



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA E**  
**INGENIERÍA METALÚRGICA**  
**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA METALÚRGICA**



**EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REMOCIÓN DEL  
MERCURIO CON NABO (*Brassica rapa* L.) Y LLANTÉN (*Plantago  
major* L.) EN SUELOS CONTAMINADOS CON RELAVE MINERO  
EN LA COMUNIDAD CAMPESINA DE VILLAPAMPA,  
AZÁNGARO, PUNO - 2024**

**TESIS**

**PRESENTADA POR:**

**Bach. EDILSON APAZA CALCINA**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:**

**INGENIERO METALURGISTA**

**PUNO — PERÚ**

**2024**



# EDILSON APAZA CALCINA

## EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REMOCIÓN DEL MERCURIO CON NABO (*Brassica rapa* L.) Y LLANTÉN (*Plantag...*

Universidad Nacional del Altiplano

### Detalles del documento

Identificador de la entrega  
trn:oid::8254:414706555

140 Páginas

Fecha de entrega  
10 dic 2024, 1:55 p.m. GMT-5


28,430 Palabras

Fecha de descarga  
10 dic 2024, 2:00 p.m. GMT-5

157,663 Caracteres

Nombre de archivo  
Tesis Edilson Apaza (2).pdf

Tamaño de archivo  
5.0 MB

  
ALBERTO MAQUERA GIL  
INGENIERO METALURGISTA  
CIP. 23909



  
Dr. Hipólito Córdova Gutiérrez  
DIRECTOR DE LA UNIDAD DE INVESTIGACIÓN DE LA  
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA Y METALÚRGICA





## 4% 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 20 palabras)

### Fuentes principales

- 3% Fuentes de Internet
- 1% Publicaciones
- 2% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

### Marcas de integridad

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

##### Texto oculto

7700 caracteres sospechosos en N.º de páginas

El texto es alterado para mezclarse con el fondo blanco del documento.

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.

-----  
J. ALBERTO MAQUERA GIL  
INGENIERO METALURGISTA  
CIP. 23909



-----  
Dr. Hipólito Cordova Gutiérrez  
DIRECTOR DE LA UNIDAD DE INVESTIGACIÓN DE LA  
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA Y METALÚRGICA





## DEDICATORIA

A mis queridos padres, Esteban y Hermelinda, y a mis hermanos, Edwin y José. Por el apoyo incondicional que me brindaron a lo largo de todos estos años de estudio y durante la realización de este proyecto de tesis. Sus consejos y palabras de aliento fueron mi mayor inspiración para seguir adelante y alcanzar un objetivo más en mi vida.

**Edilson Apaza Calcina**



## AGRADECIMIENTOS

Al supremo Dios por regalarme la vida y permitirme disfrutar de ella cada día que pasa.

A los ingenieros en general que trabajan y laboran en la escuela profesional de ingeniería metalúrgica.

A mis padres, por cuidarme y apoyarme en todos los momentos que pase en la formación de mi carrera profesional y la elaboración de este proyecto gracias por todo el esfuerzo, paciencia y amor que me brindaron.

A mis hermanos Edwin Apaza y José David Apaza y a mi novia Yeny Pacheco por apoyarme y alentarme para que este sueño se haga realidad en mi vida.

A mi asesor y a los miembros del jurado, por su valiosa guía y aportes que contribuyeron significativamente a la mejora de este trabajo de investigación.

**Edilson Apaza Calcina**



# ÍNDICE GENERAL

	Pág.
<b>DEDICATORIA</b>	
<b>AGRADECIMIENTOS</b>	
<b>ÍNDICE GENERAL</b>	
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b>	
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	
<b>ÍNDICE DE ANEXOS</b>	
<b>ACRÓNIMOS</b>	
<b>RESUMEN</b> .....	15
<b>ABSTRACT</b> .....	16
<b>CAPÍTULO I</b>	
<b>INTRODUCCIÓN</b>	
<b>1.1. PLANTEAMIENTO DE PROBLEMA</b> .....	<b>17</b>
<b>1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA</b> .....	<b>20</b>
1.2.1. Pregunta general .....	20
1.2.2. Preguntas específicas .....	20
<b>1.3. HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN</b> .....	<b>21</b>
1.3.1. Hipótesis general .....	21
1.3.2. Hipótesis específicas .....	21
<b>1.4. JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>22</b>
<b>1.5. OBJETIVO DE LA INVESTIGACIÓN</b> .....	<b>25</b>
1.5.1. Objetivo general .....	25
1.5.2. Objetivo específicas .....	25



## CAPÍTULO II

### REVISIÓN DE LITERATURA

<b>2.1.</b>	<b>ANTECEDENTES DEL PROYECTO</b> .....	<b>26</b>
2.1.1.	Antecedentes internacionales.....	26
2.1.2.	Antecedentes nacionales.....	36
2.1.3.	Antecedentes locales .....	40
<b>2.2.</b>	<b>MARCO TEÓRICO</b> .....	<b>43</b>
2.2.1.	Introducción a la Contaminación por Mercurio.....	43
2.2.2.	Fuentes de contaminación por mercurio .....	44
2.2.3.	Impacto del mercurio en el suelo y ecosistemas.....	45
2.2.4.	Composición de los relaves mineros.....	46
2.2.5.	Procesos de dispersión del mercurio desde relaves .....	47
2.2.6.	Impactos de los relaves mineros en las comunidades locales .....	48
2.2.7.	Mecanismos de remoción de mercurio por plantas.....	49
2.2.8.	Factores que influyen en la eficiencia de la fitorremediación .....	53
2.1.9.	Características del Nabo .....	54
2.2.10.	Recuperación de suelos para la agricultura y conservación .....	55
2.2.11.	Contribución al desarrollo sostenible .....	56

## CAPÍTULO III

### MATERIALES Y MÉTODOS

<b>3.1.</b>	<b>UBICACIÓN GEOGRÁFICA</b> .....	<b>58</b>
<b>3.2.</b>	<b>PERIODO DE DURACIÓN DE ESTUDIO</b> .....	<b>59</b>
<b>3.3.</b>	<b>PROCEDENCIA DEL MATERIAL ESTUDIADO</b> .....	<b>60</b>
<b>3.4.</b>	<b>POBLACIÓN Y MUESTRA</b> .....	<b>60</b>
3.4.1.	Población .....	60



3.4.2. Muestra .....	60
<b>3.5. DISEÑO ESTADÍSTICO .....</b>	<b>61</b>
<b>3.6. PROCEDIMIENTO .....</b>	<b>61</b>
3.6.1. Equipos y Materiales .....	61
3.6.2. Método experimental.....	62
<b>3.7. VARIABLES.....</b>	<b>66</b>
<b>3.8. ANÁLISIS DE RESULTADOS.....</b>	<b>67</b>

## CAPÍTULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

<b>4.1 RESULTADOS .....</b>	<b>69</b>
4.1.1 Evaluación de la emergencia de las plántulas de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio. ....	69
4.1.2 Evaluación del crecimiento de <i>Brassica rapa</i> L. y <i>Plantago major</i> L. bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio. ....	71
4.1.3 Determinación de la biomasa de las plantas de <i>Brassica rapa</i> L. y <i>Plantago major</i> L. bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.....	77
4.1.4 Determinación de la concentración del mercurio en la raíz de <i>Brassica</i> <i>rapa</i> L. y <i>Plantago major</i> L. bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.....	85
4.1.5 Evaluación de la capacidad de remoción del mercurio con Nabo ( <i>Brassica rapa</i> L.) y Llantén ( <i>Plantago major</i> L.) en suelos contaminados con relave minero en la comunidad campesina de Villapampa, Azángaro, Puno. ....	
.....	





.....	88
<b>4.2 DISCUSION.....</b>	<b>100</b>
<b>V. CONCLUSIONES.....</b>	<b>108</b>
<b>VI. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>110</b>
<b>VII. REFERENCIAS.....</b>	<b>111</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>122</b>

**ÁREA:** Ciencias de la ingeniería

**TEMA:** Evaluación de la capacidad de remoción del mercurio con Nabo (*Brassica rapa* L.) y Llantén (*Plantago major* L.) en suelos contaminados con relave minero en la comunidad campesina de Villapampa, Azángaro, Puno – 2024.

**FECHA DE SUSTENTACIÓN:** 13/12/2024



## ÍNDICE DE TABLAS

	<b>Pág.</b>
<b>Tabla 1</b> Prueba de Duncan al 5% para días a emergencia de plántulas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	70
<b>Tabla 2</b> Prueba de Duncan al 5% para altura de planta de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	72
<b>Tabla 3</b> Prueba de Duncan al 5% para diámetro de tallo de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	74
<b>Tabla 4</b> Prueba de Duncan al 5% para longitud de raíz de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	76
<b>Tabla 5</b> Prueba de Duncan al 5% para peso húmedo total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	78
<b>Tabla 6</b> Prueba de Duncan al 5% para peso seco total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	80
<b>Tabla 7</b> Prueba de Duncan al 5% para biomasa total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	82
<b>Tabla 8</b> Prueba de Duncan al 5% para contenido de humedad total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	84
<b>Tabla 9</b> Prueba de Duncan al 5% para contenido de mercurio de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	87
<b>Tabla 10</b> Contenido de mercurio en las muestras de suelo, relave minero y plantas..	99



## ÍNDICE DE FIGURAS

	<b>Pág.</b>
<b>Figura 1</b>	Proceso de remoción de mercurio por fitorremediación. .... 50
<b>Figura 2</b>	Reacciones químicas y compuestos que se forman en el proceso de la fitorremediación de mercurio. .... 52
<b>Figura 3</b>	Imagen satelital de la ubicación geográfica del experimento en Villapampa, Asillo, Azángaro..... 59
<b>Figura 4</b>	Siembra y germinación de semillas de Nabo y Llantén con relave minero. .... 63
<b>Figura 5</b>	Reducción de densidad de plántulas de Nabo y Llantén. .... 64
<b>Figura 6</b>	Crecimiento de plantas de Nabo y Llantén tratados con 0 %, 40 % y 80 % de relave minero. .... 64
<b>Figura 7</b>	Evaluación de variables de respuesta en plantas de Nabo y Llantén en tratamiento de relave minero. .... 65
<b>Figura 8</b>	Comparación de la variable días a emergencia de plántulas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio..... 70
<b>Figura 9</b>	Comparación de la variable altura de planta de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. .... 72
<b>Figura 10</b>	Comparación de la variable para diámetro de tallo de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio..... 74
<b>Figura 11</b>	Comparación de la variable longitud de raíz de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. .... 76
<b>Figura 12</b>	Comparación de la variable peso húmedo total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio..... 78
<b>Figura 13</b>	Comparación de la variable peso seco total de Nabo y Llantén bajo niveles



	de relave minero con mercurio. ....	80
<b>Figura 14</b>	Comparación de la variable biomasa total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	82
<b>Figura 15</b>	Comparación de la variable contenido de humedad total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	85
<b>Figura 16</b>	Comparación de la variable contenido de mercurio de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	87
<b>Figura 17</b>	Correlación de Pearson de variables evaluadas de plantas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	90
<b>Figura 18</b>	Análisis de componentes principales de las variables evaluadas De plantas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	93
<b>Figura 19</b>	Análisis de dendrograma de plantas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio. ....	96
<b>Figura 20</b>	Crecimiento de plantas de Nabo y Llantén bajo tratamiento con 0 %, 40 % y 80 % de relave minero. ....	97



