



# UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

## ESCUELA DE POSGRADO

### MAESTRÍA EN DESARROLLO RURAL



#### TESIS

**CAPACIDAD FITORREMIEDIADORA DE TARWI (*Lupinus mutabilis* Sweet)  
MEDIANTE INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS A SUELOS  
CONTAMINADOS POR MERCURIO PROCEDENTE DE ACTIVIDAD  
MINERA**

**PRESENTADA POR:**

**REYNALDO SALAS SUCATICONA**

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:**

**MAESTRO EN GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES Y MEDIO  
AMBIENTE**

**PUNO, PERÚ**

**2024**



## REYNALDO SALAS SUCATICONA

### CAPACIDAD FITORREMEIADORA DE TARWI (*Lupinus mutabilis* Sweet) MEDIANTE INCORPORACIÓN DE ENMIENDA...

- 9.- DESARROLLO RURAL
- 9.- DESARROLLO RURAL
- Universidad Nacional del Altiplano

#### Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid::8254:418840440

159 Páginas

Fecha de entrega

26 dic 2024, 12:41 p.m. GMT-5

32,573 Palabras

Fecha de descarga

26 dic 2024, 12:55 p.m. GMT-5

180,605 Caracteres

Nombre de archivo

CAPACIDAD FITORREMEIADORA DE TARWI (*Lupinus mutabilis* Sweet) MEDIANTE INCORPORAC....docx

Tamaño de archivo

89.4 MB



D.Sc. Percy Huata Panca  
C.I.P. N° 48100





## 13% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

### Filtrado desde el informe

- ▶ Bibliografía
- ▶ Texto citado
- ▶ Texto mencionado
- ▶ Coincidencias menores (menos de 12 palabras)

### Fuentes principales

- 12% Fuentes de Internet
- 1% Publicaciones
- 5% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

### Marcas de integridad

#### N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

D.Sc. Percy Huata Panca  
C.I.P. N° 48100





# UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

## ESCUELA DE POSGRADO

### MAESTRÍA EN DESARROLLO RURAL

#### TESIS

**CAPACIDAD FITORREMIADORA DE TARWI (*Lupinus mutabilis* Sweet)  
MEDIANTE INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS A SUELOS  
CONTAMINADOS POR MERCURIO PROCEDENTE DE ACTIVIDAD  
MINERA**



#### PRESENTADA POR:

**REYNALDO SALAS SUCATICONA**

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:**

**MAESTRO EN GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE**

APROBADA POR EL JURADO SIGUIENTE:

PRESIDENTE

.....  
D.Sc. KATIA NATALIA BARRIENTOS PAREDES

PRIMER MIEMBRO

.....  
M.Sc. JORGE ADAN VILLEGAS ABRILL

SEGUNDO MIEMBRO

.....  
Dr. GILMAR GAMALIEL GOZQUETA CAMACHO

ASESOR DE TESIS

.....  
D.Sc. PÉRCY HUATA PANCA

Puno, 03 de octubre de 2024.

**ÁREA:** Gestión de recursos naturales.

**TEMA:** Capacidad fitorremediadora.

**LÍNEA:** Manejo sustentable de recursos naturales.





## DEDICATORIA

A mis amados padres Vidalio y Lila, por su constante apoyo moral y su incondicional respaldo, que me permitieron alcanzar este objetivo, el cual fue una experiencia sumamente enriquecedora tanto a nivel personal como profesional.

*Reynaldo Salas Sucaticona.*



## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional del Altiplano, por brindarme las herramientas necesarias en mi formación profesional y por todo el apoyo que me brindó esta casa superior de estudios.

A los docentes de la Maestría en desarrollo rural, quienes me impartieron sus conocimientos para el desarrollo de la presente tesis.

A mi Asesor de tesis Dr. Percy Huata Panca, por su asesoramiento y sugerencias en la realización de la presente investigación.

A los miembros del jurado, por su motivación, interés y crítica, necesarios para la realización de la presente investigación.

Finalmente, me gustaría agradecer a todas las personas que han formado parte de mi vida profesional.

*Reynaldo Salas Sucaticona.*



## ÍNDICE GENERAL

	<b>Pág.</b>
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
ÍNDICE DE ANEXOS	x
ACRÓNIMOS	xii
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3

### CAPÍTULO I

#### REVISIÓN DE LITERATURA

1.1	Marco teórico	5
1.1.1	Suelo	5
1.1.2	Potencial de hidrogenación	5
1.1.3	Materia orgánica	5
1.1.4	Conductividad eléctrica	6
1.1.5	Potencial de hidrogenación	6
1.1.6	Textura del suelo	6
1.1.7	Metales pesados	7
1.1.8	Ventajas y limitaciones de la fitorremediación	10
1.1.9	Tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet)	11
1.1.10	Enmiendas orgánicas	11
1.2	Antecedentes	14
1.2.1	Internacionales	14
1.2.2	Nacionales	17
1.2.3	Locales	21

### CAPÍTULO II

#### PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1	Identificación del problema	23
2.2	Enunciados del problema	24



2.2.1	Problema general	24
2.2.2	Problemas específicos	25
2.3	Justificación	25
2.4	Objetivos	26
2.4.1	Objetivo general	26
2.4.2	Objetivos específicos	27
2.5	Hipótesis	27
2.5.1	Hipótesis general	27
2.5.2	Hipótesis específicas	27
<b>CAPÍTULO III</b>		
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>		
3.1	Lugar de estudio	28
3.2	Población	29
3.3	Muestra	29
3.4	Método de investigación	29
3.5	Descripción detallada de métodos por objetivos específicos	31
3.5.1	Diseño de muestreo	31
3.5.2	Materiales, equipos y reactivos	31
3.5.3	Metodología detallada por objetivos específicos	32
3.5.4	Prueba estadística inferencial	40
<b>CAPÍTULO IV</b>		
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>		
4.1	Resultados	41
4.1.1	Análisis de supuestos	41
4.1.2	Remoción de mercurio total	44
4.1.3	Tasas de crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet)	48
4.1.4	Características agronómicas del suelo	55
4.2	Discusión	62
4.1.5	Remoción de mercurio total	62
4.1.6	Tasas de crecimiento del tarwi	66
4.1.7	Características agronómicas del suelo	71
CONCLUSIONES		79
RECOMENDACIONES		81
BIBLIOGRAFÍA		82



## ÍNDICE DE TABLAS

	<b>Pág.</b>
1. Mecanismos de biorremediación de contaminante	9
2. Ubicación de puntos de muestreo de suelo en el sector Antahuila – centro poblado La Rinconada	33
3. Análisis de varianza – Diseño completo al azar (ANOVA-DCA)	40
4. Análisis de supuesto prueba de normalidad de parámetros evaluados, 2024	41
5. Análisis de supuesto prueba de homogeneidad de varianza de parámetros evaluados, 2024	42
6. Prueba de correlación de Pearson de parámetros evaluados, 2024	43
7. Reducción de mercurio total en el suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	45
8. Prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ) porcentaje de remoción de mercurio (Hg), 2024	46
9. Análisis foliar de hoja raíz y tallo del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) post tratamiento de suelo contaminando del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	47
10. Prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ) porcentaje de fitoextracción de mercurio (Hg), 2024	48
11. Crecimiento absoluto del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en suelo contaminado del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2021-2022	49
12. Ganancia absoluta de peso del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en suelo contaminado del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2021-2022	50
13. Crecimiento fenológico del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2021-2022	51
14. Prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ) tasa absoluta de crecimiento (TAC) y Relativa (TRC) del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2024	53
15. Tasas de absoluta de crecimiento (TAC) y relativa (TRC) del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en relación a la talla, 2021 - 2022	54
16. Tasas de absoluta de crecimiento (TAC) y relativa (TRC) del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en relación al peso, 2021 - 2022	55
17. Prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ) principales parámetros agronómicos del suelo, 2024	56





18.	Comportamiento del Potencial de Hidrógeno (pH) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	57
19.	Comportamiento de la conductividad eléctrica (C.E.) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	58
20.	Comportamiento de la Materia Orgánica (M.O.) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	59
21.	Comportamiento de la Fósforo (P) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	60
22.	Comportamiento de la Potasio (K) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	61
23.	Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico del proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	62
24.	Análisis de varianza paramétrica de la remoción de mercurio total	125
25.	Análisis de varianza de las tasas de crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet)	126
26.	Análisis de varianza de las características agronómicas del suelo	127



## ÍNDICE DE FIGURAS

	<b>Pág.</b>
1. Ubicación del lugar de estudio	28
2. Distribución de muestreo de suelos según la guía DS N.º 002-2013-MINAM	32
3. Ubicación de puntos de muestreo en la zona de estudio - sector Antahuila, 2021	33
4. Método de cono y cuarteo para la homogenización del suelo contaminado	34
5. Esquema metodológico general	39
6. Comportamiento del crecimiento fenológico del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), en suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022	52
7. Porcentaje (%) de remoción de Hg en el suelo, 2022	63
8. Análisis foliar de hoja raíz y tallo del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2022	65
9. Vista Panorámica del sector de estudio Antahuila – Centro Poblado la Rinconada, 2021	128
10. Delimitación del área de estudio para la extracción de muestras, 2021	128
11. Georreferenciación de los puntos de muestreo – GPS Garmin 64s, 2021	129
12. Extracción de muestras de suelo contaminado con mercurio de los puntos establecidos, 2021	129
13. Evaluación de la profundidad de la toma de muestras de suelo contaminado con mercurio, 2021	130
14. Muestras extraídas de los 8 puntos establecidos según la metodología del MINAM, 2021	130
15. Equipo de trabajo para el muestreo de suelos – Centro poblado La Rinconada, 2021	131
16. Tratamiento y tamizaje de suelo para la eliminación de materiales inertes, 2021	131
17. Homogeneización de muestras de suelo contaminado utilizando el método de cono y cuarteo, 2021	132
18. Vista panorámica de las unidades experimentales y materiales utilizados, 2021	132
19. Envío de muestras compuestas de suelo contaminando con mercurio – Pre tratamiento, 2021	133



20.	noculación de semillas de tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en las unidades experimentales, 2021	133
21.	Germinación de semillas de tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2021	134
22.	Evaluación semanal del crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2021 - 2022	134
23.	Vista de planta final de las unidades experimental del crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2022	135
24.	Diferencia de crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en los diferentes tratamientos, 2022	135
25.	Vista lateral del crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en los diferentes tratamientos, 2022	136
26.	Evaluación final del crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en los diferentes tratamientos, 2022	136
27.	Toma fotográfica del enraizamiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2022	137
28.	Vista fotografía de los diferentes tratamientos tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2022	137
29.	Muestras de tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) para análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total	138
30.	Suelo contaminando con mercurio – Post tratamiento, 2022	138
31.	Muestras de suelo contaminando con mercurio – Post tratamiento, 2022	139
32.	Envió de muestras de suelo contaminando con mercurio y muestras de tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2022	139
33.	Muestras de tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) para la determinación de peso seco, 2022	140
34.	Acondicionamiento de muestras de tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) para la determinación de peso seco, 2022	140
35.	Determinación de peso seco de muestras de tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet), 2022	141



## ÍNDICE DE ANEXOS

	<b>Pág.</b>
1. Matriz de consistencia	105
2. Determinación del porcentaje de reducción de Mercurio Total en los diferentes tratamientos	106
3. Cálculo del porcentaje de fitoextracción de mercurio – Análisis foliar de hoja raíz y tallo del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet)	107
4. Registro semanal del crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet)	108
5. Cálculo de las Tasas de crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en función al crecimiento	109
6. Cálculo de las Tasas de crecimiento del tarwi ( <i>Lupinus mutabilis</i> Sweet) en función al peso	110
7. Determinación de la variación del potencial de hidrogeno (pH) y Conductividad eléctrica (C.E.) del suelo con la adición de enmiendas orgánicas	111
8. Determinación de la variación de Materia Orgánica (M.O.) y Fosforo (P) del suelo con la adición de enmiendas orgánicas	112
9. Determinación de la variación de Potasio (K) y Capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo con la adición de enmiendas orgánicas	113
10. Informe de ensayo sobre contenido mercurio total en el suelo (mg/kg) Pretratamiento, 2021	114
11. Informe de ensayo sobre análisis de las características agronómicas del suelo (ppm) Pretratamiento, 2021	115
12. Informe de ensayo sobre contenido mercurio total en el suelo (mg/kg) Post tratamiento, 2022	116
13. Resultados del ensayo sobre contenido mercurio total en el suelo (mg/kg) Post tratamiento, 2022	117
14. Informe de ensayo sobre análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total (mg/kg) Post tratamiento, 2022	120
15. Resultados del ensayo sobre análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total (mg/kg) Post tratamiento, 2022	121
16. Informe de ensayo sobre análisis de las características agronómicas del suelo Post tratamiento, 2022	124



<b>17.</b>	Análisis de varianza ANOVA	125
<b>18.</b>	Panel fotográfico	128
<b>19.</b>	Declaración jurada de autenticidad de tesis	142
<b>20.</b>	Autorización para el depósito repositorio institucional	143



## ACRÓNIMOS

FMAM	:	Fondo para el Medio Ambiente Mundial
INACAL	:	Instituto Nacional de Calidad
MINAM	:	Ministerio del Ambiente
LASPAF	:	Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes
TAC	:	Tasa absoluta de crecimiento
TCR	:	Tasa relativa de crecimiento
UNALM	:	Universidad Nacional Agraria La Molina
UNAP	:	Universidad Nacional del Altiplano



## RESUMEN

La contaminación de suelos por metales pesados es una de las principales preocupaciones ambientales que enfrenta el mundo en la actualidad, genera el deterioro del suelo, produce efectos tóxicos en el ecosistema vivo y en la salud pública, la presente investigación tiene por objetivo evaluar la capacidad fitorremediadora del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) mediante la incorporación de enmiendas orgánicas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera. La investigación corresponde al enfoque cuantitativo y diseño experimental, se determinó el porcentaje de remoción de mercurio total, análisis foliar de hoja raíz y tallo del tarwi, calcularon tasas de crecimiento absoluta (TAC) y relativa (TRC) y evaluaron las características agronómicas en el suelo contaminado. Los resultados revelaron que mejor tratamiento fue el T4 (SC+EV+T) con una reducción de 2,079 mg/kg que equivale a una remoción de 31,82 %. En relación las tasas de crecimiento absoluta (TAC) y relativa (TRC) fueron significativamente diferentes en todos los tratamientos ( $p < 0,05$ ), donde el incremento máximo diario de longitud fue de 0,678 cm/día (TAC) y 4,149 %/día (TRC) correspondiente al T4 (SC+EV+T), la adición de enmiendas orgánicas incrementa la materia orgánica en el suelo, siendo el tratamiento T4 (SC+EV+T) el mejor tratamiento con un incremento de 249 %. En conclusión, la biodisponibilidad de Hg en suelos tiende a disminuir a través de la adición de enmiendas orgánicas, las diferencias de las tasas de crecimiento se relacionan directamente al contenido de materia orgánica y la incorporación de las enmiendas orgánicas mejoró las características agronómicas del suelo.

**Palabras clave:** Enmienda orgánica, fitoextracción, remoción de mercurio, restauración, tasa de crecimiento.

## ABSTRACT

Soil contamination by heavy metals is one of the main environmental concerns facing the world today, it causes soil deterioration, produces toxic effects on the living ecosystem and public health, the present research aims to evaluate the phytoremediation capacity of tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) by incorporating organic amendments to soils contaminated by mercury from mining activity. The research corresponds to the quantitative approach and experimental design, the percentage of total mercury removal was determined, foliar analysis of leaf, root and stem of tarwi, absolute growth rates (TAC) and relative (TRC) were calculated and the agronomic characteristics in the contaminated soil were evaluated. The results revealed that the best treatment was T4 (SC + EV + T) with a reduction of 2,079 mg/kg which is equivalent to a removal of 31,82 %. In relation to the absolute (TAC) and relative (TRC) growth rates were significantly different in all treatments ( $p < 0.05$ ), where the maximum daily increase in length was 0,678 cm/day (TAC) and 4,149 %/day (TRC) corresponding to T4 (SC + EV + T), the addition of organic amendments increases the organic matter in the soil, being the T4 treatment (SC + EV + T) the best treatment with an increase of 249 %. In conclusion, the bioavailability of Hg in soils tends to decrease through the addition of organic amendments, the differences in growth rates are directly related to the organic matter content and the incorporation of organic amendments improved the agronomic characteristics of the soil.

**Keywords:** Growth rate, mercury removal, organic amendment, phytoextraction, restoration.



Dra. Katia N. Barrientos Paredes  
DOCENTE E.P. TURISMO

## INTRODUCCIÓN

La contaminación de suelos por metales pesados es una de las principales preocupaciones ambientales que enfrenta el mundo en la actualidad (Ashraf et al., 2019; Padoan et al., 2020; Priya et al., 2023), los metales pesados son factores que generan contaminación ambiental, generando un desequilibrio ecológico el desarrollo de los seres vivos (J. Lu et al., 2021), la minería aurífera artesanal y en pequeña escala dependiente del mercurio es la mayor fuente de contaminación por mercurio en la tierra, debido a su efecto tóxico en la salud humana y medio ambiental (Adnan et al., 2022; Beckers y Rinklebe, 2017; Saldaña-Villanueva et al., 2022) donde el principal sumidero de mercurio es la deposición en el suelo o cuerpos de agua (O'Connor et al., 2019). Se estima que cada año se emiten entre 410 y 1400 toneladas de mercurio a través de la pequeña minería y minería informal, lo que representa el 37 % de las emisiones mundiales de mercurio (Fritz et al., 2016), en el Perú, las emisiones totales de mercurio al medio ambiente provenientes de la pequeña minería y minería se estiman en 70 toneladas en 2010, y ahora es probable que sea mucho mayor (FMAM, 2018), en el centro poblado La Rinconada donde la población dependen de la minería local (Mina, 2017), la mayoría son mineros informales y trabajan en condiciones precarias, ya que están mal organizados y no tienen acceso a tecnología limpia, generando problemas medioambientales y a la salud pública debido al uso incontrolado de mercurio (Apaza, 2016).

La presente investigación tiene como propósito la generación de una propuesta para la remediación de suelos contaminados por la actividad minera, siendo muy importante para reducción de riesgos asociados, preservación de la salud ambiental y la restauración ecológica (Kustutan, 2019) debido a que su aplicación se enfoca en dos campos principales, el primero tiene un enfoque ambiental ya que implica una reducción de metales pesados (Eissa y Almaroai, 2019); el segundo tiene un enfoque económico, debido a que la fitorremediación es una tecnología emergente considerado como una alternativa rentable y no invasiva a los enfoques de remediación convencionales (Daljit et al., 2016).

Esta investigación se encuentra enmarcado bajo la línea de investigación de manejo sustentable de recursos naturales. Considerando este enfoque, se tuvo como objetivo evaluar la capacidad fitorremediadora del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en suelos contaminados por mercurio procedente de la actividad minera, Región Puno. Con

respecto a la metodología, la investigación fue de enfoque cuantitativo, debido a que se determinó la incidencia de las enmiendas orgánicas en la remoción de mercurio del suelo y crecimiento del tarwi; de tipo explicativo y descriptivo, como consecuencia de la determinación de metales pesados, las características agronómicas del suelo y evaluación del crecimiento del tarwi.

Esta investigación se realizó la evaluación de las características fenológicas del tarwi a través de registro de crecimiento semanal, con la biomasa seca promedio y el área foliar promedio por planta, se calcularon los siguientes índices de eficiencia fisiológica; tasa absoluta de crecimiento (TAC) y tasa relativa de crecimiento (TRC); además se realizó análisis de la remoción de mercurio total y determinación de las características agronómicas en el suelo contaminado, seguido del análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total en el tarwi, tomando como evidencia los informes de ensayo de determinación del contenido de mercurio total los mismo que se analizaron en los laboratorios de calidad acreditadas por el INACAL y laboratorios de Análisis de Suelos Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Lima-Perú (UNALM).

La estructura de esta investigación está conformada por cuatro capítulos. En el capítulo I, se presenta la revisión de la literatura, que abarca el marco teórico y antecedentes de la investigación. En el capítulo II, se aborda el planteamiento del problema, que concierne la formulación del problema, enunciado del problema, justificación, objetivos e hipótesis. El capítulo III, se establecen los materiales y métodos, que detallan el lugar de estudio, la población, muestra, los métodos de investigación y la descripción detallada de métodos por objetivos específicos. Por último; en el capítulo IV, se desprenden los resultados y discusión de la investigación donde se describen las conclusiones, recomendaciones, bibliografía y anexos de la investigación.

## CAPÍTULO I

### REVISIÓN DE LITERATURA

#### 1.1 Marco teórico

##### 1.1.1 Suelo

El suelo es un sistema material vivo compuesto por cinco ingredientes, es decir, minerales, materia orgánica del suelo, organismos vivos, gas y agua (Yang et al., 2023). El suelo se define como producto de transformación de sustancias minerales y orgánicas en la superficie de la tierra bajo la influencia de factores ambientales y medio de cultivo para plantas superiores y base de vida para las plantas superiores y base de vida para los animales y el hombre, el suelo es un cuerpo natural, tanto espacial como temporal, se forma en la superficie, es el resultado de complejos procesos biogeoquímicos y físicos, capaz de soportar vida y se pueden mapear a una escala apropiada. Así, el suelo puede verse como el cuerpo dinámico independiente de la naturaleza que adquiere propiedades en acuerdo con las fuerzas que actúan sobre él (Bhattacharyya, 2016).

##### 1.1.2 Potencial de hidrogenación

El pH del suelo es una medida de la alcalinidad o acidez es escala de 0 (siendo lo más ácido hasta 14 (siendo lo más básico o alcalino), el pH del suelo se informa con frecuencia como el predictor más fuerte de variaciones espacio-temporales en las comunidades microbianas e influye directamente en el crecimiento de la planta afectando a sus procesos biológico (O'Brien et al., 2019; Y. Zhang et al., 2017). El suelo tiene la naturaleza de acidez y alcalinidad, principalmente indicado por el pH del suelo que podría afectar en gran medida los procesos y funciones ecológicas del suelo (Wei et al., 2019).

##### 1.1.3 Materia orgánica

La materia orgánica (MO) es una mezcla heterogénea de compuestos orgánicos naturales, bacterias, partículas del suelo, metales, etc., que están presentes tanto en el agua como en el suelo además la materia orgánica juega un papel importante en los ecosistemas naturales (Kumar et al., 2019), además tiene una influencia importante en todas las funciones del suelo y desempeña un papel central en el ciclo global del carbono (Blume et al., 2016), por otra parte la alta

concentración de materia orgánica están asociados con una mejor disponibilidad de nutrientes y agua, lo que resulta en una mayor fertilidad del suelo y productividad de los cultivos. Además, el contenido de materia orgánica puede aumentar la estabilidad estructural del suelo al mejorar las formaciones de agregados que proporcionan la aireación suficiente requerida para el crecimiento de la planta (Stott et al., 2018; Wei et al., 2019).

#### **1.1.4 Conductividad eléctrica**

La capacidad de un elemento para transferir una corriente es la conductividad eléctrica (CE) generalmente se conoce en unidades de milisiemens por metro ( $\text{mS m}^{-1}$ ) (Mirzakhani-fchi et al., 2022). La conductividad de una solución se relaciona con el total. sólido disuelto (TDS) y cantidad de suspendió sólidos (SS) o sólidos insolubles en una muestra de agua. El sólido disuelto total incluye partículas sólidas tales como iones, sustancias inorgánicas, sales y metales. La conductividad eléctrica están positivamente correlacionadas; por lo tanto, el alto contenido de MO en el suelo induce una alta capacidad de intercambio de cationes y, posteriormente, una alta conductividad eléctrica, lo que sugiere excelentes condiciones de crecimiento (Danielle y Devic, 2016).

#### **1.1.5 Potencial de hidrogenación**

El pH del suelo es una medida de la alcalinidad o acidez es escala de 0 hasta 14, es el predictor más fuerte de variaciones espacio-temporales en las comunidades microbianas e influye directamente en el crecimiento de la planta afectando a sus procesos biológico (O'Brien et al., 2019; Y. Zhang et al., 2017), afecta los procesos y funciones ecológicas del suelo (Wei et al., 2019).

#### **1.1.6 Textura del suelo**

La textura del suelo, derivada de la distribución del tamaño de partícula, es un parámetro esencial del suelo, ya que influye en numerosas propiedades del suelo, los cambios de textura se correlacionan con el contenido de carbono orgánico, el pH y los cationes intercambiables (Zimmermann y Horn, 2020). la textura del suelo es un atributo permanente y natural del suelo y el más utilizado para caracterizar su composición física, el método tradicional para caracterizar los tamaños de partícula en los suelos es dividir el conjunto de posibles tamaños de



partícula en tres rangos de tamaño convenientemente separables conocidos como fracciones o separaciones de textura, a saber, arena, limo y arcilla (Fadhil, 2019).

### 1.1.7 Metales pesados

Los metales pesados son elementos potencialmente tóxicos como el cadmio (Cd), el plomo (Pb), el mercurio (Hg) y el arsénico (As) se dispersan ampliamente en el medio ambiente de forma natural por las aplicaciones agrícolas e industriales. Una vez absorbidos, se sabe que los metales pesados son persistentes en el cuerpo humano con semividas de excreción prolongadas durante décadas y, por lo tanto, se clasifican como elementos potencialmente tóxicos (Akomeah et al., 2012; Natasha et al., 2020).

La liberación antropogénica de metales pesados en el ecosistema se considera varias veces mayor en comparación con sus emisiones naturales (Sha et al., 2019; Vareda et al., 2019). Estas actividades causaron un alto nivel de acumulación de metales tóxicos en el suelo y eventualmente en las plantas (Ashraf et al., 2019; Natasha et al., 2020). A diferencia de otros contaminantes orgánicos, los metales pesados son altamente persistentes en el medio ambiente y no se degradan fácilmente por las actividades microbianas (Biel-Maeso et al., 2019), son bioacumulativos, no biodegradables y perjudiciales para las plantas, los animales, los seres humanos y otros seres vivos (Bayuo et al., 2023).

#### A. Mercurio

El mercurio es un contaminante globalmente presente, persistente y bioacumulativo, en el medio ambiente puede presentar muchos efectos adversos en ecosistemas enteros (C. Li et al., 2022; Lima et al., 2018). El mercurio es un contaminante ambiental generalizado que se convierte en un problema crucial, es altamente tóxico para los ecosistemas y los seres vivos. (Beckers y Rinklebe, 2017; Sahakyan et al., 2019); las condiciones de exposición al mercurio y el perfil de toxicidad entre los humanos dependen de las formas químicas del mercurio: mercurio elemental o metálico, compuestos de mercurio inorgánico u orgánico (Bensefa-Colas et al., 2011; O'Connor et al., 2019; Vianna et al., 2019).

## **B. Contaminación de suelos por mercurio**

La contaminación del suelo con mercurio plantea serios riesgos para la salud humana a través del consumo de vegetales contaminados y es un problema ambiental importante que necesita el desarrollo de estrategias de descontaminación sostenibles y eficientes (Sierra et al., 2016; Yu et al., 2018), además el mercurio en el medio ambiente puede presentar muchos efectos adversos en ecosistemas enteros, en las plantas, Hg puede causar un crecimiento reducido debido a muchas vías metabólicas que se ven afectadas, el mercurio en las plantas puede reducir la tasa fotosintética y la absorción de agua, la absorción de nutrientes e inhibir la síntesis de proteínas (Lima et al., 2018). Una vez que los materiales que contienen Hg ingresan al suelo, están sujetos a muchas reacciones biogeoquímicas, incluida la metilación del Hg (Z. Tang et al., 2020; Zhao et al., 2016).

## **C. Efecto del mercurio en la salud**

El mercurio (Hg) es un metal tóxico bioacumulativo persistente con propiedades fisicoquímicas únicas de preocupación para la salud pública, ya que sus difusiones naturales y antropogénicas aún inducen un alto riesgo para la salud humana (Bjørklund et al., 2017). Los niveles elevados de MeHg en la cadena alimentaria y los productos agrícolas se observan con frecuencia en las áreas de minería y fundición de Hg y representan un alto riesgo para la salud de los humanos (Z. Tang et al., 2020).

## **D. Fitorremediación de suelos contaminados**

La fitorremediación del suelo es una tecnología que utiliza plantas y sus microorganismos rizosféricos asociados para eliminar diversos contaminantes de los suelos contaminados. La fitorremediación de suelos contaminados generalmente se considera efectiva a través de uno o más de los siguientes mecanismos o procesos: fitoextracción, fitoestabilización, fitodegradación, fitovolatilización y rizodegradación (Ashraf et al., 2019).

**Tabla 1**

*Mecanismos de biorremediación de contaminantes*

<b>Tipo</b>	<b>Proceso involucrado</b>
Fitoestabilización o Fitoimmobilización	La fitoestabilización es una fitotecnología rentable y menos invasiva que estabiliza contaminantes peligrosos como los metales pesados en la rizosfera o las raíces mediante el uso de plantas tolerantes que unen los contaminantes en el suelo y reducen su movilidad dentro de los ecosistemas y las cadenas alimentarias (Kafle et al., 2022).
Fitodegradación	La fitodegradación es la degradación de los contaminantes absorbidos por las plantas a través de procesos metabólicos, o la degradación de los contaminantes fuera de la planta por enzimas liberadas por las raíces (Jhilt et al., 2021).
Fitoextracción o fitoacumulación	Las plantas absorben los contaminantes del suelo o el agua y los acumulan permanentemente en la biomasa aérea a través de la translocación durante la fitoextracción o la fitoacumulación (Ali et al., 2020; Hamzah et al., 2020).
Fitovolatilización	En esta estrategia de fitorremediación, las plantas liberan formas volátiles de metales pesados por transpiración a través de las hojas después de absorber los metales pesados del suelo y convertirlas en formas volátiles menos tóxicas (Bortoloti y Baron, 2022). En comparación con otras estrategias de fitorremediación, la fitovolatilización es más beneficiosa ya que elimina los contaminantes sin cosechar ni desechar las plantas y las convierte en compuestos gaseosos (Yan et al., 2020).
Fitofiltración	En esta estrategia, la recuperación de suelo y agua con bajo contenido de contaminantes se realiza mediante plántulas, brotes o raíces. En la rizofiltración, los metales pesados se adsorben en la superficie de la raíz o son absorbidos por las raíces (Ashraf et al., 2019).
Rizodegradación o fitoestimulación	La rizodegradación es la biodegradación de contaminantes orgánicos en el suelo, lo que implica la secreción de ciertas enzimas por parte de microorganismos rizosféricos que degradan o convierten contaminantes orgánicos muy contaminados en sustancias menos dañinas (Ashraf et al., 2019; Midhat et al., 2019).
Fitodesalinización	La fitodesalinización es el método más utilizado para descontaminar suelos salinos y utiliza plantas halófilas. En comparación con otros enfoques de fitorremediación, el conocimiento sobre esta estrategia aún es escaso. Se cree que las halófitas están naturalmente bien adaptadas para vivir en entornos contaminados con metales pesados en contraste con la mayoría de las plantas glicofitas (Sabreena et al., 2022).

*Nota.* Ashraf et al. (2019).

## **E. Toxicología del mercurio**

El mercurio ha sido reconocido como neurotóxico e inmunotóxico y designado por la Organización Mundial de la Salud como uno de los diez químicos más peligrosos para la salud pública, el mercurio es tóxico para los humanos en todas sus formas primarias, siendo la más tóxica el metilmercurio (Gworek et al., 2020; McNutt, 2013). Se ha demostrado que la vida media del Hg inorgánico en el cerebro humano es de varios años a varias décadas. El mercurio ocurre en el medio ambiente bajo diferentes formas químicas como Hg elemental (metálico), Hg inorgánico y orgánico. A pesar de la creciente comprensión de la toxicocinética de Hg, todavía está plenamente justificado explorar más a fondo las teorías emergentes sobre su biodisponibilidad y los efectos adversos en humanos (Bjørklund et al., 2017; L. Yang et al., 2020).

### **1.1.8 Ventajas y limitaciones de la fitorremediación**

La fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados es una herramienta confiable y necesaria para hacer que el recurso terrestre sea accesible para la producción de cultivos (Ashraf et al., 2019), su aplicación de sus se enfoca en dos campos principales, el primero tiene un enfoque ambiental ya que implica una reducción de metales pesados (Eissa y Almaroai, 2019); el segundo tiene un enfoque económico, debido a que la fitorremediación es una tecnología emergente que implementa plantas verdes para limpiar el medio ambiente de contaminantes y se ha considerado como una alternativa rentable y no invasiva a los enfoques de remediación convencionales (Daljit et al., 2016) es un sistema económicamente factible porque se auto regenera y puede controlar la erosión del suelo (Riaz et al., 2022).

La fitorremediación es un método potencial para eliminar contaminantes del suelo, pero tiene varios inconvenientes. La descontaminación con plantas es un proceso que requiere mucho tiempo debido a que depende completamente del tipo y la cantidad de contaminantes particulares en el suelo y la variedad de la planta. Algunos contaminantes se encuentran en el suelo en un estado muy unido, lo que limita su biodisponibilidad y dificulta su movilización. Debido a que las plantas no son tolerantes a niveles extremadamente altos de contaminantes, la

fitorremediación solo tiene éxito en suelos o agua con una contaminación de baja a moderada (Jaskulak et al., 2020).

### 1.1.9 Tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet)

El tarwi, chocho o lupino (*Lupinus mutabilis* Sweet) es una legumbre andina con gran potencial para ser consumida masivamente por el ser humano (Guilengue et al., 2019). En Perú, *Lupinus mutabilis* Sweet, conocido como tarwi o chocho, es una especie nativa que contiene alcaloides de quinolizidina, principalmente lupanina y esparteína, con un contenido total que oscila entre 0,02 % y 3,17 %. Aunque se ha demostrado que los alcaloides son tóxicos, en el Perú el conocimiento tradicional considera el uso de agua de lupino con fines medicinales, desde el período inca (Castillo et al., 2019).

