollutants from other trace metals in surface soils of the mineralized area of Madison County, Missouri, U.S. A. .* **Davies, B.E., & Wixson, B.G.** 61, Missouri - U.S.A : Water, Air, and Soil Pollution, 1987. 339-348.
53. **Steinnes, E. Lead. B.J. Alloway (ed.).** *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability.* s.l. : Environmental Pollution, 2013, Vol. 22.
54. *Composition and size distribution of in-stack particulate material at a coal-fired power plant.* **Gladney, E.S., Small, J.A., Gordon, G.E., & Zoller, W.H.** 10, s.l. : Atmospheric Environment, 1976. 1071-1077.
55. **Steinnes, E.** Heavy metal pollution of natural surface soils due to long-distance atmospheric transport. *In Pollutants in the unsaturated zone.* s.l. : Heidelberg: Springer, 1984.
56. *Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soils of Southern Norway.* **Steinnes, E., Solberg, W., Petersen, H.M., & Wren, C.D.** 45, Norway : Water, Air, and Soil Pollution, 1998. 207-218.
57. *Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. .* **Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Forrier, H., Proix, N., & Schwartz, C.** 136, s.l. : Geoderma, 2006. 912-929.
58. **McBride, M.B.** *Environmental chemistry of soils.* New York : Oxford University Press, 1994.
59. *Kinetics of ion-exchange in soil organic matter. Adsorption and desorption of Pb+2, Cu+2, Cd+2, Zn+2 and Ca+2 by peat.* **Bunzl, K., Schmidt, W., & Sansoni, B.** 27, s.l. : Journal of Soil Science, 1976, Vol. 4. 32-41.
60. *Relating ion binding by fulvic and humic acids to chemical composition and molecular size. Metal binding. .* **Christl, I., Milne, C.J., Kinniburgh, D.G. & Kretschmar, R.** 35, s.l. : Environmental Science and Technology, 2001, Vol. 2. 2512-2517.
61. **Hildebrand, E.E., & Blum, W.E.** Lead fixation by clay minerals. s.l. : Naturwissenschaften, 1974. 61. 169.
62. **Kinniburgh, D.G., Jackson, M.L., & Syers, J.K.** *Adsorption of alkaline earth, transition, and heavy metal cations by hydrous gels of iron and aluminium. .* s.l. : Soil Science Society of America Journal, 1976. 40. 796-799.
63. *The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt.* **Usman, A.R.A.** 144, New Valley : Geoderma, 2008. 334-434.
64. *Availability and bio-accessibility of metals in the clay fraction of urban soils of Sevilla.* **Madrid, F., Díaz-Barrientos, E., & Madrid, L.** 108, Sevilla : Environmental Pollution, 2008. 391-409.
65. *Cadmium and Lead sorption behavior of selected English and Indian soils.* **Hooda, P.S., & Alloway, B.J.** 84, s.l. : Geoderma, 1988. 121-134.
66. *Effects of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile.* **Sipos, P., Németh, T., Mohai, I., & Dódy, I.** 124, s.l. : Geoderma, 2005. 363-374.
67. *Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils.* **Appel, C., & Ma, L.** 31, s.l. : Journal of Environmental Quality, 2002. 581-589.
68. *Fractionation of lead in paddy soils and its bioavailability to rice plants.* **Li, J.X., Yang, X.E., He, Z.L., Jilani, G., Sun, C.Y., & Chen, S.M.** 141, s.l. : Geoderma, 2007. 174-180.
69. **Koeppel, D.E.** *The uptake, distribution, and effect of cadmium and lead in plants.* Stevens Report. Nueva Jersey : Stevens Institute of Technology, 1977. 197-206.