## ÍNDICE DE ANEXOS

	<b>Pág.</b>
<b>ANEXO 1</b> Base de datos de la investigación de remoción de mercurio por las especies Nabo y Llantén bajos tres niveles de relave minero.....	123
<b>ANEXO 2</b> Análisis de varianza de variables evaluadas en la investigación remoción de mercurio por Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero..	124
<b>ANEXO 3</b> Informe de ensayo de determinación de contenido de mercurio en el relave minero de la mina Rinconada en el laboratorio RHLAB S.A.C. ....	129
<b>ANEXO 4</b> Informe de ensayo de análisis de suelo para la caracterización de tierra vegetal de la comunidad campesina de Villapampa, realizado en el Laboratorio de Suelos del INIA. ....	130
<b>ANEXO 5</b> Informe de ensayo de determinación de contenido de mercurio en la raíz de plantas de Nabo y Llantén en el laboratorio RHLAB S.A.C.....	132
<b>ANEXO 6</b> Panel fotográfico que documenta el desarrollo del trabajo de investigación llevado a cabo entre mayo y octubre de 2024. ....	133



## ACRÓNIMOS

Hg:	Mercurio
INIA:	Instituto Nacional de Innovación Agraria
MINEM:	Ministerio de Energía y Minas
MINAM:	Ministerio del Ambiente
RM:	Relave Minero
DAEM:	Días a emergencia (días)
APT:	Altura de planta (cm)
DTA:	Diámetro de tallo (cm)
LR:	Longitud de raíz (cm)
PHT:	Peso húmedo total (g)
PST:	Peso seco total (g)
BMT:	Biomasa total (%)
CHT:	Contenido de humedad (%)
CHg:	Contenido de mercurio (mg/kg)
FITO:	Fitorremediación Integrada para el Tratamiento de Organismos
BIORE:	Biorremediación con Especies Vegetales
FITOMERC:	Fitorremediación de Mercurio Contaminante
RAMFI:	Remediación Ambiental mediante Fitorremediación Integrada
FITORREC:	Fitorremediación y Recuperación de Ecosistemas Contaminados



## RESUMEN

El mercurio, uno de los metales pesados más tóxicos, representa un grave riesgo ambiental debido a su uso indebido en la extracción de oro. La fitoextracción surge como una alternativa eficaz para remediar ambientes contaminados, removiendo estos metales. El objetivo de la investigación fue evaluar la capacidad de remoción del mercurio con Nabo y Llantén en suelos contaminados con relave de mina. La investigación, de enfoque cuantitativo y diseño experimental, evaluó 6 tratamientos en un diseño factorial 2x3 con bloques completamente al azar, considerando dos factores: tipo de planta altoandina (Nabo y Llantén) y concentración de relave minero (0 %, 40 %, y 80 %), con 24 unidades experimentales. En términos de crecimiento, el Nabo alcanzó su mayor altura (121.9 cm) en suelos no contaminados, mientras que en suelos con 40 % y 80 % de relave la altura disminuyó a 110.8 cm y 75.42 cm, respectivamente. El Llantén, por su parte, presentó una altura máxima de 27.65 cm en ausencia de relave, que se redujo a 23.98 cm con 40 % de relave y a 15.52 cm con 80 %. Las variables relacionadas con el peso húmedo, peso seco y biomasa total también mostraron una disminución considerable en ambas especies conforme aumentó la concentración de relave. Respecto al contenido de mercurio en las raíces, el Llantén presentó los valores más altos, alcanzando 0.82 mg/kg en condiciones de 80 % de relave y 0.3 mg/kg con 40 %. El Nabo registró un contenido de 0.55 mg/kg en suelos con 80 % de relave y 0.21 mg/kg con 40 %. En conclusión, el Llantén mostró una mayor capacidad para la remoción de mercurio en comparación con el Nabo.

**Palabras Claves:** Contaminación, Fitoextracción, Mercurio, Relave minero, Remoción.



## ABSTRACT

Mercury, one of the most toxic heavy metals, represents a serious environmental risk due to its misuse in gold mining. Phytoextraction emerges as an effective alternative to remediate contaminated environments by removing these metals. The objective of the research was to evaluate the mercury removal capacity of Turnip and Plantain in soils contaminated with mine tailings. The research, with a quantitative approach and experimental design, evaluated 6 treatments in a 2x3 factorial design with completely randomized blocks, considering two factors: type of high Andean plant (Turnip and Plantain) and concentration of mine tailings (0%, 40%, and 80%), with 24 experimental units. In terms of growth, Turnip reached its greatest height (121.9 cm) in uncontaminated soils, while in soils with 40% and 80% tailings the height decreased to 110.8 cm and 75.42 cm, respectively. Plantain, on the other hand, had a maximum height of 27.65 cm in the absence of tailings, which was reduced to 23.98 cm with 40% tailings and to 15.52 cm with 80%. The variables related to wet weight, dry weight and total biomass also showed a considerable decrease in both species as the tailings concentration increased. Regarding the mercury content in the roots, Plantain had the highest values, reaching 0.82 mg/kg in conditions of 80% tailings and 0.3 mg/kg with 40%. Turnip registered a content of 0.55 mg/kg in soils with 80% tailings and 0.21 mg/kg with 40%. In conclusion, Plantain showed a greater capacity for mercury removal compared to Turnip.

**Keywords:** Contamination, Phytoextraction, Mercury, Mining tailings, Removal.





# CAPÍTULO I

## INTRODUCCIÓN

### 1.1. PLANTEAMIENTO DE PROBLEMA

Las principales fuentes de contaminación por mercurio incluyen actividades industriales, como la producción de cloro-álcali, donde se emplea mercurio en celdas electrolíticas, y la incineración de residuos, que libera mercurio presente en productos como baterías, lámparas fluorescentes y dispositivos electrónicos (Zhang et al., 2021). Estas fuentes industriales contribuyen significativamente a la emisión de mercurio atmosférico, que puede dispersarse a grandes distancias y depositarse en ecosistemas terrestres y acuáticos (Liang et al., 2024). Además, la minería de oro y otros metales, particularmente la minería artesanal y de pequeña escala, representa una de las mayores fuentes de contaminación por mercurio (Ortiz Romero, 2016). En este tipo de minería, el mercurio se utiliza para formar amalgamas con el oro, facilitando su separación de otros materiales (Brocza et al., 2024). Este proceso genera liberaciones directas de mercurio en el ambiente debido a prácticas inadecuadas, como la quema de amalgamas al aire libre, lo que incrementa la contaminación atmosférica, y la descarga de residuos ricos en mercurio a cuerpos de agua cercanos (Atia et al., 2019; İşkil et al., 2022; Mitra et al., 2022).

En regiones mineras, estas prácticas tienen consecuencias ambientales y de salud alarmantes. El mercurio liberado puede transformarse en metilmercurio, una forma altamente tóxica y bioacumulable, que ingresa a la cadena alimentaria a través de los peces y otros organismos acuáticos (Al-Sulaiti et al., 2022; İşkil et al., 2022). Esto no solo afecta los ecosistemas, sino también las comunidades locales que dependen de estos recursos para su subsistencia. La contaminación de suelos por mercurio en estas áreas



dificulta la recuperación ambiental y limita las posibilidades de uso agrícola, perpetuando los impactos negativos sobre los medios de vida y el desarrollo sostenible (İşkil et al., 2022; Natasha et al., 2020).

A nivel global, la persistencia del mercurio en el ambiente y su capacidad para viajar largas distancias en la atmósfera han convertido su manejo en una prioridad internacional, destacada en convenios como el Convenio de Minamata sobre el Mercurio, que busca reducir y controlar sus emisiones y liberaciones (Natasha et al., 2020).

La contaminación por mercurio es un problema ambiental crítico a nivel mundial debido a su alta toxicidad y persistencia en el medio ambiente. El mercurio es un metal pesado que puede acumularse en los organismos vivos, provocando efectos adversos significativos en la salud humana y en la biodiversidad. Entre los efectos más graves en los seres humanos se encuentran los daños neurológicos, renales y cardiovasculares (Rahman & Singh, 2020). La bioacumulación de mercurio en la cadena alimentaria, especialmente a través del consumo de pescado y mariscos contaminados, representa un riesgo considerable para las poblaciones humanas y la fauna silvestre (Bhat et al., 2022).

Ante esta problemática, la fitorremediación ha emergido como una técnica prometedora para la descontaminación ambiental. Esta técnica utiliza plantas para remover, inmovilizar o degradar contaminantes del suelo y el agua, aprovechando los procesos naturales de absorción, acumulación y detoxificación de las plantas (Alagić et al., 2016; Bhat et al., 2022; Demarco et al., 2019). La fitorremediación se presenta como una alternativa ecológica y económica en comparación con los métodos convencionales de limpieza, como la excavación y el tratamiento químico del suelo (Awa & Hadibarata, 2020; Jara-Peña et al., 2014; Shi et al., 2023).

El nabo y el llantén son plantas que han mostrado potencial para la remoción de



metales pesados del suelo, pero su capacidad específica para remover mercurio, especialmente en suelos contaminados con relave minero, aún no ha sido ampliamente estudiada (Małecká et al., 2021; Narvaez Ttito, 2023; C. Wang et al., 2022). Estas plantas poseen características que las hacen adecuadas para la fitorremediación, como su alta tasa de crecimiento, la capacidad de acumular metales en sus tejidos y su resistencia a condiciones ambientales adversas (Kheradmand et al., 2014; C. Wang et al., 2022).

El contexto específico de Villapampa de sus suelos contaminados por relaves mineros, ofrece una oportunidad única para evaluar la eficacia de Nabo y Llantén en la remoción de mercurio. En ese contexto este trabajo de investigación tiene el objetivo de evaluar la capacidad de remoción del mercurio con y Llantén en suelos contaminados con relave minero en la comunidad campesina de Villapampa, Azángaro, Puno. Este estudio no solo contribuirá al conocimiento científico sobre la capacidad de remoción de mercurio de estas plantas, sino que también proporcionará datos relevantes para el desarrollo de estrategias de rehabilitación ambiental en zonas afectadas por la minería.



## 1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

### 1.2.1. Pregunta general

¿Cuál es la capacidad de remoción del mercurio con Nabo (*Brassica rapa* L.) y Llantén (*Plantago major* L.) en suelos contaminados con relave minero en la comunidad campesina de Villapampa, Azángaro, Puno?

### 1.2.2. Preguntas específicas

- ¿Cómo varían la germinación y la emergencia de las plántulas de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio?
- ¿Cómo se ve afectado el crecimiento de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio?
- ¿Cuál es la biomasa de la raíz y la parte aérea de las plantas de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio?
- ¿Cuál es la concentración de mercurio en la raíz de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio?



### 1.3. HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN

#### 1.3.1. Hipótesis general

Existieron diferencias significativas en la capacidad de remoción del mercurio de nabo (*Brassica rapa* L.) y llantén (*Plantago major* L.) en suelos contaminados con relave minero en la comunidad campesina de Villapampa, Azángaro, Puno.

#### 1.3.2. Hipótesis específicas

- La germinación y emergencia de las plántulas de nabo y llantén se vio significativamente afectada de manera negativa bajo niveles crecientes de relave minero contaminado con mercurio.
- El crecimiento de nabo y llantén disminuyó significativamente bajo niveles crecientes de relave minero contaminado con mercurio.
- La biomasa de la raíz y la parte aérea de las plantas de nabo y llantén disminuyó significativamente bajo niveles crecientes de relave minero contaminado con mercurio.
- La concentración de mercurio en la raíz de nabo y llantén aumentó significativamente bajo niveles crecientes de relave minero contaminado con mercurio.