#### A. Taxonomía

La variabilidad genética del tarwi hizo indispensable la redefinición taxonómica de esta planta de cultivo, presentando la siguiente clasificación sistemática según (ITIS (Integrated Taxonomic Information System), 2020), y cuya actual definición es la siguiente:

- Dominio: Eucaria
- Reino: Plantea
- División: Magnoliophyta
- Clase: Magnoliopsida
- Orden: Fabales
- Familia: Fabaceae
- Subfamilia: Faboideae
- Tribu: Genisteae
- Género: *Lupinus*
- Especie: *Lupinus mutabilis* Sweet (Mostacero et al., 2002).

### 1.1.10 Enmiendas orgánicas

Se están utilizando diferentes tecnologías de gestión y rehabilitación para utilizar de forma segura suelos contaminados con metales con fines agrícolas (Hamid et al., 2020). Entre varias estrategias, el uso de diferentes enmiendas para

inmovilizar metales es un enfoque ecológico en suelos contaminados con metales pesados (Azhar et al., 2019; Rehman et al., 2020). Generalmente, se aplican enmiendas inorgánicas y orgánicas para inmovilizar los metales in situ (Hamid et al., 2020), los efectos beneficiosos de las enmiendas orgánicas (como abono, abono verde y animal, desechos orgánicos y biocarbón) en las propiedades del suelo, incluida la mejora de la agregación del suelo y la capacidad de retención de agua disponible en la materia orgánica del suelo, la mejora de la actividad microbiana y la biomasa, y la protección de las plantas contra patógenos transmitidos por el suelo debido a la supresión del suelo, Además, investigaciones previas han concluido que el uso de materiales orgánicos para apoyar el crecimiento de las plantas ha sido considerado como una alternativa válida al uso de fertilizantes sintéticos. Sin embargo, los efectos beneficiosos derivados del uso de enmiendas orgánicas dependen en gran medida de la calidad y cantidad de material orgánico, así como de su frecuencia de aplicación (Azhar et al., 2019; Hamid et al., 2020; Rehman et al., 2020).

#### **A. Estiércol**

En cuanto al estiércol animal, la cantidad producida depende de la especie animal, la dieta, la edad, el medio ambiente y la productividad, entre otros factores, este residuo es una fuente potencialmente valiosa de nutrientes para las plantas, principalmente nitrógeno (Martínez-Alcántara et al., 2016). Los altos contenidos de nutrientes y materia orgánica en las materias primas indicaron una condición favorable para un proceso biológico (Beily et al., 2019). La aplicación de estiércol mejora la textura del suelo, la estructura, la aireación, la capacidad de retención de agua y la actividad microbiana, además aporta nutrientes a la planta durante todo el ciclo de vida de la planta en comparación con los fertilizantes inorgánicos que son propensos a la lixiviación (Lobulu et al., 2019; W. Yang et al., 2020), Su reutilización como fertilizantes orgánicos que representa un enfoque sostenible para reciclar nutrientes y reintegrar la materia orgánica al suelo (Martínez-Alcántara et al., 2016).

## **B. Compost**

Proceso que consiste en la descomposición biológica natural de componentes de desechos orgánicos e involucra diversas especies de microorganismos. Estos residuos orgánicos podrían reconstituir los suelos y ser un importante respaldo para la fertilización (Azim et al., 2018; Lobulu et al., 2019; W. Yang et al., 2020). Los compost preparados a partir de diferentes desechos orgánicos difieren en su calidad y estabilidad, lo que depende además de la composición de la materia prima utilizada. La calidad del compost está estrechamente relacionada con su estabilidad y madurez (Azim et al., 2018). La incorporación de materia orgánica al suelo favorece la fertilidad, almacenan carbono, limita la erosión, favorece una mejor retención de agua y facilita las tareas agrícolas. La biodegradación de los desechos agrícolas en compost y su incorporación al suelo puede mejorar el reciclaje de nutrientes y mantener la fertilidad del suelo (Thiyageshwari et al., 2018). Desde una perspectiva global, la valorización mediante compostaje es una forma adecuada y sostenible de convertir los residuos vegetales en enmienda orgánica, gracias a su bajo costo y tecnología (Tabrika et al., 2020).

## **C. Lombricompost**

Es un sistema tecnológico de bajo costo y un proceso acelerado de biooxidación y estabilización de desechos orgánicos que involucra interacciones entre lombrices y microorganismos (Lim et al., 2016). Durante el vermicompostaje, las lombrices ingieren una gran cantidad de desechos y los muelen en mollejas. Luego, se digieren químicamente y se absorben en el cuerpo. Sin embargo, el resto del material se excreta como “vermicastings” que acreditan el enriquecimiento en porosidad del suelo, aireación y producción de agregados del suelo, la excreta de las lombrices de es rica en NPK, micronutrientes y valiosos para los microbios del suelo (SARI et al., 2017; Shinde et al., 2020).

El vermicompost sirve como uno de los mejores abonos orgánicos

para mejorar la sostenibilidad del suelo, los cultivos y el medio ambiente. El vermicompostaje es un proceso biotecnológico simple de compostaje, en el que se utilizan ciertas especies de lombrices de tierra para mejorar el proceso de conversión de desechos y producir un mejor producto (Shinde et al., 2020; Singh et al., 2020). El lombricompost o vermicompost puede mejorar la porosidad y la estabilidad del suelo, restaurar los nutrientes y promover el crecimiento y el rendimiento de las plantas (Yatoo et al., 2021).

## 1.2 Antecedentes

### 1.2.1 Internacionales

Li et al. (2023) evaluaron la acumulación y translocación de ramio Hg. Los resultados mostraron que la concentración promedio de Hg total disminuyó en un 30,80 %, 18,36 % y 16,31 % en las parcelas L, M y H, respectivamente. El ramio mostró una fuerte tolerancia al Hg y un buen rendimiento de acumulación de Hg, especialmente en suelos contaminados con un bajo nivel de Hg. Después de la siembra de ramio, la MO y la CIC del suelo aumentaron, mientras que el contenido de pH, potencial redox y Hg total disminuyó en el suelo de la rizosfera. Los análisis de redundancia y correlación indicaron que la estructura de la comunidad bacteriana del suelo se correlacionó significativamente con el pH del suelo, el potencial redox y el contenido de Hg.

Sipos et al. (2023) estudiaron la acumulación de metales en raíces, tallos y hojas. También calculamos los valores del factor de bioacumulación (BAF) y el factor de translocación (TF) para cuantificar la acumulación de metales y la translocación entre los órganos de la planta. Nuestros hallazgos indicaron que la acumulación de metales se correlacionó con la concentración de metales; es decir, los órganos de la planta acumularon mayor concentración de metales en el área contaminada que en el control. Encontramos que las concentraciones de *Ba*, *Mn*, *Sr* y *Zn* fueron las más altas en hojas, y *Al*, *Cr*, *Cu*, *Fe* y *Pb* en raíces. *BAF* alto se encontró valor para *Sr* en todas las áreas estudiadas, lo que indica el alto potencial de acumulación de este metal en *Amaranthus retroflexus*. Se encontraron valores altos de *TF* para *Al*, *Ba*, *Cu*, *Fe*, *Mn*, *Sr* y *Zn*; estos metales fueron transportados con éxito a los órganos de las plantas sobre el suelo. Demostramos



que *A. retrorflexus*, una maleza de rápido crecimiento y rápida propagación en Europa, fue especialmente útil para la fitorremediación y fitoextracción de metales pesados.

Li et al. (2022) exploraron su potencial fitorremediación y el mecanismo fisiológico subyacente de plantas nativas que crecen naturalmente en las regiones desérticas. Para Zn y Cu, las tres plantas tenían un coeficiente de acumulación biológica (BAC) superior a 1. Para Cd, Ni y Pb, *Atriplex canescens* tuvo las concentraciones de bioacumulación más altas (521,52, 862,23 y 1734,59 mg/kg), con Valores de BAC (1,06, 1,30, 1,25) superiores a 1, lo que indica que *Atriplex canescens* podría ser una planta de extracción de metales de amplio espectro. El análisis fisiológico mostró que las tres plantas del desierto explotaron su estrategia única para proteger contra el estrés de los metales complejos en los suelos. Además, el segundo período de crecimiento fue la principal etapa de acumulación y extracción de metales pesados. En conjunto, las tres plantas del desierto exhibieron la potente capacidad de extracción de metales pesados y la adaptabilidad fisiológica y ecológica a un ambiente contaminado.

Li et al. (2022) realizaron experimentos en macetas para analizar y comparar los valores de pH, los contenidos de Hg y las especies de Hg presentes en el suelo que contenía ganga de carbón, con y sin los materiales modificados agregados. Los resultados mostraron que con la adición de  $35 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  de vermiculita-montmorillonita modificada, el pH del suelo aumentó en un valor de 0,79, en comparación con el grupo control. Cuando  $15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  se añadió, la concentración de Hg en el suelo disminuyó en un 98,2 %. La adición de materiales modificados promovió la transformación de Hg en el suelo de una forma biodisponible a una forma no disponible. La altura de la planta y la biomasa de *Brassica chinensis* L. también aumentaron, lo que indica que la adición de modificadores aumenta la productividad del suelo, reduce los efectos del mercurio en los organismos del suelo y promover el crecimiento de las plantas.

Nashmeel et al. (2021) determinaron la capacidad de púrpura (*Tradescantia pallida* L.) para la remoción de metales pesados de un suelo contaminado. Los resultados mostraron que el contenido de metales pesados del suelo después de la aplicación de diferentes fertilizantes fue: valores máximos

(ppm) de V, Cr, Ni, Mn, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Pb y Ag fueron respectivamente: 275,437, 284,807 (control 1), 265,073, 1071,32, 60,0671 (control 2), 77,8288, 9,5162, 8,5267 (control 1), 5,7943 (control 1), 7,5076 (control 2) y 37,8868 (control 1). Mientras que los valores mínimos (ppm) de V: 104,644, Cr: 85,7222 (fertilizante comercial), Ni: 164,92, Mn: 711,155 (estiércol de vaca), Cu: 15,5141 (estiércol de vaca), Zn: 43,3929 (fertilizante comercial), As: 3,7819 (estiércol de vaca), Mo: 0,000 (residuos vegetales compost y gallinaza), Cd: 0,000 (compost de residuos vegetales y gallinaza), Pb: 4,1535 (gallinaza) y Ag: 2,9181 (compost de residuos vegetales). Esto indica que el uso de enmienda orgánica induce la fitorremediación de suelos contaminados.

García et al. (2020) compararon el crecimiento de biomasa y la absorción de metales durante 90 días con aquellos de plantas que crecen en turba. El principal metal encontrado en el suelo minero fue Fe ( $31985 \text{ mg kg}^{-1}$ ) junto con altas cantidades de As ( $23717 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Después de la fitorremediación de 90 días, la planta eliminó 29 % de Fe y 44 % de As de la mezcla de suelo. Los resultados revelaron que *J. curcas* L. translocó altas cantidades de metales a sus partes aéreas, por lo que los factores de translocación fueron muy superiores a 1. Debido a los altos factores de translocación y bioacumulación obtenidos, *J. curcas* L. puede considerarse una planta hiperacumuladora.

Leudo et al. (2020) evaluaron la respuesta morfológica y molecular, así como la variación en la acumulación de mercurio en las diferentes estructuras de *Lolium perenne* cuando se asocia con hongos micorrícicos arbusculares. Se evaluó mediante PCR en tiempo real y se evaluó la concentración de metales pesados dentro y fuera de la planta con espectroscopía de emisión atómica de plasma (ICP) acoplada inductivamente. Se encontró que las plantas que fueron inoculadas con micorrizas desarrollaron tallos más largos y raíces más cortas; de la misma manera, el gen GST tenía una mayor expresión en el tallo que en la raíz.

Raj et al. (2020) establecieron una configuración experimental de Fitorremediación mediante la adición de diferentes concentraciones de mercurio (Hg) al suelo (Tratamiento: T1: 10; T2: 50; T3: 100; T4: 500 y T5: 1,000 mg Hg / kg de suelo), la capacidad de remoción de Hg de la planta de mostaza india se determinó después de 30, 60 y 90 días de exposición. El mayor porcentaje de

acumulación de Hg (81 %) y glutatión (14 mg/kg) se observó en las plantas de tratamiento T4 y T5, respectivamente a los 90 días de exposición, con el aumento de la duración de la exposición, el factor de translocación disminuyó mientras que el factor de bioconcentración aumentó.

Ratnawati y Faizah (2020) evaluaron suelos contaminados con Hg mediante la adición de compost con *Sansevieria trifasciata* y *Celosia plumosa*. Las variaciones de la composición de los medios de cultivo fueron 100 % suelo contaminado y 80 % suelo contaminado con 20 % de compost; mostró que el reactor compuesto por 80 % de suelo contaminado y 20 % de compost tuvo una eficiencia de remoción de Hg de 75,63 % (58 mg/kg) y 66,81 % (79 mg/kg), respectivamente; la remoción de Hg con medios de crecimiento que consisten en 100 % de suelo contaminado fue de 74,79 % (60 mg/kg) y 65,55 % (82 mg/kg) en el reactor con *Sansevieria trifasciata* y *Celosia plumosa* respectivamente.

Soil et al. (2019) estudiaron el crecimiento y la composición elemental de tres especies de *Atriplex*, es decir, *arnicola*, *lentiformis* y *ondulata* cultivadas en un suelo contaminado con metales. El rendimiento fresco de las plantas forrajeras convencionales y las especies de *Atriplex* osciló entre 3,4-3,6 y 1,1-1,4 toneladas ha<sup>-1</sup>, respectivamente; las concentraciones de Zn, Cu, Pb y Cd en las plantas de maíz y sorgo fueron significativamente más altas que las de las especies *Atriplex*, las concentraciones de metales tóxicos en los brotes probados en plantas *Atriplex* cultivadas en metales contaminados estaban por debajo de los límites permisibles.

### 1.2.2 Nacionales

Vivanco (2023) evaluó la calidad, productividad, concentración de nitrógeno de la vaina y adicionalmente el valor de pH y CE del suelo luego de la aplicación de diversas enmiendas de biocarbón orgánico y compost en el cultivo de vaina (*Phaseolus vulgaris* L.) cv. Cosmos. En los resultados no hubo diferencias estadísticas en el rendimiento al aplicar biochar y compost, con 4,6, 4,7, 4,5 y 3,7 Mg ha<sup>-1</sup> para el control. La calidad de las vainas mostró un valor promedio de 12,7 y 0,85 cm en longitud y diámetro de vaina. La concentración de nitrógeno en la vaina fue de 42,91, 40,18, 38,99 y 42,63 g\*kg<sup>-1</sup> en los tratamientos control, biochar, compost y biochar más compost. Cuando el suelo se evaluó a 97

DDS, la CE y el pH no mostraron diferencias significativas en respuesta a los tratamientos de control, biocarbón, compost y biocarbón más compost. Sin embargo, el tratamiento con biocarbón más compost muestra un aumento del 3,2 % en el pH del suelo y un aumento del 13 % en la CE del suelo en comparación con el tratamiento control.

Castañeda (2022) describió la bioacumulación de metales en cultivos emergentes de *Lupinus albus* L. en suelos contaminados, se realizó un análisis y revisión bibliográfica documental, así como instrumentos y registros en bases de datos. Para el análisis de los datos se determinaron las concentraciones de la planta en general, así como de la raíz y la parte aérea (tallos - hojas) y se compararon las concentraciones absorbidas por el metal. Para algunos metales como Pb, Hg y Mg se registraron concentraciones muy altas de 6,094 mg/kg, 1,25 mg/kg y 469,30 mg/kg respectivamente, para otros en menor medida como el Cd de 50,13 mg/kg, lo que produjo la mayor bioacumulación en la parte radicular de la planta. Se concluyó que la especie *Lupinus albus* L. es capaz de absorber y bioacumular metales pesados.

Canaza y Mamani (2022) realizaron una extensa búsqueda de estudios que respalden la efectividad del vermicompost para remediar suelos contaminados con metales pesados como cobre, plomo y zinc. Los resultados, así como varios estudios, muestran que el vermicompost elimina metales como el plomo en un 93 %, el cobre en un 86,7 % y el zinc en un 88 %. Por otro lado, la eficiencia de las biopilas como técnica de remediación biológica alcanza el 95 %. Se concluye que la lombricomposta es una alternativa para remediar suelos contaminados con metales como plomo, cobre y zinc.

Poma y Quiñonez (2022) determinaron el efecto de la aplicación de aditivos orgánicos en la fitorremediación con *Zea mays* L. en suelos contaminados. Los resultados obtenidos demuestran que la aplicación de enmiendas orgánicas incrementó los valores de cadmio total en *Zea mays* L. en el rango de 6,94 mg/kg a 13,79 mg/kg, con tratamientos de lombricomposta en dosis del 5 %, 10 % y 20 % los que presentaron mejores resultados. La concentración de cadmio total en el suelo se incrementó respecto al tratamiento control en el rango de 7,38 mg/kg a 8,77 mg/kg, donde el tratamiento fue el siguiente: control,

compost en dosis de 10 % y 20 %, lombricompost en dosis 20 % aquellos con menor concentración de cadmio en el suelo. El uso de enmiendas orgánicas incrementó el factor de bioconcentración (FBC) en la raíz de *Zea mays* L. de 0,59 a 1,23, siendo los tratamientos de lombricompost a dosis de 5 %, 10 % y 20 % mostraron mejores resultados. Se concluye que la aplicación de enmiendas orgánicas no promueve la fitorremediación con *Zea mays* L. en suelos contaminados con cadmio.

Ataucusi y Bellido (2022) analizaron la capacidad fitorremediadora de la especie *Artemisia absinthium* para remediar el pasivo ambiental de suelos contaminados con mercurio. La investigación se dividió en dos etapas, la primera consistió en recolectar plántulas de *Artemisia absinthium*, las cuales fueron sembradas en suelo cultivable por un período de 90 días y transcurrido este período fueron trasplantadas a suelo contaminado con diferentes dosis de humus para la remediación por un período de 100 días. Los resultados obtenidos muestran que el tratamiento control alcanzó la mayor concentración de mercurio en la planta con 145,30 mg/kg, seguido por T1, T2 y T3. El aumento de diferentes dosis de humus influyó significativamente en las propiedades fisicoquímicas del suelo y la Textura se mantuvo igual. Se concluye que la especie *Artemisia absinthium* actúa como una planta fitoextractora, dado que el Factor de Translocación (FT) resultó ser superior a 1.

Julca (2022) determinó el efecto de la capacidad fitorremediadora del maíz y el girasol en suelos contaminados con metales. De los resultados se derivó lo siguiente: Existe una remoción significativa de estos metales mediante el uso de fitorremediación, también se determinaron los porcentajes de remoción para el plomo con 41,51 %, 43,47 % y 44,44 %; para el arsénico son 49,96 %, 49,23 % y 50,39 %; para el mercurio son 50,26 %, 59,38 % y 62,68 % y para el cadmio son 76,41 %, 61,62 % y 64,66 %, en las capas baja, media y alta, respectivamente. Se concluye que el maíz y el girasol son productos fitosanitarios eficaces porque eliminan significativamente los metales pesados del suelo.

Flores (2022) estudio la influencia de la fitorremediación de *Phalaris aquatica* con aditivos orgánicos en suelos contaminados con metales pesados. Los resultados fueron una concentración inicial de plomo de 811,16 mg/kg, una

concentración de arsénico de 78,41 mg/kg y una concentración de cadmio de 2,13 mg/kg y una concentración final de plomo con aserrín de 597,86 mg/kg, con estiércol de cuy de 496,93 mg/kg y guano de isla de 153,44 mg/kg, concentración final de arsénico con aserrín fue de 57,85 mg/kg, con estiércol de cuy de 34,25 mg/kg y con guano de isla de 8,95 mg/kg, concentración de cadmio con aserrín de 1,51 mg/kg, con estiércol de cuy de 1,08 mg/kg y con guano de isla de 0,43 mg/kg. Finalmente afirman que la especie *Phalaris aquatica* y las enmiendas orgánicas tiene un impacto significativo en la reducción de las concentraciones de metales pesados.

Canales y Panuera (2022) evaluaron las principales fuentes y técnicas de remediación de suelos contaminados con mercurio. Entre las alternativas fisicoquímicas para su remoción destaca la estabilización in situ, que reduce la disponibilidad de mercurio mediante la adición de sustancias químicas, evita la disponibilidad de lixiviados, aprovecha minerales y calcina residuos orgánicos para obtener biocarbón que puede ser utilizado como adsorbentes. Las propiedades del suelo, el valor del pH y la presencia de ciertos óxidos de azufre contribuyen a la formación de precipitados de HgS mediante la inmovilización del Hg. Por otro lado, el lavado del suelo está influenciado por factores como el pH, la concentración de la solución y la relación entre la solución y el suelo, los cuales afectan la tasa de desorción.

Choque (2020) estudió el efecto del 10 % de residuos mineros con diferentes interacciones vermicompost-rizobacterias-EDTA sobre la fitoextracción de metales pesados y la relación con el crecimiento, contenido de pigmentos fotosintéticos y concentración de metales pesados en órganos de *Grindelia tarapacana* Fil. La aplicación de Lombricompost + EDTA (T4) y rizobacterias + EDTA (T2) promovió la reducción de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en el suelo. Asimismo, la aplicación de diversas interacciones Lombricompost-rizobacterias-EDTA mejoró la acumulación de Cd en la raíz y el brote de *G. tarapacana*. Los resultados revelaron que *Grindelia tarapacana* es un fitoestabilizadora de Cd, Cr, Cu, Ni y Pb y un fitoextractora de Zn.

### 1.2.3 Locales

Canaza y Mamani, (2022) evaluaron la capacidad fitorremediadora de *Urtica urens* y *Brassica nigra* a partir de dos tipos de aditivos orgánicos (estiércol de ovino y humus de lombriz) para reducir el mercurio en suelos contaminados del centro de la ciudad de La Rinconada, región de Puno. Los resultados muestran que la reducción de mercurio en *Urtica urens* y *Brassica nigra* fue de hasta 64,34 % y 58,56 %, respectivamente. Los mejores resultados en la eliminación de mercurio se lograron con la especie *Urtica urens* en su tratamiento más eficiente con OH3, con una concentración final de 42,63 ppm de mercurio. Se concluye que la especie *Urtica urens* tiene mayor capacidad fitorremediante y para ello la modificación del humus de lombriz mejora levemente las condiciones fisicoquímicas y contribuye a una mejor eliminación de Hg.

Arce Sancho et al. (2021) determinaron la eficacia de la fitorremediación de *Stipa ichu* y *Festuca dolichophylla* utilizando tiosulfato de amonio y yoduro de potasio como aceleradores químicos de suelos contaminados con mercurio por actividades mineras en el distrito de Ananea. El factor de bioacumulación determinado para *Festuca dolichophylla* J. Presl en las hojas fue de 0,38 para 2 g de tiosulfato de amonio por kg de suelo y de 0,2 para 2 g de yoduro de potasio por kg de suelo. Para *Stipa ichu* Ruiz y Pav, el BAF fue de 0,22 para 2 g de tiosulfato de amonio por kg de suelo y de 0,17 para 2 g de yoduro de potasio por kg de suelo, lo que indica que ni *Festuca dolichophylla* J Presl ni *Stipa ichu* Ruiz y Pav son plantas hiperacumuladores. El contenido total de Hg en el suelo se redujo en 43,67 mg/kg respecto al suelo inicial, logrando una eficiencia de hasta 82 % para *Festuca dolichophylla* y 73 % para *Stipa ichu*.

Pomari y Quispesivana (2019) determinaron la capacidad de fitoextracción de alfalfa (*Medicago sativa*) y rábano (*Raphanus sativus*) en la eliminación de Hg en suelos contaminados del centro minero de Ollachea, Puno. La investigación fue experimental, el muestreo se realizó según la Guía de Muestreo de Suelos D.S N° 002-2013-MINAM, las concentraciones de Hg inicial en el suelo fueron de 50 % (70,2 ppm) y 25 % (45,5 ppm) y la diferencia se completó con tierra preparada, en total se tuvo 12 unidades experimentales. La fitoextracción muestra que la siembra de alfalfa cultivada en T2 elimina mayores





concentraciones de mercurio de 58,72 % en comparación con los tratamientos T1, T3 y T4. Por lo tanto, podemos concluir que ambos tipos de siembra dan resultados positivos en la remoción de suelos contaminados con mercurio.

Vilcapaza (2018) evaluó la capacidad fitorremediadora del garbancillo (*Astragalus arequipensis*) con base en tres tipos de enmiendas orgánicas en la eliminación de mercurio de suelos contaminados por actividades mineras. El material se dividió en 20 unidades experimentales, las cuales se distribuyeron en grupos de 5 con un periodo de experimentación de 62 días. Los resultados mostraron una eliminación de 97,55 ppm, 85,45 ppm en T2 y T3 respectivamente y 87,47 ppm en T1 y T4. Se observó una diferencia significativa ( $p < 0,05$ ) en todos los tratamientos. Se concluye que el mejor tratamiento para suelos con alto contenido de mercurio es el tratamiento 2 (garbancillo más lombricompost).



## CAPÍTULO II

### PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

#### 2.1 Identificación del problema

La contaminación de suelos con metales tóxicos es un problema ambiental generalizado como resultado de la industrialización global en los últimos años (Ashraf et al., 2019), estos metales son uno de los principales factores que causan la contaminación ambiental, juegan un papel importante en la degradación del equilibrio ecológico, el desarrollo de los seres vivos, los metales pesados se pueden poner a tierra en la estructura del material original durante la formación del suelo, y pueden llegar al suelo con diversos contaminantes como minerales, sustancias químicas industriales y agrícolas; las altas concentraciones de metales pesados que se encuentran en el suelo pueden causar el deterioro de las características del suelo al afectar las reacciones biológicas y bioquímicas en el suelo, así como al producir efectos tóxicos en el ecosistema vivo (Kustutan, 2019), dentro estas la minería aurífera artesanal y en pequeña escala dependiente del mercurio es la mayor fuente de contaminación por mercurio en la Tierra, además la contaminación por mercurio es una preocupación importante en todo el mundo debido a su efecto tóxico en la salud humana (Beckers y Rinklebe, 2017) y medio ambiental donde el principal sumidero de mercurio es la deposición en el suelo o cuerpos de agua (O'Connor et al., 2019). Se estima que cada año se emiten entre 410 y 1400 toneladas de mercurio a través de la pequeña minería y minería informal, lo que representa el 37 % de las emisiones mundiales de mercurio (Fritz et al., 2016).

En el Perú, las emisiones totales de mercurio al medio ambiente provenientes de la pequeña minería y minería se estiman en 70 toneladas en 2010, y ahora es probable que sea mucho mayor (FMAM, 2018), además se han detectado altas concentraciones de mercurio en las regiones de Madre de Dios, Huancavelica, Cusco y Puno. La contaminación comenzó con la explotación de minas de mercurio en las últimas décadas, y continúa en la actualidad en forma de minería ilegal e informal (Mina, 2017), entre los principales factores que generan esta lamentable situación es debido a existen dos barreras clave para controlar el uso de mercurio en relave, que se encuentran fuera de la falta de conciencia y capacidades tecnológicas de las comunidades. Estos incluyen la despriorización del uso de mercurio y la contaminación entre los miembros de la comunidad en comparación con otras inquietudes e inequidades de la comunidad y la salud pública

en la cadena de suministro (Smith, 2019). El mercurio se agrega durante las diferentes etapas del procesamiento de minerales y se une con oro para crear una amalgama. La amalgama se quema dejando el oro y vaporizando el mercurio (Kahhat et al., 2019). Durante este proceso, sin los dispositivos de captura adecuados y el equipo de protección personal, se emiten vapores de mercurio a la atmósfera, se pierden en las vías fluviales y el suelo, y entra en contacto directo con animales y humanos. En Perú, hasta 150,000 personas están expuestas al mercurio cada año (IGF,2017).

El distrito de Ananea, tiene 50,000 habitantes, la mayoría de los cuales dependen de la minería local (Mina, 2017), existen varias cooperativas mineras, con trabajadores relativamente bien organizados. Sin embargo, la mayoría de los mineros informales trabajan en condiciones precarias, ya que están mal organizados y no tienen acceso a tecnología limpia. La contaminación ambiental causada por el uso incontrolado de mercurio por parte de las compañías mineras también está causando problemas medioambientales y a la salud pública (Apaza, 2016). El uso indiscriminado e ineficiente del mercurio para amalgamar el oro ocasiona que grandes cantidades de esta sustancia se pierdan y se viertan al medioambiente en forma líquida contaminando suelos o se emanen sus gases libremente, siendo el principal problema de contaminación ambiental en la Rinconada (Smith, 2019).

La presente investigación pretende evaluar la capacidad fitorremediadora de tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) a fin de disminuir la concentración de mercurio en el suelo contaminado por actividad minera, siendo una alternativa que conduzcan a un mejoramiento ambiental.

## 2.2 Enunciados del problema

### 2.2.1 Problema general

- ¿Cuál es la capacidad fitorremediadora de tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) mediante incorporación de enmiendas orgánicas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera?

### 2.2.2 Problemas específicos

- ¿Cuál es el porcentaje de remoción de mercurio total con la incorporación de las enmiendas orgánicas en el suelo contaminado procedente de la actividad minera?
- ¿Cuál es la tasa de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) con relación a las enmiendas orgánicas incorporados a suelos contaminados por mercurio procedente de la actividad minera?
- ¿Cómo afecta la incorporación de las enmiendas orgánicas sobre las características agronómicas del suelo contaminado por mercurio procedente de actividad minera?

### 2.3 Justificación

La industrialización global en los últimos años ha desencadenado una contaminación en suelos como resultado de la minería (Ashraf et al., 2019), los metales pesados son factores que generan contaminación ambiental, generando un desequilibrio ecológico el desarrollo de los seres vivos, la minería aurífera artesanal y en pequeña escala dependiente del mercurio es la mayor fuente de contaminación por mercurio en la tierra, debido a su efecto tóxico en la salud humana (Beckers y Rinklebe, 2017) y medio ambiental donde el principal sumidero de mercurio es la deposición en el suelo o cuerpos de agua (O'Connor et al., 2019). Se estima que cada año se emiten entre 410 y 1400 toneladas de mercurio a través de la pequeña minería y minería informal, lo que representa el 37 % de las emisiones mundiales de mercurio (Fritz et al., 2016), en el Perú, las emisiones totales de mercurio al medio ambiente provenientes de la pequeña minería y minería se estiman en 70 toneladas en 2010, y ahora es probable que sea mucho mayor (FMAM, 2018), en el centro poblado La Rinconada donde la mayoría de la población dependen de la minería local (Mina, 2017), la mayoría son mineros informales y trabajan en condiciones precarias, ya que están mal organizados y no tienen acceso a tecnología limpia, generando problemas medioambientales y a la salud pública debido al uso incontrolado de mercurio (Apaza, 2016).

La presente investigación tiene como propósito la generación de una propuesta para la remediación de suelos contaminados por la actividad minera, siendo muy

importante para reducción de riesgos asociados, preservación de la salud ambiental y la restauración ecológica (Kustutan, 2019). Las técnicas convencionales para la recuperación de tales suelos son costosas y no son amigables con el medio ambiente, un método ecológico y rentable para descontaminar la tierra es mediante el uso de tecnologías de fitorremediación (Ashraf et al., 2019). debido a que su aplicación de sus se enfoca en dos campos principales, el primero tiene un enfoque ambiental ya que implica una reducción de metales pesados (Eissa y Almaroai, 2019); el segundo tiene un enfoque económico, debido a que la fitorremediación es una tecnología emergente que implementa plantas verdes para limpiar el medio ambiente de contaminantes y se ha considerado como una alternativa rentable y no invasiva a los enfoques de remediación convencionales (Daljit et al., 2016). Por consiguiente, los resultados obtenidos de este estudio podrían ser útiles en el pilotaje y el aumento de escala de la tecnología limpia, ambientalmente beneficiara en la remediación de suelos contaminados y preservación de los recursos naturales, la disminución de la concentración de metales pesados logrando así un ambiente más sano; económicamente por ser una alternativa rentable.

Desde un punto de vista práctico, aporta con elementos de suma importancia como es la evidencia empírica, resultados y datos descriptivos. Además metodológicamente, permite profundizar en cuanto a la capacidad fitorremediadora del tarwi mediante la incorporación de enmiendas orgánicas en suelos contaminados por metales pesados, con lo cual los resultados pueden ser incorporados y comparados con los obtenidos en otras investigaciones similares, así como un enriquecimiento en la información existente del tema para futuras investigaciones, aunado a esto la presente investigación permitirá realizar nuevos estudios sobre el uso especies del ecosistema andino para la remediación de suelos contaminados siendo una aplicación biotecnológica importante en el campo del tratamiento de suelos contaminados.

## 2.4 Objetivos

### 2.4.1 Objetivo general

- Evaluar la capacidad fitorremediadora del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) mediante la incorporación de enmiendas orgánicas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera.

### 2.4.2 Objetivos específicos

- Determinar el porcentaje de remoción de mercurio total con la incorporación de las enmiendas orgánicas en el suelo contaminado procedente de actividad minera.
- Determinar la tasa de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) con relación a las enmiendas orgánicas incorporados a suelos contaminados por metales pesados procedente de actividad minera.
- Evaluar el efecto de incorporación de las enmiendas orgánicas sobre las características agronómicas del suelo contaminado con mercurios procedente de actividad minera.