70. **Davies, B.E.** *Lead*. In B.J. Alloway (Ed.), *Heavy metals in soils* (pp. 206-223). London : Blackie Academic & Professional, 1995.
71. *Speciation of lead in contaminated soils*. **Sauvé, S., McBride, M.B., & Hendershot, W.H.** 98, s.l. : Environmental Pollution, 1997. 149-155.
72. *Trace metal speciation and bioavailability in urban soils*. **Murray, Y.G.P., & Hendershot, W.H.** 107, s.l. : Environmental Pollution, 2000. 137-144.
73. *Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable metals in soils*. **Menzies, N.W., Donn, M.J. & Kopittke, P.M.** 145, s.l. : Environmental Pollution, 2007. 121-130.
74. *Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fraction of soil*. **Qian, J., Shan, X., Wang, Z., & Tu, Q.** 187, s.l. : Science of the Total Environment, 1996. 131-141.
75. **Mostacero J., y Mejía F.** *Taxonomía de Fanerógamas peruanas. 1ra ed.* Lima : Concytec, 1998.
76. **Zalles JKaime, y De Lucca Manuel.** *El verde de la salud. 1ra. Ed.* . Cochabamba : Los amigos del libro, 1991.
77. **A., Burkart.** *Flora ilustrada de Entre Ríos, 3rd. ed.* Buenos Aires, Argentina : Sudamericana, 1987.
78. *Urtica dioica L.* . **Bombardelli E., y Morazzoni P.** 67, s.l. : Fitoterapia, 1997. 387-492.
79. *Farmacognosia. Fitoquímica.* . **J., Bruneton.** Barcelona: Acribia : Plantas medicinales. 2da. Ed., 1999.
80. **Torrico., G.** *Leñosas útiles de Potosí. 1ra. Ed.* Bolivia : Potosí, 1994.
81. **B.J., Alloway.** Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Third edition. *Heavy Metals in Soils*. s.l. : Environmental Pollution 22, 2013.
82. **Quiceno, Y.** El método crítico de Karl Popper: La Falsabilidad como criterio de demarcación entre la ciencia y la metafísica . *Ciencia en la Escuela*. [Online] S/F. [Cited: Enero 28, 2020.] file:///C:/Users/Admin/Downloads/Postura%20de%20%20Karl%20Popper.pdf. s/n.
83. **Arroyo. A., J.C.A.** Metodología de la investigación? s.l. : Fundación para el desarrollo de las ciencias , 2012.
84. *The possibility of in-situ heavy-metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants*. **Baker A, J.M, and S.P. McGrath, C.M.D. Sidoli, and R.D. Reeves.** 11;41-49, s.l. : Res.Conserve. Recycl., 1994.
85. **Dahmani-Muller M., F. van Oort, and M. Balabane.** Metal extraction by Arabidopsis halleri grown on an unpolluted soil amended with various metal-bearing soils: A pot experiment. s.l. : Environ. Pollut, 2001.
86. **CESEL Ingenieros.** Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto. “*Línea de Transmisión 220 kV C.H. Chancay 2 – C.H. Rucuy – S.E. Francoise*”. [Online] Enero 2014. [Cited: Enero 28, 2020.] http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/4_4_1%20Clima%20y%20Met%20Rev%200.pdf. s/n.
87. **Misra, S.G. and D. Mani.** *Soil Pollution. APH Publishing Corporation. New Delhi.* . 2012.
86. **Gulsel, M.** *Therapeutic and nutritional aspects of stinging nettles. 1ª ed.* New York : Taylor & Francis Ltd.

87. **Ecología y Medio Ambiente, Cuidemos el planeta..** [Online] Noviembre 8, 2010. [Cited: Enero 31, 2020.] <https://cuidemoselplaneta.org/contaminacion-por-metales-pesados/>.
88. **Watt, M., &Evans, J.** Proteoid roots physiology and development. . s.l. : Plant Physiol, 1999. 121. 317 - 323.
89. **Harvery, P. J., Campanella B,** et al. Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons Anilines and phenols. . s.l. : Environmental Science and Pollution, 2002. 29 - 47.
90. **Peréz. E.** Todo sobre los Quelatos. Colombia : Instituto Geografico Agustín Codazzi, 1197. Vol. VII, 27.
91. **CESEL Ingenieros.** Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto. *“Línea de Transmisión 220 kV C.H. Chancay 2 – C.H. Rucuy – S.E. Francoise”*. [Online] Enero 2014. [Cited: Enero 28, 2020.] http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/4_4_1%20Clima%20y%20Met%20Rev%200.pdf. s/n.