## 1.4. JUSTIFICACIÓN

El uso de mercurio en las actividades mineras, especialmente en la minería artesanal y de pequeña escala para la extracción de oro y otros metales de alto valor económico, se ha convertido en una práctica ampliamente extendida debido a su efectividad y bajo costo inicial. Sin embargo, este método tiene consecuencias graves y de largo alcance para el medio ambiente y la salud humana. Durante el proceso de amalgamación, el mercurio se combina con el oro para formar una aleación que luego se calienta, liberando vapores de mercurio al aire y dejando residuos contaminados en el suelo y el agua. Esta liberación de mercurio al medio ambiente genera toxicidad, afectando gravemente los ecosistemas acuáticos y terrestres, y causando alteraciones en las cadenas tróficas (Natasha et al., 2020).

El mercurio, una vez liberado, puede transformarse en metilmercurio, una forma altamente tóxica que se acumula en los organismos vivos a través del proceso de biomagnificación, afectando a especies de peces y otras formas de vida acuática, así como a las comunidades humanas que dependen de estos recursos (Zhou et al., 2021). Además, la exposición prolongada al mercurio puede provocar problemas de salud graves en las personas, incluyendo daños neurológicos, renales y efectos adversos en el desarrollo de los niños. Por lo tanto, su manejo inadecuado representa una amenaza significativa para la sostenibilidad ambiental y el bienestar de las comunidades cercanas a las zonas de minería (İşkil et al., 2022). La contaminación por mercurio en los suelos, perjudican el crecimiento y desarrollo de la planta así mismo contamina el medio ambiente, en ese contexto indica que tiene que disminuir el mercurio presente en el suelo por medio de la plantas fitorremediadoras (Awa & Hadibarata, 2020; Demarco et al., 2019; Jara-Peña et al., 2014).



La fitorremediación del mercurio con plantas nativas ofrece una estrategia prometedora y sostenible para abordar la contaminación por este metal pesado. Las plantas nativas están adaptadas a las condiciones específicas del entorno, lo que les confiere una mayor capacidad para sobrevivir y crecer en suelos contaminados con mercurio (Narvaez Ttito, 2023). Al utilizar especies autóctonas, se puede aprovechar su capacidad natural para absorber y acumular mercurio en sus tejidos, facilitando así la remediación de los suelos contaminados. Además, la elección de plantas nativas contribuye a preservar la biodiversidad local y a mantener la integridad de los ecosistemas (Demarco et al., 2019). La fitorremediación con plantas nativas representa una opción viable y ambientalmente responsable para remediar la contaminación por mercurio, ofreciendo beneficios tanto para el medio ambiente como para la salud humana (Małeczka et al., 2021; Tran et al., 2021).

Este trabajo de investigación se desarrolló con el propósito fundamental de evaluar la capacidad de fitorremediación de dos especies vegetales, Llantén y Nabo, en suelos contaminados con relaves mineros ricos en mercurio. La investigación tuvo un enfoque integral que buscó no solo generar conocimiento científico sobre el potencial de estas plantas para remediar suelos afectados por metales pesados, sino también ofrecer soluciones prácticas y sostenibles a problemas ambientales críticos derivados de las actividades mineras.

Los resultados de esta investigación beneficiaron directamente a los productores agropecuarios, especialmente a aquellos cuyas tierras habían sido afectadas por la contaminación derivada de relaves mineros. Mediante la aplicación de esta técnica de fitorremediación, será posible rehabilitar los suelos degradados, permitiendo que recuperaran su productividad y pudieran ser nuevamente utilizados para actividades agrícolas, mejorando así la seguridad alimentaria y el desarrollo económico local.



Además, esta investigación tuvo un impacto significativo en el sector minero, ya que la fitorremediación demostró ser una herramienta eficaz para el manejo ambiental de los relaves mineros. Las empresas mineras podrán utilizar este enfoque para tratar sus residuos antes de verterlos en cuerpos de agua o incluso para reutilizarlos de manera segura, reduciendo su huella ambiental y cumpliendo con regulaciones ambientales más estrictas.





## 1.5. OBJETIVO DE LA INVESTIGACIÓN

### 1.5.1. Objetivo general

Evaluar la capacidad de remoción del mercurio con Nabo (*Brassica rapa* L.) y Llantén (*Plantago major* L.) en suelos contaminados con relave minero en la comunidad campesina de Villapampa, Azángaro, Puno.

### 1.5.2. Objetivo específicas

- Evaluar la emergencia de las plántulas de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.
- Evaluar el crecimiento de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.
- Determinar la biomasa de las plantas de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.
- Determinar la concentración del mercurio en la raíz de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.



## CAPÍTULO II

### REVISIÓN DE LITERATURA

#### 2.1. ANTECEDENTES DEL PROYECTO

##### 2.1.1. Antecedentes internacionales

Sitarska et al., (2023) tuvieron como objetivos demostrar la eficacia de la eliminación de mercurio del agua mediante fitorremediación utilizando *S. natans*. Emplearon plantas cultivadas y recolectadas del medio ambiente. emplearon medio líquido de Hoagland contaminado con mercurio: 0,15, 0,20 y 0,30. El factor de bioconcentración obtenido fue de 275-780. La tasa de crecimiento relativa fue de hasta 0,12 g/gd y fue mucho mejor para las plantas cultivadas que para las recolectadas del medio ambiente. La tasa de eliminación de metales pesados fue de hasta el 94%. La proteína total incrementó para las plantas de cultivo hasta en un 84 %, mientras que disminuyó hasta en un 30 % para las extraídas del medio ambiente. La clorofila total de las plantas cultivadas disminuyó hasta en un 54%, lo que podría ser al efecto tóxico del metal. Concluyeron que la salvia tiene la capacidad de fitorremediación del mercurio.

Alagić et al., (2016) investigaron muestras de raíces y suelos de mora silvestre en áreas cercanas al "Complejo de Minería y Fundición de Cobre de Bor" en Serbia. Utilizó cromatografía de gases-espectrometría de masas para analizar los hidrocarburos aromáticos policíclicos de alto peso molecular (HMW PAH) presentes. Los datos se procesaron con bioconcentración, correlación de Pearson y análisis de conglomerados jerárquicos. A pesar de la complejidad de los factores que afectan la acumulación de HAP en plantas, observaron una acumulación



significativa de benzopireno en las raíces de la mora silvestre. Estos resultados que obtuvieron sugieren que la planta podría ser útil en la fitorremediación, especialmente en procesos como la fitoextracción/fitoacumulación y la fitoestabilización. La rizodegradación también es una opción viable. Sin embargo, se destaca la importancia de combinar datos de raíces y suelos para una evaluación precisa.

Anh et al., (2017) mencionan que en las últimas décadas, el crecimiento económico y la actividad minera en Vietnam han resultado en un aumento de la contaminación por metales pesados en el suelo. Dado que el país cuenta con recursos financieros limitados para la restauración ambiental, la fitorremediación se ha destacado como una opción viable debido a su bajo costo y su naturaleza ecológicamente sostenible. Para impulsar la aplicación de esta técnica en suelos contaminados, se han llevado a cabo varios programas de investigación en la última década. Estos estudios han identificado ciertas especies vegetales capaces de hiperacumular arsénico (As) y de tratar suelos contaminados con plomo (Pb) y zinc (Zn). Entre ellas se encuentran especies autóctonas adaptadas naturalmente a entornos con metales pesados, como *Pteris vittata* y *Pityrogramma calomelanos* para As, y *Eleusine indica*, *Cyperus rotundus*, *Cynodon dactylon* y *Equisetum ramosissimum* para Pb y Zn, con *E. indica* destacando como hiperacumulador de Pb. Estas especies se sometieron a evaluaciones adicionales tanto en invernadero como en campo. Los resultados mostraron que *P. vittata* y *P. calomelanos* son efectivos en la acumulación de As en raíces y frondas en condiciones de invernadero, mientras que *E. indica* puede absorber altas concentraciones de Pb y Zn en sus raíces en condiciones de campo. La combinación de ciertas especies, como *P. vittata*, *P. calomelanos* y *Vetiveria zizanioides*, o *P. vittata*, *E. indica* y *V.*



zizanioides, demostró ser altamente efectiva en el tratamiento de suelos contaminados con bajos o moderados niveles de As y Pb a lo largo del tiempo. Estos estudios respaldan la viabilidad de la fitorremediación como una estrategia para la remediación de suelos contaminados con metales pesados en Vietnam.

Atia et al., (2019) llevaron a cabo un estudio en invernadero usando un diseño completamente aleatorio con tres repeticiones para evaluar la capacidad de diferentes plantas como *Medicago sativa*, *Zea mays*, *Helianthus annuus*, *Sorghum bicolor*, *Phragmites australis* y *Caroxylon imbricatum*, para eliminar contaminantes de las aguas residuales de refinerías de petróleo. Estas aguas residuales fueron analizadas física y químicamente, encontrando altas concentraciones de sólidos disueltos totales, cloruro, sodio, iones de boro y una alta relación de adsorción de sodio. De todas las plantas evaluadas, solo *Medicago sativa* mostró cierta tolerancia al agua contaminada, con una reducción del 30% en su longitud y biomasa al ser expuesta a una dilución del 10% de agua contaminada, mientras que *Caroxylon imbricatum* resistió hasta un 20% de dilución sin cambios significativos en sus características morfológicas. Los análisis mediante transformada infrarroja de Fourier (FTIR) de los tejidos de *C. imbricatum* indicaron que la celulosa desempeña un papel crucial en la adsorción y transporte de metales, evidenciado por cambios en las bandas de transmisión específicas. El estudio también reveló una acumulación significativa de iones de sodio en el suelo de textura franco arenosa utilizado tras el tratamiento con las aguas residuales. Los análisis de cromatografía no detectaron compuestos orgánicos en las aguas residuales, pero sí una acumulación del 30% de hidrocarburos aromáticos policíclicos menos polares en el suelo regado.

Demarco et al., (2019) destacan la importancia de estudiar plantas que



crecen naturalmente en entornos contaminados para su uso en técnicas de remediación. Investigaron la *Sagittaria montevidensis* en un arroyo contaminado en el sur de Brasil, analizando el contenido de nutrientes y metales pesados en su fitomasa. Se calcularon índices de fitorremediación como el factor de bioconcentración (FBC), factor de translocación (TF), número efectivo de plantas (PEN) y el potencial de fitorremediación ( $\text{mg m}^2$ ). Se encontró que *S. montevidensis* tiene una notable capacidad natural para la fitoextracción de potasio y calcio, y demostró ser efectiva en la rizofiltración de varios elementos incluyendo fósforo, manganeso, aluminio, vanadio, azufre, hierro, arsénico, cobre, magnesio, zinc, sodio, plomo, cadmio, níquel y cromo, acumulando altos niveles de estos contaminantes en sus raíces. El estudio reveló un alto potencial de biorremoción de potasio y calcio (indicando su aptitud para la fitoextracción), y de aluminio, fósforo, hierro, magnesio, azufre y sodio, así como de metales pesados (indicando su utilidad para la rizofiltración). La eficacia de *S. montevidensis* en la descontaminación, su producción de biomasa y adaptabilidad sugieren que es una opción prometedora para rehabilitar áreas degradadas y podría ser aplicable en otros cuerpos de agua contaminados en Brasil.