## 2.5 Hipótesis

### 2.5.1 Hipótesis general

- El tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) mejora significativamente su capacidad fitorremediadora mediante la incorporación de enmiendas orgánicas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera.

### 2.5.2 Hipótesis específicas

- La remoción de mercurio total es significativamente diferente en cada sustrato y varía con relación a las enmiendas orgánicas incorporados a suelos contaminados por mercurio por mercurio procedente de actividad minera.
- La tasa de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) es diferente en cada sustrato y varía con relación a las enmiendas orgánicas incorporados a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera.
- La incorporación de enmiendas orgánicas utilizadas en los diferentes tratamientos causa un efecto positivo sobre las características agronómicas del suelo contaminados por mercurio procedente de actividad minera.



## CAPÍTULO III

### MATERIALES Y MÉTODOS

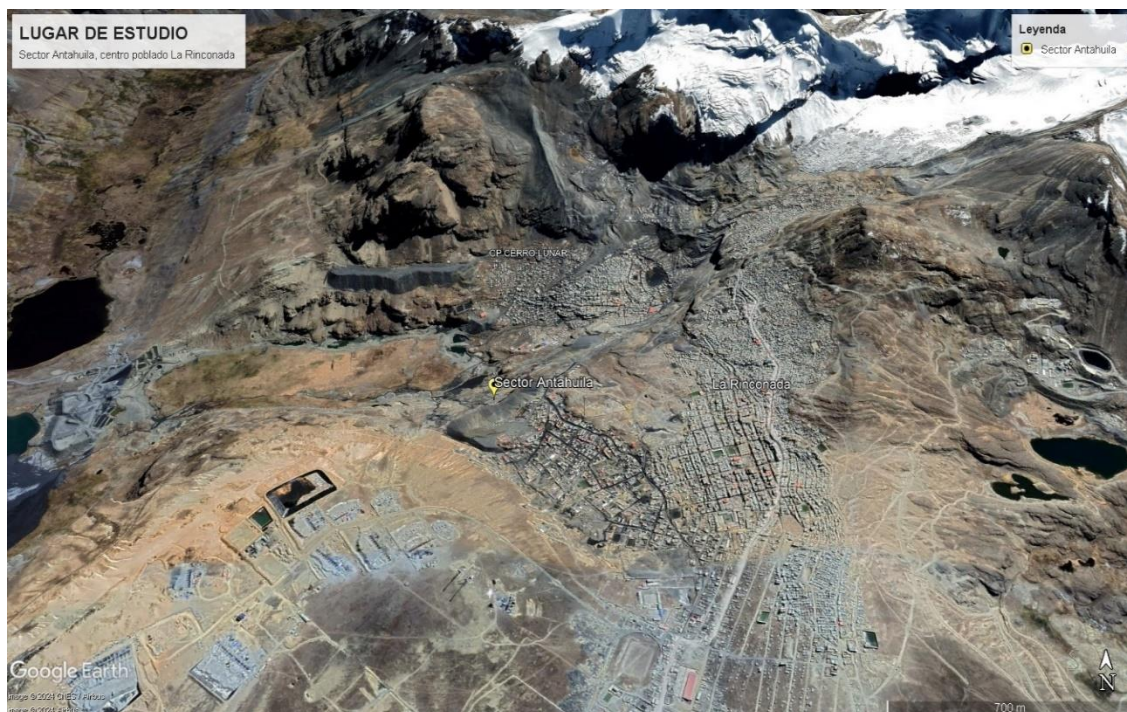
#### 3.1 Lugar de estudio

El presente trabajo de investigación se desarrolló en el Sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, dentro de la jurisdicción del distrito de Ananea, provincia de San Antonio de Putina, departamento de Puno, es un poblado minero artesanal ubicado a 5200 m.s.n.m. al sur del Perú, con una población flotante entre las 45 000 y 75 000 personas, donde la principal actividad económica es la minería y otras actividades comerciales.

La ubicación geográfica del área de estudio en coordenadas UTM son 451062.00 m E; 8382557.00 m S, zona 19L y se encuentra a una altitud de 4823 m.s.n.m. El área experimental fue de 20 m<sup>2</sup>, la ubicación geográfica del área experimental con coordenadas UTM son 378496.00 m E; 8285690.00 m S, zona 19 L y se encuentra a una altitud de 3874 m.s.n.m.

#### Figura 1

*Ubicación del lugar de estudio*



### **3.2 Población**

La población de estudio está ubicada en el sector Antahuila, centro poblado la rinconada, distrito de Ananea, provincia de San Antonio de Putina con una extensión de 0,28 ha de suelo contaminado con mercurio.

### **3.3 Muestra**

Se realizó mediante el método muestral no probabilístico, el muestreo se realizó en un área total de 2800 m<sup>2</sup> (0,28 ha) de suelo contaminado por mercurio, donde los puntos de muestreo y cantidad se indica a continuación, una muestra en cada pared corta, dos en cada pared larga y dos en el fondo, siendo un total 8 muestras que consta de 8 kg de suelo contaminado por mercurio por cada punto de muestreo según la guía para muestreo de suelo del Decreto Supremo N.º 002-2013-MINAM.

### **3.4 Método de investigación**

#### **3.4.1 Tipo de investigación**

La presente investigación es de tipo explicativo y descriptivo, como consecuencia de la determinación de metales pesados, las características agronómicas del suelo y evaluación del crecimiento del tarwi.

#### **3.4.2 Enfoque de la investigación**

La investigación se basa en un enfoque cuantitativo, debido a que se determinó la incidencia de las enmiendas orgánicas en la remoción de mercurio del suelo y crecimiento del tarwi.

#### **3.4.3 Diseño de la investigación**

De acuerdo con lo establecido la presente investigación se enfocó dentro de la modalidad de diseño experimental completamente aleatorio (DCA). El diseño de la investigación corresponde a un diseño experimental. Según Hernandez, Fernandez y Baptista (2014), el diseño con posprueba únicamente y grupo de control.

$RG1 \longrightarrow X \longrightarrow O1$

$RG2 \longrightarrow X \longrightarrow O2$

$RG3 \longrightarrow X \longrightarrow O3$

$RG4 \longrightarrow X \longrightarrow O4$

Dónde:

- R: Asignación al azar de los suelos contaminando con mercurio
- G1: Grupo 1, definido como suelo que no recibió tratamiento con enmiendas orgánicas (Control).
- G2: Grupo 2, definido como suelo contaminado + Estiércol de Ovino (EO) antes de recibir el tratamiento.
- G3: Grupo 3, definido como suelo contaminado + Lombricompost (L) antes de recibir el tratamiento.
- G4: Grupo 4, definido como suelo contaminado + Estiércol de Vacuno (EV) antes de recibir el tratamiento.
- X: Tratamiento denominado fitoextracción con tarwi
- O1: Medición del porcentaje de remoción de mercurio total, tasas de crecimiento del tarwi y características agronómicas del suelo en el grupo 1.
- O2: Medición del porcentaje de remoción de mercurio total, tasas de crecimiento del tarwi y características agronómicas del suelo en el grupo 2.
- O3: Medición del porcentaje de remoción de mercurio total, tasas de crecimiento del tarwi y características agronómicas del suelo en el grupo 3.
- O4: Medición del porcentaje de remoción de mercurio total, tasas de crecimiento del tarwi y características agronómicas del suelo el grupo 4.



### **3.5 Descripción detallada de métodos por objetivos específicos**

A continuación, se detalla el proceso metodológico:

#### **3.5.1 Diseño de muestreo**

Se realizó el muestreo de comprobación de la remediación (MC). El cual tiene como objetivo validar que las actividades a realizar de remediación aplicada en un suelo contaminado, sea estadísticamente demostrable. Para ello se utilizó el método rectángulo para áreas contaminadas según lo establecido en la guía para muestreo de suelo del Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM.

#### **3.5.2 Materiales, equipos y reactivos**

##### **A. Materiales**

- Pala
- Pico
- Cinta métrica
- Tamiz malla ASTM
- Envases de vidrio (Boro 3.3.5)
- Pizeta
- Bolsa Ziploc (20x20 cm) herméticas
- Envases de polietileno

##### **B. Equipos**

- Vernier digital
- GPS de mano (Garmin Map 64s)
- Termo-hidrómetro Digital (Boeco HTC-1)
- Multiparámetro WTW 3404
- Balanza analítica (Kern ABS 220-4N)
- Estufa (Selecta Modelo Conterm)

##### **C. Reactivos**

- Agua purificada (QP),
- Etanol (C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>OH al 96 %)

- Hipoclorito de sodio (NaClO al 15 %)
- Solución buffer pH 4,7 y 10 (Reactivos en grado analítico).

### 3.5.3 Metodología detallada por objetivos específicos

El esquema metodológico del procedimiento experimental se detalla en la figura 5, que comprende lo siguiente:

#### A. Determinación de porcentaje de remoción de mercurio

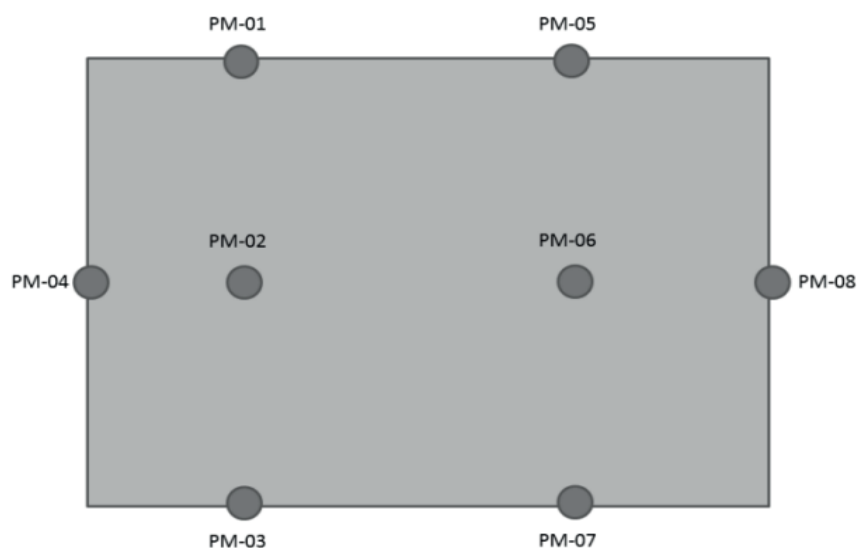
Esta etapa permite el cumplimiento del objetivo específico 1, que se compone de 5 actividades descritas a continuación:

##### A.1 Toma de muestras

El muestreo se realizó en un área total de 2800 m<sup>2</sup> (0,28 ha) de suelo contaminado por mercurio, se estableció un área regular rectangular, donde el número de muestras y distribución fue de una muestra en cada pared corta, dos en cada pared larga y dos en el fondo, siendo un total 8 muestras que consta de 8 kg de suelo contaminado por mercurio por cada punto de muestreo según lo establecido en la guía para muestreo de suelo del Decreto Supremo N.º 002-2013-MINAM.

#### Figura 2

*Distribución de muestreo de suelos según la guía DS N.º 002-2013-MINAM*



**Tabla 2**

*Ubicación de puntos de muestreo de suelo en el sector Antahuila – centro poblado La Rinconada*

Puntos de Muestreo	Este	Norte	Altura (m.s.n.m.)
PM-01	451062	8382557	4823
PM-02	451044	8382573	4840
PM-03	451028	8382588	4828
PM-04	451055	8382585	4839
PM-05	451034	8382531	4851
PM-06	451018	8382549	4840
PM-07	451004	8382565	4829
PM-08	451004	8382539	4839

*Nota.* GPS de mano (Garmin Map 64s).

**Figura 3**

*Ubicación de puntos de muestreo en la zona de estudio - sector Antahuila, 2021*



La toma de muestra para el proceso de experimentación se realizó a una profundidad de 60 cm, con el objetivo asegurar la integridad de las muestras hasta su análisis se consideró el tipo de recipiente adecuado. En

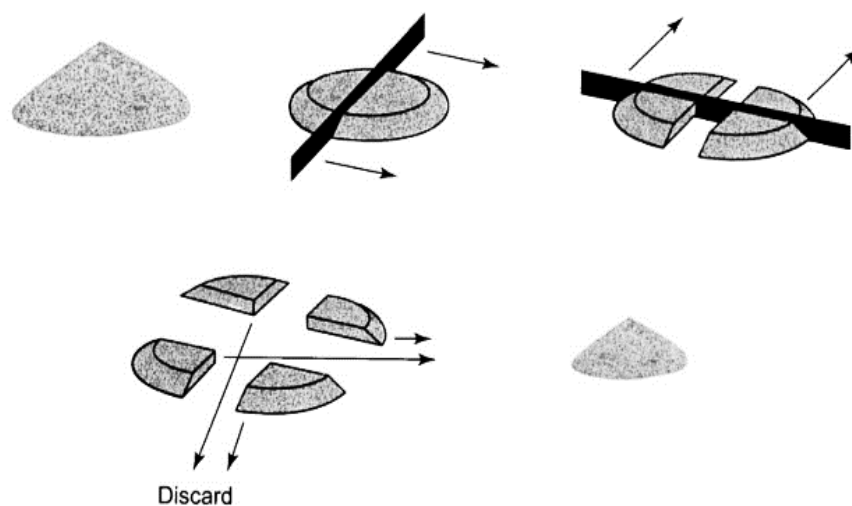
cuanto al criterio para el manejo de la muestra se preservó con una temperatura de 4 °C. Finalmente, se realizó la ficha técnica de campo que incluye la técnica de muestreo, etiquetado, fecha y hora, coordenadas entre otros como lo establece la guía para muestreo de suelos del Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM.

## A.2 Tratamiento de suelo

Las muestras de suelo contaminado por mercurio se homogeneizaron utilizando el método de cono y cuarteo (Gerlach et al., 2002; Schumacher et al., 1990), el cono de suelo se dividió en cuatro partes (método de cuarteo) y se escogieron las dos partes opuestas (Ver Figura 4) para formar una nueva pila más pequeña, la muestra menor se volvió a mezclar y dividir en cuatro partes, esta operación se repitió hasta obtener la muestra manejable para el proceso de experimentación y envío de muestras al laboratorio.

### Figura 4

*Método de cono y cuarteo para la homogenización del suelo contaminado*



## A.3 Procedimiento del experimento

Para el establecimiento del presente trabajo se implementó 12 macetas de polietileno (25 cm largo x 25 cm diámetro superior x 18 cm diámetro de base) con una capacidad de 4 kg cada una, a dichas macetas se les colocó en la base un plato de polietileno, para evitar la lixiviación

del mercurio; la aplicación de enmienda orgánica fue de acuerdo con el diseño experimental 0,5 kg de enmienda orgánica con 2,5 kg de suelo contaminado, se realizó la siembra de 9 semillas de tarwi por maceta según la distribución de los tratamientos.

#### **A.4 Descripción de los tratamientos**

El experimento consistió en 4 tratamientos (T1, T2, T3, T4) el (T1) fue el grupo control, cada uno de ellos constará de 3 repeticiones, haciendo un total de 12 unidades experimentales, a continuación, se detalla las características de los tratamientos.

- T1: suelo contaminado (2,5 kg) + Tarwi (SC+T) (control).
- T2: suelo contaminado (2,5 kg) + Estiércol de ovino (0,5 kg) + Tarwi (SC+EO+T).
- T3: suelo contaminado (2,5 kg) + Lombricompost (0,5 kg) + Tarwi (SC+L+T).
- T4: suelo contaminado (2,5 kg) + Estiércol de vacuno (0,5 kg) + Tarwi (SC+EV+T).

#### **A.5 Determinación del contenido de mercurio total en el suelo (Ppm)**

Para determinar el porcentaje de remoción de mercurio total en el suelo, este se realizó en un laboratorio certificado por el INACAL denominada Laboratorios Analíticos del Sur (laboratorio de ensayo acreditado por la dirección de acreditación del INACAL con Registro N° LE - 050), ubicado en el Parque Industrial Rio Seco C-1 Cerro Colorado, Arequipa – Perú. Informe de ensayo sobre contenido mercurio total en el suelo (mg/Kg) Pretratamiento y Postratamiento se detalla en el Anexo 10, 12 y 13.

Para determinar el porcentaje (%) de remoción, se utilizó la concentración inicial y final, con la siguiente formula (Romero et al., 2009):

$$(\%)R = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100 \quad (1)$$

Dónde:  $C_i$ : Concentración inicial,  $C_f$ : Concentración final.

#### **A.6 Análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total en el tarwi (Ppm)**

Para la determinación del contenido de mercurio en el tarwi se realizó en un laboratorio certificado por el INACAL denominada BHIOS Laboratorios S.R.L. (laboratorio de ensayo acreditado por el INACAL con Registro N° LE - 055), ubicado en Av. José Abelardo Quiñones 116, Arequipa - Perú. Informe de ensayo sobre análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total (mg/Kg) Post tratamiento se detalla en el Anexo 14 y 15.

#### **B. Determinación de las tasas de crecimiento del tarwi**

Esta etapa permite el cumplimiento del objetivo específico 1, que se compone de 2 actividades descritas a continuación:

##### **B.1 Obtención de datos de crecimiento**

Se realizaron medidas de crecimiento directamente sobre las plantas cultivadas, al inicio de la siembra, durante el periodo de germinación y el periodo de crecimiento hasta la finalización del proceso de experimentación. Cada medición se realizó en el total de plantas de cada réplica. Se calcularon los índices de eficiencia fisiológica (Hunt, 1990).

##### **B.2 Cálculo de las tasas de crecimiento**

Con la biomasa seca promedio y el área foliar promedio por planta, se calcularon los siguientes índices de eficiencia fisiológica (Hunt, 1990); tasa absoluta de crecimiento (TAC) y tasa relativa de crecimiento (TRC), las fórmulas de cálculo se encuentran detallado a continuación:

##### **B.3 Tasa absoluta de crecimiento (TAC)**

La tasa absoluta de crecimiento adaptado de Gardner et al. (2003)

$$TAC = \frac{(W2 - W1)}{(T2 - T1)} \times 100 \quad (2)$$

Dónde: W= peso seco de la especie y T2 y T1: corresponden a tiempo 2 y 1, respectivamente.

#### **B.4 Tasa relativa de crecimiento (TRC)**

La tasa relativa de crecimiento (TRC) se obtuvo según la fórmula de Hunt (1982)

$$TRC = \frac{(\ln PS2 - \ln PS1)}{(T2 - T1)} \times 100 \quad (3)$$

Dónde: lnPS2: corresponde al logaritmo de peso seco 2, lnPS1: corresponde al logaritmo de peso seco 1, t2 y t1: corresponden a tiempo 2 y 1, respectivamente.

El cálculo de las tasas de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en función al crecimiento y peso se detalla en el Anexo 4, 5 y 6 del presente documento.

### **C. Determinación de las características agronómicas del suelo**

Esta etapa permite el cumplimiento del objetivo específico 3, que se compone de 2 actividades descritas a continuación:

#### **C.1 Muestreo de suelo**

En la etapa preexperimental, las muestras de suelo contaminado por mercurio se homogeneizaron utilizando el método de cono y cuarteo (Gerlach et al., 2002; Schumacher et al., 1990), hasta obtener la muestra manejable para el envío al laboratorio; en total se enviaron 3 muestras de suelo compuesto para su análisis.

En la etapa post experimental las muestras de suelo se extrajeron de las 12 unidades experimentales en total se obtuvieron 24 muestras de 1 kg; 12 para análisis de mercurio en el suelo y 12 para la determinación de

las características agronómicas del suelo post experimentación, en cuanto al manejo de la muestra esta se rotulo y preservó con una temperatura de 4 °C.

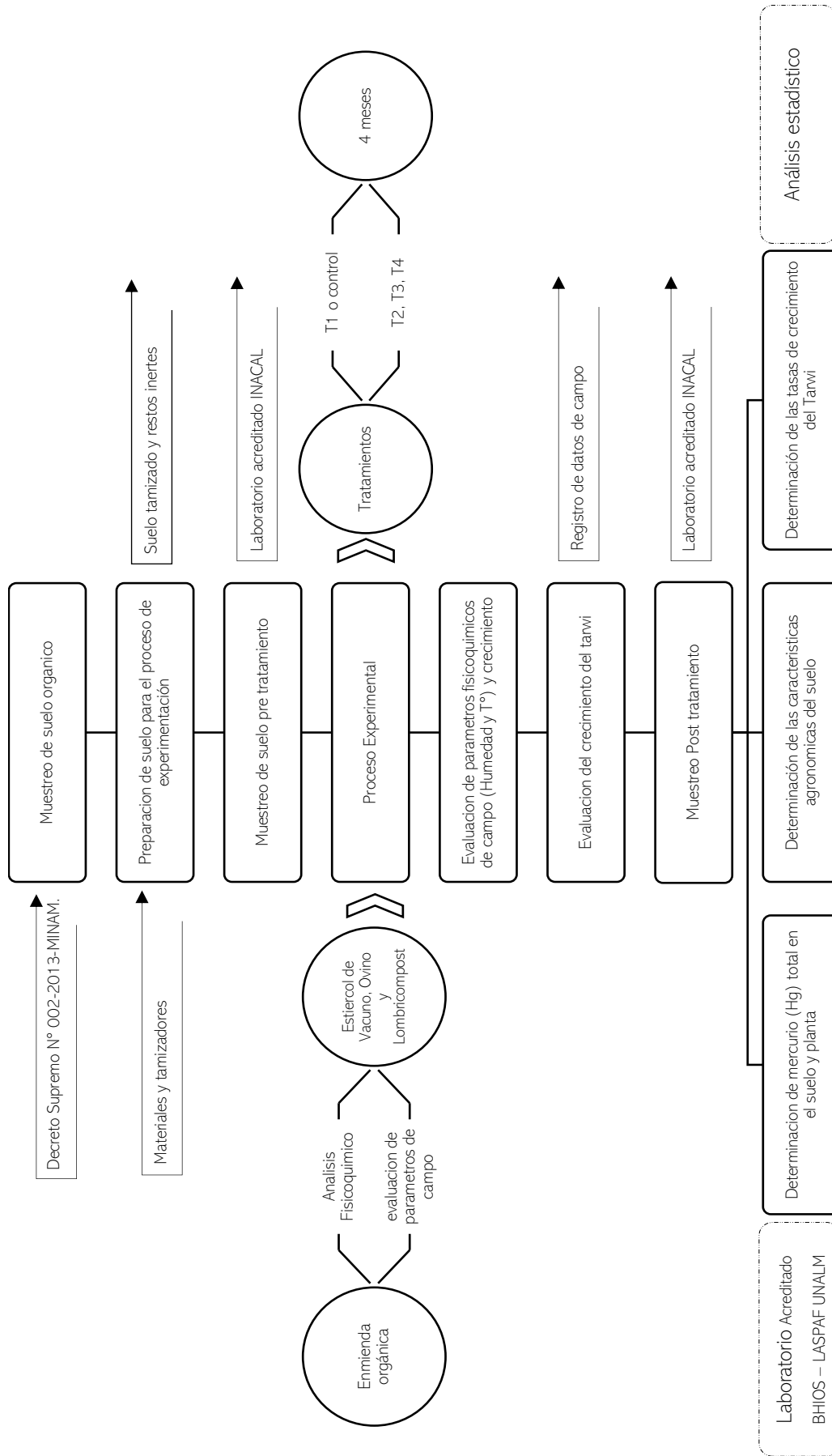
## **C.2 Determinación de las propiedades físicas y químicas del suelo**

Para la determinación de las propiedades físicas y químicas del suelo pre y post tratamiento (antes y después de aplicar la enmienda orgánica respectivamente) como capacidad de intercambio catiónico, humedad, pH, textura de suelo, porcentaje de materia orgánica total, P, K; se realizó en los laboratorios de Análisis de Suelos Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Lima-Perú (UNALM). El informe de ensayo sobre análisis de las características agronómicas del suelo (Ppm) pretratamiento y postratamiento se detalla en el Anexo 11 y 16



**Figura 5**

*Esquema metodológico general*



### 3.5.4 Prueba estadística inferencial

En la presente investigación se aplicó el método de Correlación de Pearson con un nivel de confianza de 95 %, siendo el nivel de significancia del 5 % para evaluar el grado de correlación entre las variables independiente y dependiente. Además, se realizó el análisis de varianza (ANOVA) con diseño completamente aleatorio (DCA) con la finalidad de evaluar las diferencias entre las medias de los tratamientos, todos los análisis fueron realizados a un nivel de significancia del 5 %. Para ello se utilizó el Software RStudio 4.3.2, SPSS versión 25.0 y Minitab versión 19.1.0.

**Tabla 3**

*Análisis de varianza – Diseño completo al azar (ANOVA-DCA)*

Fuentes de Variación (FV)	Grados de libertad (GL)	Suma de cuadrados (SC)	Cuadros medios (CM)	Prueba F	Valor P significancia
Tratamientos (t)	$t - 1$	$SC_t$	$CM_t = \frac{SC_t}{t-1}$	$\frac{SC_t}{SCE}$	$P (F > F_\alpha)$
Error (E)	$n - 1$	SCE	$CME = \frac{SCE}{n-1}$		
Total	$n - 1$	$SC_{total}$			

*Nota.* n, Número total de observaciones; F, Prueba estadística F o Fisher;  $F_\alpha$  Prueba F con un nivel de significancia. Cervantes y Marquez (2007).

## CAPÍTULO IV

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

## 4.1 Resultados

## 4.1.1 Análisis de supuestos

Previo al análisis de datos, es importante saber si los resultados siguen una distribución normal; por lo tanto, se realizó la prueba de Shapiro-Wilk debido a que es apropiada para muestras menores a 30 y nos indica que el valor de significancia debe ser mayor al 5 %. Por otro lado, también se realizó la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene con la finalidad de ver la variabilidad entre los grupos.

Los supuestos del modelo de Normalidad de Shapiro-Wilk se contrasta las hipótesis:

$H_0$  = La muestra presenta una distribución normal

$H_1$  = La muestra no presenta una distribución normal

**Tabla 4**

*Análisis de supuesto prueba de normalidad de parámetros evaluados, 2024*

Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk			
Parámetros	Estadístico	gl	Sig.
Reducción de Hg (mg/kg)	0,959	3	0,766
Fitoextracción de Hg (mg/kg)	0,841	3	0,028
TAC (cm/día)	0,964	3	0,834
TRC (%/día)	0,925	3	0,331
TAC (g/día)	0,949	3	0,623
TRC (%/día)	0,969	3	0,897
pH (1:1)	0,935	3	0,433
C.E. (dS/m)	0,956	3	0,725
M.O. (%)	0,908	3	0,201
P (ppm)	0,917	3	0,262
K (ppm)	0,948	3	0,613
CIC	0,905	3	0,185

*Nota.* Análisis de Datos Software Minitab versión 19.1.0.

Se muestra en la Tabla 4, la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, podemos determinar para reducción y fitoextracción de Hg, las tasas de crecimiento absoluta, relativa y parámetros de las características agronómicas del

suelo en los diferentes tratamientos con un P-valor superior al nivel de significancia de 0,05. por lo tanto, afirmamos que los datos provienen de una distribución normal, en consecuencia, se optó utilizar estadística paramétrica.

Prueba de homogeneidad de varianza de Levene se contrasta las hipótesis:

$H_0$  = La varianza es igual entre los grupos

$H_1$  = La varianza no es igual entre los grupos

Como se muestra en la tabla 5, la prueba de homogeneidad de varianza para la reducción de Hg, fitoextracción y tasas de crecimiento absoluto TAC y relativo TCR y las características agronómicas del suelo; muestran un P-valor superior al nivel de significancia de 0,05, entonces aceptamos la hipótesis nula.

**Tabla 5**

*Análisis de supuesto prueba de homogeneidad de varianza de parámetros evaluados, 2024*

Prueba de homogeneidad de varianza de Levene			
Parámetros	Estadístico	gl	Sig.
Reducción de Hg (mg/kg)	0,679	3	0,589
Fitoextracción de Hg (mg/kg)	2,447	3	0,139
TAC (cm/día)	0,363	3	0,782
TRC (%/día)	0,258	3	0,854
TAC (g/día)	0,562	3	0,655
TRC (%/día)	0,367	3	0,779
pH (1:1)	0,750	3	0,552
C.E. (dS/m)	0,674	3	0,592
M.O. (%)	0,007	3	0,999
P (ppm)	0,783	3	0,536
K (ppm)	1,144	3	0,389
CIC	1,338	3	0,329

*Nota.* Análisis de Datos Software Minitab versión 19.1.0.

Analizando los dos supuestos, la prueba de Shapiro-Wilk que nos indica que todos nuestros parámetros de investigación se comportan como una distribución normal y la prueba de homogeneidad de varianza de Levene afirma que la variabilidad es igual entre los grupos. En consecuencia, se realizó la prueba estadística de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Además, se realizó el análisis de varianza (ANOVA) con diseño completamente aleatorio (DCA) con la finalidad de evaluar las diferencias entre las medias de los tratamientos. El detalle del análisis de varianza se detalla en el Anexo 17.

En la presente investigación se aplicó el método de Correlación de Pearson con un nivel de confianza de 95 %, siendo el nivel de significancia del 5 % para evaluar el grado de correlación entre las variables independiente y dependiente.

**Tabla 6**

*Prueba de correlación de Pearson de parámetros evaluados, 2024*

Parámetros	Reducción Hg (%)	Fitoextracción de Hg (mg/kg)	TAC (cm/día)	TRC (%/día)	TAC (g/día)	TRC (%/día)I	pH	C.E. (dS/m)	M.O. (%)	P (ppm)	K (ppm)
Fitoextracción de Hg (mg/kg)	-0,721										
TAC (cm/día)	0,731	-0,983									
TRC (%/día)	0,631	-0,8	0,835								
TAC (g/día)	0,773	-0,904	0,926	0,771							
TRC (%/día)I	0,799	-0,95	0,973	0,817	0,985						
pH	0,776	-0,242	0,3	0,352	0,367	0,395					
C.E. (dS/m)	-0,846	0,328	-0,369	-0,289	-0,439	-0,467	-0,914				
M.O. (%)	0,896	-0,882	0,918	0,776	0,873	0,927	0,643	-0,677			
P (ppm)	0,587	-0,029	0,095	0,189	0,147	0,179	0,954	-0,837	0,467		
K (ppm)	0,525	0,088	-0,03	0,089	0,016	0,049	0,931	-0,801	0,357	0,984	
CIC	0,88	-0,755	0,792	0,718	0,802	0,841	0,780	-0,761	0,945	0,631	0,528

*Nota.* Análisis de Datos Software SPSS versión 25.0.

#### 4.1.2 Remoción de mercurio total

Este objetivo permite el cumplimiento del objetivo específico 1, que se compone de 2 actividades principales sobre la reducción de mercurio en el suelo y la fitoextracción de mercurio a través del tarwi.

##### A. Porcentaje de remoción de mercurio total en el suelo

En la tabla 7, se muestran los resultados de la remoción de mercurio finalizado el proceso de experimentación, la adición de enmiendas orgánicas incrementa el promedio de reducción de mercurio (Hg) en el suelo, siendo el tratamiento T4 (SC+EV+T) el mejor tratamiento con una reducción de 2,079 mg/kg que equivale a un 31,82 % de remoción, seguido del tratamiento T2 (SC+EO+T) con un 1,431 mg/kg que corresponde a una remoción de 21,91 % de mercurio, seguido de T3 (SC+L+T) con una reducción de 1,230 mg/kg que corresponde a una remoción de 18,83 % y finalmente el tratamiento T1 (SC+T) con una reducción 0,122 mg/kg donde la concentración de mercurio se redujo en 1,87 % este tratamiento no tuvo la adición de enmienda orgánica; por consiguiente la adición de materia orgánica (MO) tiene una correlación positiva fuerte en la reducción de mercurio en el suelo con un valor de 0,896 al igual CIC con un valor de 0,880, otro factor que tiene influencia en la reducción de mercurio en el suelo es el pH con una correlación positiva considerable de 0,776; lo que significa que la concentración de MO, CIC y pH influye en la reducción de mercurio en el suelo (Ver Tabla 6).

**Tabla 7**

*Reducción de mercurio total en el suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*

Tratamientos	Código	Prom Pre *7022 Hg mg/kg	Prom Post *7022 Hg mg/kg	Reducción de Hg (mg/kg)	PROM Reducción de Hg (mg/kg)	Reducción Hg (%)	PROM Reducción de Hg (%)
	MS T1-1	6,5333	6,4892	0,0441		0,68 %	
T1 (SC+T)	MS T1-2	6,5333	6,3305	0,2028	0,122	3,10 %	1,87 %
	MS T1-3	6,5333	6,4130	0,1203		1,84 %	
	MS T2-1	6,5333	5,1047	1,4286		21,87 %	
T2 (SC+EO+T)	MS T2-2	6,5333	4,7041	1,8292	1,431	28,00 %	21,91 %
	MS T2-3	6,5333	5,4970	1,0363		15,86 %	
	MS T3-1	6,5333	5,1500	1,3833		21,17 %	
T3 (SC+L+T)	MS T3-2	6,5333	5,2900	1,2433	1,230	19,03 %	18,83 %
	MS T3-3	6,5333	5,4700	1,0633		16,28 %	
	MS T4-1	6,5333	4,7327	1,8006		27,56 %	
T4 (SC+EV+T)	MS T4-2	6,5333	4,6477	1,8856	2,079	28,86 %	31,82 %
	MS T4-3	6,5333	3,9837	2,5496		39,03 %	

Nota. Informe de ensayo N° 446 -2022 Laboratorio BHIOS.