ANEXOS

ANEXO 1. MATRIZ DE CONSISTENCIA

| Problemas | Objetivos | Hipótesis | Variables | Metodología |
|--|--|---|--|---|
| <p>Problema general ¿Cuál es el efecto del quelato (EDTA) en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con <i>Urtica urens</i> en La Oroya, 2018?</p> <p>Problemas específicos</p> <p>¿Cuál es el efecto de cinco dosis de quelato (EDTA) en el contenido de plomo en la parte aérea y radicular de <i>Urtica urens</i>?</p> <p>¿Cuál es el efecto de cinco dosis de quelato (EDTA) en el factor de bioacumulación y translocación de <i>Urtica urens</i>?</p> <p>¿Qué relación presenta el quelato (EDTA) con los contenidos de Pb en la parte aérea y radicular, y los factores de bioacumulación y translocación de <i>Urtica urens</i>?</p> | <p>Objetivos General Determinar el efecto del quelato (EDTA) en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con <i>Urtica urens</i>.</p> <p>Objetivos Específicos</p> <p>Cuantificar el efecto de cinco dosis de quelato (EDTA) en el contenido de plomo en la parte aérea y radicular de <i>Urtica urens</i>.</p> <p>Evaluar el efecto de cinco dosis del quelato (EDTA) en los factores de bioacumulación y translocación de <i>Urtica urens</i>.</p> <p>Describir la relación que existe entre el quelato (EDTA) con los contenidos de Pb en la parte aérea y radicular, y los factores de bioacumulación y traslocación de <i>Urtica urens</i>, en un suelo contaminado con Pb de La Oroya.</p> | <p>Hipótesis de investigación Ho: El efecto del quelato (EDTA) no es significativo en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con <i>Urtica urens</i>. Ha: El efecto del quelato (EDTA) es significativo en la fitorremediación de un suelo contaminado por plomo, con <i>Urtica urens</i>.</p> | <p>Variable dependiente: Y = Fitorremediación</p> <p>Variable independiente X= Dosis de quelato (EDTA)</p> | <p>Método general Hipotético – deductivo</p> <p>Método específico Análisis</p> <p>Tipo de investigación Aplicada</p> <p>Diseño de la investigación Experimental</p> <p>Población La población estuvo constituida por todas las plantas de <i>U. urens</i>, creciendo en el experimento con suelos contaminados de la Oroya.</p> <p>Muestra. No se obtuvo una muestra de la población, porque se utilizó todas las plantas de <i>U. urens</i> (54 plantas) que crecieron en las 18 macetas (3 plantas por maceta) del experimento con suelos contaminados de La Oroya.</p> |

ANEXO 2. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE CARACTERIZACIÓN DEL SUELO.



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



ANALISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION

Solicitante : EVELIN CASTRO GARCIA

Departamento : JUNIN

Distrito : LA OROYA

Referencia : H.R. 68171-059C-19

Bolt.: 2944

Provincia : YAULI

Predio :

Fecha : 14/05/19

| Número de Muestra | | pH (1:1) | C.E. (1:1) dS/m | CaCO ₃ % | M.O. % | P ppm | K ppm | Análisis Mecánico | | | Clase Textural | CIC | Cationes Cambiables | | | | | Suma de Cationes | Suma de Bases | % Sat. De Bases |
|-------------------|--------|-------------|-----------------------|------------------------|-----------|----------|----------|-------------------|-----------|--------------|-------------------|-------|---------------------|------------------|----------------|-----------------|-----------------------------------|------------------------|---------------------|-----------------------|
| Lab | Claves | | | | | | | Arena % | Limo % | Arcilla % | | | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | Na ⁺ | Al ⁺³ + H ⁺ | | | |
| 3855 | | 7.71 | 1.43 | 29.10 | 2.69 | 66.1 | 774 | 30 | 31 | 39 | Fr.Ar. | 24.64 | 20.15 | 2.50 | 1.88 | 0.10 | 0.00 | 24.64 | 24.64 | 100 |

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

| Número de Muestra | | Pb ppm |
|-------------------|--------|-----------|
| Lab | Claves | |
| 3855 | | 683.26 |



D. Sady García Bendejé
 Jefe del Laboratorio

ANEXO 3. RESULTADO DEL ANÁLISIS DE PB AL FINAL DEL EXPERIMENTO



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



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : EVELIN ESPERANZA CASTRO GARCÍA
PROCEDENCIA : JUNÍN/ HUANCAYO/ EL TAMBO
MUESTRA : RAÍCES DE ORTIGA
REFERENCIA : H.R. 69578
BOLETA : 3389
FECHA : 02/09/2019

| N. Lab. | CLAVE DE CAMPO | Pb ppm |
|---------|----------------|--------|
| 3947 | T1R1 | 98.15 |
| 3948 | T1R2 | 83.81 |
| 3949 | T1R3 | 73.98 |
| 3950 | T2R1 | 219.87 |
| 3951 | T2R2 | 287.50 |
| 3952 | T2R3 | 219.30 |
| 3953 | T3R1 | 247.98 |
| 3954 | T3R2 | 321.03 |
| 3955 | T3R3 | 208.85 |
| 3956 | T4R1 | 172.52 |
| 3957 | T4R2 | 285.00 |
| 3958 | T4R3 | 234.71 |
| 3959 | T5R1 | 189.81 |
| 3960 | T5R2 | 192.86 |
| 3961 | T5R3 | 144.66 |
| 3962 | T6R1 | 181.92 |
| 3963 | T6R2 | 134.45 |
| 3964 | T6R3 | 16.19 |