Gong et al., (2019) señalan que los surfactantes, contaminantes emergentes comunes en áreas tanto rurales como urbanas, rara vez se tratan mediante fitorremediación. En su estudio, utilizaron jacinto de agua para eliminar el surfactante aniónico dodecilsulfato de sodio (SDS) del agua, regulando su crecimiento y actividades fisiológicas con extracto de *Chromolaena odorata* L.. Observaron que el SDS fue eliminado eficazmente del agua y luego transferido tanto a las raíces como a la parte aérea del jacinto de agua. Una parte del SDS se convirtió en intermediarios de degradación de bajo peso molecular mediante



reacciones de abstracción de hidrógeno en la planta. La eficiencia de eliminación y degradación del SDS aumentó significativamente con una mayor actividad de las raíces y de la enzima ascorbato peroxidasa (APX) en presencia del extracto de *Chromolaena odorata* L.. Aunque el crecimiento del jacinto de agua se controló eficazmente, mostrando una tasa de crecimiento baja, la raíz fue identificada como el órgano principal para degradar el SDS, lo que se correlacionó con un notable aumento en la actividad de APX y un leve aumento en la actividad de la raíz bajo estrés tanto del SDS como del extracto. En conclusión, los autores sugieren que el jacinto de agua tratado con extracto de *Chromolaena odorata* L. podría ser una opción viable como tratamiento biotecnológico ecológico para el surfactante.

Demarco et al., (2019) señalan que la fitoextracción asistida por quelatos representa una estrategia atractiva para eliminar metales tóxicos del suelo, pero aún carece de un agente quelante eficaz y sostenible. En su estudio, evaluaron la capacidad de 11 tipos de residuos de frutas combinados con ácido N, N-bis (carboximetil) glutámico (GLDA) al 0,7% y saponina de té al 4% como agente de activación compuesto (CAA) para mejorar la fitoextracción de plomo por *Sedum alfredii* en un experimento en maceta. Descubrieron que el residuo de limón mostró la mayor capacidad (34,7%) para extraer plomo del suelo. Al combinar el residuo de limón con GLDA (0,7%) y saponina de té (4%) en una proporción de volumen óptima de 15:2,5:2,5, el CAA eliminó el plomo de manera más efectiva (57,1%) del suelo y aumentó significativamente la solubilidad de tres minerales de plomo ( $PbS$ ,  $PbCO_3$  y  $PbSO_4$ ) entre 8,7 y 56,4 veces. En el experimento en macetas, la adición de dosis altas (15 ml) de CAA aumentó la biomasa de *S. alfredii* en un 52% y duplicó la acumulación de plomo. Además, la fitoextracción asistida por CAA aumentó el contenido de plomo soluble en agua y en ácido en el



suelo, al tiempo que redujo la proporción de plomo inmóvil (oxidable y residual). En resumen, el agente de activación compuesto derivado del residuo de limón muestra un gran potencial como potenciador para la fitoextracción de plomo.

Pouresmaieli et al., (2022) destacan que la contaminación por metales pesados es una de las problemáticas ambientales más críticas a nivel mundial. Estos metales ingresan al medio ambiente principalmente a través de actividades humanas como la minería, la agricultura y la industria, afectando la calidad del suelo, los cultivos y, en consecuencia, la salud humana al integrarse en la cadena alimentaria. Por esta razón, la remediación de suelos contaminados con metales pesados constituye una prioridad ambiental. En el estudio se analizaron diversas estrategias para la limpieza de metales pesados del suelo, centrándose en la fitorremediación como método biológico. Este enfoque se aplicó a metales con alta prevalencia en suelos contaminados, como arsénico, plomo, cadmio, níquel, mercurio, hierro, cobre y zinc. Además, se identificaron diferentes tipos de plantas potencialmente útiles para este propósito, incluyendo árboles, flores, pastos, vegetales y helechos, considerando sus condiciones óptimas de crecimiento. Se observó que el 48% de estas plantas prosperan con luz solar parcial, mientras que el 50% prefieren suelos húmedos. También se clasificaron las plantas según su ciclo de vida, encontrando que el 68% eran perennes y vivían más de dos años, lo que las hace especialmente adecuadas para procesos prolongados de remediación. Algunas de estas especies demostraron la capacidad de acumular múltiples metales simultáneamente, lo que las convierte en valiosas herramientas para la limpieza de suelos contaminados. El estudio concluye que estas plantas fitorremediadoras ofrecen una solución sostenible para mitigar la contaminación por metales pesados, representando una alternativa viable que puede ser



implementada por autoridades ambientales y gobiernos en ecosistemas mineros y otras áreas afectadas.

Shi et al., (2023) subrayan la importancia de los hiperacumuladores en la fitorremediación, debido a su notable capacidad para concentrar metales pesados en sus tejidos. Identificar los factores que influyen en la eficiencia de la fitoextracción es crucial para optimizar la remediación de suelos contaminados con metales pesados. Sin embargo, determinar estos factores es un desafío, ya que los modelos actuales se basan en enfoques lineales simples y ofrecen proyecciones limitadas. En este estudio, se emplearon métodos de aprendizaje automático (ML) para identificar los factores clave que afectan la eficiencia de los hiperacumuladores en la fitoextracción. Se analizaron 173 puntos de datos considerando variables como propiedades del suelo, condiciones experimentales, familias de plantas, ácidos orgánicos de bajo peso molecular, genes de las plantas y propiedades de los metales pesados. Los resultados revelaron que las propiedades de los metales, en particular el radio iónico, fueron determinantes para la acumulación de metales en los brotes, mientras que la familia de plantas influyó significativamente en el factor de bioconcentración, la tasa de extracción de metales y el tiempo necesario para la remediación. La familia Crassulaceae destacó como la más prometedora para la fitorremediación debido a la expresión de genes asociados con la ATPasa transportadora de metales pesados (HMA), las metalotioneínas (MTL) y la proteína NRAMP (Natural Resistance-Associated Macrophage Protein), además de la secreción de compuestos como malato y treonina. Estos hallazgos, obtenidos mediante el análisis del modelo de ML, proporcionan una comprensión más profunda de cómo las características de las plantas, las propiedades del suelo y las condiciones experimentales influyen en la





eficiencia de la fitoextracción. Asimismo, estos resultados pueden guiar la selección de hiperacumuladores más eficaces y optimizar sus mecanismos para la remediación de suelos contaminados con metales pesados.

Sharma, (2021) plantearon como objetivo en su revisión analizar el papel de las bacterias asociadas a las plantas en la mejora de la eficiencia de la fitorremediación de metales pesados en sitios contaminados, además de destacar los avances relacionados con su aplicación en el tratamiento de aguas residuales. Estas bacterias, conocidas por su capacidad para promover el crecimiento y la resistencia de las plantas bajo condiciones de estrés, pueden influir positivamente en diversos procesos, como la regulación hormonal, la seguridad nutricional, la producción de sideróforos, la síntesis de metabolitos secundarios y el fortalecimiento del sistema antioxidante enzimático de las plantas. La revisión también aborda el concepto de fitorremediación asistida por bacterias, analizando los factores que afectan su eficiencia y explorando estrategias para la restauración de ecosistemas contaminados. Asimismo, se plantearon cuestiones clave sobre la producción y aplicación de bacterias en la biorremediación, identificando áreas de investigación futura. La fitorremediación asistida por bacterias se presenta como una estrategia económica y efectiva, capaz de mejorar la biosorción y el secuestro de metales en suelos contaminados. Este enfoque considera tanto el estado actual de la implementación tecnológica como las propuestas para estudios prospectivos en la limpieza de ambientes contaminados, ofreciendo un marco prometedor para avanzar en el desarrollo de tecnologías sostenibles de remediación ambiental.

Khan et al., (2021) señalan que las matrices ambientales están afectadas por diversos contaminantes, entre ellos los metales pesados (MP), cuya presencia representa una preocupación significativa. En las últimas décadas, la remediación



biológica ha ganado importancia debido a su bajo costo en aplicaciones a largo plazo y su respeto por el medio ambiente. Sin embargo, el uso de plantas ornamentales (PO) en fitorremediación ha sido escasamente estudiado, al igual que los impactos de los MP en estas plantas. La fitorremediación mediada por PO ofrece un enfoque dual, ya que permite eliminar contaminantes mientras mejora la estética del sitio. Además, la biomasa generada puede tener múltiples usos, como la producción de plantas en maceta, flores cortadas, aceites esenciales, perfumes, ambientadores, fitominería de metales e incluso como materia prima para la fabricación de seda. Asimismo, las PO presentan un menor riesgo de bioacumulación de MP en comparación con plantas destinadas a cultivos alimenticios. Esta revisión se centra en el conocimiento actual sobre la toxicidad de los MP en las PO, sus ventajas prácticas, métodos para mejorar su tolerancia y capacidad de absorción de metales, los desafíos del campo y las perspectivas para futuras aplicaciones. También se analizan estudios de caso sobre el uso práctico de las PO en países como China, Irán, India, Omán, Pakistán y Turquía. El trabajo aporta una perspectiva interdisciplinaria innovadora para el tratamiento sostenible de los MP, abordando aspectos que no habían sido tratados en revisiones anteriores, y ampliando la comprensión sobre las aplicaciones de las PO en la remediación ambiental.

Yang et al., (2022) realizaron un análisis de 1123 publicaciones del periodo 2000-2020, utilizando herramientas como Web of Science, CiteSpace y VOS, para identificar el panorama global y los puntos críticos en la investigación sobre fitorremediación de metales pesados. Aproximadamente el 34% de los estudios provinieron de China, India, España, Italia y Pakistán, destacando el cadmio como el metal más estudiado. Las palabras clave más relevantes



incluyeron "diversidad", "translocación" y "fitorremediación mejorada". Veintitrés artículos altamente citados se enfocaron en mejorar la remediación vegetal mediante aditivos microbianos y químicos, estudiar los mecanismos moleculares de los efectos de los metales en las plantas y descubrir especies hiperenriquecidas capaces de remediar suelos contaminados con múltiples metales. El estudio concluye que las futuras investigaciones deberían fortalecer la remediación bioquímica, explorar los mecanismos moleculares del daño por metales y analizar los principios de acumulación vegetal, aportando así una guía valiosa para avanzar en este campo.

Sabreena et al., (2022) destacan que las actividades antropogénicas, como el uso de pesticidas, productos químicos tóxicos y efluentes industriales, han generado una contaminación ambiental que afecta tanto los ecosistemas acuáticos como los terrestres, poniendo en riesgo a las plantas, los animales y la salud humana. Frente a las limitaciones de las técnicas tradicionales de remediación, la fitorremediación surge como una solución sostenible, económica y eficiente, capaz de reducir la contaminación por metales pesados mediante el uso de energía solar y especies vegetales seleccionadas. Este método, además de ser respetuoso con el medio ambiente, tiene aplicaciones a gran escala y genera subproductos útiles. En su revisión, los autores abordan los principios básicos, técnicas, avances en bioquímica, ingeniería genética y el uso de macrófitos, resaltando el potencial de la fitorremediación como una herramienta clave para descontaminar y restaurar la biosfera de forma eficiente.