Los porcentajes de remoción de mercurio total en los tratamientos fueron significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) en todos los tratamientos (Ver tabla 8), siendo el tratamiento T4 (SC+EV+T) el mejor tratamiento con una reducción de 2,079 mg/kg que equivale a un 31,82 % de reducción. El cálculo detallado de la determinación del porcentaje de reducción de mercurio total en los diferentes tratamientos se detalla en el Anexo 2.

**Tabla 8**

*Prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ) porcentaje de remoción de mercurio (Hg), 2024*

Parámetro	Tratamientos	N	Prom. reducción de Hg (mg/kg)	Prom. reducción de Hg (%)	Agrupación	
Remoción de mercurio Hg (%)	T4 (SC+EV+T)	3	2,079	31,82	A	
	T2 (SC+EO+T)	3	1,431	21,91	A	B
	T3 (SC+L+T)	3	1,230	18,82	B	
	T1 (SC+T)	3	0,122	1,87	C	

*Nota.* Análisis de Datos Software SPSS versión 25.0.

### **B. Fitoextracción de mercurio por tarwi**

La adición de enmiendas orgánicas reduce la fitoextracción de mercurio (Hg) del suelo, siendo el tarwi del tratamiento T1 (SC+T) donde se obtuvo la mayor concentración de mercurio total con 0,113 mg/kg, seguido del tratamiento T2 (SC+EO+T) con una concentración de 0,087 mg/kg , seguido de T3 (SC+L+T) con concentración de 0,008 mg/ kg de mercurio y finalmente el tratamiento T4 (SC+EV+T) con una concentración de mercurio de 0,007 mg/kg; por consecuente la asimilación del mercurio a través del tarwi presenta una correlación negativa muy fuerte en relación al contenido de materia orgánica (M.O.) con un valor de -0,882; y una correlación negativa fuerte en relación a las tasas de crecimiento con valores entre -0,8 y -0,983 (ver Tabla 6) lo que significa que a mayor concentración de mercurio en el tarwi este presenta un crecimiento retardado y lento.



**Tabla 9**

*Análisis foliar de hoja raíz y tallo del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) post tratamiento de suelo contaminando del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*

Tratamientos	Código	Pre BHIOS- FQ-008 Hg mg/kg	Post BHIOS- FQ-008 Hg mg/kg	Fitoextracción de Hg mg/kg	PROM Fitoextracción de Hg mg/kg
Análisis foliar T1 (SC+T)	MV T1-1	0	0,1246	0,1246	0,113
	MV T1-2	0	0,1004	0,1004	
	MV T1-3	0	0,113	0,113	
Análisis foliar T2 (SC+EO+T)	MV T2-1	0	0,0875	0,0875	0,087
	MV T2-2	0	0,0722	0,0722	
	MV T2-3	0	0,1022	0,1022	
Análisis foliar T3 (SC+L+T)	MV T3-1	0	0,0078	0,0078	0,008
	MV T3-2	0	0,0082	0,0082	
	MV T3-3	0	0,009	0,009	
Análisis foliar T4 (SC+EV+T)	MV T4-1	0	0,0066	0,0066	0,007
	MV T4-2	0,0000	0,0073	0,0073	
	MV T4-3	0,0000	0,0079	0,0079	

*Nota.* Informe de ensayo N° 445-2022 Laboratorio BHIOS.

Los porcentajes de remoción de mercurio total en los tratamientos fueron significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) en todos los tratamientos (Ver tabla 10), siendo el tarwi del tratamiento T1 (SC+T) donde se obtuvo la mayor concentración de mercurio total con 0,113 mg/kg. El cálculo detallado del porcentaje de fitoextracción de mercurio – Análisis foliar de hoja raíz y tallo se observa en el Anexo 3.

**Tabla 10**

*Prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ) porcentaje de fitoextracción de mercurio (Hg), 2024*

Parámetro	Tratamientos	N	Prom. Fitoextracción de Hg (mg/kg)	Agrupación
Fitoextracción de mercurio Hg (ppm)	T1 (SC+T)	3	0,113	A
	T2 (SC+EO+T)	3	0,087	B
	T3 (SC+L+T)	3	0,008	C
	T4 (SC+EV+T)	3	0,007	C

Nota. Análisis de Datos Software SPSS versión 25.0.

#### 4.1.3 Tasas de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet)

Este objetivo permite el cumplimiento del objetivo específico 2, que se compone de 3 actividades principales sobre el crecimiento fenológico del tarwi y la fitoextracción de mercurio a través del tarwi.

##### A. Crecimiento fenológico del tarwi

A continuación, se detalla el crecimiento del tarwi en función al proceso experimental que tuvo una duración de 20 semanas equivalente a 133 días. El registro semanal del crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) se observa en el Anexo 4.

En relación al crecimiento en longitud, la adición de enmiendas orgánicas mejora el crecimiento del tarwi, siendo el tratamiento T4 (SC+EV+T) con estiércol de vacuno el mejor tratamiento con un crecimiento de 90,50 cm, seguido del tratamiento T3 (SC+L+T) con lombricompost con un crecimiento de 87,83 cm, seguido del tratamiento T2 (SC+EO+T) con estiércol de ovino con un crecimiento de 54,167 cm y finalmente el tratamiento T1 (SC+T) con un crecimiento de 40,00 cm, este tratamiento no tuvo la adición de enmienda orgánica.

**Tabla 11**

*Crecimiento absoluto del tarwi (Lupinus mutabilis Sweet) en suelo contaminado del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2021-2022*

Tratamiento	Repetición	Talla inicial (cm)	Talla final (cm)	Tiempo	Crecimiento Absoluto (cm)	TAC (cm/día)	TRC (%/día)
T1 (SC+T)	R1	0,20	40,00	133,00	40,00	0,299	3,984
	R2	0,30	39,50	133,00	39,50	0,295	3,669
	R3	0,20	40,50	133,00	40,50	0,303	3,993
T2 (SC+EO+T)	R1	0,20	54,00	133,00	54,00	0,405	4,209
	R2	0,25	54,00	133,00	54,00	0,404	4,042
	R3	0,30	54,50	133,00	54,50	0,408	3,911
T3 (SC+L+T)	R1	0,30	87,50	133,00	87,50	0,656	4,267
	R2	0,30	88,00	133,00	88,00	0,659	4,272
	R3	0,30	88,00	133,00	88,00	0,659	4,272
T4 (SC+EV+T)	R1	0,25	90,00	133,00	90,00	0,675	4,426
	R2	0,30	91,00	133,00	91,00	0,682	4,297
	R3	0,35	90,50	133,00	90,50	0,678	4,177

*Nota.* Registro semanal de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet).

La adición de enmiendas orgánicas mejora la ganancia de peso del tarwi, siendo el tratamiento T4 (SC+EV+T) con estiércol de vacuno el mejor tratamiento con 90,033 g, seguido del tratamiento T3 (SC+L+T) con lombricompost con una ganancia de peso de 59,433 g, seguido del tratamiento T2 (SC+EO+T) con estiércol de ovino con 29,233 g y finalmente el tratamiento T1 (SC+T) con un peso de 15,700 g.

**Tabla 12**

*Ganancia absoluta de peso del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en suelo contaminado del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2021-2022*

Tratamiento	Repetición	Peso húmedo (g)	Peso Seco (g)	Diferencia de Peso (g)	Tiempo Final	Ganancia de peso (g)	TAC (g/día)	TRC (%/día)
T1 (SC+T)	R1	16,30	3,7	12,6	133	16,30	0,0278	0,98 %
	R2	15,00	3,5	11,5	133	15,00	0,0263	0,94 %
	R3	15,80	3,6	12,2	133	15,80	0,0271	0,96 %
T2 (SC+EO+T)	R1	27,80	4,8	23	133	27,80	0,0361	1,18 %
	R2	30,90	5,3	25,6	133	30,90	0,0398	1,25 %
	R3	29,00	5,1	23,9	133	29,00	0,0383	1,22 %
T3 (SC+L+T)	R1	60,50	9,9	50,6	133	60,50	0,0744	1,72 %
	R2	57,80	9,3	48,5	133	57,80	0,0699	1,68 %
	R3	60,00	9,5	50,5	133	60,00	0,0714	1,69 %
T4 (SC+EV+T)	R1	90,50	14,7	75,8	133	90,50	0,1105	2,02 %
	R2	89,50	14	75,5	133	89,50	0,1053	1,98 %
	R3	90,10	14,3	75,8	133	90,10	0,1075	2,00 %

*Nota.* Registro semanal de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet).

**Tabla 13**

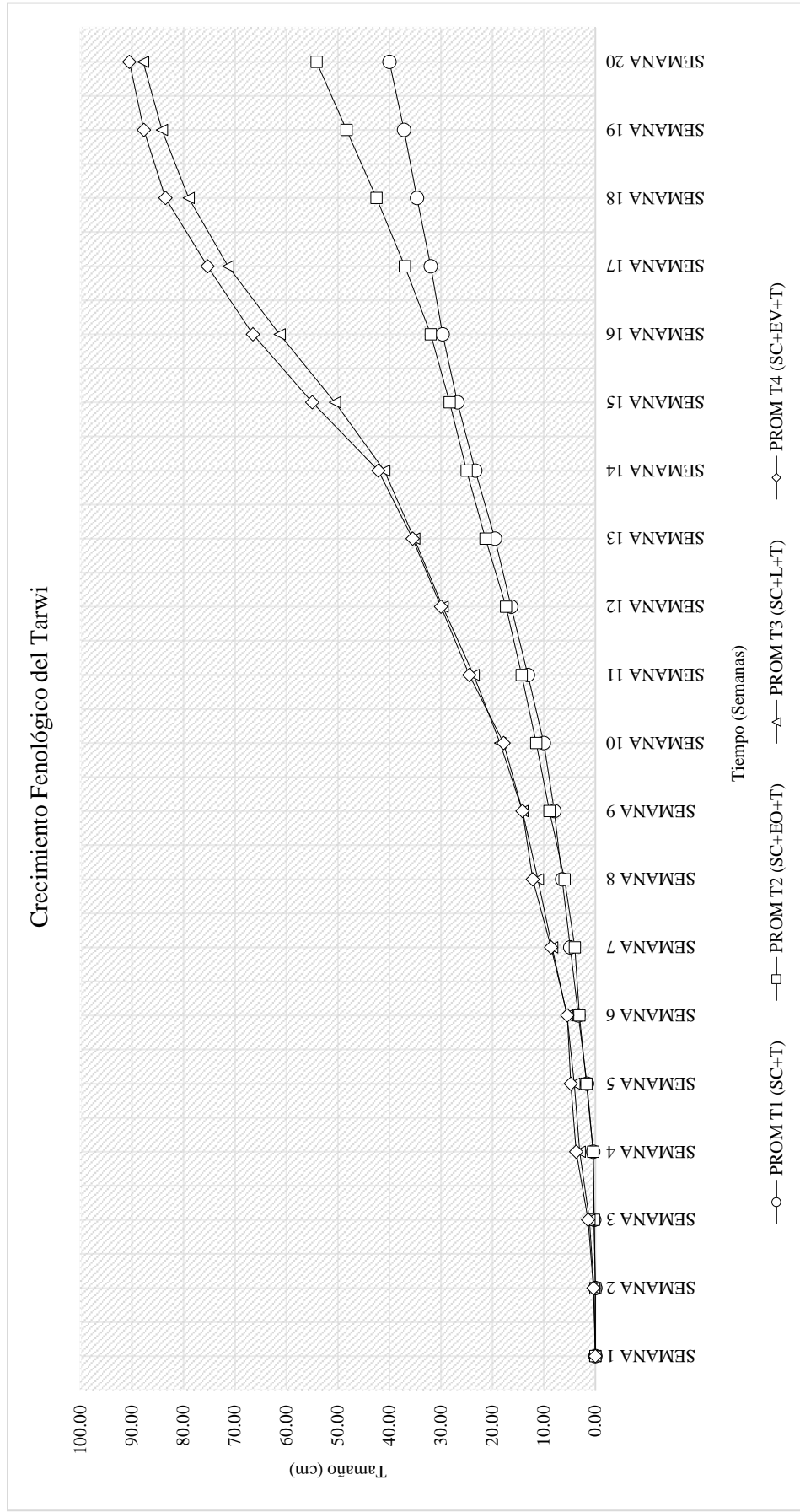
*Crecimiento fenológico del tarwi (Lupinus mutabilis Sweet) en el suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2021-2022*

SEMANA	FECHA	PROM T1 (SC+T)	PROM T2 (SC+EO+T)	PROM T3 (SC+L+T)	PROM T4 (SC+EV+T)
SEMANA 1	5/09/2021	0	0	0	0
SEMANA 2	12/09/2021	0	0	0,27	0,37
SEMANA 3	19/09/2021	0,23	0,25	1,17	1,43
SEMANA 4	26/09/2021	0,40	0,45	3,03	3,73
SEMANA 5	3/10/2021	1,63	1,75	4,10	4,77
SEMANA 6	10/10/2021	3,30	3,10	5,50	5,43
SEMANA 7	17/10/2021	4,90	4,00	8,40	8,60
SEMANA 8	24/10/2021	6,47	6,00	11,17	12,17
SEMANA 9	31/10/2021	7,97	8,90	14,17	14,17
SEMANA 10	7/11/2021	10,03	11,50	18,50	17,83
SEMANA 11	14/11/2021	13,10	14,33	23,67	24,50
SEMANA 12	21/11/2021	16,33	17,33	29,67	30,00
SEMANA 13	28/11/2021	19,50	21,33	35,17	35,50
SEMANA 14	5/12/2021	23,33	25,00	41,00	42,17
SEMANA 15	12/12/2021	26,77	28,33	50,60	55,00
SEMANA 16	19/12/2021	29,67	32,00	61,33	66,50
SEMANA 17	26/12/2021	32,00	37,00	71,33	75,33
SEMANA 18	2/01/2022	34,67	42,50	79,00	83,50
SEMANA 19	9/01/2022	37,17	48,33	84,17	87,67
SEMANA 20	16/01/2022	40,00	54,17	87,83	90,50

*Nota.* Registro semanal de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet).

**Figura 6**

*Comportamiento del crecimiento fenológico del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet), en suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*



Las tasas de crecimiento absoluta (TAC) y relativa (TRC) fueron significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) en todos los tratamientos (ver Tabla 14).

**Tabla 14**

*Prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ) tasa absoluta de crecimiento (TAC) y Relativa (TRC) del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet), 2024*

Parámetro	Tratamientos	N	Prom. Tasa de crecimiento	Agrupación
TAC Longitud (cm/día)	T4 (SC+EV+T)	3	0,678	A
	T3 (SC+L+T)	3	0,658	B
	T2 (SC+EO+T)	3	0,405	C
	T1 (SC+T)	3	0,299	D
TRC Longitud (%/día)	T4 (SC+EV+T)	3	4,300	A
	T3 (SC+L+T)	3	4,270	A
	T2 (SC+EO+T)	3	4,054	A B
	T1 (SC+T)	3	3,882	B
TAC Peso (g/día)	T4 (SC+EV+T)	3	0,108	A
	T3 (SC+L+T)	3	0,072	B
	T2 (SC+EO+T)	3	0,038	C
	T1 (SC+T)	3	0,027	D
TRC Peso (%/día)	T4 (SC+EV+T)	3	2,002	A
	T3 (SC+L+T)	3	1,698	B
	T2 (SC+EO+T)	3	1,219	C
	T1 (SC+T)	3	0,963	D

*Nota.* Análisis de Datos Software SPSS versión 25.0.

**B. Tasas de absoluta de crecimiento (TAC) y relativa (TRC) del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en relación a la talla**

Las diferencias observadas en la TAC se relacionan directamente al contenido de materia orgánica (M.O.) con una correlación positiva fuerte de 0,918 respectivamente, el incremento máximo diario de longitud total fue de 0,678 cm/día correspondiente al tratamiento T4 (SC+EV+T), seguido del tratamiento T3 (SC+L+T) con lombricompost con un crecimiento de 0,658 cm/día, seguido del tratamiento T2 (SC+EO+T) con estiércol de ovino con un crecimiento de 0,404 cm/día y finalmente el

menor incremento en longitud el tratamiento T1 (SC+T) con un crecimiento de 0,298 cm/día.

Las diferencias observadas en la TRC se relacionan directamente al contenido de materia orgánica (M.O.) con una correlación positiva considerable de 0,776 respectivamente, el incremento porcentual de longitud total fue de 4,149 %/día correspondiente al tratamiento T4 (SC+EV+T), seguido del tratamiento T3 (SC+L+T) con lombricompost con un crecimiento de 4,372 %/día, seguido del tratamiento T2 (SC+EO+T) con estiércol de ovino con un crecimiento de 3,605 %/día y finalmente el menor incremento en longitud el tratamiento T1 (SC+T) con un crecimiento porcentual de 3,479 %/día, este tratamiento no tuvo la adición de enmienda orgánica.

**Tabla 15**

*Tasas de absoluta de crecimiento (TAC) y relativa (TRC) del tarwi (Lupinus mutabilis Sweet) en relación a la talla, 2021 - 2022*

Parámetro/ Promedio	T1 (SC+T)	T2 (SC+EO+T)	T3 (SC+L+T)	T4 (SC+EV+T)
Talla inicial promedio (cm)	0,23	0,25	0,28	0,30
Talla final promedio (cm)	40,00	54,17	87,83	90,50
Crecimiento absoluto (cm)	44,67	65,33	88,67	90,75
Tasa absoluta de crecimiento TAC (cm/día)	0,30	0,41	0,66	0,68
Tasa relativa de crecimiento TRC (%/día)	3,83	4,05	4,27	4,30
Tiempo (días)	133	133	133	133

*Nota.* Registro semanal de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet).

**C. Tasas de absoluta de crecimiento (TAC) y relativa (TRC) en relación al peso**

Las diferencias observadas en la TAC se relacionan directamente al contenido de materia orgánica (M.O.) con una correlación positiva fuerte de 0,927 respectivamente, el incremento máximo diario de peso total fue de 0,108 g/día correspondiente al tratamiento T4 (SC+EV+T), seguido del tratamiento T3 (SC+L+T) con lombricompost con un incremento en peso de 0,072 g/día, seguido del tratamiento T2



(SC+EO+T) con estiércol de ovino con un crecimiento de 0,038 g/día y finalmente el menor incremento en peso el tratamiento T1 (SC+T) con 0,027 g/día.

Las diferencias observadas en la TRC en función al peso se relacionan directamente al contenido de materia orgánica (M.O.) con una correlación positiva considerable de 0,873 respectivamente, el incremento porcentual de longitud total fue de 0,020 %/día correspondiente al tratamiento T4 (SC+EV+T), seguido del tratamiento T3 (SC+L+T) con lombricompost con un crecimiento de 0,017 %/día, seguido del tratamiento T2 (SC+EO+T) con estiércol de ovino con un crecimiento de 0,012 %/día y finalmente el menor incremento en longitud el tratamiento T1 (SC+T) con un crecimiento porcentual de 0,010 %/día, este tratamiento no tuvo la adición de enmienda orgánica.

**Tabla 16**

*Tasas de absoluta de crecimiento (TAC) y relativa (TRC) del tarwi (Lupinus mutabilis Sweet) en relación al peso, 2021 - 2022*

Parámetro/ Promedio	T1 (SC+T)	T2 (SC+EO+T)	T3 (SC+L+T)	T4 (SC+EV+T)
Peso inicial promedio (g)	0,00	0,00	0,00	0,00
Talla final promedio (g)	15,70	29,23	59,43	90,03
ganancia de peso (g)	19,53	40,13	69,43	89,80
Tasa absoluta de crecimiento TAC (g/día)	0,027	0,038	0,072	0,108
Tasa relativa de crecimiento TRC (%/día)	0,010	0,012	0,017	0,020
Tiempo (días)	133	133	133	133

*Nota.* Registro semanal de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis Sweet*).

#### 4.1.4 Características agronómicas del suelo

Este objetivo permite el cumplimiento del objetivo específico 3, que se compone de 6 parámetros esenciales para la remoción de mercurio y el crecimiento fenológico del tarwi. En la Tabla 17 se visualiza el análisis general de parámetros para la caracterización agronómica del suelo contaminado pre y post tratamiento. Los parámetros de las características agronómicas del suelo fueron

significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) en todos los tratamientos como se detalla a continuación.

**Tabla 17**

*Prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ) principales parámetros agronómicos del suelo, 2024*

Parámetros	Tratamientos	N	Media Angular de reducción o incremento	Agrupación
pH (1:1)	T1 (SC+T)	3	4,200	A
	T2 (SC+EO+T)	3	3,533	B
	T3 (SC+L+T)	3	1,450	C
	T4 (SC+EV+T)	3	0,290	D
C.E. (dS/m)	T4 (SC+EV+T)	3	0,163	A
	T3 (SC+L+T)	3	0,024	A
	T2 (SC+EO+T)	3	-0,115	B
	T1 (SC+T)	3	-0,255	B
M.O. (%)	T4 (SC+EV+T)	3	6,743	A
	T3 (SC+L+T)	3	5,357	B
	T2 (SC+EO+T)	3	3,967	C
	T1 (SC+T)	3	-0,047	D
P (ppm)	T2 (SC+EO+T)	3	161,900	A
	T4 (SC+EV+T)	3	112,430	B
	T3 (SC+L+T)	3	59,470	C
	T1 (SC+T)	3	36,100	C
K (ppm)	T2 (SC+EO+T)	3	2215,000	A
	T4 (SC+EV+T)	3	1151,700	B
	T3 (SC+L+T)	3	337,000	C
	T1 (SC+T)	3	128,000	C
CIC	T4 (SC+EV+T)	3	13,280	A
	T2 (SC+EO+T)	3	10,293	B
	T3 (SC+L+T)	3	9,920	B
	T1 (SC+T)	3	3,947	C

Nota. Análisis de Datos Software SPSS versión 25.0.

### A. Potencial de Hidrógeno (pH)

La adición de enmiendas orgánicas incrementa el pH en el suelo, siendo el estiércol de ovino T2 (SC+EO+T) el que mayor incremento genero con un 121 % pasando de 3,46 a 7,66, seguido de estiércol de vacuno T4 (SC+EV+T) con 102 % pasando de 3,46 a 6,99 y finalmente el Lombricompost T3 (SC+L+T) con un 42 de incremento pasando de 3,46 a 4,91, en el caso del suelo sin enmienda orgánica (control) T1 (SC+T) este tuvo un ligero incremento de 8 % pasando de 3,46 a 3,75. El pH tiene una correlación positiva considerable de 0,776 en relación a la reducción de mercurio Hg en el suelo. El cálculo detallado de la determinación de la variación del potencial de hidrogeno (pH) se observa en el Anexo 7.

**Tabla 18**

*Comportamiento del Potencial de Hidrógeno (pH) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*

Tratamiento	Repetición	pH inicial (1:1)	pH Final (1:1)	Variación de pH (1:1)
T1 (SC+T)	R1	3,460	3,750	0,290
	R2			
	R3			
T2 (SC+EO+T)	R1	3,460	7,660	4,200
	R2			
	R3			
T3 (SC+L+T)	R1	3,460	4,910	1,450
	R2			
	R3			
T4 (SC+EV+T)	R1	3,460	6,993	3,533
	R2			
	R3			

*Nota.* Informe de ensayo laboratorios de Análisis de Suelos Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Lima-Perú (UNALM).

## B. Conductividad Eléctrica (CE)

La adición de estiércol de Ovino T2 (SC+EO+T) y Vacuno T4 (SC+EV+T) reduce la conductividad eléctrica en las muestras de suelo a diferencia del Lombricompost T3 (SC+L+T) que incremento en un 60 % pasando de 1,57 a 2,513 dS/m en el caso del T1 (SC+T) sin enmienda este tuvo un incremento de un 99 % pasando de un 1,57 a 3,130 dS/m. La Conductividad eléctrica tiene una correlación negativa fuerte de -0,914 en relación al pH. El cálculo detallado de la determinación de la variación de la conductividad eléctrica (C.E.) se observa en el Anexo 7.

**Tabla 19**

*Comportamiento de la conductividad eléctrica (C.E.) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*

Tratamiento	Repetición	C.E. inicial (dS/m)	C.E. final (dS/m)	Variación de C.E. (dS/m)
T1 (SC+T)	R1	1,570	3,130	1,560
	R2			
	R3			
T2 (SC+EO+T)	R1	1,570	1,487	-0,083
	R2			
	R3			
T3 (SC+L+T)	R1	1,570	2,513	0,943
	R2			
	R3			
T4 (SC+EV+T)	R1	1,570	1,597	0,027
	R2			
	R3			

*Nota.* Informe de ensayo laboratorios de Análisis de Suelos Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Lima-Perú (UNALM).

## C. Materia Orgánica (MO)

La adición de enmiendas orgánicas incrementa la materia orgánica en el suelo, siendo el tratamiento T4 (SC+EV+T) el mejor tratamiento con un incremento de 249 % pasando de 2,713 a 9,457 % de MO seguido del tratamiento T3 (SC+L+T) con un 197 % pasando de un 2,713 a 8,070 % de MO y finalmente el tratamiento T2 (SC+EO+T) con un incremento de

146 % pasando de un 2,713 a 6,680 MO y finalmente el tratamiento T1 (SC+T) donde la concentración de MO se redujo en 2 % este tratamiento no tuvo la adición de enmienda orgánica. La MO tiene una correlación positiva fuerte en relación a la reducción de mercurio Hg en el suelo y las tasas de crecimiento absoluto TAC y relativo TRC del tarwi. El cálculo de la determinación de la variación de Materia Orgánica (MO) se detalla en el Anexo 8.

**Tabla 20**

*Comportamiento de la Materia Orgánica (M.O.) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*

Tratamiento	Repetición	M.O. inicial (%)	M.O. final (%)	Variación de M.O. (%)
T1 (SC+T)	R1			
	R2	2,713	2,667	-0,047
	R3			
T2 (SC+EO+T)	R1			
	R2	2,713	6,680	3,967
	R3			
T3 (SC+L+T)	R1			
	R2	2,713	8,070	5,357
	R3			
T4 (SC+EV+T)	R1			
	R2	2,713	9,457	6,743
	R3			

*Nota.* Informe de ensayo laboratorios de Análisis de Suelos Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Lima-Perú (UNALM).

#### **D. Contenido de fósforo en el suelo (P)**

La adición de enmiendas orgánicas incrementa el P (ppm), siendo el tratamiento T2 (SC+EO+T) el mejor tratamiento con un incremento de 827 % pasando de 19,553 a 131,967 ppm seguido del tratamiento T4 (SC+EV+T) con un 197 % pasando de 19,553 a 131,967 ppm y finalmente el tratamiento T3 (SC+L+T) con un incremento de 304 % pasando de

19,553 a 79,000 ppm y finalmente el tratamiento T1 (SC+T) control, donde la concentración de P se incrementó en un 185 %. El fósforo P tiene una correlación positiva fuerte 0,954 en relación al pH. El cálculo de la determinación de la variación de Fósforo (P) se detalla en el Anexo 8.

**Tabla 21**

*Comportamiento de la Fósforo (P) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*

Tratamiento	Repetición	P inicial (ppm)	P final (ppm)	Variación de P (ppm)
T1 (SC+T)	R1			
	R2	19,533	55,633	36,100
	R3			
T2 (SC+EO+T)	R1			
	R2	19,533	181,433	161,900
	R3			
T3 (SC+L+T)	R1			
	R2	19,533	79,000	59,467
	R3			
T4 (SC+EV+T)	R1			
	R2	19,533	131,967	112,433
	R3			

*Nota.* Informe de ensayo laboratorios de Análisis de Suelos Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Lima-Perú (UNALM).

### **E. Contenido de potasio en el suelo (K)**

La adición de enmiendas orgánicas incrementa el K (ppm), siendo el tratamiento T2 (SC+EO+T) el mejor tratamiento con un incremento de 3797 % pasando de 58,333 a 395,33 ppm seguido del tratamiento T4 (SC+EV+T) con un 1974 % pasando de 58,333 a 1210 ppm y finalmente el tratamiento T3 (SC+L+T) con un incremento de 578 % pasando de 58,333 a 395,333 ppm y finalmente el tratamiento T1 (SC+T) control, donde la concentración de K se incrementó en un 219 % equivalente a 337 ppm. El potasio (K) tiene una correlación positiva fuerte 0,931 en relación

al pH y P con un valor de 0,984. El potasio (K) tiene una correlación positiva fuerte 0,931 en relación al pH y P con un valor de 0,984. La determinación detallada de la variación de Potasio (K) se observa en el Anexo 9.

**Tabla 22**

*Comportamiento de la Potasio (K) en el proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*

Tratamiento	Repetición	K (ppm) inicial	K (ppm) final	Variación de K (ppm)
T1 (SC+T)	R1	58,333	186,333	128,000
	R2			
	R3			
T2 (SC+EO+T)	R1	58,333	2273,333	2215,000
	R2			
	R3			
T3 (SC+L+T)	R1	58,333	395,333	337,000
	R2			
	R3			
T4 (SC+EV+T)	R1	58,333	1210,000	1151,667
	R2			
	R3			

*Nota.* Informe de ensayo laboratorios de Análisis de Suelos Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Lima-Perú (UNALM).

#### **F. Capacidad de Intercambio catiónico del suelo (CIC)**

La adición de enmiendas orgánicas incrementa la CIC en el suelo, siendo el tratamiento T4 (SC+EV+T) el mejor tratamiento con un incremento de 249 % pasando de 5,440 a 18,720 CIC seguido del tratamiento T2 (SC+EO+T) con un 189 % pasando de 5,440 a 15,733 CIC y finalmente el tratamiento T3 (SC+L+T) con un incremento de 182 % pasando de 5,440 a 15,360 CIC y finalmente el tratamiento T1 (SC+T) donde la concentración de CIC se incrementó en 73 %. La capacidad de

intercambio catiónico CIC tiene una correlación positiva fuerte en relación al pH con 0,780 y 0,945 de M.O. La determinación detallada de la variación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) se observa en el Anexo 9.

**Tabla 23**

*Comportamiento de la capacidad de intercambio catiónico del proceso de tratamiento de suelo contaminado procedente de la actividad minera del sector Antahuila, centro poblado La Rinconada, 2022*

Tratamiento	Repetición	CIC inicial	CIC final	CIC
T1 (SC+T)	R1	5,440	9,387	3,947
	R2			
	R3			
T2 (SC+EO+T)	R1	5,440	15,733	10,293
	R2			
	R3			
T3 (SC+L+T)	R1	5,440	15,360	9,920
	R2			
	R3			
T4 (SC+EV+T)	R1	5,440	18,720	13,280
	R2			
	R3			

*Nota.* Informe de ensayo laboratorios de Análisis de Suelos Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Lima-Perú (UNALM).

## 4.2 Discusión

### 4.1.5 Remoción de mercurio total

#### A. Porcentaje de remoción de mercurio total en el suelo

Varios estudios han atribuido una mayor solubilidad, movilidad y biodisponibilidad de los metales a los suelos tratados con enmiendas orgánicas durante la recuperación de suelos. Estas investigaciones han demostrado que la aplicación de diferentes enmiendas orgánicas al suelo mejora la capacidad de remoción de mercurio. Según Rahi et al. (2022) la diversidad microbiana del suelo estaba significativamente correlacionada con propiedades del suelo, las enmiendas orgánicas mejora la fertilidad del suelo mediante una mayor disponibilidad de macronutrientes

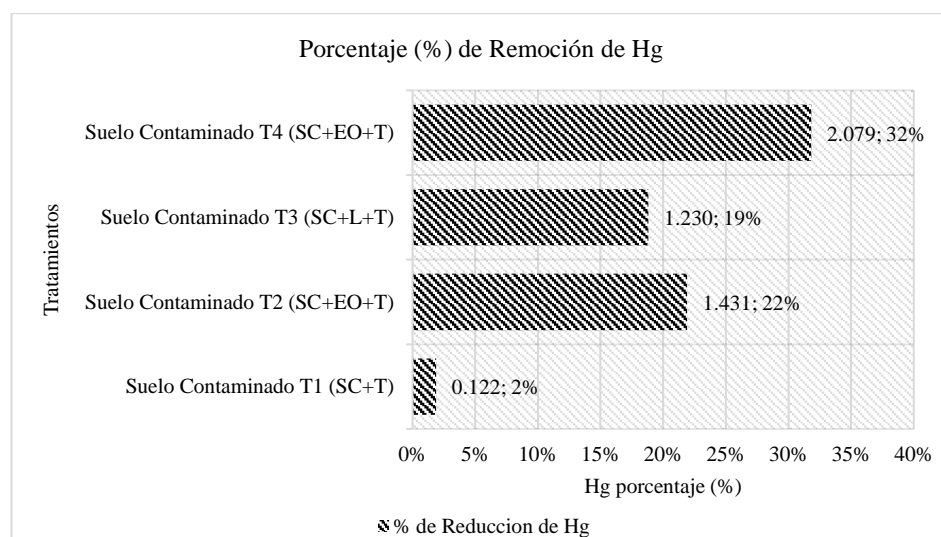


mejorando las actividades microbianas del suelo como la retención de Hg y MeHg totales en el suelo. Estos resultados son consistentes con las investigaciones realizadas por Smolinska (2015) quien afirmó que la fitoextracción de suelos contaminados con Hg mejorada con la adición de materia orgánica compost y puede recomendarse no solo por la creciente efectividad del proceso sino en la influencia positiva en el aumento de la biomasa vegetal. Datos similares fueron reportados en la presente investigación donde la adición de materia orgánica tiene una correlación positiva fuerte en la reducción de mercurio total del suelo.

Hu et al. (2023) afirman que los ácidos húmicos y el biocarbón se han convertido en enmiendas orgánicas comunes para fijar y reducir la biodisponibilidad de Hg en los suelos. Los resultados obtenidos indican sin duda un alto potencial de uso de enmiendas orgánicas como el estiércol de ovino, vacuno y lombricompost rica en nutrientes de C, N y P puede reducir la migración de Hg y la toxicidad en los suelos. Por lo tanto, altos contenidos de macro y micronutrientes de las enmiendas orgánicas pueden ser beneficioso para mejorar la actividad microbiana en los suelos.