Ing. Braulio La Torre Martínez
Jefe de Laboratorio

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



INFORME DE ANALISIS ESPECIAL EN FOLIAR

SOLICITANTE : EVELIN ESPERANZA CASTRO GARCÍA
PROCEDENCIA : JUNÍN/ HUANCAYO/ EL TAMBO
MUESTRA : PARTE AÉREA DE ORTIGA
REFERENCIA : H.R. 69577
FACTURA : 3389
FECHA : 02/09/2019

| N. Lab. | CLAVE DE CAMPO | Pb ppm |
|---------|----------------|--------|
| 3929 | T1R1 | 59.04 |
| 3930 | T1R2 | 108.90 |
| 3931 | T1R3 | 30.96 |
| 3932 | T2R1 | 55.43 |
| 3933 | T2R2 | 72.22 |
| 3934 | T2R3 | 124.10 |
| 3935 | T3R1 | 145.39 |
| 3936 | T3R2 | 195.82 |
| 3937 | T3R3 | 113.64 |
| 3938 | T4R1 | 168.59 |
| 3939 | T4R2 | 136.11 |
| 3940 | T4R3 | 94.03 |
| 3941 | T5R1 | 197.56 |
| 3942 | T5R2 | 161.13 |
| 3943 | T5R3 | 78.73 |
| 3944 | T6R1 | 110.32 |
| 3945 | T6R2 | 58.28 |
| 3946 | T6R3 | 72.95 |

 *Ing. Bráulio La Torre Martínez*
Jefe de Laboratorio

ANEXO 4: GUÍA DE CLASIFICACIÓN PARA INTERPRETACIÓN DE ANÁLISIS DE SUELOS

Textura del suelo¹

| Grupo Textural | Clase Textural |
|---------------------|------------------------|
| Guesa | Arena |
| | Arena Franca |
| Moderadamente Guesa | Franco Arenoso |
| Media | Franco |
| | Franco Limoso |
| | Limoso |
| Moderadamente Fina | Franco Arcilloso |
| | Franco Arcillo Limoso |
| | Franco Arcillo Arenoso |
| Fina | Arcillo Arenoso |
| | Arcillo Limoso |
| | Arcilloso |

Reacción del suelo (pH)¹

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

Salinidad y/o sodicidad¹

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

Materia orgánica¹

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

Fósforo disponible¹

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

Potasio disponible¹

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

Carbonato de calcio²

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

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)²

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

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

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

ANEXO 5: PANEL FOTOGRÁFICO

Fotografía 1. Muestreo del suelo (muestra simple)



Fotografía 2. Muestreo del suelo (muestra simple)



Fotografía 3. Mezclado de muestras simples.



Fotografía 4. Secado del suelo.



Fotografía 5. Tamizado del suelo.



Fotografía 6. Preparación de muestra para análisis (UNALM, Lima)



Fotografía 7. Pesado de muestra de suelo y colocado en macetas.



Fotografía 8. Disposición de maceteros.



Fotografía 9. Pesado de quelato (EDTA)



Fotografía 10. Aplicación de EDTA según tratamientos.



Fotografía 11. Aplicación de agua para regar a capacidad de campo.



Fotografía 12. Macetas después de regadas, al inicio del experimento.



Fotografía 13. Semilla de *Urtica urens*.



Fotografía 14. Siembra de *Urtica urens*.



Fotografía 15. Emergencia de plántulas de *Urtica urens*.



Fotografía 16. Emergencia de plántulas de *Urtica urens*.



Fotografía 17. Plantas de *Urtica urens* en crecimiento.



Fotografía 18. Pesado de unidad experimental para controlar el riego a capacidad de campo.



Fotografía 19. Pesado de unidad experimental para controlar el riego a capacidad de campo.



Fotografía 20. Pesado de unidad experimental para controlar el riego a capacidad de campo.



Fotografía 21. Riego del experimento para mantener el 80% de capacidad de campo.



Fotografía 22. Riego del experimento para mantener el 80% de capacidad de campo.



Fotografía 23. Control del crecimiento de la planta de *Urtica urens*.