### 2.1.2. Antecedentes nacionales

Rodrigo Tintaya, (2018) en su investigación tuvo el objetivo determinar la cantidad de plomo y cromo, removido en suelos de industria metalmeccánica, usando maíz (*Zea mays*) y girasol (*Helianthus annuus*) con diferentes enmiendas orgánicas, mediante método de fitorremediación en la región de Junín, su experimento consistió en seis tratamientos con enmiendas y dos usando como testigos sin enmiendas, es decir 8 tratamientos con 3 repeticiones haciendo un total de 24 pruebas. humus y compost fue la enmienda que utilizó su tratamiento duró 64 días. los resultados después del tratamiento fue que la remoción de estos metales tóxicos del suelo contaminado fue que el maíz (*zea mays*) logró un resultado de 76.22 mg/kg de plomo en su biomasa radicular y para el cromo solo logro un valor de 2.18 mg/kg en masa radicular; y para la otra especie girasol su mejor remoción es de 14.72 ppm para plomo en biomasa radicular y 1.83 ppm para cromo en masa radicular. De tal manera que el metal cromo fue removido en un 11% a comparación del plomo que fue de 9.95% de remoción por parte de las dos especies de plantas. Concluyó que la especie maíz usando compost y humus fue la que tuvo más eficiencia en la remoción de los metales mencionados anteriormente.

Fernandez-F et al., (2022) destacan que la contaminación del agua y del suelo debido a las emisiones de mercurio de las industrias mineras representa un grave problema ambiental y un riesgo continuo para la salud humana. Aunque se han desarrollado diversas estrategias para recuperar o eliminar este metal de fuentes ambientales, la biorremediación microbiana ha surgido como la estrategia más efectiva y respetuosa con el medio ambiente para controlar la contaminación por metales pesados. En este estudio, utilizando cepas bacterianas nativas



obtenidas de suelos contaminados en la región peruana de Secocha, se buscó identificar aquellas cepas capaces de crecer en presencia de mercurio y evaluar su capacidad de adsorción y eliminación de este metal. Mediante un análisis de ADN que mostró un 99,78% de similitud y espectrometría de absorción atómica, se identificó a la bacteria Gram-positiva *Zhihengliuella alba* sp. T2.2 como la cepa con mayor capacidad de eliminación de mercurio de las soluciones de cultivo, con una concentración inicial de 162 mg·L. Esta cepa logró una eliminación del 39,5% en un período de incubación de 45 días, alcanzando su máxima eficiencia en las primeras 48 horas. Estos hallazgos son prometedores y sugieren que esta cepa nativa podría ser fundamental en la biorremediación de aguas y suelos contaminados con mercurio.

Cruzado-Tafur et al., (2021) destacan que la mala gestión de residuos en los Pasivos Ambientales Mineros (MEL) plantea un riesgo para el medio ambiente y la salud pública, además de causar problemas sociales. Este estudio tiene dos objetivos principales: i) evaluar la calidad ambiental de los suelos bajo una perspectiva geoecológica; y ii) catalogar la flora nativa presente alrededor de dos MEL en el distrito de Hualgayoc, en los Andes peruanos. Se recolectaron muestras de la capa arable del suelo (los primeros 30 cm) y del subsuelo (30–60 cm), clasificándose como Cambisoles gleyicos con un pH extremadamente ácido (3,50–4,19 en el primer sitio y 2,74–4,02 en el segundo). La mineralogía del suelo incluye illita, caolinita, cuarzo y jarosita. Se analizaron las concentraciones de seis elementos potencialmente tóxicos (Pb, Zn, As, Cu, Ag y Cd), encontrándose niveles elevados de Pb (4683 mg kg<sup>-1</sup>), Zn (724,2 mg kg<sup>-1</sup>), Cu (511,6 mg kg<sup>-1</sup>), Ag (33,4 mg kg<sup>-1</sup>) y As (3611 mg kg<sup>-1</sup>), que superaron los límites máximos permitidos para suelos agrícolas según la legislación peruana y canadiense. Los



índices geoquímicos utilizados indicaron que algunos suelos están extremadamente contaminados, por lo tanto, los MEL examinados representan un alto riesgo ecológico. En estos lugares contaminados, se identificaron veintidós especies de flora nativa pertenecientes a doce familias botánicas, mostrando potencial para aplicaciones en fitorremediación.

Román-Dañobeytia et al., (2021) informan que la minería artesanal de oro es una práctica extendida en los bosques y ríos de la Amazonía, actividad que es mayormente ilegal y sobre la que hay escasa información científica referente a la recuperación de áreas afectadas. El estudio aborda un proyecto experimental de reforestación en cinco ubicaciones de la región de Madre de Dios, en la Amazonía peruana, para investigar la degradación del suelo y evaluar la supervivencia y crecimiento inicial de 51 especies de árboles tropicales. Se examinó el impacto del uso de enmiendas de biocarbón en el desarrollo de estas especies y se exploró cómo la densidad de la madera afecta el desempeño de las plántulas un año después de ser plantadas, con el objetivo de seleccionar especies que contribuyan a la producción de madera, mejoren la biodiversidad y restauren los suelos. El análisis reveló que los suelos de las zonas mineras están extremadamente degradados, casi sin carbono, con reducción significativa en el contenido de cationes y pérdida de sedimentos finos. Los niveles de mercurio se encontraron por debajo de los límites de calidad ambiental establecidos nacional e internacionalmente. Se observó una correlación positiva entre la densidad de la madera y la supervivencia de las plántulas, indicando que las especies con madera más densa tienen mayores tasas de supervivencia. Además, se descubrió que el crecimiento y el rendimiento de las especies de madera de densidad media y baja mejoraban significativamente con la adición de biocarbón, mientras que las de alta



densidad no mostraban cambios significativos. El estudio ofrece insights valiosos para futuras iniciativas de restauración forestal en áreas afectadas por la minería de oro, proporcionando recomendaciones sobre la selección de especies y estrategias de fertilización para optimizar los esfuerzos de restauración.

Jara-Peña et al., (2014) explican que la fitorremediación implica utilizar plantas para remediar suelos, sedimentos, agua y aire contaminados con desechos orgánicos, nutrientes o metales pesados, con el fin de eliminar o neutralizar los contaminantes. El estudio se llevó a cabo en condiciones de invernadero en el distrito de Lachaqui, provincia de Canta, región de Lima, desde octubre de 2011 hasta octubre de 2012. Se evaluaron veinte tratamientos utilizando un diseño factorial completo 5 x 4, que incluía cinco especies de alto andinas y cuatro sustratos con diferentes proporciones de relave de mina (RM) y suelo sin RM (30%, 60%, 100%). Se observó una disminución significativa en la producción de biomasa en *Solanum nitidum*, *Brassica rapa*, *Fuertesimalva echinata*, *Urtica urens* y *Lupinus ballianus* cuando se utilizó el tratamiento con 100% de relave de mina. La especie *Fuertesimalva echinata* mostró la mayor eficiencia en la acumulación de plomo y zinc en las raíces con el tratamiento de 100% de relave de mina, alcanzando concentraciones de 2015.1 mg de plomo por kg de materia seca (MS) y 1024.2 mg de zinc por kg de MS, respectivamente. En las raíces de *L. ballianus* se registró la acumulación más alta de cadmio, con una concentración de 287.3 mg por kg de MS con el tratamiento de 100% de relave de mina. *Fuertesimalva echinata* demostró el mayor índice de tolerancia (IT) al tratamiento de 100% de relave de mina, con un IT de 41.5%, mientras que *S. nitidum* y *L. ballianus* presentaron el mayor IT con el tratamiento de 60% de relave de mina, con IT de 68.5% y 67.9% respectivamente.



### 2.1.3. Antecedentes locales

Vilcapaza Ccoa, (2018) evaluó la capacidad fitorremediadora del garbancillo (*Astragalus arequipensis*), en función de tres tipos de enmiendas orgánicas sobre el suelo contaminado por la actividad minera. recolectó 64 kg de muestra de suelos proveniente del centro poblado La Rinconada, región Puno. Realizó los estudios y análisis físicos químicos del suelo y así obtuvo un dato inicial, El material dividió en 20 unidades experimentales luego distribuyó en grupos de 5 unidades; cada grupo sometió a diferentes tratamientos de acuerdo con un diseño completamente aleatorio: T1= Suelo contaminado más garbancillo (grupo control), T2= Suelo contaminado más garbancillo más lombricompost, T3= Suelo contaminado más garbancillo más estiércol de bovino y T4= Suelo contaminado más garbancillo más estiércol de oveja; el experimento tuvo una duración de 62 días. Las muestras tratadas analizó fisicoquímicamente. Como resultados mostró una remoción de 97.55ppm, 85.45 ppm, en T2 y T3 respectivamente, y 87.47 ppm en T1 y T4. luego observó una diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) en todos los tratamientos. Concluyó diciendo que el mejor tratamiento para suelos contaminados con alto contenido de mercurio fue el tratamiento 2 (garbancillo más lombricompost).

Ortiz Romero, (2016) señalan que la fitorremediación es una estrategia biológica efectiva para la recuperación de pasivos ambientales mineros. Con este propósito, entre 2012 y 2013, se llevó a cabo un diagnóstico en cuatro relaves mineros del altiplano de la región Puno, durante dos ciclos fenológicos de plantas en floración, con el objetivo de identificar y clasificar especies acumuladoras de metales. El estudio se realizó mediante la prospección de plantas en parcelas de 10 m x 10 m y el muestreo geobotánico en cubos de sustrato suelo-raíz de 15 cm





x 15 cm x 15 cm. Las especies se identificaron utilizando claves dicotómicas y la categorización se procesó con el paquete estadístico SAS. Los resultados indicaron la presencia de 13 especies pertenecientes a cuatro familias: Apiaceae (1), Asteraceae (6), Poaceae (5) y Rosaceae (1). La acumulación de metales en suelo, planta y raíces mostró variabilidad, con mecanismos de fitoestabilización y fitoextracción. Se concluyó que las plantas identificadas en los relaves mineros corresponden a pseudometalofitas.

En el estudio de Narvaez Ttito, (2023) se evaluaron especies vegetales con mayor capacidad fitorremediadora en el pasivo ambiental minero de Palca, ubicado en el distrito de Palca, provincia de Lampa. Mediante el método de transección al paso, se identificaron 23 especies altoandinas en tres parcelas establecidas, donde se analizaron las concentraciones de metales pesados tanto en las plantas como en el suelo utilizando el método ICP/OES. Además, se calcularon los factores de bioconcentración y traslocación para determinar las especies con capacidad de fitoestabilización o fitoextracción. Los resultados mostraron que *Calamagrostis rigescens* acumuló altos niveles de metales pesados en mg/kg, como hierro (120), aluminio (90.3), zinc (8.0), plomo (2.0) y molibdeno (0.3). Asimismo, *Disticha muscoides* demostró capacidad para acumular magnesio (100), estroncio (1.7) y cobre (1.7). Por su parte, *Festuca rigescens* concentró cromo (0.9), arsénico (0.3) y níquel (0.2), mientras que *Stipa hans meyeri* presentó acumulación de cadmio (0.5) y aluminio (53.7). Con base en los factores de translocación y bioacumulación, se determinó que *Stipa hans meyeri* y *Calamagrostis recta* son eficaces como fitoestabilizadoras de metales como Se, Ag, Al, Co, Mo y V. Asimismo, *Festuca rigescens* y *Calamagrostis rigescens* tienen potencial para estabilizar titanio (Ti) y cadmio (Cd). El estudio concluye



que las especies altoandinas evaluadas poseen un alto potencial fitorremediador en suelos contaminados por pasivos mineros, debido a su capacidad de adaptación a las condiciones climáticas de las zonas altoandinas.

## 2.2. MARCO TEÓRICO

### 2.2.1. Introducción a la Contaminación por Mercurio

El mercurio es un metal pesado único debido a sus propiedades físicas y químicas. A temperatura ambiente, el mercurio se presenta en forma líquida, lo que facilita su uso industrial pero también contribuye a su liberación y dispersión en el medio ambiente. Su densidad elevada ( $13.53 \text{ g/cm}^3$ ) y su capacidad para amalgamarse con otros metales como el oro y la plata hacen que sea ampliamente utilizado en la minería y otros procesos industriales. Sin embargo, estas características también lo convierten en un contaminante persistente y peligroso para los ecosistemas y la salud humana (Liu et al., 2020).