### Figura 7

*Porcentaje (%) de remoción de Hg en el suelo, 2022*



Según los resultados obtenidos las enmiendas orgánicas promovieron la eliminación de Hg de los suelos entre un 18,82 % y un 31,82 % ( $p < 0,05$ ), con mayor eficiencia en las enmiendas orgánicas de

estiércol de vacuno T4 (SC+EV+T), lo que indica la capacidad de las enmiendas orgánicas para reducir el contenido de Hg en suelos contaminados. De manera similar, Chang et al. (2019) obtuvieron resultados mediante la aplicación de enmiendas de biocarbón y/o bacterias volatilizadoras de Hg DC-B1 *Pseudomonas* sp. y DC-B2 *Bacillus* sp. promovieron la eliminación de Hg de los suelos entre un 12,3 % y un 27,4 % ( $p < 0,05$ ), con mayor eficiencia en los microcosmos modificados con un 4 % de biocarbón (66,5 %). y una combinación de 4 % de biocarbón y DC-B2 (63,8 %), lo que indica la capacidad de estos bioagentes para reducir in situ el contenido de Hg en suelos contaminados con Hg. Por otro lado, según Maulana et al. (2023) la aplicación de biocarbón tiene un efecto significativo en el aumento de la actividad de carga negativa y las reservas de nutrientes, donde hubo una disminución de 1,69 mg/kg de Hg. Resultados similares fueron obtenidos en la presente investigación donde las enmiendas como el estiércol de vacuno T4 (SC+EV+T) logró una reducción de 2,079 mg/kg, seguido del estiércol de ovino T2 (SC+EO+T) con un 1,431 mg/kg y finalmente Lombricompost T3 (SC+L+T) con una reducción de 1,230 mg/kg. Los resultados de las pruebas de laboratorio de Maulana (2023) también demostraron que una reducción de Hg usando carbón subbituminoso y la activación de carbón subbituminoso con 10 % de NaOH puede reducir el Hg total en 2,50 y 2,84 mg kg<sup>-1</sup>.

## **B. Fitoextracción de mercurio por tarwi**

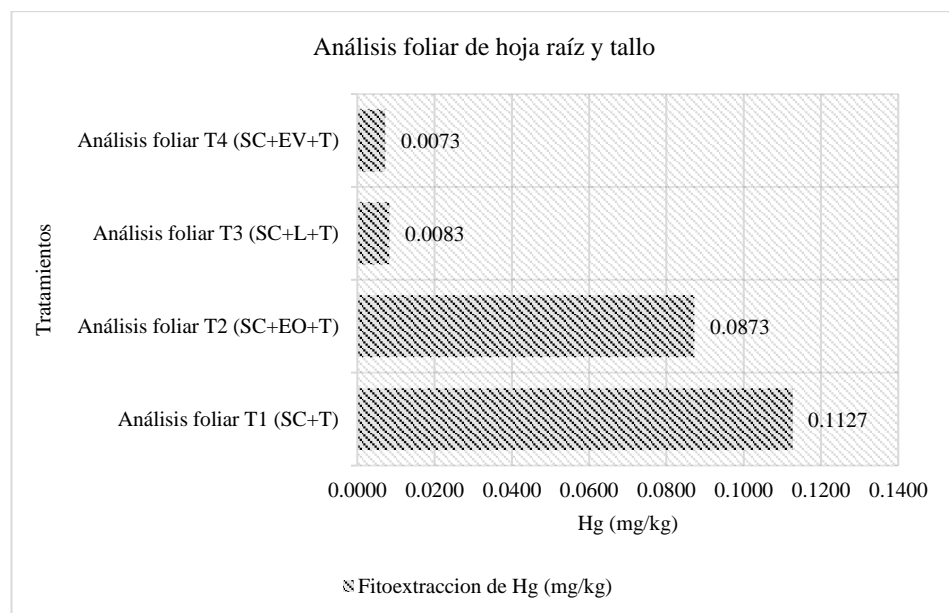
Algunos estudios recientes informaron que la biodisponibilidad de Hg en suelos podría disminuir mediante la enmienda del biocarbón, que se atribuye principalmente al intercambio iónico y la complejación del Hg por abundantes grupos funcionales como los grupos hidroxilo y carbonilo del biocarbón (Wang et al., 2018). Datos similares fueron reportados en la presente investigación donde la fitoextracción de Hg disminuyó con la adición de enmiendas orgánicas, siendo el tratamiento T3 y T4 donde se obtuvo la mejor biodisponibilidad de Hg.

Según Wang et al. (2018) el biocarbón actúa como reductor proporcionando electrones y compuestos reactivos redox y ofrece hábitats

para los microbios y sus interacciones, lo que podría facilitar en gran medida la reducción de Hg. Comportamiento similar fueron obtenidos en la presente investigación donde las enmiendas orgánicas (Estiércol de vacuno, ovino y Lombricompost) puede actuar como reductor debido al contenido de cationes cambiabiles. Además, la porosidad y la aireación del suelo pueden mejorarse mediante la adición de enmiendas, facilitando la volatilización del Hg del suelo al aire (Laghari et al., 2016), lo que conduce a la reducción de la absorción por parte del tarwi. Este comportamiento fue estudiado por Liu et al. (2018) donde la enmienda con biocarbón ha reducido la absorción por parte de las plantas de metales pesados como Cd, Cu y Cr. Por lo tanto, las enmiendas orgánicas al igual que el biocarbón inmoviliza los metales pesados en el suelo y disminuye su biodisponibilidad para las plantas.

### Figura 8

*Análisis foliar de hoja raíz y tallo del tarwi (Lupinus mutabilis Sweet), 2022*



Los impactos de las enmiendas sobre las propiedades del suelo y la productividad de las plantas en tierras contaminadas con metales varían no solo según las características del suelo, las especies de plantas, las propiedades de las enmiendas y las tasas de aplicación, sino también con el tiempo de envejecimiento (Basalirwa et al., 2020; Jauregi et al., 2021).

#### 4.1.6 Tasas de crecimiento del tarwi

##### A. Crecimiento fenológico del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet)

En el contexto de la adición de enmiendas orgánicas, vale la pena señalar dos puntos. En primer lugar, que los parámetros de crecimiento de biomasa y longitud no se correlacionaron positivamente con el estrés de Hg (Chang et al., 2019). En segundo lugar, la incorporación de enmiendas orgánicas puede aumentar el pH del suelo, la CIC, el carbono orgánico del suelo y los micro y macro nutrientes del suelo. Existen casos en los que el estiércol animal aumentó el C orgánico, el P accesible, los cationes intercambiables y el fósforo de los suelos (Amirahmadi et al., 2020; Soremi et al., 2017a).

En la presente investigación las enmiendas orgánicas aplicadas fueron buenas fuentes de nutrientes para las plantas para el crecimiento y desarrollo, siendo los de mejor comportamiento las enmiendas orgánicas de estiércol de vacuno T4 (SC+EV+T) y lombricompost T3 (SC+L+T); a diferencia de estiércol de ovino T2 (SC+EO+T) que no presentó un comportamiento esperado en relación al crecimiento del tarwi, Según Basalirwa et al. (2020) y Jauregi et al. (2021) esto se debería al periodo de envejecimiento.

El exceso de Hg es altamente tóxico para el crecimiento normal de las plantas. Según Sitarska et al. (2023) el mercurio afecta significativamente los procesos fisiológicos de las plantas, especialmente la biosíntesis de proteínas y la asimilación de pigmentos y el crecimiento (producción de biomasa). Esto confirma, por un lado, su toxicidad y, por otro lado, indica que las plantas analizadas tienen un alto grado de tolerancia a la contaminación por mercurio. El mismo comportamiento fue reportado por Chang et al. (2019) donde los parámetros de crecimiento de los vegetales no se correlacionaron positivamente con el crecimiento. Los resultados del presente estudio estuvieron en línea con el resultado descrito Cavuşoğlu et al. (2022) que menciona que el Hg induce a alteraciones fisiológicas, metabólicas y una disminución del crecimiento de las plantas. Datos similares fueron reportados por Chang et al. (2019) donde los

parámetros de crecimiento de la lechuga no se correlacionaron positivamente con la eficiencia de remediación de Hg.

Cuando la concentración de Hg excede un cierto umbral, puede afectar la permeabilidad de las membranas celulares de las plantas, inhibir el transporte de agua y nutrientes, reducir la eficiencia de la fotosíntesis y la respiración e interferir con las reacciones enzimáticas de las plantas. El Hg altera los procesos metabólicos de las plantas, lo que provoca enanismo, marchitamiento de las hojas y, en casos graves, muerte de las plantas (Songy et al., 2019).

Por lo tanto, tal como evidenciaron varios autores la reducción del crecimiento de las plantas y de la biomasa es una respuesta común en las plantas expuestas a un exceso de Hg. En el presente estudio, ante la ausencia de enmienda orgánica en el tratamiento control este disminuyó significativamente la altura de la planta, el diámetro de la planta y el peso fresco en comparación con los tratamientos con adición de enmienda orgánica donde se observaron los mejores comportamientos en relación al crecimiento y ganancia de peso.

Según Eckley et al. (2022) las enmiendas del suelo basadas en materia orgánica pueden promover el crecimiento de la vegetación. Datos similares fueron reportado por Meng et al. (2023) quienes afirma que el aumento de nitrógeno, fósforo y potasio disponibles en las enmiendas orgánicas es beneficioso para el crecimiento de las plantas, especialmente bajo estrés por metales pesados, porque la falta de nutrientes disponibles para las plantas dificulta su crecimiento y desarrollo. Como lo sugieren Taeprayoon et al. (2022) la mejora en el crecimiento de las plantas y la biomasa en condiciones de estrés por metales pesados podría deberse a los efectos positivos de las enmiendas orgánicas sobre el crecimiento de las plantas (altura, longitud de las raíces, producción de biomasa seca). En muchos estudios previos se observó que la aplicación de enmiendas como el biocarbón aumentó significativamente los parámetros de crecimiento de las plantas, como la altura, las hojas y el grosor, después de su adición al suelo (K. Lu et al., 2017).

Por consiguiente, podemos deducir que la reducción en el crecimiento de las plantas y la biomasa podría estar relacionada con actividades metabólicas alteradas debido a la disminución de la absorción de nutrientes minerales fundamentales cuando se desarrollan bajo toxicidad de Hg. Aunque la aplicación de enmiendas orgánicas es independiente del estrés por metales, aumenta el crecimiento y la biomasa de las plantas (incluso en condiciones normales), esto podría deberse a una mayor absorción de nutrientes debido a los efectos positivos de las enmiendas orgánicas sobre el crecimiento de las plantas.

#### **B. Tasas de absoluta de crecimiento (TAC) y relativa (TRC)**

Según los datos reportados por Sitarska et al. (2023) los resultados, porcentaje y tasas de crecimiento relativas, para plantas cultivadas y muestreadas ambientalmente, las pruebas realizadas en cultivos de *S. natans* observaron un aumento en la tasa de crecimiento porcentual en el rango de 1,44–1,64 % para controles y 1,72 % para controles 3,82 % para muestras con mercurio. En comparación con los resultados de tasa de crecimiento porcentual (PGR) obtenidos para muestras de soluciones contaminadas con mercurio, son evidentes diferencias significativas entre los dos materiales biológicos. A la concentración de 0,15 mgHg/dm<sup>3</sup> se observó una reducción en la PGR para el experimento total en comparación con el control.

Otras investigaciones como Li et al. (2022) afirmaron que la adición de vermiculita-montmorillonita aflojó el suelo, absorbió agua y conservó los fertilizantes, mejorando el suelo al aliviar eficazmente la toxicidad del oligoelemento potencialmente tóxico (PTE) Hg mejorando el crecimiento de *Brassica chinensis* L. Estos resultados son consistentes con los datos reportados por Bashir et al. (2018) donde estudiaron los efectos de diferentes pasivadores en la absorción de PTE por vegetales huecos y descubrieron que la sepiolita podría reducir la toxicidad de los PTE en el suelo, promover el crecimiento de vegetales huecos y fijar nutrientes. Los resultados obtenidos por Gu et al. (2020) confirmaron que diferentes modificadores tenían diferentes efectos sobre la biomasa

vegetal, pero la mayoría de los modificadores aumentaron significativamente el peso fresco aéreo y el peso fresco total. Los estudios anteriores muestran que la modificación de vermiculita-montmorillonita puede aumentar en gran medida la productividad del suelo, reducir el efecto de los PTE en los organismos, aliviar el efecto de la toxicidad de los metales. Según Xing et al. (2019) demostraron que agregar dos tipos diferentes de biocarbón al suelo contaminado puede aumentar la biomasa del tejido aéreo del arroz.

Resultados similares fueron obtenidos en la presente investigación donde a para la muestra control sin adición de enmienda orgánica T1 (SC+T) tuvieron los menores porcentajes de crecimiento 3,83 %/día a diferencia del T2 (SC+EO+T) con 4,05 %/día, T3 (SC+L+T) con 4,27 %/día y T4 (SC+EV+T) con 4,30 %/día donde se observaron mejores porcentajes de crecimiento. Esto podría haber sido el resultado de un mayor estrés por el cambio de las condiciones de cultivo, pero también de la aparición de la toxina y el período de adaptación pudo ser demasiado corto para las plantas, por lo que mostraron los efectos de un estrés severo (Zhang et al., 2020). Lo más probable es que, por la aparición de la toxina en el sustrato, las plantas la acumularan activando procesos de crecimiento de biomasa. Después de un periodo de exposición a la contaminación, la acumulación de mercurio en los tejidos de las plantas comenzó a afectar negativamente sus procesos metabólicos reduciendo el crecimiento de las plantas. La consecuencia fue una importante desaceleración del crecimiento de la biomasa, como se muestra en los resultados de este estudio, la adición de enmiendas orgánicas para facilitar el crecimiento de la vegetación tiene el potencial de exacerbar el Hg.

Aunque los resultados de este experimento y de otras investigaciones han demostrado que la adición de materiales modificados puede reducir la toxicidad del Hg en el suelo. Sin embargo, no se puede descartar completamente que la adición de materiales modificados reduzca la proporción de Hg en el suelo, lo que resulta en una disminución del contenido de Hg en el suelo. El material modificado añadido contiene macro y oligoelementos necesarios para las plantas, lo que aumenta la



fertilidad del suelo y puede ser una de las razones para promover el crecimiento de las plantas. En futuras investigaciones será necesario explorar qué sustancias de los materiales modificados desempeñan un papel decisivo en el crecimiento de las plantas.

Sitarska et al. (2023) también exploró las tasas de crecimiento porcentual (PGR) de muestras de control de plantas comerciales y ambientales, hay menor crecimiento en plantas tomadas del ambiente. Mientras que las plantas cultivadas obtuvieron una puntuación del 1,64 % en 7 días, las plantas ambientales sólo obtuvieron una puntuación del 0,45 %. Sólo los días 14 y 21 lograron un crecimiento similar a los cultivados, con un puntaje de 1,09–1,43 %. A pesar de su adaptación más temprana, se observó una disminución en la condición fisiológica de las plantas descargadas del medio ambiente. Pudo haber sido resultado del estrés asociado al cambio en las condiciones de cultivo.

Las plantas utilizadas en fitorremediación deben caracterizarse por su tolerancia a altas concentraciones de contaminantes, una alta tasa de acumulación o biodegradación, un crecimiento rápido y una alta producción de biomasa. Las plantas pueden acumular contaminantes incorporándolos a la estructura de sus células o metabolizar toxinas como efecto natural de adaptación a las duras condiciones de vida en un ambiente contaminado (Asgari Lajayer et al., 2019; Hesami et al., 2018). Por lo tanto, la eficacia del proceso de fitorremediación realizado por las plantas está significativamente influenciada por su crecimiento medido por la tasa de crecimiento porcentual y la tasa de crecimiento relativa (Mustafa y Hayder, 2021; Ustiatik et al., 2022). Muchas plantas muestran la capacidad de hiperacumular mercurio (Chamba et al., 2017).

El crecimiento de la biomasa de las plantas es un macroindicador válido de su tolerancia a los factores ambientales. Con frecuencia se observó retraso en el crecimiento y reducción de la producción de biomasa en plantas expuestas a niveles tóxicos de mercurio (Xun et al., 2017). El crecimiento más débil de biomasa en la concentración más alta del metal



probado sugiere la manifestación del efecto gradual del impacto negativo de los iones de Hg (Sawidis et al., 2018).

#### **4.1.7 Características agronómicas del suelo**

Según Meng et al. (2023) el aumento de nitrógeno, fósforo y potasio disponibles es beneficioso para el crecimiento de las plantas, especialmente bajo estrés por metales pesados, porque la falta de nutrientes disponibles para las plantas dificulta su crecimiento y desarrollo. De la misma forma Eckley et al. (2022) y Taerayoon et al. (2022) afirman que las enmiendas mejoran las propiedades del suelo y promueven el crecimiento de las plantas. En relación a la tolerancia de las comunidades bacterianas del suelo según Frossard et al. (2017) afirma que depende principalmente de la solubilidad del Hg en el suelo, que está directamente influenciada por las propiedades físicas y químicas del suelo (J. Yang et al., 2019).

Varios estudios han demostrado que las formas/especiaciones del Hg pueden cambiar en respuesta a las propiedades del suelo y las condiciones redox de manera que afecten su movilidad y biodisponibilidad de los metales pesados (Eckley et al., 2022). Se ha observado que las propiedades químicas del suelo, como el pH, la conductividad eléctrica, la capacidad de intercambio catiónico, la capacidad de retención de nutrientes y la capacidad de retención de agua del suelo, mejoran cuando se aplica enmiendas orgánicas como estiércol de ovino, vacuno y lombricompost.

De ello se deduce que la eficiencia de la fitorremediación puede mejorarse superando dos desafíos principales: (i) reducir la toxicidad de los metales mejorando su estabilización en el suelo, y (ii) aumentar la baja fertilidad de las tierras contaminadas. Para superar estos problemas, a menudo se requiere la fitoestabilización asistida, que consiste en la aplicación de enmiendas y/o fertilizantes para aumentar la estabilización de metales del suelo y mejorar las condiciones del suelo (M. Zhang et al., 2019).

##### **A. Potencial de Hidrógeno (pH)**

Los aumentos en los valores de pH del suelo son causados por las adiciones de enmienda orgánica como el estiércol de Ovino, estiércol de

Vacuno y Lombricompost. Según Hong et al. (2020) agregaron un pasivador al suelo contaminado con elementos traza; el pH del suelo resultante fue significativamente más alto que el del grupo de control. Sun et al. (2016) añadió sepiolita al suelo y el pH del suelo aumentó en comparación con el del grupo de control. El pH es una propiedad física y química importante del suelo (Meng et al., 2017). En general, el aumento del pH del suelo puede promover la formación de precipitados de carbonato e hidróxido de oligoelementos, reduciendo así la utilización biológica de oligoelementos (Bashir et al., 2018; Liang et al., 2014).

Según Arshad et al. (2017) los valores de pH del suelo aumentaron de 4,7 a 5,0 y 5,8, respectivamente, con la adición de 1 % y 4 % de biocarbón debido a la naturaleza alcalina del biocarbón (pH = 9,96), que contribuyó a la reducción de la biodisponibilidad del Hg. Esto es consistente con resultados obtenidos por Meng et al. (2023) donde el pH del suelo aumentó significativamente al aumentar la concentración de biocarbón de paja de maíz (CSB) ( $P < 0,05$ ), los valores más altos de pH del suelo se registraron en LB15 (pH = 7,505) y HB15 (pH = 7,129). Además Taeprayoon et al. (2022) afirmó que las enmiendas orgánicas entre ellos el estiércol de pollo y el vermicompost elevaron el pH de algunos suelos modificados a un rango de 6,0 a 7,3.

Un estudio similar realizado por Chen et al. (2023) ha demostrado que en comparación con el tratamiento control, el pH aumentó en 0,2, 0,5 y 0,65 después de 60 días para tratamiento con biocarbón a 300 °C (3BC), tratamiento con biocarbón a 500 °C (5BC) y tratamiento con biocarbón a 700 °C (7BC), respectivamente. Esto se relaciona principalmente con la alta alcalinidad del biocarbón, que contiene grandes cantidades de iones alcalinos que reemplazan al  $H^+$  en los suelos y así mejora el pH. La aplicación de biocarbón 40 t ha<sup>-1</sup> tiene un efecto significativo en el aumento de la actividad de carga negativa y las reservas de nutrientes, donde hubo un aumento en el pH [3,54 unidades] y disminución de Hg [1,69 mg kg] (Maulana et al., 2023). Tal como lo afirman los autores, con la adición de biocarbón y enmiendas orgánicas, el pH del suelo ha mejorado considerablemente en el corto plazo. Para los métodos de

biorremediación, normalmente se requiere un alto contenido de humedad del suelo y un pH generalmente neutro (De et al., 2014).

Las aplicaciones de biocarbón están bien documentadas para mejorar la capacidad de adsorción de cationes al aumentar las cargas negativas de los suelos. Además, su porosidad y su alta superficie les permiten formar complejos con el carbono orgánico. De manera similar, la mineralización del estiércol puede liberar cationes, lo que aumenta el pH del suelo. Estos fenómenos podrían ser la razón del aumento del pH del suelo de 4,8 a 6,7-8,3, ya que estas vías son razones notables por su capacidad para aumentar el pH de los medios de crecimiento y posteriormente inmovilizar los contaminantes del suelo destinados a la absorción de las plantas (Amirahmadi et al., 2020; K. Lu et al., 2017). Especialmente porque la biodisponibilidad de los PTE para la absorción de las plantas está regulada en gran medida por el pH del medio de crecimiento y sus potenciales redox (K. Lu et al., 2017). Por lo tanto, las enmiendas orgánicas agregadas en este estudio crearon interacciones planta-suelo-enmienda que fueron efectivas en la reducción significativa del PTE residual en las plantas a través de alteraciones del pH y la formación de complejos.

El biocarbón inmoviliza eficazmente el Hg al cambiar el microambiente del suelo (el pH y la capacidad de intercambio iónico), que también es un método importante para prevenir la migración de Hg en los suelos (Dong et al., 2013). Por lo tanto, el valor del pH del suelo puede afectar no sólo las formas existentes de oligoelementos potencialmente tóxico en el suelo, sino también la absorción y utilización de nutrientes por las plantas (Hang et al., 2016). Según Houben et al. (2013) estudiaron la aplicación de biocarbón a suelos contaminados con oligoelementos potencialmente tóxico y descubrió que con el aumento de la aplicación de biocarbón, el pH del suelo aumentaba y la movilidad del metal traza disminuía. Li et al. (2022) afirma que la absorción de oligoelementos por las plantas se ve afectada por diferentes factores, como el pH, la CIC, la estructura del suelo, el estado disponible de los metales en el suelo y la interacción entre iones. Por lo tanto, aumentar el valor del pH del suelo es

una forma importante de remediar la contaminación por elementos traza potencialmente tóxico.

## **B. Conductividad Eléctrica (CE)**

Los valores de conductividad eléctrica en estiércol de pollo y Vermicompost fueron relativamente altos (2,1 a 2,5 dS m<sup>-1</sup>), excediendo el límite regulatorio de 2 dS m<sup>-1</sup>. Este nivel de salinidad podría afectar negativamente el crecimiento de los cultivos y la actividad microbiana. Las enmiendas orgánicas también pueden elevar la CE a niveles excesivamente altos, lo que requiere la evaluación de cualquier síntoma que pueda indicar daño a las plantas en estudio. La adición de enmiendas orgánicas dio como resultado aumentos en el contenido de materia orgánica sobre el suelo de control en un factor de 1,3 a 1,5 (Taeprayoon et al., 2022). Según Simiele et al. (2022) la conductividad eléctrica (CE) aumentó dos veces en promedio en los seis suelos tratados (P0% suelo + 1% ocre (PI), P0% suelo + 1% estiércol (PM), P0% suelo + 1% biocarbón + 1% ocre (PBI), P0% suelo + 1% biocarbón + 1% estiércol (PBM), P0% suelo + 1% ocre + 1% estiércol (PIM), P0% suelo + 1% biocarbón + 1% ocre + 1% estiércol (PBIM) con excepción de la condición PB (P0% suelo + 1% biocarbón). Esto podría deberse a la alta CE del ocre y el estiércol, 7765  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  y 9476  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

El aumento de CE afectado por la adición de las enmiendas podría deberse a la cantidad de sales disueltas en estos acondicionadores del suelo (Simiele et al., 2022). Según Rahi et al. (2022) se ha observado que las propiedades químicas del suelo, como el pH, la conductividad eléctrica (CE), la capacidad de intercambio catiónico, la capacidad de retención de nutrientes y la capacidad de retención de agua del suelo, mejoran cuando se aplica biocarbón y/o enmiendas orgánicas tal como lo sostiene Maulana et al. (2023).

## **C. Materia Orgánica (MO)**

Las adiciones de materia orgánica pueden tener potencialmente un doble efecto sobre la metilación del Hg al afectar la cantidad de carbono disponible para metilar las bacterias y al afectar la disponibilidad de Hg al

actuar como ligando complejante (Eckley et al., 2022). Según Qiu et al. (2021) puede mejorar las propiedades del suelo y aumentar tanto el pH como el contenido de materia orgánica del suelo, mitigando así el daño causado por los metales pesados y promoviendo el crecimiento de las plantas. Es probable que los niveles de materia orgánica en el suelo y su pH sean los principales factores involucrados en la adsorción de metales pesados a las partículas del suelo y pueden afectar los niveles de biodisponibilidad de metales pesados en los suelos (Kim et al., 2016).

Rasool et al. (2023) demostraron que la adición del estiércol de aves (PM) al suelo mejoró las propiedades físicas y químicas del suelo, como el P disponible y la materia orgánica del suelo. Además, el crecimiento y los atributos fisiológicos de ambas variedades de maíz mejoraron significativamente en el suelo modificado con PM en comparación con su respectivo control. Esta demostración puede atribuir al estiércol como fertilizante que mejora las características fisicoquímicas del suelo y suministra materia orgánica, microorganismos y nutrientes esenciales (p. ej., nitrógeno, fósforo y potasio) que apoyan el crecimiento de las plantas (Kiran et al., 2017).

En este proceso, la sorción de metales pesados en las raíces depende en gran medida de las propiedades del suelo, como el pH del suelo, el contenido de materia orgánica y el nivel de nutrientes en el suelo (Edelstein y Ben-Hur, 2018; Zulfiqar et al., 2019). Un mayor pH del suelo y un mayor contenido de materia orgánica pueden mejorar la inmovilización de metales pesados en el suelo debido a la complejación y al mecanismo de enlace iónico (QIN et al., 2020). Tal como lo sostiene (Luo et al., 2009) la materia orgánica del suelo y el nitrógeno eran los sumideros importantes de Hg en los suelos. La buena capacidad del Hg para la adsorción y la formación de complejos en medios sólidos resultó en una bioaccesibilidad limitada de este elemento, como informaron (Hassen et al., 1998).

Este resultado coincidió con el estudio anterior de que el aumento del pH del suelo y la concentración de materia orgánica aumentaron la

inmovilización de metales pesados en los arrozales o en los suelos de tierras altas y disminuyeron la absorción por los cultivos (A. Z. Khan et al., 2020). Además que la adiciones de materia orgánica promueven el crecimiento de la vegetación, pero también mejorar la disolución/movilización y metilación del mercurio inorgánico (Eckley et al., 2022).

#### **D. Contenido de fósforo en el suelo (P)**

El fósforo (P) es un nutriente esencial para el crecimiento de los cultivos y los fertilizantes de fósforo también se han utilizado para remediar los metales pesados en el suelo al producir precipitados de fosfato no solubles (Ahmad et al., 2018; Saavedra-Mella et al., 2019). El estiércol se considera una rica fuente de nutrientes ya que mejora la fertilidad del suelo y la producción de cultivos, y es una fuente enriquecida de varios macronutrientes importantes como nitrógeno (N), potasio (K) y fósforo (P) (M. A. Khan et al., 2023; Tarafder et al., 2020). Además se considera al fósforo como uno de los elementos esenciales de las plantas incluidos en diferentes procesos metabólicos, desde la fotosíntesis y la respiración hasta el almacenamiento de energía (Hasanuzzaman et al., 2018).

Según Amirahmadi et al. (2020) existen casos en los que el estiércol animal aumentó el C orgánico, el P accesible, los cationes intercambiables y el fósforo de los suelos (Amirahmadi et al., 2020). Los resultados del presente estudio revelaron que el uso de estiércol de ovino y vacuno mejoró la disponibilidad de fosforo (P) del suelo con incrementos en 161,9 ppm y 112,433 ppm. Datos similares fueron reportados por Meng et al. (2023) y Maulana et al. (2023) que mediante la adición de enmiendas orgánicas como el biocarbón obtuvieron incrementos de fosforo disponible de 139,34 ppm y 20,53 ppm.

El P disponible y la materia orgánica del suelo se incrementó en suelos modificados con enmiendas orgánicas. Como lo menciona Zheng et al. (2022) el fósforo total hizo la mayor contribución positiva a los cambios en la estructura de la comunidad microbiana, y el mercurio fue

un factor importante que afectó a las comunidades microbianas en suelos tanto neutros como ácidos. Las investigaciones se correlacionaron positivamente con Ng et al. (2022) donde las enmiendas también pueden mejorar la capacidad amortiguadora del pH, el porcentaje de saturación de bases, la actividad enzimática del suelo y la disponibilidad de nutrientes (por ejemplo, P disponible y  $\text{NH}_4^+$  intercambiable). Por lo que podemos afirmar que el Hg metálico y la acidez del suelo influyen juntos en la estructura comunitaria de los microorganismos del suelo.

### **E. Contenido de potasio en el suelo (K)**

El estiércol se usa comúnmente como fertilizante que mejora las características fisicoquímicas del suelo y suministra materia orgánica, microorganismos y nutrientes esenciales (p. ej., nitrógeno, fósforo y potasio) que apoyan el crecimiento de las plantas (Kiran et al., 2017). Además, estudios previos han demostrado su capacidad para inmovilizar metaloides como cadmio, cobre, plomo y zinc (Huang et al., 2018; Kiran et al., 2017; X. Tang et al., 2015). El aumento de nitrógeno, fósforo y potasio disponibles es beneficioso para el crecimiento de las plantas, especialmente bajo estrés por metales pesados, porque la falta de nutrientes disponibles para las plantas dificulta su crecimiento y desarrollo (L. Meng et al., 2023).

Los resultados del presente estudio revelaron que las enmiendas orgánicas como el estiércol de ovino, vacuno y enmienda orgánica mejoraron la disponibilidad de potasio (K) en el suelo con incrementos de 2215,0; 1151,7 y 337,0 ppm respectivamente. Datos similares fueron reportados por Meng et al. (2023) que mediante la adición de enmiendas orgánicas como el biocarbón obtuvieron incrementos de fosforo disponible de 59,06 ppm y Rasool et al. (2023) que obtuvo un incremento de 600 ppm con estiércol de aves. Se ha demostrado que el estiércol, que es rico en nitrógeno, fósforo, potasio y otros nutrientes esenciales, mejora la fertilidad del suelo, aumenta el rendimiento de los cultivos y mejora la calidad del suelo (Jansson y Hofmockel, 2020).



## **F. Capacidad de Intercambio catiónico del suelo (CIC)**

La absorción de oligoelementos de Hg por las plantas se ve afectada por diferentes factores, como el pH, la CIC, la estructura del suelo, el estado disponible de los PTE en el suelo y la interacción entre iones. La adición de pasivadores como las enmiendas orgánicas puede cambiar estos factores, afectando así la absorción de oligoelementos de Hg por las plantas (Ling et al., 2014). Según Amirahmadi et al. (2020) y Soremi et al. (2017) la incorporación de enmiendas orgánicas incremento los cationes intercambiables de los suelos. Además, la estructura de los poros y los ricos grupos funcionales del biocarbón también pueden proporcionar más nichos para los microorganismos (Meng et al., 2023).

Los resultados del presente estudio revelaron que las enmiendas orgánicas como el estiércol de ovino, vacuno y enmienda orgánica mejoraron la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en el suelo con incrementos de 10,29; 9,92 y 13,28 ppm respectivamente. Datos similares fueron reportados por Meng et al. (2023) que mediante la adición de enmiendas orgánicas como el biocarbón obtuvieron incrementos de cationes de intercambio catiónico de 20,53 ppm y Maulana et al., (2023) que mediante la adición de enmiendas orgánicas como el biocarbón obtuvieron incrementos de CIC en 2,01 ppm. Los estudios han demostrado que la aplicación de estiércol mejora la fertilidad del suelo al proporcionar diversos nutrientes esenciales como nitrógeno, fósforo y potasio y contenidos orgánicos y los cationes intercambiables también aumentan significativamente tras la aplicación de estiércol (Rasool et al., 2023).