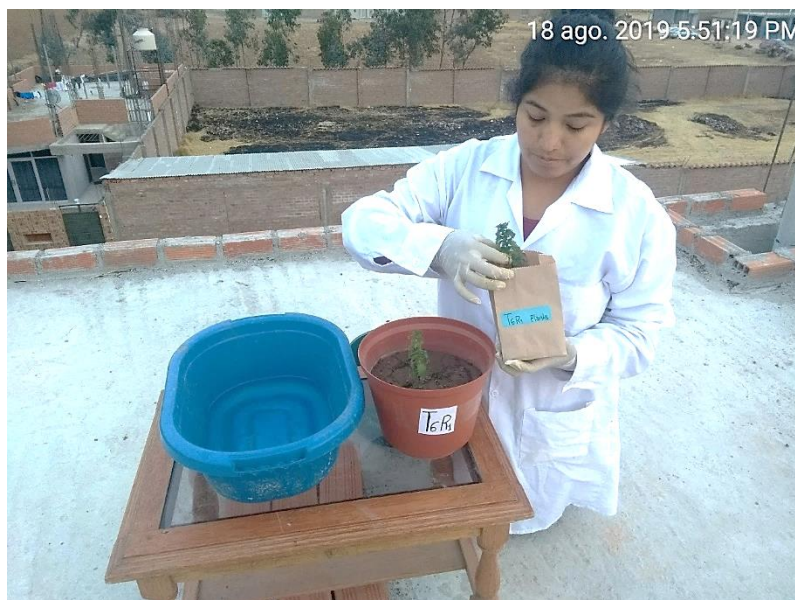
Fotografía 24. Control del crecimiento de la planta de *Urtica urens*.



Fotografía 25. Cortado de la parte aérea para enviar a laboratorio, al finalizar el experimento.



Fotografía 26. Colocación de las muestras de cada tratamiento en bolsas de papel.



Fotografía 27. Retirado de la raíz de cada unidad experimental.



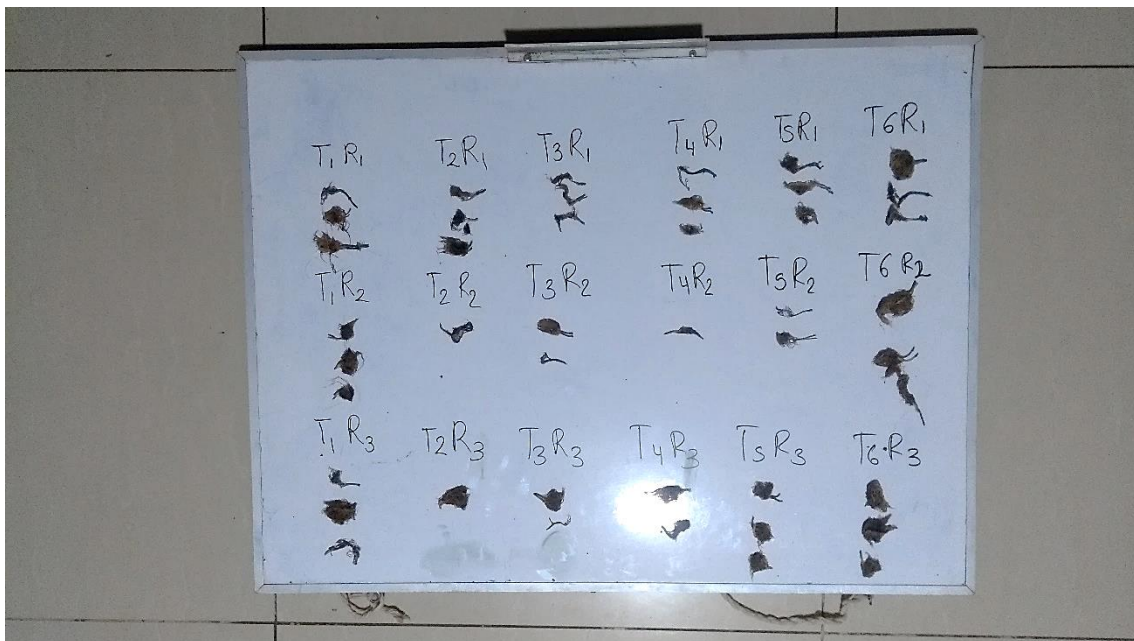
Fotografía 28. Lavado de la raíz de cada unidad experimental.



Fotografía 29. Lavado de la raíz de cada unidad experimental.



Fotografía 30. Oreado y secado de la raíz de cada unidad experimental.



Fotografía 31. Muestras para análisis de Laboratorio (UNALM, Lima).