El ciclo biogeoquímico del mercurio abarca complejas transformaciones químicas y procesos de transporte entre el suelo, el agua, el aire y los organismos vivos. En la atmósfera, el mercurio se encuentra predominantemente en su forma elemental ( $\text{Hg}^0$ ), lo que le permite viajar largas distancias antes de depositarse nuevamente en la superficie terrestre o acuática. En el suelo y cuerpos de agua, el mercurio puede transformarse en formas inorgánicas ( $\text{Hg}^{2+}$ ) o metilmercurio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ), que es la forma más tóxica y bioacumulativa. Este último se genera principalmente a través de la actividad microbiana en ambientes anaeróbicos, como sedimentos o suelos húmedos (Tiodar et al., 2021).

Una característica preocupante del mercurio es su capacidad para biomagnificarse en las cadenas tróficas. En los ecosistemas acuáticos, el metilmercurio se acumula en los tejidos de los organismos, comenzando con el fitoplancton y pasando a los peces y, finalmente, a los humanos que los consumen. Este proceso de acumulación y magnificación hace que incluso pequeñas



cantidades de mercurio en el ambiente puedan representar un riesgo significativo para la salud humana, causando efectos neurológicos, inmunológicos y cardiovasculares (Saim, 2021).

Además, las propiedades químicas del mercurio le permiten interactuar con los componentes del suelo, como la materia orgánica y los minerales, lo que afecta su movilidad y disponibilidad biológica. En suelos ácidos o con alto contenido de materia orgánica, el mercurio tiende a formar complejos estables que limitan su biodisponibilidad. Sin embargo, en suelos pobres en materia orgánica o bajo condiciones altamente oxidantes, el mercurio puede liberarse más fácilmente al ambiente, aumentando el riesgo de contaminación (Lin et al., 2021).

### **2.2.2. Fuentes de contaminación por mercurio**

El mercurio es un contaminante ambiental que proviene tanto de fuentes naturales como antropogénicas. Las fuentes naturales incluyen procesos geológicos como la erosión de rocas y suelos, actividades volcánicas y emisiones desde océanos y humedales, que liberan este elemento a la atmósfera y lo integran en el ciclo biogeoquímico global. Sin embargo, las actividades humanas representan las mayores contribuciones a las emisiones de mercurio, siendo responsables de aproximadamente el 70% del mercurio liberado al medio ambiente (Brocza et al., 2024).

Entre las principales fuentes antropogénicas, la minería aurífera artesanal y de pequeña escala destaca como la mayor responsable, generando el 37% de las emisiones globales de mercurio, especialmente en regiones como América Latina, donde esta práctica es común (Brocza et al., 2024). En países como Perú, las actividades mineras en zonas como La Rinconada, Puno, liberan grandes



cantidades de mercurio a través del uso indiscriminado de este elemento en procesos de amalgamación, dejando relaves mineros altamente contaminados (Rojas Calderón, 2021).

Otras fuentes incluyen la quema de combustibles fósiles, como carbón y petróleo, que contribuyen significativamente a las emisiones atmosféricas de mercurio. Asimismo, la industria cementera, la producción de productos químicos y el manejo inadecuado de residuos como lámparas fluorescentes, baterías y termómetros aumentan las concentraciones de este metal en suelos y aguas superficiales (Gworek et al., 2020).

### **2.2.3. Impacto del mercurio en el suelo y ecosistemas**

El mercurio, al ser liberado en el ambiente, puede tener efectos devastadores en los ecosistemas, particularmente en los suelos, donde su acumulación interfiere con los procesos biogeoquímicos y altera la biodiversidad. Una de las principales preocupaciones es que el mercurio puede convertirse en su forma más tóxica, el metilmercurio, a través de procesos microbianos en suelos y aguas. El metilmercurio se bioacumula en los organismos acuáticos y terrestres, afectando tanto a los consumidores primarios como a los niveles tróficos superiores. En los suelos, el mercurio puede adsorberse a partículas de arcilla o materia orgánica, dificultando su movilidad pero permitiendo su persistencia durante largos periodos, lo que aumenta el riesgo de contaminación a largo plazo (Tang et al., 2020).

Los suelos contaminados con mercurio presentan una alteración en la estructura y función microbiana, ya que algunos microorganismos esenciales para el ciclo de nutrientes, como las bacterias nitrificantes y descomponedoras, pueden



ser inhibidos por la toxicidad del mercurio (Gworek et al., 2020). Esto puede generar un efecto en cascada, afectando la calidad del suelo y reduciendo su capacidad para sustentar la vida vegetal. Además, las plantas que crecen en suelos contaminados con mercurio pueden experimentar un crecimiento limitado debido a la toxicidad del metal, lo que afecta la productividad agrícola. El mercurio también puede dañar las raíces de las plantas, impidiendo la absorción adecuada de agua y nutrientes (Tran et al., 2021).

En los ecosistemas acuáticos, el mercurio es particularmente perjudicial debido a su capacidad para bioacumularse en los tejidos de los organismos acuáticos, especialmente en los peces. Este proceso de bioacumulación puede alcanzar niveles tóxicos en organismos de mayor tamaño y en especies clave dentro de las cadenas tróficas, lo que pone en riesgo la salud de los ecosistemas acuáticos y las especies que dependen de ellos, incluidos los seres humanos (Al-Sulaiti et al., 2022).

#### **2.2.4. Composición de los relaves mineros**

Los relaves mineros son residuos sólidos resultantes de la trituración y procesamiento de minerales, principalmente de la minería metálica, y contienen una combinación de material mineral no valioso, agua y productos químicos utilizados en la extracción de metales. La composición de los relaves mineros depende del tipo de mineral extraído, el proceso de extracción y la geología local. Generalmente, los relaves contienen una alta concentración de metales pesados como el mercurio, plomo, cadmio, arsénico y cobre, debido a su presencia en los minerales procesados (Bilal et al., 2021).

Los relaves ricos en metales pesados, como los provenientes de la minería



de oro, pueden tener concentraciones significativas de mercurio, especialmente en regiones donde se emplean métodos de extracción como la amalgamación (Bilal et al., 2021). La presencia de mercurio en los relaves es particularmente problemática debido a su alta toxicidad y capacidad para bioacumularse en los ecosistemas acuáticos y terrestres. Además de los metales pesados, los relaves pueden contener cianuro y otros productos químicos utilizados en la extracción, los cuales pueden tener efectos secundarios negativos en la salud de los suelos y organismos circundantes (Meyer et al., 2023).

#### **2.2.5. Procesos de dispersión del mercurio desde relaves**

Los procesos de dispersión del mercurio desde los relaves mineros hacia el ambiente son dinámicos y dependen de factores como las características del relave, las condiciones climáticas y las interacciones biogeoquímicas. Una de las principales formas de dispersión es la lixiviación, proceso en el cual el agua de lluvia o subterránea moviliza el mercurio presente en los relaves hacia capas más profundas del suelo o cuerpos de agua cercanos (Bilal et al., 2021). Este fenómeno puede ser exacerbado por la presencia de ácidos generados por la oxidación de sulfuros metálicos en los relaves, lo que aumenta la solubilidad del mercurio y su movilidad en el ambiente (Zhou et al., 2021).

El mercurio también puede ser dispersado en forma de vapor elemental ( $Hg^0$ ) debido a la volatilización, especialmente en condiciones de altas temperaturas o baja humedad. Este vapor puede transportarse a largas distancias antes de depositarse nuevamente en el suelo o el agua mediante procesos de deposición seca o húmeda (Meyer et al., 2023). Adicionalmente, la actividad biológica en el suelo puede transformar el mercurio inorgánico en metilmercurio



(MeHg), una forma altamente tóxica que puede ingresar a la cadena alimentaria a través de organismos del suelo y plantas (Bilal et al., 2021).

La erosión eólica y el transporte de partículas finas de los relaves también contribuyen a la dispersión del mercurio. Las partículas contaminadas pueden ser arrastradas por el viento y depositarse en áreas circundantes, ampliando la zona de impacto ambiental. Estas partículas pueden contaminar tanto el suelo como el agua, afectando la calidad del ecosistema en general (Meyer et al., 2023).

#### **2.2.6. Impactos de los relaves mineros en las comunidades locales**

Los relaves mineros representan una fuente significativa de impactos negativos en las comunidades locales, afectando tanto la salud humana como los medios de vida y la calidad ambiental. En particular, los relaves que contienen mercurio y otros metales pesados pueden liberar contaminantes al suelo, el agua y el aire, lo que aumenta los riesgos de exposición tóxica para las poblaciones cercanas. La contaminación de fuentes de agua con mercurio, ya sea por lixiviación o deposición atmosférica, puede tener consecuencias graves para la salud, como trastornos neurológicos y daños renales, especialmente entre las poblaciones más vulnerables, como niños y mujeres embarazadas (Oliveira et al., 2023).

Además, los impactos ambientales de los relaves, como la degradación del suelo y la pérdida de biodiversidad, pueden reducir la disponibilidad de tierras agrícolas y comprometer la seguridad alimentaria de las comunidades. Estas alteraciones ecológicas también afectan la pesca y otros recursos naturales esenciales para la subsistencia (Meyer et al., 2023). Los eventos catastróficos, como el colapso de presas de relaves, han demostrado tener consecuencias





devastadoras para las comunidades locales, incluyendo pérdida de vidas, desplazamientos masivos y destrucción de infraestructuras (Guimarães et al., 2022).

A nivel social, la presencia de relaves mineros puede generar conflictos entre las comunidades y las empresas mineras debido a la percepción de injusticia ambiental y falta de compensación adecuada. La exposición prolongada a la contaminación y los riesgos asociados pueden afectar la salud mental y emocional de las personas, aumentando los niveles de estrés y ansiedad. Por tanto, la gestión adecuada de los relaves y la implementación de estrategias de remediación son esenciales para mitigar estos impactos y garantizar la sostenibilidad de las comunidades afectadas (Achatz et al., 2021).

### **2.2.7. Mecanismos de remoción de mercurio por plantas**

Las plantas tienen la capacidad de remover metales pesados, incluido el mercurio, del ambiente a través de diversos mecanismos fisiológicos y bioquímicos. Este proceso, conocido como fitorremediación, incluye varias estrategias como la fitoextracción, fitovolatilización, rizofiltración y fitodegradación, cada una adaptada a diferentes características del contaminante y del entorno (Rahman & Singh, 2020).