## CONCLUSIONES

- La incorporación de las enmiendas orgánicas en el suelo contaminado incrementó el porcentaje de reducción de mercurio (Hg) total en el suelo, siendo el tratamiento T4 (SC+EV+T) con estiércol de vacuno el mejor tratamiento con una reducción de 2,079 mg/kg que equivale a un 31,82 % de remoción de mercurio total, la adición de materia orgánica MO, capacidad de intercambio catiónico CIC y el pH como consecuencia de las enmiendas orgánicas presentaron una correlación positiva fuerte de 0,896, 0,880 y 0,776 respectivamente, lo que significa que la concentración de MO, CIC y pH influye en la reducción de mercurio en el suelo. La situación es bastante diferente en el caso de la fitoextracción de mercurio (Hg) del suelo, donde la asimilación del mercurio a través del tarwi presenta una correlación negativa muy fuerte en relación al contenido de materia orgánica (MO) y tasas de crecimiento, lo que significa que a mayor concentración de mercurio en el tarwi este presenta un crecimiento retardado y lento. Además, la biodisponibilidad de Hg en suelos tiende a disminuir a través de la adición de enmiendas orgánicas.
- Las tasas de crecimiento absoluta (TAC) y relativa (TRC) fueron significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) en todos los tratamientos, los resultados del presente estudio afirman que la enmienda orgánica tiene un impacto positivo en el crecimiento fenológico del tarwi. Las diferencias observadas en la TAC se relacionan directamente al contenido de materia orgánica (MO) con una correlación positiva fuerte de 0,918 respectivamente, el incremento máximo diario de longitud total fue de 0,678 cm/día correspondiente al tratamiento T4 (SC+EV+T) con estiércol de vacuno. La adición de enmiendas orgánicas promueve el crecimiento fisiológico del tarwi especialmente bajo estrés por mercurio.
- La incorporación de las enmiendas orgánicas al suelo mejoró las propiedades fisicoquímicas del suelo, como el pH, la conductividad eléctrica (CE), la capacidad de intercambio catiónico (CIC), además suministra materia orgánica (MO) y nutrientes esenciales como el fósforo (P) y potasio (K) que promueven el crecimiento fisiológico del tarwi especialmente bajo estrés por metales pesados,



el tratamiento T4 (SC+EV+T) fue el mejor tratamiento con un incremento de 249 % de Materia orgánica. La materia orgánica y el pH tienen una correlación positiva fuerte en relación a la reducción de mercurio Hg en el suelo y las tasas de crecimiento absoluto TAC y relativo TRC del tarwi, es probable que los niveles de materia orgánica en el suelo y su pH sean los principales factores involucrados en la adsorción de mercurio a las partículas del suelo y pueden afectar los niveles de biodisponibilidad del mercurio en el suelo.



## RECOMENDACIONES

- Realizar futuros estudios para probar diferentes concentraciones y tipos de enmiendas orgánicas, así como combinaciones de mejoradores de suelo con el fin de encontrar una estrategia efectiva en la fitorremediación de mercurio.
- Estimar la influencia de los metales pesados en la dinámica de cada uno de ellos y su toxicidad para las poblaciones microbianas del suelo y su impacto en el crecimiento en especies de plantas selectivas.
- Explorar bacterias y/o microorganismos que apoyen la fitorremediación y mejoren la calidad del suelo, la dinámica del carbono orgánico y la biodiversidad del suelo con la finalidad de comprender las interacciones entre la dinámica de diversos contaminantes en las plantas y los metabolitos microbianos asociados.

## BIBLIOGRAFÍA

- Adnan, M., Xiao, B., Xiao, P., Zhao, P., Li, R., & Bibi, S. (2022). Research Progress on Heavy Metals Pollution in the Soil of Smelting Sites in China. *Toxics*, *10*(5), 1–30. <https://doi.org/10.3390/toxics10050231>
- Ahmad, M., Usman, A. R. A., Al-Faraj, A. S., Ahmad, M., Sallam, A., & Al-Wabel, M. I. (2018). Phosphorus-loaded biochar changes soil heavy metals availability and uptake potential of maize (*Zea mays* L.) plants. *Chemosphere*, *194*, 327–339. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.156>
- Akomeah, A. A., Edmund, F. C., Daniel, A., Agyei, M., Rebecca, Abdul-Malik Ayamba, A., John, O.-D., & Dontoh, D. (2012). Occurrence of toxic heavy metals (Hg, Pb and Cd) in fish on Ghanaian markets. *Elixir Online J.*, 9669–9671. <https://www.researchgate.net/publication/340051034>
- Ali, S., Abbas, Z., Rizwan, M., Zaheer, I. E., Yava, Í., Daim, M. M. A., Jumah, M. Bin, & Hasanuzzaman, M. (2020). Application of Floating Aquatic Plants in Phytoremediation of Heavy Metals Polluted Water : A Review. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su12051927>
- Amirahmadi, E., Mohammad Hojjati, S., Kammann, C., Ghorbani, M., & Biparva, P. (2020). The Potential Effectiveness of Biochar Application to Reduce Soil Cd Bioavailability and Encourage Oak Seedling Growth. *Applied Sciences*, *10*(10), 3410. <https://doi.org/10.3390/app10103410>
- Apaza, R. H. (2016). *Determinación del contenido de mercurio en agua y sedimentos del río Suches-zona bajo Paria Cojata-Puno* [Universidad Nacional del Altiplano]. <https://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/20334>
- Arce Sancho, S. N., Calderón Celis, J. M., & Jarecca Cusacani, Y. (2021). Optimización del proceso de Fito remediación con *Festuca Dolichophylla* y tiosulafito de amonio para mejorar la eficacia de la absorción del mercurio de suelos contaminados con mercurio por la minería del distrito de Ananea Puno-Perú. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, *24*(48), 69–76. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v24i48.21765>

- Arshad, M., Khan, A. H. A., Hussain, I., Badar-uz-Zaman, Anees, M., Iqbal, M., Soja, G., Linde, C., & Yousaf, S. (2017). The reduction of chromium (VI) phytotoxicity and phytoavailability to wheat (*Triticum aestivum* L.) using biochar and bacteria. *Applied Soil Ecology*, *114*, 90–98. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.02.021>
- Asgari Lajayer, B., Khadem Moghadam, N., Maghsoodi, M. R., Ghorbanpour, M., & Kariman, K. (2019). Phytoextraction of heavy metals from contaminated soil, water and atmosphere using ornamental plants: mechanisms and efficiency improvement strategies. *Environmental Science and Pollution Research*, *26*(9), 8468–8484. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04241-y>
- Ashraf, S., Ali, Q., Ahmad, Z., Ashraf, S., & Naeem, H. (2019). Ecotoxicology and Environmental Safety Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *714–727*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>
- Ataucusi Romero, R., & Bellido Esteban, A. (2022). Fitoextracción de mercurio asistida con humus de lombriz usando *Artemisia absinthium* en un suelo contaminado de Huancavelica. In *Repositorio Institucional USIL*. <https://hdl.handle.net/20.500.14005/12523>
- Azhar, M., Zia ur Rehman, M., Ali, S., Qayyum, M. F., Naeem, A., Ayub, M. A., Anwar ul Haq, M., Iqbal, A., & Rizwan, M. (2019). Comparative effectiveness of different biochars and conventional organic materials on growth, photosynthesis and cadmium accumulation in cereals. *Chemosphere*, *227*, 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.041>
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., & Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture*, *8*(2), 141–158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>
- Azizi, A. B., Lim, M. P. M., Noor, Z. M., & Abdullah, N. (2013). Ecotoxicology and Environmental Safety Vermiremoval of heavy metal in sewage sludge by utilising *Lumbricus rubellus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *90*, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.006>
- Bakar, A. A., Mahmood, N. Z., Da Silva, J. A. T., Abdullah, N., & Jamaludin, A. A.

- (2011). Vermicomposting of sewage sludge by *Lumbricus rubellus* using spent mushroom compost as feed material: Effect on concentration of heavy metals. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 16(5), 1036–1043. <https://doi.org/10.1007/s12257-011-0147-y>
- Basalirwa, D., Sudo, S., Wacal, C., Oo, A. Z., Sasagawa, D., Yamamoto, S., Masunaga, T., & Nishihara, E. (2020). Impact of fresh and aged palm shell biochar on N<sub>2</sub>O emissions, soil properties, nutrient content and yield of Komatsuna (*Brassica rapa* var. *perviridis*) under sandy soil conditions. *Soil Science and Plant Nutrition*, 66(2), 328–343. <https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1705737>
- Bashir, S., Zhu, J., Fu, Q., & Hu, H. (2018). Cadmium mobility, uptake and anti-oxidative response of water spinach (*Ipomoea aquatic*) under rice straw biochar, zeolite and rock phosphate as amendments. *Chemosphere*, 194, 579–587. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.162>
- Bayuo, J., Rwiza, M. J., Sillanpää, M., & Mtei, K. M. (2023). Removal of heavy metals from binary and multicomponent adsorption systems using various adsorbents – a systematic review. *RSC Advances*, 13(19), 13052–13093. <https://doi.org/10.1039/D3RA01660A>
- Beckers, F., & Rinklebe, J. (2017). Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(9), 693–794. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1326277>
- Beily, M. E., Morici, G., Crespo, D., & Schapiro, J. (2019). Biochemical methane potential of sheep manure: Focus in pathogen removal. *Journal of Agriculture and Veterinary Science*, 12(1), 25–31. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.9790/2380-1201012431>
- Bensefa-Colas, L., Andujar, P., & Descatha, A. (2011). Intoxication par le mercure. *La Revue de Médecine Interne*, 32(7), 416–424. <https://doi.org/10.1016/j.revmed.2009.08.024>
- Bhattacharyya, T. (2016). The Soil : A Natural Resource. *Researchgate*, November 2015. <https://www.researchgate.net/publication/305656097>

- Biel-Maeso, M., González-González, C., Lara-Martín, P. A., & Corada-Fernández, C. (2019). Sorption and degradation of contaminants of emerging concern in soils under aerobic and anaerobic conditions. *Science of the Total Environment*, 666, 662–671. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.279>
- Bjørklund, G., Dadar, M., Mutter, J., & Aaseth, J. (2017). The toxicology of mercury: Current research and emerging trends. *Environmental Research*, 545–554. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.051>
- Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., & Wilke, B.-M. (2016). Scheffer/Schachtschabel Soil Science. In *Springer Berlin Heidelberg*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-30942-7>
- Bortoloti, G. A., & Baron, D. (2022). Phytoremediation of toxic heavy metals by Brassica plants: A biochemical and physiological approach. *Environmental Advances*, 100204. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100204>
- Canales Gonzales, J., & Panuera Cuadros, M. (2022). Remediación de Suelos Contaminados por Mercurio. Revisión Sistemática 2022. *Repositorio Institucional - UCV*, 1–59.
- Canaza Chicasaca, G. J., & Mamani Condori, Y. (2022). Fitorremediación de suelos contaminados con mercurio utilizando *Urtica urens* y *Brassica nigra* en función de dos tipos de enmiendas orgánicas. *Repositorio Institucional - UPEU*, 1–18. <http://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/6088>
- Castañeda Paredes, N. K. (2022). Bioacumulación de metales en cultivo de *Lupinus albus* L. emergentes en suelos contaminados. *Repositorio Institucional - UPN*, 0–116. <https://repositorio.upn.edu.pe/handle/11537/30837>
- Castillo, F. G., Planchuelo, A., & Martinez, H. J. (2019). Evaluation of nociceptive tolerance, toxicity at repeated dose of tarwi (*Lupinus mutabilis* sweet) in animals of experimentation. *Researchgate*, March. <https://www.researchgate.net/publication/335060497>
- Çavuşoğlu, D., Macar, O., Kalefetoğlu Macar, T., Çavuşoğlu, K., & Yalçın, E. (2022). Mitigative effect of green tea extract against mercury(II) chloride toxicity in

- Allium cepa* L. model. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 29, Issue 19, pp. 27862–27874). <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17781-z>
- Chamba, I., Rosado, D., Kalinhoff, C., Thangaswamy, S., Sánchez-Rodríguez, A., & Gazquez, M. J. (2017). Erato polymnioides – A novel Hg hyperaccumulator plant in ecuadorian rainforest acid soils with potential of microbe-associated phytoremediation. *Chemosphere*, 188, 633–641. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.160>
- Chang, J., Yang, Q., Dong, J., Ji, B., Si, G., He, F., Li, B., & Chen, J. (2019). Reduction in Hg phytoavailability in soil using Hg-volatilizing bacteria and biochar and the response of the native bacterial community. *Microbial Biotechnology*, 12(5), 1014–1023. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13457>
- Chen, W., Yu, Z., Yang, X., Wang, T., Li, Z., Wen, X., He, Y., & Zhang, C. (2023). Unveiling the Role of Dissolved Organic Matter on the Hg Phytoavailability in Biochar-Amended Soils. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4). <https://doi.org/10.3390/ijerph20043761>
- Choque, D. L. (2020). Influencia del relave minero en el crecimiento y respuesta fisiológica de *Grindelia Tarapacana* Phil. y su relación con la interacción de rizobacterias+ EDTA. In *Repositorio institucional UNSA*. <http://hdl.handle.net/20.500.12773/13066>
- Daljit, S. K., Keeren, S. R., & Ahmad, I. (2016). Phytoremediation of Soils Contaminated with Heavy Metals in Malaysia (A Review). *Researchgate*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1842.9841>
- Danielle, E., & Devic, P. (2016). Assessing Insect-Based Products As Feed Ingredients for Aquaculture a Thesis Submitted for the Degree of Doctor of Philosophy. *Researchgate, June 2016*. <https://www.researchgate.net/publication/315837816>
- De, J., Dash, H. R., & Das, S. (2014). Mercury Pollution and Bioremediation-A Case Study on Biosorption by a Mercury-Resistant Marine Bacterium. In *Microbial Biodegradation and Bioremediation*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800021-2.00006-6>
- Dong, X., Ma, L. Q., Zhu, Y., Li, Y., & Gu, B. (2013). Mechanistic investigation of



- mercury sorption by Brazilian pepper biochars of different pyrolytic temperatures based on x-ray photoelectron spectroscopy and flow calorimetry. *Environmental Science and Technology*, 47(21), 12156–12164. <https://doi.org/10.1021/es4017816>
- Eckley, C. S., Luxton, T. P., Stanfield, B., Baldwin, A., Holloway, J., Mckernan, J., & Johnson, M. G. (2022). Effect of organic matter concentration and characteristics on mercury mobilization and methylmercury production at an abandoned mine site. *EPA Public Access*, 206. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116369>.Effect
- Edelstein, M., & Ben-Hur, M. (2018). Heavy metals and metalloids: Sources, risks and strategies to reduce their accumulation in horticultural crops. *Scientia Horticulturae*, 234(December), 431–444. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.12.039>
- Eissa, M. A., & Almaroai, Y. A. (2019). Phytoremediation Capacity of Some Forage Plants Grown on a Metals-Contaminated Soil. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 28(6), 569–581. <https://doi.org/10.1080/15320383.2019.1634674>
- Fadhil Khudhair, M. (2019). Soil Texture. *Researchgate*, July, 5–7. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23281.02404>
- Flores Paucar, B. N. (2022). Fitorremediación con enmiendas orgánicas en suelos contaminados con metales pesados por el complejo metalúrgico La Oroya, Junín. In *Repositorio Institucional - UNH*. <http://repositorio.unh.edu.pe/handle/UNH/4622>
- Fritz, M. M. C., Maxson, P. A., & Baumgartner, R. J. (2016). The mercury supply chain, stakeholders and their responsibilities in the quest for mercury-free gold. *Resources Policy*, 50, 177–192. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2016.07.007>
- Frossard, A., Hartmann, M., & Frey, B. (2017). Tolerance of the forest soil microbiome to increasing mercury concentrations. *Soil Biology and Biochemistry*, 105, 162–176. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.016>
- Garcia, J., Gonzales, M. del C., Lopez Barrera, M. del C. G., Torres, M., Douglas, B., & Mateos, P. (2020). Metal Accumulation by *Jatropha curcas* L. Adult Plants Grown

- on Heavy Metal-Contaminated Soil. *Plants*, 1–12.
- Gerlach, R. W., Dobb, D. E., Raab, G. A., & Nocerino, J. M. (2002). Gy sampling theory in environmental studies. 1. Assessing soil splitting protocols. *Journal of Chemometrics*, *16*(7), 321–328. <https://doi.org/10.1002/cem.705>
- Gu, P., Zhang, Y., Xie, H., Wei, J., Zhang, X., Huang, X., Wang, J., & Lou, X. (2020). Effect of cornstalk biochar on phytoremediation of Cd-contaminated soil by *Beta vulgaris* var. *cicla* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *205*(April), 111144. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111144>
- Guilengue, N., Alves, S., Talhinas, P., & Neves-Martins, J. (2019). Genetic and Genomic Diversity in a Tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) Germplasm Collection and Adaptability to Mediterranean Climate Conditions. *Agronomy*, *10*(1), 21. <https://doi.org/10.3390/agronomy10010021>
- Gupta, R., Mutiyar, P. K., Rawat, N. K., Saini, M. S., & Garg, V. K. (2007). Development of a water hyacinth based vermireactor using an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology*, *98*(1), 2605–2610. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.09.007>
- Gworek, B., Dmuchowski, W., & Baczewska-Dąbrowska, A. H. (2020). Mercury in the terrestrial environment: a review. *Environmental Sciences Europe*, *32*(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00401-x>
- Hamid, Y., Tang, L., Hussain, B., Usman, M., Lin, Q., Rashid, M. S., He, Z., & Yang, X. (2020). Organic soil additives for the remediation of cadmium contaminated soils and their impact on the soil-plant system: A review. *Science of the Total Environment*, *707*, 136121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136121>
- Hamzah, M., Ali, S., Rehman, M., Shoaib, M., Rizwan, M., Kamran, M., Imran, M., Riaz, M., Soliman, M. H., Elkelish, A., & Liu, L. (2020). Chemosphere Influence of phosphorus on copper phytoextraction via modulating cellular organelles in two jute (*Corchorus capsularis* L.) varieties grown in a copper mining soil of Hubei Province, China. *Chemosphere*, *248*, 126032. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126032>
- Hang, X., Gan, F., Wang, J., Chen, X., Chen, Y., Wang, H., Zhou, J., & Du, C. (2016).

- Soil mercury accumulation and transference to different crop grains. *Human and Ecological Risk Assessment*, 22(5), 1242–1252. <https://doi.org/10.1080/10807039.2016.1152158>
- Hasanuzzaman, M., Fujita, M., Oku, H., Nahar, K., & Hawrylak-Nowak, B. (2018). Plant nutrients and abiotic stress tolerance. *Plant Nutrients and Abiotic Stress Tolerance*, 1–590. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-9044-8>
- Hassen, A., Saidi, N., Cherif, M., & Boudabous, A. (1998). Resistance of environmental bacteria to heavy metals. *Bioresource Technology*, 64(1), 7–15. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00161-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00161-2)
- Hernandez, R., Fernandez, C., & Baptista, M. del P. (2014). Metodología de la investigación. In *McGRAW-HILL* (6ta edición). <https://www.digitalrepositorio.com/items/show/2>
- Hesami, R., Salimi, A., & Ghaderian, S. M. (2018). Lead, zinc, and cadmium uptake, accumulation, and phytoremediation by plants growing around Tang-e Douzan lead–zinc mine, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 8701–8714. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1156-y>
- Hong, Y. K., Kim, J. W., Lee, S. P., Yang, J. E., & Kim, S. C. (2020). Heavy metal remediation in soil with chemical amendments and its impact on activity of antioxidant enzymes in Lettuce (*Lactuca sativa*) and soil enzymes. *Applied Biological Chemistry*, 63(1). <https://doi.org/10.1186/s13765-020-00526-w>
- Houben, D., Evrard, L., & Sonnet, P. (2013). Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere*, 92(11), 1450–1457. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.055>
- Hu, H., Gao, Y., Yu, H., Xiao, H., Chen, S., Tan, W., Tang, J., & Xi, B. (2023). Mechanisms and biological effects of organic amendments on mercury speciation in soil–rice systems: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 251(January). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114516>
- Huang, L. min, Yu, G. wei, Zou, F. zhen, Long, X. xian, & Wu, Q. tang. (2018). Shift of soil bacterial community and decrease of metals bioavailability after

- immobilization of a multi-metal contaminated acidic soil by inorganic-organic mixed amendments: A field study. *Applied Soil Ecology*, 104–119. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.05.014>
- Hunt, R. (1990). Basic growth analysis. In *Plant Growth Analysis for Beginner*. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1007/978-94-010-9117-6>
- ITIS (Integrated Taxonomic Information System). (2020). Taxonomic Workbench. *Enciclopedia de La Vida (EOL)*. <https://www.itis.gov/>
- Jansson, J. K., & Hofmockel, K. S. (2020). Soil microbiomes and climate change. *Nature Reviews Microbiology*, 18(1), 35–46. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0265-7>
- Jaskulak, M., Grobelak, A., & Vandebulcke, F. (2020). Modelling assisted phytoremediation of soils contaminated with heavy metals e Main opportunities, limitations, decision making and future prospects. *Chemosphere*, 249, 126196. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126196>
- Jauregi, L., Epelde, L., Alkorta, I., & Garbisu, C. (2021). Antibiotic Resistance in Agricultural Soil and Crops Associated to the Application of Cow Manure-Derived Amendments From Conventional and Organic Livestock Farms. *Frontiers in Veterinary Science*, 1–13. <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.633858>
- Jhila, P., Dipta, B., & Rana, A. (2021). Phytoremediation of Heavy Metals and Radionuclides: Sustainable Approach to Environmental Management. *Springer Link, December 2022*. <https://doi.org/10.1007/978-981-16-5621-7>
- Julca Castañeda, J. J. (2022). Capacidad fitorremediadora del maíz y el girasol en suelos contaminados del botadero municipal de lucma. In *Universidad Privada del Norte*. <https://repositorio.upn.edu.pe/handle/11537/31486>
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., & Bhattarai, A. (2022). Phytoremediation : Mechanisms , plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
- Kahhat, R., Parodi, E., Larrea-Gallegos, G., Mesta, C., & Vázquez-Rowe, I. (2019). Environmental impacts of the life cycle of alluvial gold mining in the Peruvian

- Amazon rainforest. *Science of the Total Environment*, 662, 940–951.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.246>
- Khan, A. Z., Khan, S., Khan, M. A., Alam, M., & Ayaz, T. (2020). Biochar reduced the uptake of toxic heavy metals and their associated health risk via rice (*Oryza sativa* L.) grown in Cr-Mn mine contaminated soils. *Environmental Technology and Innovation*, 17, 100590. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100590>
- Khan, M. A., Adnan, M., Basir, A., Fahad, S., Hafeez, A., Saleem, M. H., Ahmad, M., Gul, F., Shahwar, D., Subhan, F., Alamri, S., Hashem, M., & Rahman, I. U. (2023). Impact of Tillage and Potassium Levels and Sources on Growth, Yield and Yield Attributes of Wheat. *Pakistan Journal of Botany*, 55(1), 321–326. [https://doi.org/10.30848/PJB2023-1\(30\)](https://doi.org/10.30848/PJB2023-1(30))
- Khudhur, N. S., Ali, S. S., & Yassin, S. S. (2021). Phytoremediation Of a Polluted Soil by Purple Plant (*Tradescantia pallida* L.) Under Different Organic Amendments. *Al-Qadisiyah Journal of Pure Science*, 26(4), 247–257. <https://doi.org/10.29350/qjps.2021.26.4.1343>
- Kim, N. D., Taylor, M. D., & Drewry, J. J. (2016). Anthropogenic fluorine accumulation in the Waikato and Bay of Plenty regions of New Zealand: comparison of field data with projections. *Environmental Earth Sciences*, 75(2), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4897-2>
- Kiran, Y. K., Barkat, A., Cui, X. qiang, Feng, Y., Pan, F. shan, Tang, L., & Yang, X. e. (2017). Cow manure and cow manure-derived biochar application as a soil amendment for reducing cadmium availability and accumulation by *Brassica chinensis* L. in acidic red soil. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(3), 725–734. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(16\)61488-0](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61488-0)
- Kumar, A., Paprzycki, M., Kumar, V., Conference, I., Science, D., & Learning, M. (2019). Proceedings of the 1st International Conference on Data Science, Machine Learning and Applications. In *Springer*. <https://dl.acm.org/doi/proceedings/10.1145/3279996>
- Kustutan, F. (2019). The importance of the phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. In *Researchgate* (Issue January).

<https://www.researchgate.net/publication/330754285>

- Laghari, M., Naidu, R., Xiao, B., Hu, Z., Mirjat, M. S., Hu, M., Kandhro, M. N., Chen, Z., Guo, D., Jogi, Q., Abudi, Z. N., & Fazal, S. (2016). Recent developments in biochar as an effective tool for agricultural soil management: a review. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96(15), 4840–4849. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7753>
- Leudo, A. M., Cruz, Y., Montoya-Ruiz, C., Delgado, M. del P., & Saldarriaga, J. F. (2020). Mercury Phytoremediation with *Lolium perenne*-Mycorrhizae in Contaminated Soils. *Sustainability*, 12(9), 3795. <https://doi.org/10.3390/su12093795>
- Li, C., Gao, T., Wang, X., Qu, S., Yang, Y., Zuo, M., Wang, J., Wang, H., Zhou, G., & Liu, Y. (2022). Phytoremediation Potential and Physiological Mechanisms Underlying Metallic Extraction of *Suaeda glauca*, *Artemisia desertorum*, and *Atriplex canescens*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(23), 16035. <https://doi.org/10.3390/ijerph192316035>
- Li, C., Li, Y., Cheng, H., Jiang, C., & Zheng, L. (2022). Remediation of Soil Mercury by Modified Vermiculite-Montmorillonite and Its Effect on the Growth of *Brassica chinensis* L. *Molecules*, 27(16). <https://doi.org/10.3390/molecules27165340>
- Li, X., Wang, X., Zhao, L., Wang, Z., Teng, Y., & Luo, Y. (2023). Mercury Enrichment Characteristics and Rhizosphere Bacterial Community of Ramie (*Boehmeria nivea* L. Gaud.) in Mercury-Contaminated Soil. *Sustainability*, 15(7), 6009. <https://doi.org/10.3390/su15076009>
- Liang, Y., Cao, X., Zhao, L., & Arellano, E. (2014). Biochar-and phosphate-induced immobilization of heavy metals in contaminated soil and water: Implication on simultaneous remediation of contaminated soil and groundwater. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(6), 4665–4674. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2423-1>
- Lim, S. L., Lee, L. H., & Wu, T. Y. (2016). Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: Recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *Journal of Cleaner Production*, 111, 262–278. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>

- Lima, F. R. D., Engelhardt, M. M., Vasques, I., & Silva, A. O. (2018). Macronutrients accumulation in *Common bean* cv."brsmg madreperola" on soil contaminated with mercury. *Researchgate*. <https://doi.org/10.3390 / su12093795>
- Ling, N., Deng, K., Song, Y., Wu, Y., Zhao, J., Raza, W., Huang, Q., & Shen, Q. (2014). Variation of rhizosphere bacterial community in watermelon continuous monocropping soil by long-term application of a novel bioorganic fertilizer. *Microbiological Research*, *169*(7–8), 570–578. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2013.10.004>
- Liu, Y., Tie, B., Li, Y., Lei, M., Wei, X., Liu, X., & Du, H. (2018). Inoculation of soil with cadmium-resistant bacterium *Delftia* sp. B9 reduces cadmium accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) grains. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *163*(May), 223–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.081>
- Lobulu, J., Shimelis, H., Laing, M., & Mushongi, A. A. (2019). Maize production constraints, traits preference and current Striga control options in western Tanzania: farmers' consultation and implications for breeding. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science*, *69*(8), 734–746. <https://doi.org/10.1080/09064710.2019.1652680>
- Lu, J., Lu, H., Wang, W., Feng, S. S., & Lei, K. (2021). Ecological risk assessment of heavy metal contamination of mining area soil based on land type changes: An information network environ analysis. *Ecological Modelling*, *455*(May), 109633. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109633>
- Lu, K., Yang, X., Gielen, G., Bolan, N., Sik, Y., Khan, N., Xu, S., Yuan, G., Chen, X., Zhang, X., Liu, D., Song, Z., Liu, X., & Wang, H. (2017). Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals ( Cd , Cu , Pb and Zn ) in contaminated soil. *Journal of Environmental Management*, *186*, 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.068>
- Luo, W., Lu, Y., Wang, B., Tong, X., Wang, G., Shi, Y., Wang, T., & Giesy, J. P. (2009). Distribution and sources of mercury in soils from former industrialized urban areas of Beijing, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, *158*(1–4), 507–517. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0600-3>



- Martínez-Alcántara, B., Martínez-Cuenca, M.-R., Fernández, C., Legaz, F., & Quiñones, A. (2016). Production of <sup>15</sup>N-Labelled Liquid Organic Fertilisers Based on Manure and Crop Residue for Use in Fertigation Studies. *Plos one*, *11*(3), e0150851. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150851>
- Maulana, A. (2023). Correlation of Hg-N on ex-gold mining soil ameliorated with Sub-Bituminous coal and activation of Sub-Bituminous coal – NaOH Correlation of Hg-N on ex-gold mining soil ameliorated with Sub-Bituminous coal and activation of Sub-Bituminous coal – *Open Access*. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1208/1/012049>
- Maulana, A., Sukma, V., Napendra, Z., Harianti, M., Prasetyo, T. B., & Herviyanti, H. (2023). Application of biochar from young coconut waste to inactivation of Hg contaminated ex-gold mining soil and corn (*Zea mays* L.) vegetative growth. *AIP Conference Proceedings*, *2730*, 8–10. <https://doi.org/10.1063/5.0127760>
- McNutt, M. (2013). Mercury and Health. *Science*, *341*(6153), 1430–1430. <https://doi.org/10.1126/science.1245924>
- Meng, L., Wu, Y., Mu, M., Wang, Z., Chen, Z., Wang, L., Ma, Z., Cui, G., & Yin, X. (2023). Effects of different concentrations of biochar amendments and Pb toxicity on rhizosphere soil characteristics and bacterial community of red clover (*Trifolium pretense* L.). *Frontiers in Plant Science*, *14*(March), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1112002>
- Meng, Q., Zhang, J., Li, X., Qu, X., Li, W., Zeng, X., & Ma, X. (2017). Soil quality as affected by long-term cattle manure application in solonchic soils of Songnen Plain. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, *33*(6), 84–91. <https://doi.org/10.11975/j.issn.1002-6819.2017.06.011>
- Midhat, L., Ouazzani, N., Hejjaj, A., Ouhammou, A., & Mandi, L. (2019). Accumulation of heavy metals in metallophytes from three mining sites (Southern Centre Morocco) and evaluation of their phytoremediation potential. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *169*, 150–160. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.009>
- Mina, O. R. (2017). *Propuesta de mitigación de la contaminación por el uso de mercurio*



*de la laguna La Rinconada*. Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann.

- Mirzakhani-fachi, H., Mani, I., Hasan, M., Nafchi, A. M., Parray, R. A., & Kumar, D. (2022). Development of Prediction Models for Soil Nitrogen Management Based on Electrical Conductivity and Moisture Content. *Sensors*, 22(18). <https://doi.org/10.3390/s22186728>
- Mustafa, H. M., & Hayder, G. (2021). Cultivation of *S. molesta* plants for phytoremediation of secondary treated domestic wastewater. *Ain Shams Engineering Journal*, 12(3), 2585–2592. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.11.028>
- Natasha, Shahid, M., Saleem, M., Anwar, H., Khalid, S., Tariq, T. Z., Murtaza, B., Amjad, M., & Naeem, M. A. (2020). A multivariate analysis of comparative effects of heavy metals on cellular biomarkers of phytoremediation using *Brassica oleracea*. *International Journal of Phytoremediation*, 22(6), 617–627. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1701980>
- Ng, J. F., Ahmed, O. H., Jalloh, M. B., Omar, L., Kwan, Y. M., Musah, A. A., & Poong, K. H. (2022). Soil Nutrient Retention and pH Buffering Capacity Are Enhanced by Calciprill and Sodium Silicate. *Agronomy*, 12(1), 1–24. <https://doi.org/10.3390/agronomy12010219>
- O'Brien, F. J. M., Almaraz, M., Foster, M. A., Hill, A. F., Huber, D. P., King, E. K., Langford, H., Lowe, M.-A., Mickan, B. S., Miller, V. S., Moore, O. W., Mathes, F., Gleeson, D., & Leopold, M. (2019). Soil Salinity and pH Drive Soil Bacterial Community Composition and Diversity Along a Lateritic Slope in the Avon River Critical Zone Observatory, Western Australia. *Frontiers in Microbiology*, 10(July). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01486>
- O'Connor, D., Hou, D., Ok, Y. S., Mulder, J., Duan, L., Wu, Q., Wang, S., Tack, F. M. G., & Rinklebe, J. (2019). Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric flux, and implications for risk management: A critical review. *Environment International*, 126(February), 747–761. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.019>
- Padoan, E., Hernandez Kath, A., Vahl, L. C., & Ajmone-Marsan, F. (2020). Potential

- Release of Zinc and Cadmium From Mine-Affected Soils Under Flooding, a Mesocosm Study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(4), 421–434. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00777-0>
- Poma Jimenez, A. A., & Quiñonez Rojas, C. E. (2022). Efecto de enmiendas orgánicas en la fitorremediación con *Zea mays* l. en un suelo contaminado con cadmio. Leonor Ordoñez, Jauja - 2021. *Universidad Continental*, 193. <https://hdl.handle.net/20.500.12394/11108>
- Pomari Cañazaca, L., & Quispesivana Sambrano, N. B. (2019). Evaluación de la capacidad fitoextractora de la alfalfa (*Medicago sativa*) y rábano (*Raphanus sativus*) sobre la remoción de Hg en suelos contaminados por actividad minera. *Repositorio Institucional - UCV*, 24–25. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/925>
- Priya, A. K., Muruganandam, M., Ali, S. S., & Kornaros, M. (2023). Clean-Up of Heavy Metals from Contaminated Soil by Phytoremediation: A Multidisciplinary and Eco-Friendly Approach. *Toxics*, 11(5). <https://doi.org/10.3390/toxics11050422>
- QIN, S., LIU, H., NIE, Z., RENGEL, Z., GAO, W., LI, C., & ZHAO, P. (2020). Toxicity of cadmium and its competition with mineral nutrients for uptake by plants: A review. *Pedosphere*, 30(2), 168–180. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60002-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60002-9)
- Qiu, B., Tao, X., Wang, H., Li, W., Ding, X., & Chu, H. (2021). Biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal: A review. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 155(February), 105081. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105081>
- Rahi, A. A., Younis, U., Ahmed, N., Ali, M. A., Fahad, S., Sultan, H., Zarei, T., Danish, S., Taban, S., El Enshasy, H. A., Tamunaidu, P., Alotaibi, J. M., Alharbi, S. A., & Datta, R. (2022). Toxicity of Cadmium and nickel in the context of applied activated carbon biochar for improvement in soil fertility. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 29(2), 743–750. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.09.035>
- Raj, D., Kumar, A., & Maiti, S. K. (2020). Brassica juncea (L.) Czern. (Indian mustard): a putative plant species to facilitate the phytoremediation of mercury

- contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 22(7), 733–744.  
<https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1708861>
- Rasool, A., Ghani, A., Nawaz, R., Ahmad, S., Shahzad, K., Rebi, A., Ali, B., Zhou, J., Ahmad, M. I., Tahir, M. F., Alwahibi, M. S., Elshikh, M. S., & Ercisli, S. (2023). Effects of Poultry Manure on the Growth, Physiology, Yield, and Yield-Related Traits of Maize Varieties. *ACS Omega*.  
<https://doi.org/10.1021/acsomega.3c00880>
- Ratnawati, R., & Faizah, F. (2020). Phytoremediation of Mercury Contaminated Soil with the Addition of Compost. *Journal of Engineering and Technological Sciences*, 52(1), 66–80. <https://doi.org/10.5614/j.eng.technol.sci.2020.52.1.5>
- Rehman, M. Z. ur, Zafar, M., Waris, A. A., Rizwan, M., Ali, S., Sabir, M., Usman, M., Ayub, M. A., & Ahmad, Z. (2020). Residual effects of frequently available organic amendments on cadmium bioavailability and accumulation in wheat. *Chemosphere*, 244, 125548. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125548>
- Riaz, U., Athar, T., Mustafa, U., & Iqbal, R. (2022). Economic feasibility of phytoremediation. In *Phytoremediation* (Issue January, pp. 481–502). Elsevier.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89874-4.00025-X>
- Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., & Ortiz-Hernández, M. L. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: Evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 25(3), 157–167.
- Saavedra-Mella, F., Liu, Y., Southam, G., & Huang, L. (2019). Phosphate treatment alleviated acute phytotoxicity of heavy metals in sulfidic Pb-Zn mine tailings. *Environmental Pollution*, 250, 676–685.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.100>
- Sabreena, Hassan, S., Bhat, S. A., Kumar, V., Ganai, B. A., & Ameen, F. (2022). Phytoremediation of Heavy Metals: An Indispensable Contrivance in Green Remediation Technology. *Plants*, 11(9), 1255.  
<https://doi.org/10.3390/plants11091255>
- Sahakyan, L., Tepanosyan, G., Melkonyan, G., Maghakyan, N., & Saghatelyan, A.