La fitoextracción es uno de los mecanismos más estudiados en la remoción de mercurio, y consiste en la capacidad de las plantas para absorber este metal pesado a través de sus raíces y acumularlo en sus tejidos aéreos, como hojas y tallos. Las plantas hiperacumuladoras desempeñan un papel clave en este proceso, ya que pueden tolerar altas concentraciones de metales pesados sin sufrir daños significativos, lo que las hace ideales para la remediación de suelos contaminados

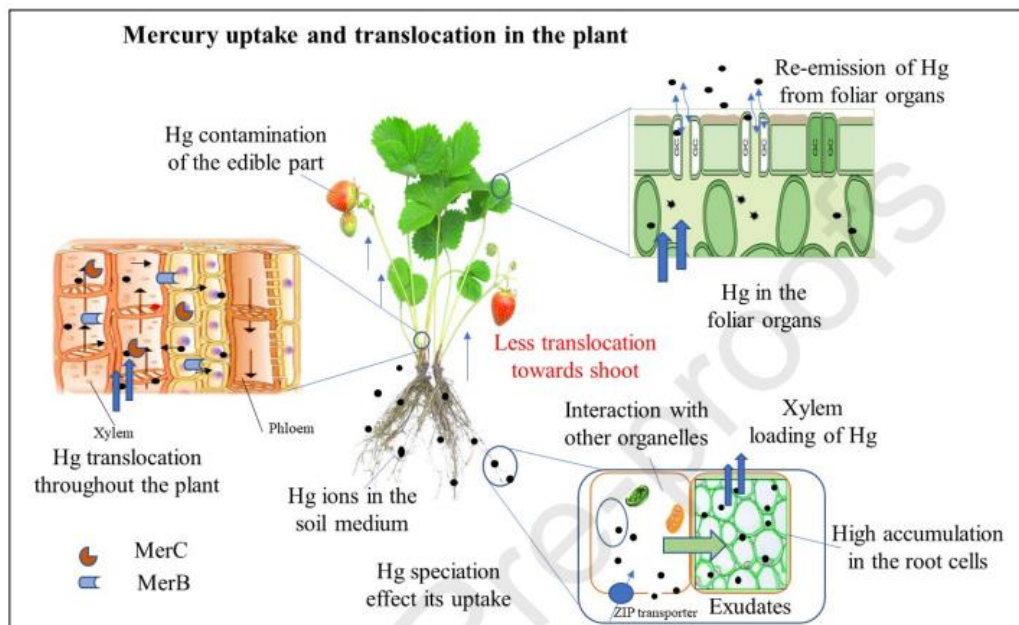
(Y. Zhang et al., 2022).

Por otro lado, la fitovolatilización implica la transformación del mercurio absorbido en una forma gaseosa menos tóxica, como el mercurio elemental, que es liberado a la atmósfera a través de los estomas de las hojas. Este mecanismo depende de la actividad de enzimas específicas como las reductasas, que convierten el mercurio en formas menos reactivas (Wani et al., 2023).

La rizofiltración se basa en la capacidad de las raíces para adsorber y concentrar mercurio de soluciones acuosas o suelos saturados. En este proceso, los exudados de las raíces, como ácidos orgánicos y polisacáridos, juegan un papel fundamental al aumentar la biodisponibilidad del mercurio y facilitar su captura (Y. Zhang et al., 2022) (Figura 1).

### Figura 1

*Proceso de remoción de mercurio por fitorremediación.*



Fuente: Natasha et al. (2020).



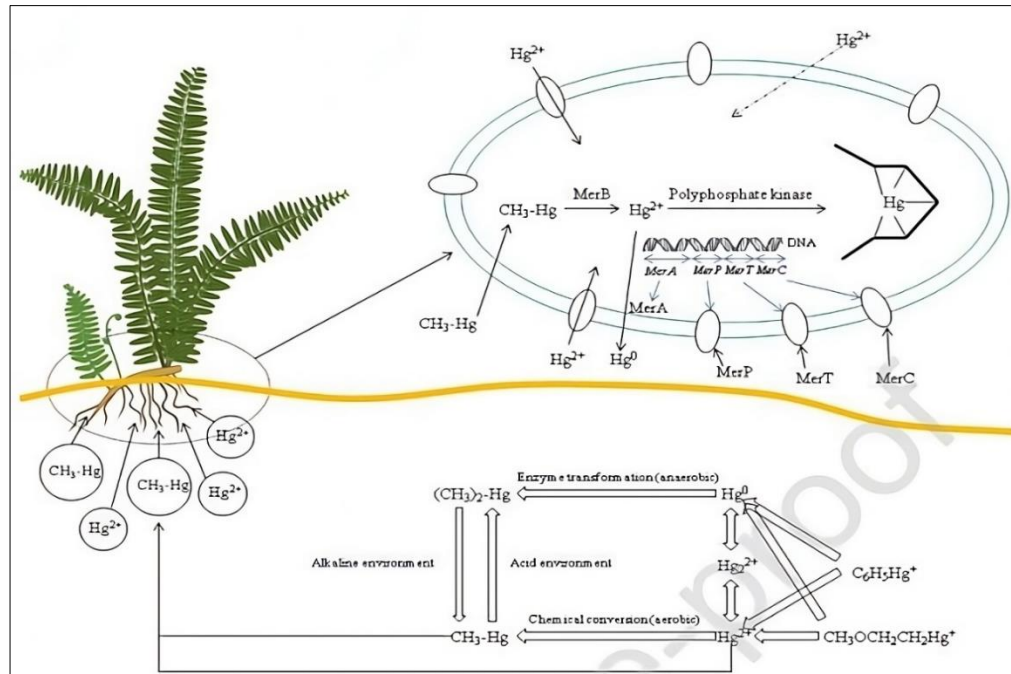
El mercurio, en el ambiente, existe en varias formas químicas: mercurio elemental ( $\text{Hg}^0$ ), mercurio inorgánico ( $\text{Hg}^{2+}$ ) y mercurio orgánico, principalmente metilmercurio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ). Estas especies químicas difieren en toxicidad, movilidad y persistencia ambiental (Pacyna, 2020). Durante los procesos de fitorremediación, el mercurio experimenta una serie de reacciones químicas que determinan su transformación y destino final.

Una reacción clave en la fitorremediación es la reducción del mercurio inorgánico ( $\text{Hg}^{2+}$ ) a mercurio elemental ( $\text{Hg}^0$ ) en presencia de enzimas vegetales, como las merA reductasas, que catalizan esta transformación (Liu et al., 2020). En la fitovolatilización, el mercurio elemental es liberado como gas inerte a la atmósfera, reduciendo su concentración en el suelo. Además, en suelos contaminados, el mercurio puede formar complejos estables con compuestos orgánicos, como ácidos húmicos, que limitan su movilidad (Natasha et al., 2020).

Asimismo, el mercurio interactúa con compuestos sulfurados en el suelo y dentro de las plantas, generando precipitados de sulfuro de mercurio ( $\text{HgS}$ ), una de las formas más insolubles y menos tóxicas del metal. Este proceso contribuye a su estabilización en el medio ambiente, reduciendo el riesgo de contaminación secundaria (Liu et al., 2020) (Figura 2).

## Figura 2

Reacciones químicas y compuestos que se forman en el proceso de la fitorremediación de mercurio.



Fuente: Liu et al. (2020).

El balance del contenido de mercurio antes y después de la fitorremediación es un indicador crítico para evaluar la eficiencia del proceso. Antes del inicio de la fitorremediación, las concentraciones de mercurio suelen ser altas en suelos contaminados, particularmente en áreas impactadas por la minería y otras actividades industriales (Pacyna, 2020). Este contenido inicial debe ser medido con precisión para establecer un punto de referencia y definir las metas del proceso.

Después de aplicar la fitorremediación, se espera observar una disminución significativa en la concentración de mercurio en el suelo o el medio contaminado. Este balance depende de la capacidad de las plantas para acumular el metal, así como de los mecanismos involucrados en su estabilización o

volatilización (Y. Zhang et al., 2022). Además, el mercurio acumulado en las plantas puede ser evaluado para determinar su redistribución entre las distintas partes vegetales (raíces, tallos y hojas).

En estudios experimentales, se ha documentado que plantas como *Brassica juncea* y *Typha latifolia* pueden reducir las concentraciones de mercurio en el suelo en más del 50 % después de un periodo prolongado de cultivo (Natasha et al., 2020). Sin embargo, el balance final también debe considerar las posibles pérdidas de mercurio por volatilización al ambiente, lo que podría representar un riesgo secundario si no se maneja adecuadamente.

#### **2.2.8. Factores que influyen en la eficiencia de la fitorremediación**

La eficiencia de la fitorremediación está determinada por una serie de factores que interactúan entre sí, incluyendo las características del suelo, las propiedades químicas del contaminante, las especies vegetales utilizadas, las condiciones ambientales, y las interacciones biológicas en la rizósfera. Estos factores deben ser comprendidos y gestionados adecuadamente para maximizar los resultados de remoción de contaminantes, como el mercurio, en suelos afectados (Razmi et al., 2021).

**Características del suelo:** El tipo de suelo es un factor crucial en la fitorremediación. Su textura, pH, capacidad de intercambio catiónico, y contenido de materia orgánica afectan directamente la disponibilidad de los contaminantes para las plantas. Por ejemplo, los suelos ácidos pueden aumentar la solubilidad del mercurio, facilitando su absorción por las raíces, mientras que los suelos ricos en materia orgánica tienden a inmovilizar metales pesados, reduciendo su biodisponibilidad (Crispo et al., 2021).



**Propiedades del mercurio:** La forma química del mercurio presente en el suelo también influye en su remoción. El mercurio inorgánico, en forma de  $Hg^{2+}$ , es más fácilmente absorbido por las plantas en comparación con el mercurio orgánico, como el metilmercurio, que requiere procesos más complejos para su transformación y absorción (Ozyigit et al., 2021).

**Especies vegetales utilizadas:** La selección de especies es fundamental para la eficiencia de la fitorremediación. Plantas hiperacumuladoras o aquellas con alta tolerancia a los metales pesados, como el nabo (*Brassica rapa*) y el llantén (*Plantago major*), son frecuentemente estudiadas por su capacidad de absorber mercurio y otros contaminantes de forma eficiente (Ghosh & Singh, 2005). Estas plantas deben tener mecanismos fisiológicos que les permitan detoxificar el mercurio y acumularlo en sus tejidos sin sufrir daños severos (Liu & Tran, 2021).

**Condiciones ambientales:** Factores ambientales como la temperatura, humedad, y disponibilidad de luz solar afectan el crecimiento de las plantas y, por ende, la eficiencia de la fitorremediación. Por ejemplo, las altas temperaturas pueden mejorar las tasas metabólicas de las plantas, favoreciendo la absorción de mercurio, mientras que condiciones extremas de sequía o inundación pueden disminuir su capacidad de remediación (Ssenku et al., 2023).

#### 2.1.9. Características del Nabo

El nabo (*Brassica napus*), una planta de la familia *Brassicaceae*, es ampliamente cultivado tanto como oleaginoso como forrajero. Es una especie que ha despertado interés en la investigación ambiental debido a su capacidad para tolerar y acumular metales pesados, lo que la convierte en una opción viable para fitorremediación en suelos contaminados (Małecká et al., 2021).



El nabo es una planta herbácea anual o bienal que puede alcanzar entre 30 y 150 cm de altura. Posee un sistema radicular profundo que le permite acceder a nutrientes y contaminantes en capas inferiores del suelo, lo cual es fundamental en procesos de fitorremediación. Sus hojas basales son grandes y lobuladas, mientras que las hojas superiores son más pequeñas y sésiles. Produce flores amarillas características y semillas oleaginosas contenidas en silicuas, que son su principal producto económico en sistemas agrícolas (F. Zhang et al., 2020).

El nabo ha demostrado ser eficiente en la absorción y acumulación de metales pesados, incluido el mercurio, en estudios experimentales. Esta capacidad está relacionada con la presencia de mecanismos fisiológicos y bioquímicos, como la producción de fitoquelatinas y la acumulación de metales en vacuolas, que minimizan la toxicidad dentro de los tejidos vegetales. Además, sus altas tasas de biomasa aérea y radicular lo convierten en una planta eficiente para remover grandes cantidades de contaminantes del suelo (Ali et al., 2020).