- (2019). Mercury soil contents and associated ecological and health risks in kindergartens and functional areas of the city of vanadzor (Armenia). *Geography, Environment, Sustainability*, 12(4), 252–271. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-121>
- Saldaña-Villanueva, K., Pérez-Vázquez, F. J., Ávila-García, I. P., Méndez-Rodríguez, K. B., Carrizalez-Yáñez, L., Gavilán-García, A., Vargas-Morales, J. M., Van-Brussel, E., & Diaz-Barriga, F. (2022). A preliminary study on health impacts of Mexican mercury mining workers in a context of precarious employment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2022.126925>
- Sangwan, P., Kaushik, C. P., & Garg, V. K. (2008). *Feasibility of utilization of horse dung spiked filter cake in vermicomposters using exotic earthworm Eisenia foetida*. 99, 2442–2448. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.061>
- Sari, S., Aksakal, E. L., & Angin, İ. (2017). Influence of vermicompost application on soil consistency limits and soil compactibility. *Turkish Journal of Agriculture And Forestry*, 41(5), 357–371. <https://doi.org/10.3906/tar-1705-25>
- Sawidis, T., Baycu, G., Cevahir-Öz, G., & Weryszko-Chmielewska, E. (2018). Effect of mercury on pollen germination and tube growth in *Lilium longiflorum*. *Protoplasma*, 255(3), 819–828. <https://doi.org/10.1007/s00709-017-1192-y>
- Schumacher, B. A., Shines, K. C., Burton, J. V., & Papp, M. L. (1990). Comparison of Three Methods for Soil Homogenization. *Soil Science Society of America Journal*, 54(4), 1187–1190. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400040046x>
- Sha, Q., Lu, M., Huang, Z., Yuan, Z., Jia, G., Xiao, X., Wu, Y., Zhang, Z., Li, C., Zhong, Z., & Zheng, J. (2019). Anthropogenic atmospheric toxic metals emission inventory and its spatial characteristics in Guangdong province, China. *Science of the Total Environment*, 670, 1146–1158. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.206>
- Shinde, R., Naik, S. K., & Sarkar, P. K. (2020). Recycling of Organic Waste through Vermicomposting. *Agriculture Observer*. <https://www.researchgate.net/publication/345241120>
- Sierra, M. J., Millán, R., López, F. A., Alguacil, F. J., & Cañadas, I. (2016). Sustainable

- remediation of mercury contaminated soils by thermal desorption. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(5), 4898–4907. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5688-8>
- Simiele, M., Lebrun, M., Bourgerie, S., Trupiano, D., Scippa, G. S., & Morabito, D. (2022). Biochar, Ochre, and Manure Maturation in an Acidic Technosol Helps Stabilize As and Pb in Soil and Allows Its Vegetation by *Salix triandra*. *Environments - MDPI*, 9(7). <https://doi.org/10.3390/environments9070087>
- Singh, A., Karmegam, N., Singh, G. S., Bhadauria, T., Chang, S. W., Awasthi, M. K., Sudhakar, S., Arunachalam, K. D., Biruntha, M., & Ravindran, B. (2020). Earthworms and vermicompost: an eco-friendly approach for repaying nature's debt. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(6), 1617–1642. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00510-4>
- Sipos, B., Bibi, D., Magura, T., Tóthmérész, B., & Simon, E. (2023). High phytoremediation and translocation potential of an invasive weed species (*Amaranthus retroflexus*) in Europe in metal-contaminated areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(6), 790. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11422-3>
- Sitarska, M., Traczewska, T., Hołtra, A., Zamorska-Wojdyła, D., Filarowska, W., & Hanus-Lorenz, B. (2023). Removal of mercury from water by phytoremediation process with *Salvinia natans* (L.) All. *Environmental Science and Pollution Research*, 85494–85507. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27533-w>
- Smith, N. M. (2019). “Our gold is dirty , but we want to improve”: Challenges to addressing mercury use in artisanal and small-scale gold mining in Peru. *Journal of Cleaner Production*, 222, 646–654. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.076>
- Smolinska, B. (2015). Green waste compost as an amendment during induced phytoextraction of mercury-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(5), 3528–3537. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3601-5>
- Songy, A., Vallet, J., Gantet, M., Boos, A., Ronot, P., Tarnus, C., Clément, C., Larignon,

- P., Goddard, M. L., & Fontaine, F. (2019). Sodium arsenite effect on *Vitis vinifera* L. Physiology. *Journal of Plant Physiology*, 238(May), 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2019.05.010>
- Soremi, A., Adetunji, M., Adejuyigbe, C., Bodunde, J., & Azeez, J. (2017a). Effects of Poultry Manure on Some Soil Chemical Properties and Nutrient Bioavailability to Soybean. *Journal of Agriculture and Ecology Research International*, 11(3), 1–10. <https://doi.org/10.9734/JAERI/2017/32419>
- Soremi, A., Adetunji, M., Adejuyigbe, C., Bodunde, J., & Azeez, J. (2017b). Effects of Poultry Manure on Some Soil Chemical Properties and Nutrient Bioavailability to Soybean. *Journal of Agriculture and Ecology Research International*, 11(3), 1–10. <https://doi.org/10.9734/jaeri/2017/32419>
- Stott, D., Kennedy, A., & Cambardella, C. (2018). Impact of Soil Organisms and Organic Matter on Soil Structure. In *Soil Quality and Soil Erosion* (Issue December, pp. 57–73). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203739266-4>
- Sun, Y., Xu, Y., Xu, Y., Wang, L., Liang, X., & Li, Y. (2016). Reliability and stability of immobilization remediation of Cd polluted soils using sepiolite under pot and field trials. *Environmental Pollution*, 208, 739–746. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.054>
- Tabrika, I., Azim, K., Mayad, E. H., & Zaafrani, M. (2020). Composting of tomato plant residues: improvement of composting process and compost quality by integration of sheep manure. *Organic Agriculture*, 10(2), 229–242. <https://doi.org/10.1007/s13165-019-00268-0>
- Taepayoon, P., Homyog, K., & Meeinkuirt, W. (2022). Organic amendment additions to cadmium-contaminated soils for phytostabilization of three bioenergy crops. *Scientific Reports*, 12(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17385-8>
- Tang, X., Li, X., Liu, X., Hashmi, M. Z., Xu, J., & Brookes, P. C. (2015). Effects of inorganic and organic amendments on the uptake of lead and trace elements by *Brassica chinensis* grown in an acidic red soil. *Chemosphere*, 119, 177–183. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.081>
- Tang, Z., Fan, F., Deng, S., & Wang, D. (2020). Mercury in rice paddy fields and how

- does some agricultural activities affect the translocation and transformation of mercury - A critical review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 202(June), 110950. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110950>
- Tarafder, S., Rahman, M. A., Hossain, M. A., & Chowdhury, M. A. H. (2020). Yield of *Vigna radiata* L. And post-harvest soil fertility in response to integrated nutrient management. *Agricultural and Biological Sciences Journal*, 6(1), 32–43. <https://www.researchgate.net/publication/339527107>
- Thiyageshwari, S., Gayathri, P., Krishnamoorthy, R., Anandham, R., & Paul, D. (2018). Exploration of Rice Husk Compost as an Alternate Organic Manure to Enhance the Productivity of Blackgram in Typic Haplustalf and Typic Rhodustalf. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(2), 358. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020358>
- Ustiatik, R., Nuraini, Y., Suharjono, S., Jeyakumar, P., Anderson, C. W. N., & Handayanto, E. (2022). Endophytic bacteria promote biomass production and mercury-bioaccumulation of Bermuda grass and Indian goosegrass. *International Journal of Phytoremediation*, 24(11), 1184–1192. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.2023461>
- Vareda, J. P., Valente, A. J. M., & Durães, L. (2019). Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: A review. *Journal of Environmental Management*, 246(May), 101–118. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.126>
- Vianna, A. dos S., de Matos, E. P., de Jesus, I. M., Asmus, C. I. R. F., & Câmara, V. de M. (2019). Human exposure to mercury and its hematological effects: A systematic review. *Cadernos de Saude Publica*, 35(2), 1–22. <https://doi.org/10.1590/0102-311x00091618>
- Vilcapaza, J. R. (2018). Evaluación de la capacidad fitorremediadora del Garbancillo (*Astragalus arequipensis*) en función de tres tipos de enmiendas orgánicas sobre la remoción de mercurio del suelo contaminado por la actividad minera del centro poblado la Rinconada - Región Puno [Universidad Peruana Unión]. <http://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/1709>



- Vivanco, Y. V. (2023). Fertilización en vainita (*Phaseolus vulgaris* L.) Cv. Cosmos empleando enmiendas orgánicas bajo condiciones de La Molina. In *Repositorio Institucional UNALM*. <https://hdl.handle.net/20.500.12996/5771>
- Wang, M., Zhu, Y., Cheng, L., Anderson, B., Zhao, X., Wang, D., & Ding, A. (2018). Review on utilization of biochar for metal-contaminated soil and sediment remediation. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *63*, 156–173. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.08.004>
- Wei, H., Liu, Y., Xiang, H., Zhang, J., Li, S., & Yang, J. (2019). Soil pH Responses to Simulated Acid Rain Leaching in Three Agricultural Soils. *Sustainability*, *12*(1), 280. <https://doi.org/10.3390/su12010280>
- Xing, Y., Wang, J., Xia, J., Liu, Z., Zhang, Y., Du, Y., & Wei, W. (2019). A pilot study on using biochars as sustainable amendments to inhibit rice uptake of Hg from a historically polluted soil in a Karst region of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 18–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.111>
- Xun, Y., Feng, L., Li, Y., & Dong, H. (2017). Mercury accumulation plant *Cyrtomium macrophyllum* and its potential for phytoremediation of mercury polluted sites. *Chemosphere*, *189*, 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.055>
- Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Mohd Yusof, M. L., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Frontiers in Plant Science*, 1–15. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
- Yang, F., Fu, Q., & Antonietti, M. (2023). Anthropogenic, Carbon-Reinforced Soil as a Living Engineered Material. *Chemical Reviews*, *123*(5), 2420–2435. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.2c00399>
- Yang, J., Zhu, W., Qu, W., Yang, Z., Wang, J., Zhang, M., & Li, H. (2019). Selenium Functionalized Metal–Organic Framework MIL-101 for Efficient and Permanent Sequestration of Mercury [Research-article]. *Environmental Science & Technology*, *53*(4), 2260–2268. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06321>
- Yang, L., Zhang, Y., Wang, F., Luo, Z., Guo, S., & Strähle, U. (2020). Toxicity of mercury: Molecular evidence. *Chemosphere*, 245.



<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125586>

- Yang, W., Huang, J., Wu, Y., Li, X., & Wang, X. (2020). Optimization of organic manure application for blueberry vegetative growth and photosynthesis. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 474(3). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/474/3/032002>
- Yatoo, A. M., Ali, M. N., Baba, Z. A., & Hassan, B. (2021). Sustainable management of diseases and pests in crops by vermicompost and vermicompost tea. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 41(1), 7. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00657-w>
- Yu, H., Li, J., & Luan, Y. (2018). Meta-analysis of soil mercury accumulation by vegetables. *Scientific Reports*, 8(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19519-3>
- Zhang, H., Zhao, Y., & Zhu, J. K. (2020). Thriving under Stress: How Plants Balance Growth and the Stress Response. *Developmental Cell*, 55(5), 529–543. <https://doi.org/10.1016/j.devcel.2020.10.012>
- Zhang, M., Wang, J., Bai, S. H., Zhang, Y., Teng, Y., & Xu, Z. (2019). Assisted phytoremediation of a co-contaminated soil with biochar amendment: Contaminant removals and bacterial community properties. *Geoderma*, 348(1S), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.031>
- Zhang, Y., Shen, H., He, X., Thomas, B. W., Lupwayi, N. Z., Hao, X., Thomas, M. C., & Shi, X. (2017). Fertilization Shapes Bacterial Community Structure by Alteration of Soil pH. *Frontiers in Microbiology*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01325>
- Zhao, L., Qiu, G., Anderson, C. W. N., Meng, B., Wang, D., Shang, L., Yan, H., & Feng, X. (2016). Mercury methylation in rice paddies and its possible controlling factors in the Hg mining area, Guizhou province, Southwest China. *Environmental Pollution*, 215, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.001>
- Zheng, X., Cao, H., Liu, B., Zhang, M., Zhang, C., Chen, P., & Yang, B. (2022). Effects of Mercury Contamination on Microbial Diversity of Different Kinds of Soil. *Microorganisms*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/microorganisms10050977>



- Zimmermann, I., & Horn, R. (2020). Impact of sample pretreatment on the results of texture analysis in different soils. *Geoderma*, 114379. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114379>
- Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., Ahmad, M., & Anjum, M. Z. (2019). Lead toxicity in plants: Impacts and remediation. *Journal of Environmental Management*, 250. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109557>

## ANEXOS

### Anexo 1. Matriz de consistencia

#### CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE TARWI (*Lupinus mutabilis* Sweet) MEDIANTE INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS A SUELOS CONTAMINADOS POR MERCURIO PROCEDENTE DE ACTIVIDAD MINERA

##### INSTRUMENTO ESTADÍSTICO

##### HIPÓTESIS GENERAL

El tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) mejora significativamente su capacidad fitorremediadora mediante la incorporación de enmiendas orgánicas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera.

##### OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad fitorremediadora del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) mediante la incorporación de enmiendas orgánicas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera.

##### PROBLEMA GENERAL

¿Cuál es la capacidad fitorremediadora de tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) mediante incorporación de enmiendas orgánicas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera?

Se utilizó Software RStudio 4.3.2, SPSS versión 25.0 y Minitab versión 19.1.0.

##### ANÁLISIS ESTADÍSTICO

##### PARAMETROS

##### HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

##### OBJETIVOS ESPECÍFICOS

##### PROBLEMAS ESPECÍFICOS

##### UNIDADES

Prueba estadística de Pearson para evaluar el grado de correlación

ppm

% de remoción de Hg total

La remoción de mercurio total es significativamente diferente en cada sustrato y varía con relación a las enmiendas orgánicas incorporadas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera.

Determinar el porcentaje de remoción de mercurio total con la incorporación de las enmiendas orgánicas en los suelos contaminados por mercurio procedente de la actividad minera

¿Cuál es el porcentaje de remoción de mercurio total con la incorporación de las enmiendas orgánicas en el suelo contaminado procedente de la actividad minera?

Análisis de varianza (ANOVA) con diseño completamente aleatorio (DCA)

(g/día)  
g / (g día)

Tasa absoluta de crecimiento (FAC)

La tasa de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) es diferente en cada sustrato y varía con relación a las enmiendas orgánicas incorporadas a suelos contaminados por mercurio procedente de actividad minera.

Determinar la tasa de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) con relación a las enmiendas orgánicas incorporadas a suelos contaminados por mercurio procedente de la actividad minera

¿Cuál es la tasa de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) con relación a las enmiendas orgánicas incorporadas a suelos contaminados por mercurio procedente de la actividad minera?

Prueba normalidad y homogeneidad

(cm)

Crecimiento absoluto

Crecimiento absoluto

Crecimiento absoluto

Crecimiento absoluto

Prueba estadística de Tukey con un nivel de confianza del 95 %

(1:1)  
(dS/m)  
(%)  
(ppm)  
(ppm)  
cmole/kg

pH

C.E.

M.O

P

K

CIC

pH

C.E.

M.O

P

K

CIC

pH

C.E.

M.O

P

K

CIC

pH

C.E.

M.O

P

K

CIC

pH

C.E.

M.O

P

K

CIC

pH

C.E.

M.O

P

K

CIC

pH

C.E.

M.O

P

K

CIC

¿Cómo afecta la incorporación de las enmiendas orgánicas sobre las características agronómicas del suelo contaminado por mercurio procedente de actividad minera?

La incorporación de enmiendas orgánicas utilizadas en los diferentes tratamientos causa un efecto positivo sobre las características agronómicas del suelo contaminados por mercurio procedente de actividad minera.

**Anexo 2. Determinación del porcentaje de reducción de Mercurio Total en los diferentes tratamientos**

Análisis de suelo Contaminado Postratamiento	Código	Prom #7022 Hg mg/kg	*7022 Hg mg/kg	Reducción de Hg mg/kg	PROM reducción de Hg mg/kg	Reducción Hg (%)	PROM reducción de Hg (%)
Suelo Contaminado T1 (SC+T)	MS T1-1	6,5333	6,4892	0,0441		0,68 %	
	MS T1-2	6,5333	6,3305	0,2028	0,122	3,10 %	1,87 %
	MS T1-3	6,5333	6,4130	0,1203		1,84 %	
Suelo Contaminado T2 (SC+EO+T)	MS T2-1	6,5333	5,1047	1,4286		21,87 %	
	MS T2-2	6,5333	4,7041	1,8292	1,431	28,00 %	21,91 %
	MS T2-3	6,5333	5,4970	1,0363		15,86 %	
	MS T3-1	6,5333	5,1500	1,3833		21,17 %	
Suelo Contaminado T3 (SC+L+T)	MS T3-2	6,5333	5,2900	1,2433	1,230	19,03 %	18,83 %
	MS T3-3	6,5333	5,4700	1,0633		16,28 %	
	MS T4-1	6,5333	4,7327	1,8006		27,56 %	
Suelo Contaminado T4 (SC+EV+T)	MS T4-2	6,5333	4,6477	1,8856	2,079	28,86 %	31,82 %
	MS T4-3	6,5333	3,9837	2,5496		39,03 %	

**Anexo 3. Cálculo del porcentaje de fitoextracción de mercurio – Análisis foliar de hoja raíz y tallo del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet)**

Análisis foliar de hoja raíz y tallo Postratamiento	Código	Contenido de Hg mg/kg pretratamiento	BHIOS-FQ-008 Hg mg/kg post tratamiento	Fitoextracción de Hg mg/kg	PROM Fitoextracción de Hg mg/kg
Análisis foliar T1 (SC+T)	MV T1-1	0,0000	0,1246	0,1246	0,113
	MV T1-2	0,0000	0,1004	0,1004	
	MV T1-3	0,0000	0,1130	0,1130	
Análisis foliar T2 (SC+EO+T)	MV T2-1	0,0000	0,0875	0,0875	0,087
	MV T2-2	0,0000	0,0722	0,0722	
	MV T2-3	0,0000	0,1022	0,1022	
Análisis foliar T3 (SC+L+T)	MV T3-1	0,0000	0,0078	0,0078	0,008
	MV T3-2	0,0000	0,0082	0,0082	
	MV T3-3	0,0000	0,0090	0,0090	
Análisis foliar T4 (SC+EV+T)	MV T4-1	0,0000	0,0066	0,0066	0,007
	MV T4-2	0,0000	0,0073	0,0073	
	MV T4-3	0,0000	0,0079	0,0079	

**Anexo 4. Registro semanal del crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet)**

SEMANA	FECHA	PROM T1 (SC+T)			PROM T2 (SC+EO+T)			PROM T3 (SC+L+T)			PROM T4 (SC+EO+T)
		R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	
SEMANA 1	05/09/2021	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SEMANA 2	12/09/2021	-	-	-	-	-	-	0,27	0,4	0,30	0,37
SEMANA 3	19/09/2021	0,20	0,30	0,20	0,25	0,25	0,30	1,17	1,50	1,10	1,43
SEMANA 4	26/09/2021	0,30	0,50	0,40	0,45	0,50	0,45	3,03	4,00	3,00	3,73
SEMANA 5	03/10/2021	1,65	1,70	1,55	1,75	1,70	1,80	4,10	5,00	4,00	4,77
SEMANA 6	10/10/2021	3,30	3,40	3,20	3,10	3,00	3,20	5,50	5,50	4,50	5,43
SEMANA 7	17/10/2021	4,80	5,00	4,90	4,90	4,00	4,10	8,40	8,70	8,50	8,60
SEMANA 8	24/10/2021	6,40	6,50	6,50	6,47	6,00	6,10	11,17	11,00	12,50	12,17
SEMANA 9	31/10/2021	7,80	8,00	8,10	7,97	8,90	9,00	14,17	14,50	14,00	14,17
SEMANA 10	07/11/2021	10,00	10,00	10,10	10,03	11,00	11,50	18,5	17,00	18,50	17,83
SEMANA 11	14/11/2021	13,00	13,10	13,20	13,10	14,50	14,50	23,67	24,00	24,00	24,5
SEMANA 12	21/11/2021	16,00	16,50	16,50	16,33	17,00	18,00	29,67	29,00	30,00	30,00
SEMANA 13	28/11/2021	19,50	20,00	19,00	19,5	22,00	21,00	35,17	35,00	36,00	35,50
SEMANA 14	05/12/2021	23,00	24,00	23,00	23,33	26,00	24,00	41,00	42,00	43,00	42,17
SEMANA 15	12/12/2021	27,00	26,50	26,80	26,77	29,00	28,00	50,6	56,00	55,00	55,00
SEMANA 16	19/12/2021	30,00	28,00	31,00	29,67	33,00	31,00	61,33	67,00	66,00	66,50
SEMANA 17	26/12/2021	33,00	31,00	32,00	32,00	36,00	37,00	71,33	75,00	76,00	75,33
SEMANA 18	02/01/2022	35,00	34,00	35,00	34,67	42,00	42,50	79,00	84,00	83,00	83,50
SEMANA 19	09/01/2022	38,00	36,50	37,00	37,17	49,00	48,00	84,17	88,00	87,00	87,67
SEMANA 20	16/01/2022	40,00	39,50	40,50	40,00	54,00	54,50	87,83	90,00	91,00	90,5

**Anexo 5. Cálculo de las Tasas de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en función al crecimiento**

Tratamiento	Repetición	Talla inicial (cm)	Talla final (cm)	Tiempo	Crecimiento Absoluto (cm)	TAC (cm/día)	TRC (%/día)
T1 (SC+T)	R1	0,20	40,00	133,00	40,00	0,299	3,984
	R2	0,30	39,50	133,00	39,50	0,295	3,669
	R3	0,20	40,50	133,00	40,50	0,303	3,993
T2 (SC+EO+T)	R1	0,20	54,00	133,00	54,00	0,405	4,209
	R2	0,25	54,00	133,00	54,00	0,404	4,042
	R3	0,30	54,50	133,00	54,50	0,408	3,911
T3 (SC+L+T)	R1	0,30	87,50	133,00	87,50	0,656	4,267
	R2	0,30	88,00	133,00	88,00	0,659	4,272
	R3	0,30	88,00	133,00	88,00	0,659	4,272
T4 (SC+EV+T)	R1	0,25	90,00	133,00	90,00	0,675	4,426
	R2	0,30	91,00	133,00	91,00	0,682	4,297
	R3	0,35	90,50	133,00	90,50	0,678	4,177

**Anexo 6. Cálculo de las Tasas de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en función al peso**

Tratamiento	Repetición	Peso húmedo (g)	Peso Seco (g)	Diferencia de Peso (g)	Tiempo Final	Ganancia de peso (g)	TAC (g/día)	TRC (%/día)
T1 (SC+T)	R1	16,30	3,7	12,6	133	16,30	0,0278	0,98 %
	R2	15,00	3,5	11,5	133	15,00	0,0263	0,94 %
	R3	15,80	3,6	12,2	133	15,80	0,0271	0,96 %
T2 (SC+EO+T)	R1	27,80	4,8	23	133	27,80	0,0361	1,18 %
	R2	30,90	5,3	25,6	133	30,90	0,0398	1,25 %
	R3	29,00	5,1	23,9	133	29,00	0,0383	1,22 %
T3 (SC+L+T)	R1	60,50	9,9	50,6	133	60,50	0,0744	1,72 %
	R2	57,80	9,3	48,5	133	57,80	0,0699	1,68 %
	R3	60,00	9,5	50,5	133	60,00	0,0714	1,69 %
T4 (SC+EV+T)	R1	90,50	14,7	75,8	133	90,50	0,1105	2,02 %
	R2	89,50	14	75,5	133	89,50	0,1053	1,98 %
	R3	90,10	14,3	75,8	133	90,10	0,1075	2,00 %



**Anexo 7. Determinación de la variación del potencial de hidrogeno (pH) y Conductividad eléctrica (C.E.) del suelo con la adición de enmiendas orgánicas**

Tratamiento	Repetición	pH inicial (1:1)	pH Final (1:1)	$\Delta$ pH (1:1)	C.E. inicial (dS/m)	C.E. final (dS/m)	$\Delta$ C.E. (dS/m)
T1 (SC+T)	R1	3,460	3,870	0,410	1,570	3,080	1,510
	R2	3,460	3,710	0,250	1,570	3,090	1,520
	R3	3,460	3,670	0,210	1,570	3,220	1,650
T2 (SC+EO+T)	R1	3,460	7,660	4,200	1,570	1,940	0,370
	R2	3,460	7,620	4,160	1,570	1,150	-0,420
	R3	3,460	7,700	4,240	1,570	1,370	-0,200
T3 (SC+L+T)	R1	3,460	4,870	1,410	1,570	2,040	0,470
	R2	3,460	4,910	1,450	1,570	2,600	1,030
	R3	3,460	4,950	1,490	1,570	2,900	1,330
T4 (SC+EV+T)	R1	3,460	6,980	3,520	1,570	1,910	0,340
	R2	3,460	7,020	3,560	1,570	1,650	0,080
	R3	3,460	6,980	3,520	1,570	1,230	-0,340

**Anexo 8. Determinación de la variación de Materia Orgánica (M.O.) y Fosforo (P) del suelo con la adición de enmiendas orgánicas**

Tratamiento	Repetición	M.O. inicial (%)	M.O. final (%)	Δ M.O. (%)	P inicial (ppm)	P final (ppm)	Δ P (ppm)
T1 (SC+T)	R1	2,713	2,470	-0,243	19,533	54,000	34,467
	R2	2,713	2,930	0,217	19,533	57,000	37,467
	R3	2,713	2,600	-0,113	19,533	55,900	36,367
T2 (SC+EO+T)	R1	2,713	6,640	3,927	19,533	179,200	159,667
	R2	2,713	6,440	3,727	19,533	165,700	146,167
	R3	2,713	6,960	4,247	19,533	199,400	179,867
T3 (SC+L+T)	R1	2,713	8,330	5,617	19,533	84,700	65,167
	R2	2,713	7,810	5,097	19,533	76,900	57,367
	R3	2,713	8,070	5,357	19,533	75,400	55,867
T4 (SC+EV+T)	R1	2,713	9,110	6,397	19,533	150,700	131,167
	R2	2,713	9,630	6,917	19,533	122,200	102,667
	R3	2,713	9,630	6,917	19,533	123,000	103,467

**Anexo 9. Determinación de la variación de Potasio (K) y Capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo con la adición de enmiendas orgánicas**

Tratamiento	Repetición	K (ppm) inicial	K (ppm) final	$\Delta K$ (ppm)	CIC inicial	CIC final	$\Delta$ CIC
T1 (SC+T)	R1	58,333	173,000	114,667	5,440	9,120	3,680
	R2	58,333	198,000	139,667	5,440	9,920	4,480
	R3	58,333	188,000	129,667	5,440	9,120	3,680
T2 (SC+EO+T)	R1	58,333	2325,000	2266,667	5,440	15,200	9,760
	R2	58,333	2105,000	2046,667	5,440	16,000	10,560
	R3	58,333	2390,000	2331,667	5,440	16,000	10,560
T3 (SC+L+T)	R1	58,333	368,000	309,667	5,440	15,520	10,080
	R2	58,333	434,000	375,667	5,440	15,360	9,920
	R3	58,333	384,000	325,667	5,440	15,200	9,760
T4 (SC+EV+T)	R1	58,333	1347,000	1288,667	5,440	19,200	13,760
	R2	58,333	1095,000	1036,667	5,440	20,160	14,720
	R3	58,333	1188,000	1129,667	5,440	16,800	11,360

## Anexo 10. Informe de ensayo sobre contenido mercurio total en el suelo (mg/kg) Pretratamiento, 2021



Laboratorios Analíticos del Sur

### Laboratorios Analíticos del Sur

Parque Industrial Río Seco C-1 Cerro Colorado – Arequipa – Perú  
www.laboratoriosanaliticosdelsur.com

+51 (054) 443294  
+51 (054) 444582  
+51 958 961 254  
+51 958 961 253

### INFORME DE ENSAYO LAS01-SD-21-00039

Pág: 1/1

Señores: REYNALDO SALAS SUCATICONA  
Dirección: JR. SEGUNDO DOMINGO DE MAYO Mz. A Lt.03 - PUNO  
Atención: REYNALDO SALAS SUCATICONA  
Proyecto: PROYECTO DE TESIS

Producto(s) Declarado(s): Sedimento  
Nro de muestras: 3  
Muestreo a cargo de(l): REYNALDO SALAS SUCATICONA  
Registro de muestreo: 017-21  
Fecha de recepción: 7/07/2021  
Fecha de ensayo: 7/07/2021  
Fecha de emisión: 2/08/2021  
Condiciones de recepción de la muestra: Adecuadas  
Observaciones : ----

#### Metodo de ensayo aplicado

\*7022 EPA 200.7 Determinación de Mercurio en Suelos y sedimentos (Lixiviación Acida) por ICP -OES, Revisión 4.4.

Cod Int. #	Nombre de muestra	Zona, Urb, AAHH / Dist. / Prov. / Depart	Punto de muestreo y/o coordenadas Coordenadas UTM Este / Norte	Fecha de muestreo	Hora de muestreo	*7022 Hg mg/Kg
SD21000051	MUESTRA COMPUESTA DE SUELO MC-1	BAJA ANTAHUILA, CENTRO POBLADO LA RINCONADA / ANANEA / SAN ANTONIO DE PUTINA / PUNO	E: 0451087 N:8382560	05/07/21	10:00 a. m.	7,71
SD21000052	MUESTRA COMPUESTA DE SUELO MC-2	BAJA ANTAHUILA, CENTRO POBLADO LA RINCONADA / ANANEA / SAN ANTONIO DE PUTINA / PUNO	E: 0451087 N:8382560	05/07/21	10:00 a. m.	5,95
SD21000053	MUESTRA COMPUESTA DE SUELO MC-3	BAJA ANTAHUILA, CENTRO POBLADO LA RINCONADA / ANANEA / SAN ANTONIO DE PUTINA / PUNO	E: 0451087 N:8382560	05/07/21	10:00 a. m.	5,94

Laboratorios Analíticos del Sur E.I.R.L.  
Omar A. Juárez Soto  
Gerente de Operaciones  
M. Sc. Ingeniero Químico CIP 11442f

(\*) Los métodos indicados no han sido acreditados por el INACAL-DA.

\*«Valor numérico»=Límite de detección del método, \*«Valor Numérico»=Límite de cuantificación del método

Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Los resultados presentados sólo están relacionados a la muestra ensayada.

Está terminantemente prohibida la reproducción parcial o total de este documento sin autorización escrita de LAS. Cualquier enmienda o corrección en el contenido del presente documento lo anula.

Web: <https://www.laboratoriosanaliticosdelsur.com> Parque Ind. Río Seco C-1 C. Colorado-Arequipa-Perú (054)443294 - (054)444582.



**Anexo 11. Informe de ensayo sobre análisis de las características agronómicas del suelo (ppm) Pretratamiento, 2021**



**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 : REYNALDO SALAS SUCATICONA

Departamento : PUNO  
Distrito : JULIACA  
Referencia : H.R. 74665-072C-21

Provincia : SAN ROMÁN  
Predio :  
Fecha : 05/08/2021

Bolt.: 4639

Lab	Número de Muestra Claves	pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO <sub>3</sub> %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico		Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables meq/100g					Suma de Cationes Bases	Suma de Sat. De Bases	%
								Arena	Limo			Arcilla	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>			
5606	MC-1	3.42	1.93	0.00	2.69	19.8	56	32	9	Fr.A.	5.76	1.21	0.35	0.14	0.11	2.50	4.32	1.82	32
5607	MC-2	3.46	1.37	0.00	2.82	21.3	60	30	9	Fr.A.	5.12	1.14	0.28	0.10	0.07	2.35	3.95	1.60	31
5608	MC-3	3.50	1.41	0.00	2.63	17.5	59	30	9	Fr.A.	5.44	1.11	0.32	0.12	0.07	2.30	3.92	1.62	30

A = Arena ; A.Fr. = 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



*Constantino Calderón Mendoza*  
Jefe del Laboratorio

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

## Anexo 12. Informe de ensayo sobre contenido mercurio total en el suelo (mg/kg) Post tratamiento, 2022



INFORME DE ENSAYOS N° 0446- 2022

PÁGINA 1 DE 4

SOLICITANTE	: REYNALDO SALAS SUCATICONA
DIRECCIÓN	: JR. 2 DOMINGO DE MAYO MZ-A LOTE 3 JULIACA
PRODUCTO DECLARADO	: SUELO
DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO	: Suelo.
CODIFICACIÓN / MARCA	: Ver detalle de codificación en hoja de resultados.
DATOS DECLARADOS POR EL CLIENTE	: 01/02/2022 10:00 "Análisis de Suelo contaminado con Mercurio Post Tratamiento".
TAMAÑO DE MUESTRA RECIBIDA	: 12 muestras de 1000 g aprox.
PRESENTACIÓN, ESTADO Y CONDICIÓN	: En bolsas PET transparentes con cierre hermético. En contenedor isotérmico a condiciones ambientales.
CONDICIONES DE RECEPCIÓN DE LA MUESTRA	: Recibida en el Laboratorio
CONTRAMUESTRA Y PERIODO DE CUSTODIA	: Ninguna (por ser muestra única)
FECHA PRODUCCIÓN	: No especificada
FECHA DE VENCIMIENTO	: No especificada
CONTRATO N°	: 0148-2022
FECHA DE RECEPCIÓN	: 02/02/2022

### CONDICIONES DE USO DEL PRESENTE INFORME DE ENSAYOS:

- El presente Informe de Ensayos tan sólo es válido únicamente para la Muestra analizada / el Lote muestreado , según sea el caso.
- No deben inferirse a la Muestra analizada o al Lote muestreado otros parámetros que no estén consignados en el presente Informe de Ensayos.
- En caso de que el producto haya sido muestreado por el cliente (Muestra recibida en laboratorio), BHIOS LABORATORIOS no se responsabiliza si las condiciones de muestreo no fueron las adecuadas, los resultados se aplican a la muestra tal como se recibió.
- En caso de que el producto haya sido muestreado por BHIOS LABORATORIOS , la presentación, estado y condición del lote corresponden a las encontradas al momento del muestreo.
- Los datos declarados por el cliente son consignados a solicitud expresa del mismo cliente y no son necesariamente verificados por el Laboratorio, por lo que BHIOS LABORATORIOS no asume responsabilidad por el uso de los mismos.
- El Período de Custodia es dependiente del tipo de ensayo y de la disponibilidad de la Muestra.
- BHIOS LABORATORIOS no guarda contramuestras de productos perecibles o de productos cuyas características pudieran variar durante el almacenamiento.
- El presente Informe de Ensayos no es un certificado de conformidad, ni certificado del sistema de calidad del productor.
- Está terminantemente prohibida la reproducción parcial de este Informe de Ensayos sin el conocimiento y la autorización escrita de BHIOS LABORATORIOS.
- Cualquier modificación, borrón o enmienda, anula el presente Informe de Ensayos.



**Anexo 13. Resultados del ensayo sobre contenido mercurio total en el suelo (mg/kg)  
Post tratamiento, 2022**



**INFORME DE ENSAYOS N° 0446-2022  
PÁGINA 2 DE 4**

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T1-1).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	6.4892	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique). Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T1-2).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	6.3305	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique). Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T1-3).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	6.4130	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique). Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T2-1).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	5.1047	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique). Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T2-2).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	4.7041	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique). Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T2-3).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	5.4978	mg/Kg



**INFORME DE ENSAYOS Nº 0446 - 2022**  
**PÁGINA 3 DE 4**

**ABREVIATURAS :**  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

**MÉTODOS UTILIZADOS :**  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique), Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T3-1).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	6.1515	mg/Kg

**ABREVIATURAS :**  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

**MÉTODOS UTILIZADOS :**  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique), Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T3-2).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	5.2999	mg/Kg

**ABREVIATURAS :**  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

**MÉTODOS UTILIZADOS :**  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique), Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T3-3).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	5.4743	mg/Kg

**ABREVIATURAS :**  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

**MÉTODOS UTILIZADOS :**  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique), Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T4-1).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	4.7327	mg/Kg

**ABREVIATURAS :**  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

**MÉTODOS UTILIZADOS :**  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique), Revisión 2007.

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO Suelo contaminado - (MS T4-2).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	4.6477	mg/Kg

**ABREVIATURAS :**  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

**MÉTODOS UTILIZADOS :**  
Elemento Hg : Environmental Protection Agency, Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique), Revisión 2007.





INFORME DE ENSAYOS Nº 0446- 2022  
PÁGINA 4 DE 4

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	SUELO	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	Suelo contaminado - (MS T4-3). 3.9837	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg

: Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg

: Environmental Protection Agency. Method 7471B. Mercury In Solid Or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique). Revisión 2007.

FECHAS DE EJECUCIÓN DE LOS ENSAYOS : FQ 02/02/2022 al 09/02/2022

FECHA DE EMISIÓN DEL PRESENTE INFORME DE ENSAYOS : 10/02/2022



Bigo. Miguel Valdivia Martínez  
Gerente Técnico

Fin del Informe

## Anexo 14. Informe de ensayo sobre análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total (mg/kg) Post tratamiento, 2022



### INFORME DE ENSAYOS N° 0445-2022 PÁGINA 1 DE 4

SOLICITANTE	: REYNALDO SALAS SUCATICONA
DIRECCIÓN	: JR. 2 DOMINGO DE MAYO MZ-A LOTE 3 JULIACA
PRODUCTO DECLARADO	: TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET)
DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO	: Hojas y tallos de color verde.
CODIFICACIÓN / MARCA	: Ver detalle de codificación en hoja de resultados.
DATOS DECLARADOS POR EL CLIENTE	: 01/02/2022 10:00 "Análisis de TARWI (Lupinus Mutabilis Sweet) post tratamiento".
TAMAÑO DE MUESTRA RECIBIDA	: 12 muestras de 50 g aprox. c/u.
PRESENTACIÓN, ESTADO Y CONDICIÓN	: En bolsas PET transparentes con cierre hermético. En contenedor isotérmico a condiciones ambientales.
CONDICIONES DE RECEPCIÓN DE LA MUESTRA	: Recibida en el Laboratorio
CONTRAMUESTRA Y PERIODO DE CUSTODIA	: Ninguna (por ser muestra única)
FECHA PRODUCCIÓN	: No especificada
FECHA DE VENCIMIENTO	: No especificada
CONTRATO N°	: 0147-2022
FECHA DE RECEPCIÓN	: 02/02/2022

#### CONDICIONES DE USO DEL PRESENTE INFORME DE ENSAYOS:

- El presente Informe de Ensayos tan sólo es válido únicamente para la Muestra analizada / el Lote muestreado, según sea el caso.
- No deben inferirse a la Muestra analizada o al Lote muestreado otros parámetros que no estén consignados en el presente Informe de Ensayos.
- En caso de que el producto haya sido muestreado por el cliente (Muestra recibida en laboratorio), BHIOS LABORATORIOS no se responsabiliza si las condiciones de muestreo no fueron las adecuadas, los resultados se aplican a la muestra tal como se recibió.
- En caso de que el producto haya sido muestreado por BHIOS LABORATORIOS, la presentación, estado y condición del lote corresponden a las encontradas al momento del muestreo.
- Los datos declarados por el cliente son consignados a solicitud expresa del mismo cliente y no son necesariamente verificados por el Laboratorio, por lo que BHIOS LABORATORIOS no asume responsabilidad por el uso de los mismos.
- El Período de Custodia es dependiente del tipo de ensayo y de la disponibilidad de la Muestra.
- BHIOS LABORATORIOS no guarda contramuestras de productos perecibles o de productos cuyas características pudieran variar durante el almacenamiento.
- El presente Informe de Ensayos no es un certificado de conformidad, ni certificado del sistema de calidad del productor.
- Está terminantemente prohibida la reproducción parcial de este Informe de Ensayos sin el conocimiento y la autorización escrita de BHIOS LABORATORIOS.
- Cualquier modificación, borrón o enmienda, anula el presente Informe de Ensayos.



Anexo 15. Resultados del ensayo sobre análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total (mg/kg) Post tratamiento, 2022



INFORME DE ENSAYOS Nº 0445-2022  
PÁGINA 2 DE 4

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T1-1).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.1246	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T1-2).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.1004	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T1-3).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.1130	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T2-1).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.0875	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T2-2).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.0722	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011



INFORME DE ENSAYOS N° 0445-2022  
PÁGINA 3 DE 4

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T2-3).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.1022	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Níquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T3-1).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.0078	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Níquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T3-2).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.0082	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Níquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T3-3).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.0090	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Níquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

**RESULTADOS**

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T4-1).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.0066	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Níquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011





INFORME DE ENSAYOS N° 0445-2022  
PÁGINA 4 DE 4

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T4-2).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.0073	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

RESULTADOS

LAB	DETERMINACIÓN	TARWI (LUPINUS MUTABILIS SWEET) TARWI (Lupinus mutabilis Sweet) - (MV T4-3).	UNIDADES
FQ	Elemento Hg	0.0079	mg/Kg

ABREVIATURAS :  
mg/Kg : Miligramos por kilogramo

MÉTODOS UTILIZADOS :  
Elemento Hg : BHIOS-FQ-008. Determinación de Metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica, Hidruros y Vapor Frio. (Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Cadmio, Calcio, Cobalto, Cromo, Cobre, Estaño, Hierro, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo, Potasio, Selenio, Sodio, Zinc). Versión 02-2011

FECHAS DE EJECUCIÓN DE LOS ENSAYOS : FQ 02/02/2022 al 09/02/2022

FECHA DE EMISIÓN DEL PRESENTE INFORME DE ENSAYOS : 10/02/2022



*Miguel Valdivia Martínez*  
Bibb. Miguel Valdivia Martínez  
Gerente Técnico

Fin del Informe

Anexo 16. Informe de ensayo sobre análisis de las características agronómicas del suelo Post tratamiento, 2022



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 : REYNALDO SALAS SUCATICONA

Departamento : PUNO  
Distrito : JULIACA  
Referencia : H.R. 76277-016C-22

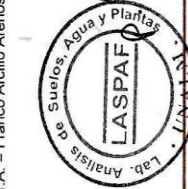
Bolt: 5021

Provincia : SAN ROMÁN  
Predio :  
Fecha : 23/02/2022

Lab	Número de Muestra		pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO <sub>3</sub> %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico		Clase Textural	C/C	Cationes Cambiables meq/100g				Suma de Cationes Bases	Suma de Bases	% Sat. De Bases		
	Claves	Claves							Arena %	Limo %			Arcilla %	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>				Na <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup> + H <sup>+</sup>
1422	MS T1-1		3.87	3.08	0.00	2.47	54.0	173	58	30	12	Fr.A.	9.12	1.79	0.33	0.30	0.15	0.55	3.12	2.57	28
1423	MS T1-2		3.71	3.09	0.00	2.93	57.0	198	56	32	12	Fr.A.	9.92	2.06	0.32	0.35	0.63	0.95	4.31	3.36	34
1424	MS T1-3		3.67	3.22	0.00	2.60	55.9	188	56	32	12	Fr.A.	9.12	2.12	0.42	0.45	0.76	0.75	4.49	3.74	41
1425	MS T2-1		7.66	1.94	0.48	6.64	179.2	2325	56	36	8	Fr.A.	15.20	4.65	4.13	5.21	1.21	0.00	15.20	15.20	100
1426	MS T2-2		7.62	1.15	0.38	6.44	165.7	2105	60	32	8	Fr.A.	16.00	8.80	4.27	1.92	1.02	0.00	16.00	16.00	100
1427	MS T2-3		7.70	1.37	0.48	6.96	199.4	2390	60	30	10	Fr.A.	16.00	10.42	2.70	2.09	0.79	0.00	16.00	16.00	100
1428	MS T3-1		4.87	2.04	0.00	8.33	84.7	368	62	28	10	Fr.A.	15.52	6.90	4.42	2.11	0.94	0.15	14.52	14.37	93
1429	MS T3-2		4.91	2.60	0.00	7.81	76.9	434	58	30	12	Fr.A.	15.36	6.35	4.53	2.51	0.86	0.10	14.36	14.26	93
1430	MS T3-3		4.95	2.90	0.00	8.07	75.4	384	62	28	10	Fr.A.	15.20	7.46	4.15	1.62	0.82	0.15	14.20	14.05	92
1431	MS T4-1		6.98	1.91	0.19	9.11	150.7	1347	60	28	12	Fr.A.	19.20	11.75	5.22	1.53	0.70	0.00	19.20	19.20	100
1432	MS T4-2		7.02	1.65	0.10	9.63	122.2	1095	60	28	12	Fr.A.	20.16	15.65	3.22	0.35	0.74	0.00	20.16	20.16	100
1433	MS T4-3		6.98	1.23	0.10	9.63	123.0	1188	58	30	12	Fr.A.	16.80	8.50	4.75	2.86	0.69	0.00	16.80	16.80	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.L. = Arcillo Arenoso ; Ar.A. = Arcillo Limoso ; Ar. = Arcilloso



*Dr. Constantino Calderón Mendoza*  
Jefe del Laboratorio

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

## Anexo 17. Análisis de varianza ANOVA

### Análisis de Varianza de la reducción de mercurio total

#### Hipótesis estadística

$H_0$  = No existe diferencia significativa entre los valores de remoción de mercurio total en los diferentes tratamientos

$H_1$  = Existe diferencia significativa entre los valores de remoción de mercurio total en los diferentes tratamientos

Nivel de significancia Alfa= 5 % = 0,05

En la siguiente tabla, se presenta los resultados entre los valores de los parámetros evaluados en el presente estudio, se muestra la prueba de significancia de p-valor de 0,000 siendo menor a ( $p < 0,05$ ); por lo tanto, rechazamos la hipótesis nula y afirmamos que, si existe diferencia significativa en la remoción de mercurio total en los diferentes tratamientos; así mismo, esto nos indica que la adición de enmienda orgánica influye en la remoción de mercurio total.

**Tabla 24**

*Análisis de varianza paramétrica de la remoción de mercurio total*

Parámetros	Fuente	GL	SC Ajustado	MC Ajustado	Valor F	Valor p
Reducción de Hg (mg/kg)	Tratamientos	3	5,9599	1,98662	22,23	0,000
	Error	8	0,7148	0,08935		
	Total	11	6,6746			
Fitoextracción de Hg (mg/kg)	Tratamientos	3	0,02646	0,00882	94,76	0,000
	Error	8	0,00074	0,00009		
	Total	11	0,02720			

### Análisis de Varianza de la tasa de crecimiento del tarwi

#### Hipótesis estadística

$H_0$  = No existe diferencia significativa entre los valores de las tasas de crecimiento del tarwi

$H_1$  = Existe diferencia significativa entre los valores de las tasas de crecimiento del tarwi

Nivel de significancia Alfa= 5 % = 0,05

En la siguiente tabla, se presenta los resultados entre los valores de los parámetros evaluados en el presente estudio, se muestra la prueba de significancia de p-valor de 0,000

siendo menor a ( $p < 0,05$ ); por lo tanto, rechazamos la hipótesis nula y afirmamos que, si existe diferencia significativa entre las tasas de crecimiento del tarwi; así mismo, esto nos indica que la adición de enmienda orgánica influye en el crecimiento del tarwi.

**Tabla 25**

*Análisis de varianza de las tasas de crecimiento del tarwi (Lupinus mutabilis Sweet)*

Parámetro	Fuente	GL	SC Ajustado	MC Ajustado	Valor F	Valor p
TAC (cm/día)	Tratamientos	3	0,2742	0,091421	6396,37	0,000
	Error	8	0,0001	0,000014		
	Total	11	0,2743			
TRC (%/día)	Tratamientos	3	0,3710	0,12368	4,19	0,000
	Error	8	0,2360	0,02949		
	Total	11	0,6070			
TAC (g/día)	Tratamientos	3	0,01194	0,003983	971,72	0,000
	Error	8	0,00003	0,000004		
	Total	11	0,01198			
TRC (%/día)	Tratamientos	3	1,96371	0,654571	949,73	0,000
	Error	8	0,00551	0,000689		
	Total	11	1,96923			

### **Análisis de Varianza de las características agronómicas del suelo**

#### **Hipótesis estadística**

$H_0$  = No existe diferencia significativa entre las características agronómicas del suelo de los diferentes tratamientos evaluados

$H_1$  = Existe diferencia significativa entre las características agronómicas del suelo de los diferentes tratamientos evaluados.

Nivel de significancia Alfa= 5 % = 0,05

En la siguiente tabla, se presenta los resultados entre los valores de los parámetros evaluados en el presente estudio, se muestra la prueba de significancia de p-valor de 0,000 siendo menor a ( $p < 0,05$ ); por lo tanto, rechazamos la hipótesis nula y afirmamos que, si existe diferencia significativa entre las características agronómicas del suelo de los diferentes tratamientos evaluados; así mismo, esto nos indica que la adición de enmienda orgánica influye en las características agronómicas del suelo.



**Tabla 26**

*Análisis de varianza de las características agronómicas del suelo*

Parámetro	Fuente	GL	SC Ajustado	MC Ajustado	Valor F	Valor p
pH (1:1)	Tratamientos	3	29,6251	9,87503	2645,1	0,000
	Error	8	0,0299	0,00373		
	Total	11	29,655			
C.E. (dS/m)	Tratamientos	3	5,5038	1,8346	15,27	0,001
	Error	8	0,9612	0,1201		
	Total	11	6,465			
M.O. (%)	Tratamientos	3	77,2288	25,7429	364,16	0,000
	Error	8	0,5655	0,0707		
	Total	11	77,7944			
P (ppm)	Tratamientos	3	28458	9485,9	65,62	0,000
	Error	8	1157	144,6		
	Total	11	29614			
K (ppm)	Tratamientos	3	8076290	2692097	269,95	0,000
	Error	8	79782	9973		
	Total	11	8156072			
CIC	Tratamientos	3	137,566	45,8553	53,2	0,000
	Error	8	6,895	0,8619		
	Total	11	144,461			

## Anexo 18. Panel fotográfico

### Figura 9

*Vista Panorámica del sector de estudio Antahuila – Centro Poblado la Rinconada, 2021*



### Figura 10

*Delimitación del área de estudio para la extracción de muestras, 2021*





### Figura 11

*Georreferenciación de los puntos de muestreo – GPS Garmin 64s, 2021*



### Figura 12

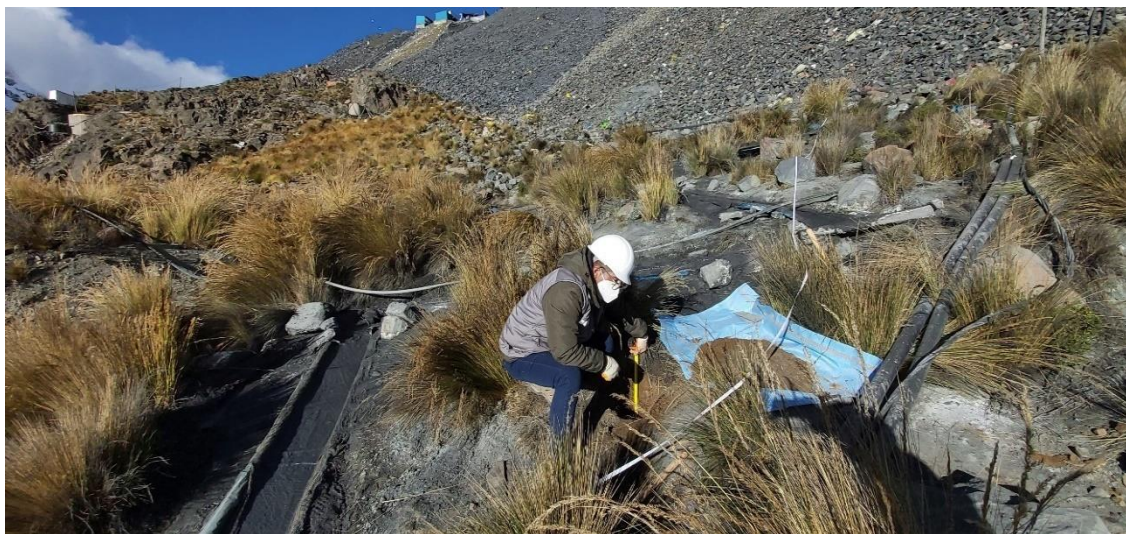
*Extracción de muestras de suelo contaminado con mercurio de los puntos establecidos, 2021*





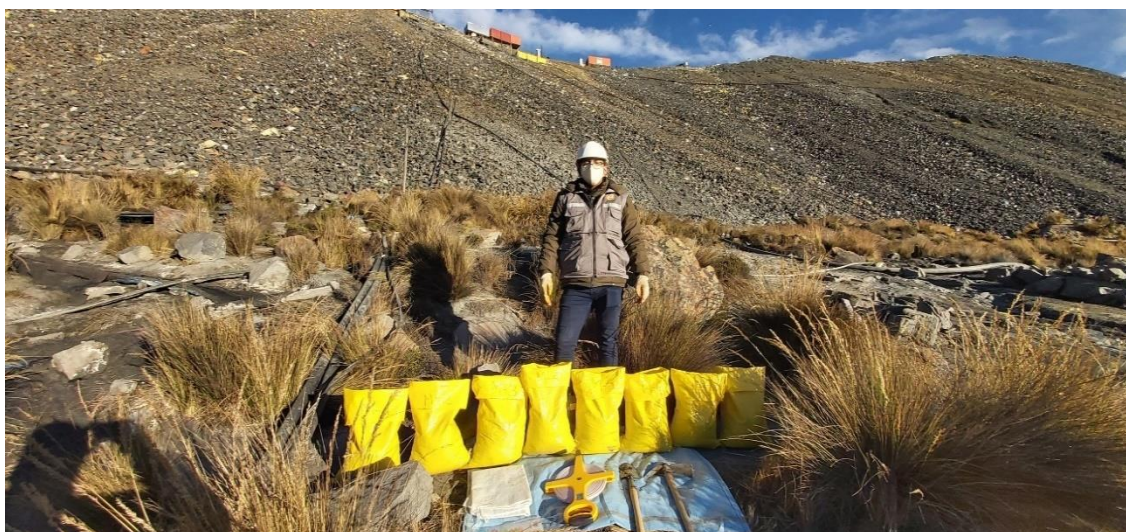
### Figura 13

*Evaluación de la profundidad de la toma de muestras de suelo contaminado con mercurio, 2021*



### Figura 14

*Muestras extraídas de los 8 puntos establecidos según la metodología del MINAM, 2021*





**Figura 15**

*Equipo de trabajo para el muestreo de suelos – Centro poblado La Rinconada, 2021*



**Figura 16**

*Tratamiento y tamizaje de suelo para la eliminación de materiales inertes, 2021*



### Figura 17

*Homogeneización de muestras de suelo contaminado utilizando el método de cono y cuarteo, 2021*



### Figura 18

*Vista panorámica de las unidades experimentales y materiales utilizados, 2021*





### Figura 19

*Envío de muestras compuestas de suelo contaminando con mercurio – Pre tratamiento, 2021*



### Figura 20

*Inoculación de semillas de tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en las unidades experimentales, 2021*





**Figura 21**

*Germinación de semillas de tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet), 2021*



**Figura 22**

*Evaluación semanal del crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet), 2021 - 2022*





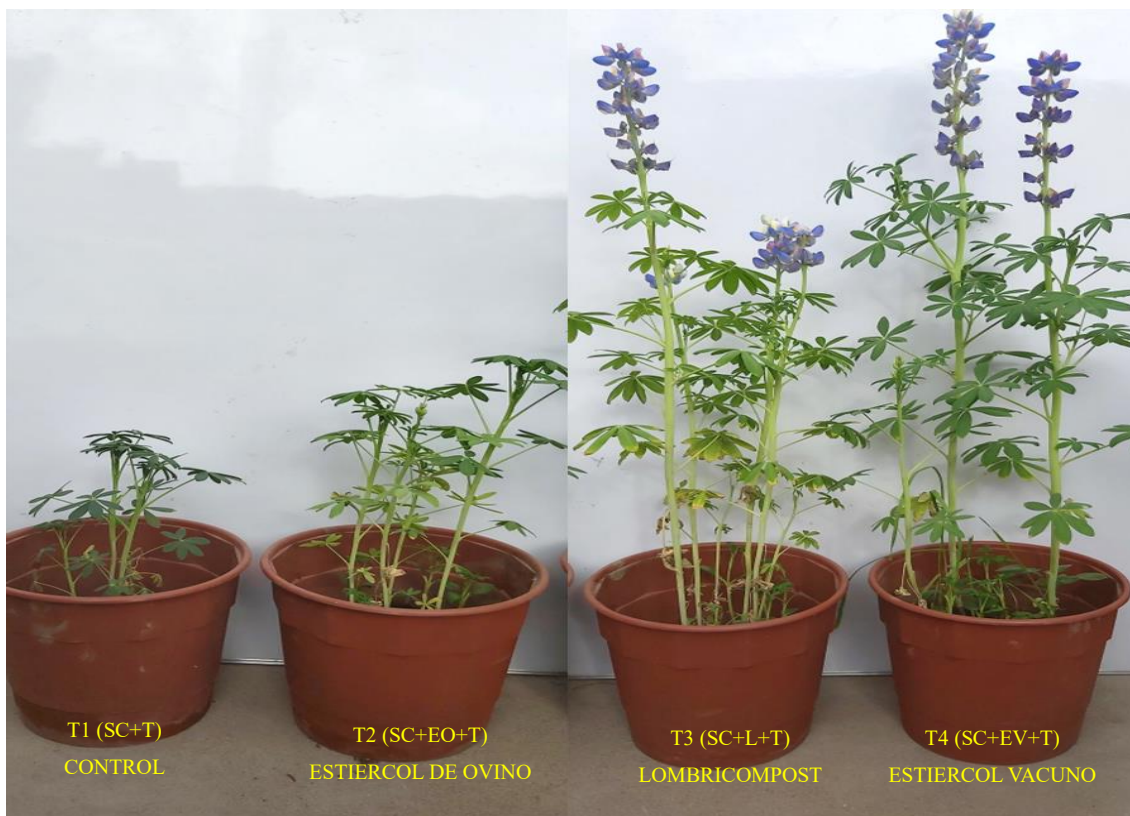
**Figura 23**

*Vista de planta final de las unidades experimental del crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet), 2022*



**Figura 24**

*Diferencia de crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en los diferentes tratamientos, 2022*





**Figura 25**

*Vista lateral del crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en los diferentes tratamientos, 2022*



**Figura 26**

*Evaluación final del crecimiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) en los diferentes tratamientos, 2022*



### Figura 27

Toma fotográfica del enraizamiento del tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet), 2022



### Figura 28

Vista fotográfica de los diferentes tratamientos tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet), 2022





### Figura 29

*Muestras de tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet) para análisis foliar de hoja raíz y tallo de mercurio total*



### Figura 30

*Suelo contaminando con mercurio – Post tratamiento, 2022*



### Figura 31

*Muestras de suelo contaminando con mercurio – Post tratamiento, 2022*



### Figura 32

*Envío de muestras de suelo contaminando con mercurio y muestras de tarwi (*Lupinus mutabilis* Sweet), 2022*





**Figura 33**

*Muestras de tarwi (Lupinus mutabilis Sweet) para la determinación de peso seco, 2022*



**Figura 34**

*Acondicionamiento de muestras de tarwi (Lupinus mutabilis Sweet) para la determinación de peso seco, 2022*



### Figura 35

*Determinación de peso seco de muestras de tarwi (Lupinus mutabilis Sweet), 2022*





## Anexo 19. Declaración jurada de autenticidad de tesis



Universidad Nacional del  
Altiplano Puno



Vicerrectorado de  
Investigación



Repositorio  
Institucional

### DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo **REYNALDO SALAS SUCATICONA** identificado(a) con N° DNI: **70291140** en mi condición de egresado(a) de la:

**MAESTRÍA EN DESARROLLO RURAL CON MENCIÓN EN GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE**

con código de matrícula N° 193802, informo que he elaborado la tesis denominada:

**CAPACIDAD FITORREMEDIASORA DE TARWI (*Lupinus Mutabilis Sweet*) MEDIANTE INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS A SUELOS CONTAMINADOS POR MERCURIO PROCEDENTE DE ACTIVIDAD MINERA**

Es un tema original.

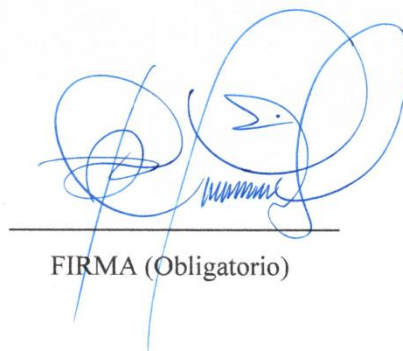
Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y no existe plagio/copia de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a las disposiciones legales vigentes y a las sanciones correspondientes de igual forma me someto a las sanciones establecidas en las Directivas y otras normas internas, así como las que me alcancen del Código Civil y Normas Legales conexas por el incumplimiento del presente compromiso

Puno, 26 de Diciembre del 2024.



FIRMA (Obligatorio)



Huella

## Anexo 20. Autorización para el depósito Repositorio Institucional



Universidad Nacional del  
Altiplano Puno



Vicerrectorado de  
Investigación



Repositorio  
Institucional

### AUTORIZACIÓN PARA EL DEPÓSITO DE TESIS O TRABAJO DE INVESTIGACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Por el presente documento, Yo **REYNALDO SALAS SUCATICONA** identificado(a) con N° DNI: **70291140**, en mi condición de egresado(a) del **Programa de Maestría o Doctorado:**

**MAESTRÍA EN DESARROLLO RURAL CON MENCIÓN EN GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE,**

informo que he elaborado la tesis denominada:

**CAPACIDAD FITORREMEDIADORA DE TARWI (*Lupinus Mutabilis Sweet*) MEDIANTE INCORPORACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS A SUELOS CONTAMINADOS POR MERCURIO PROCEDENTE DE ACTIVIDAD MINERA**

para la obtención de  **Grado.**

Por medio del presente documento, afirmo y garantizo ser el legítimo, único y exclusivo titular de todos los derechos de propiedad intelectual sobre los documentos arriba mencionados, las obras, los contenidos, los productos y/o las creaciones en general (en adelante, los “Contenidos”) que serán incluidos en el repositorio institucional de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.

También, doy seguridad de que los contenidos entregados se encuentran libres de toda contraseña, restricción o medida tecnológica de protección, con la finalidad de permitir que se puedan leer, descargar, reproducir, distribuir, imprimir, buscar y enlazar los textos completos, sin limitación alguna.

Autorizo a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno a publicar los Contenidos en el Repositorio Institucional y, en consecuencia, en el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto, sobre la base de lo establecido en la Ley N° 30035, sus normas reglamentarias, modificatorias, sustitutorias y conexas, y de acuerdo con las políticas de acceso abierto que la Universidad aplique en relación con sus Repositorios Institucionales. Autorizo expresamente toda consulta y uso de los Contenidos, por parte de cualquier persona, por el tiempo de duración de los derechos patrimoniales de autor y derechos conexas, a título gratuito y a nivel mundial.

En consecuencia, la Universidad tendrá la posibilidad de divulgar y difundir los Contenidos, de manera total o parcial, sin limitación alguna y sin derecho a pago de contraprestación, remuneración ni regalía alguna a favor mío; en los medios, canales y plataformas que la Universidad y/o el Estado de la República del Perú determinen, a nivel mundial, sin restricción geográfica alguna y de manera indefinida, pudiendo crear y/o extraer los metadatos sobre los Contenidos, e incluir los Contenidos en los índices y buscadores que estimen necesarios para promover su difusión.

Autorizo que los Contenidos sean puestos a disposición del público a través de la siguiente licencia:

Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional. Para ver una copia de esta licencia, visita: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno, 26 de Diciembre del 2024.

FIRMA (Obligatorio)



Huella