#### **2.2.10. Recuperación de suelos para la agricultura y conservación**

La recuperación de suelos degradados y contaminados representa un desafío fundamental para garantizar la sostenibilidad agrícola y la conservación de los ecosistemas. En contextos donde los suelos han sido afectados por actividades mineras, es crucial implementar estrategias que permitan restaurar su funcionalidad y productividad, minimizando a su vez los riesgos para la salud humana y el medio ambiente (Z. Wang et al., 2022).

El suelo es un recurso no renovable a corto plazo, esencial para la producción de alimentos y el equilibrio ecológico. Cuando el suelo está contaminado, su capacidad para sostener cultivos se ve significativamente



comprometida, lo que pone en riesgo la seguridad alimentaria y limita las oportunidades económicas de las comunidades locales. Además, la contaminación de suelos puede propagar sustancias tóxicas hacia otros componentes del ecosistema, como el agua y el aire, amplificando sus impactos adversos (Z. Wang et al., 2022).

Entre las estrategias más efectivas para recuperar suelos contaminados se encuentran la remediación físico-química, biológica y fitotécnica. La fitorremediación, en particular, ha ganado relevancia por su bajo costo, sostenibilidad y capacidad para restaurar suelos afectados por metales pesados como el mercurio. El uso de plantas hiperacumuladoras o tolerantes, como el nabo y el llantén, es una alternativa prometedora, ya que permite remover contaminantes al tiempo que mejora la estructura y fertilidad del suelo (Rahman & Singh, 2020).

#### **2.2.11. Contribución al desarrollo sostenible**

La fitorremediación, como estrategia de mitigación de la contaminación ambiental, tiene un impacto significativo en el desarrollo sostenible, especialmente en comunidades afectadas por actividades mineras. Este enfoque biotecnológico utiliza plantas para remover, estabilizar o transformar contaminantes en suelos, agua y aire, ofreciendo una alternativa sostenible y de bajo costo frente a métodos convencionales que suelen ser caros y perjudiciales para el medio ambiente (Rahman & Singh, 2020).

En áreas mineras, la dispersión de metales pesados como el mercurio representa un grave problema ambiental y de salud pública. La implementación de fitorremediación puede reducir la carga contaminante en los suelos y minimizar





la transferencia de estos elementos tóxicos hacia los cultivos, el agua subterránea y los seres vivos. Esto no solo mejora la calidad ambiental, sino que también contribuye a recuperar la capacidad productiva de las tierras, facilitando su reintegración en sistemas agrícolas sostenibles (Z. Wang et al., 2022).

La contaminación ambiental derivada de la minería tiene impactos negativos directos en la salud, los medios de vida y la seguridad alimentaria de las comunidades locales. La rehabilitación de suelos mediante fitorremediación puede revertir estos efectos al proporcionar tierras aptas para la agricultura, lo que incrementa las oportunidades económicas y la autosuficiencia alimentaria. Además, este método favorece la conservación de los ecosistemas locales, promoviendo un entorno más saludable para las generaciones presentes y futuras (Tindwa & Singh, 2023).



## CAPÍTULO III

### MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA

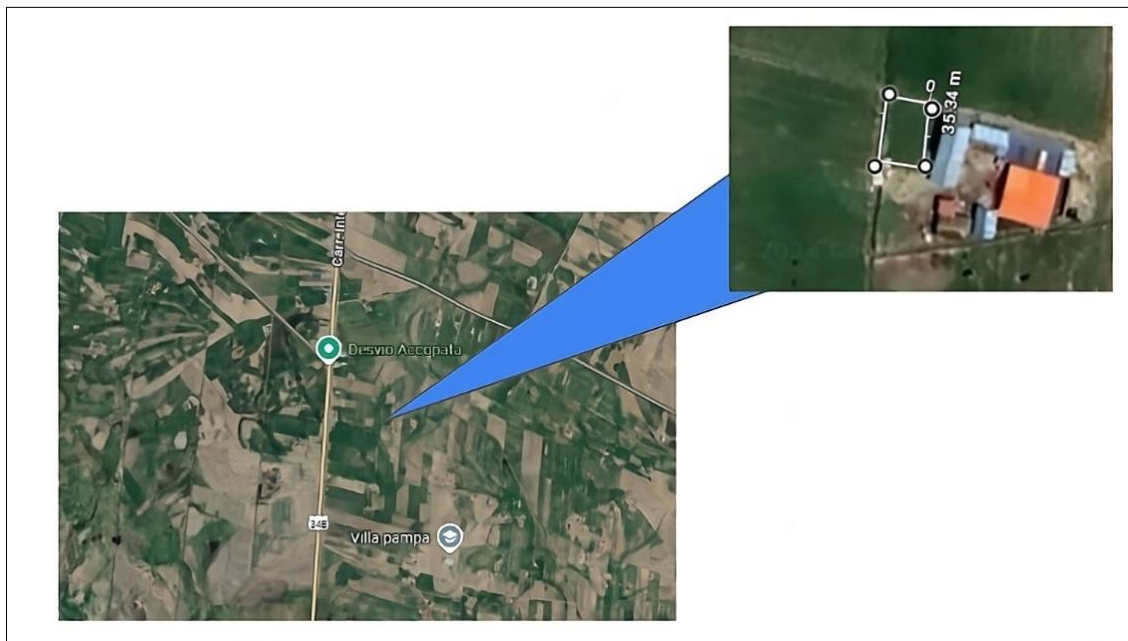
El experimento se llevó a cabo en la comunidad campesina de Villapampa, ubicada en el distrito de Asillo, en la provincia de Azángaro, dentro de la región Puno, una zona rural que se distingue por su actividad agrícola y pecuaria, especialmente en cultivos tradicionales de la región andina y pastos. Villapampa, con sus características agroecológicas y su altitud, es una comunidad representativa de la región altiplánica, lo que hace de este lugar un sitio ideal para evaluar. El entorno agrícola de la comunidad se enfrenta a retos asociados a la calidad del suelo y los efectos de la contaminación, especialmente por metales pesados, lo que hace pertinente realizar estudios en este contexto (Figura 3).

Para obtener los datos necesarios para la caracterización del suelo, se realizaron análisis físico-químicos, que incluyeron la medición de parámetros como el pH, la textura, la capacidad de intercambio catiónico, el contenido de materia orgánica, y la concentración de nutrientes esenciales. Estos análisis fueron ejecutados en el Instituto Nacional de Innovación Agraria (INIA) de Puno, una institución con una amplia experiencia en estudios agronómicos, que proporciona resultados confiables y detallados sobre las propiedades edáficas. Además, para determinar la presencia de mercurio, un metal pesado de gran preocupación ambiental debido a su alta toxicidad y capacidad de bioacumulación, las muestras de suelo y raíz fueron enviadas al laboratorio RHLab, situado en la ciudad de Juliaca. Este laboratorio, que se especializa en análisis de metales pesados, está equipado con tecnologías avanzadas para detectar y cuantificar contaminantes con alta precisión. La elección de RHLab fue debido a su experiencia en

el análisis de mercurio y otros metales pesados, así como su cercanía a la comunidad estudiada, lo que facilita la logística y asegura el manejo adecuado de las muestras para obtener resultados exactos. La combinación de estos análisis permitirá una evaluación integral de la calidad del suelo y de los posibles riesgos asociados a la presencia de metales pesados en la zona.

### Figura 3

*Imagen satelital de la ubicación geográfica del experimento en Villapampa, Asillo, Azángaro.*



### 3.2. PERIODO DE DURACIÓN DE ESTUDIO

La investigación se realizó de mayo a octubre de 2024 en Villapampa, Asillo, Azángaro, Puno. Iniciándose con el análisis de suelo en INIA-Puno y de mercurio en RHLab, Juliaca. Durante seis meses, se realizó el experimento, se recolectaron muestras, analizaron datos físico-químicos y se redactó la tesis como informe final.



### **3.3. PROCEDENCIA DEL MATERIAL ESTUDIADO**

Las semillas de Nabo y Llantén se recolectaron en la comunidad campesina de Villapampa, ubicada en el distrito de Asillo, provincia de Azángaro, región Puno, durante el mes de abril del 2024. Esta fecha coincide con el período de estiaje, una estación del año caracterizada por la reducción de las precipitaciones, lo que favorece la maduración de las plantas y la formación de semillas. En este periodo, las condiciones climáticas son ideales para la recolección de semillas, ya que las plantas alcanzan su punto máximo de madurez, asegurando que las semillas sean de buena calidad y viabilidad para su posterior utilización en experimentos de germinación y crecimiento. La recolección se realizó de forma manual, eligiendo las plantas que presentaban las semillas más.

### **3.4. POBLACIÓN Y MUESTRA**

#### **3.4.1. Población**

El experimento incluyó 24 plantas distribuidas en 6 tratamientos con 4 repeticiones, cultivadas en macetas de 3 kg. Cada tratamiento evaluó diferentes condiciones experimentales, como tipo cantidad de relave minero y especies de plantas (Nabo y Llantén). Las repeticiones permitieron comparar resultados de manera precisa, asegurando un entorno controlado para el desarrollo de las plantas.

#### **3.4.2. Muestra**

El número de muestra coincide con el número de población, ya que se evaluaron todas las 24 plantas, que corresponden a los 6 tratamientos establecidos y 4 repeticiones por tratamiento. De esta manera, cada planta representó una unidad experimental, lo que permitió una evaluación completa y precisa de las



condiciones experimentales aplicadas en el estudio.

### 3.5. DISEÑO ESTADÍSTICO

El experimento siguió un diseño factorial 2x3 con bloques completamente al azar, consistiendo en 6 tratamientos, cada uno con 4 repeticiones, lo que resultó en un total de 24 unidades experimentales (macetas). Estas unidades fueron evaluadas tanto durante el desarrollo del experimento como al concluir la fase experimental.

### 3.6. PROCEDIMIENTO

#### 3.6.1. Equipos y Materiales

<b>Materias primas</b>	<b>Cantidad</b>
Semilla de plantas fitorremediadoras : Nabo y Llantén	
Relave de mina	: 28 kg
Suelo agrícola	: 43 kg
Estiércol de oveja	: 10 kg

**Colecta de relave minero:** El relave minero fue recolectado en el Centro Poblado de Rinconada, ubicado en la provincia de Putina, región Puno. La toma de muestras se efectuó a una profundidad de 50 cm, utilizando recipientes adecuados para garantizar la integridad de las muestras hasta su posterior análisis. Durante el proceso, se realizó un levantamiento de información detallado en campo, que incluyó la técnica de muestreo empleada, el etiquetado correspondiente, así como la fecha, hora y coordenadas geográficas del sitio de recolección. Una vez recolectado el relave minero de los cinco puntos se homogenizo, posteriormente se llevo al laboratorio para determinar la cantidad



de mercurio en el relave homogenizado.

Coordenada de puntos de muestreo:

Punto 1: -14.622974, -69.453323

Punto 2: -14.625196, -69.449139

Punto 3: -14.623099, -69.444611

Punto 4: -14.628559, -69.453623

Punto 5: -14.628995, -69.446456

### 3.6.2. Método experimental

**Preparación de sustratos y macetas:** Se utilizaron 24 macetas, cada una con una capacidad de carga de 3 kilogramos. Estas macetas fueron de un material adecuado (plástico) que no reaccionó con los componentes del suelo ni con los contaminantes involucrados en el experimento. Cada maceta se llenó con sustrato preparado según los requisitos específicos de los tratamientos. Los sustratos variaron en composición para simular diferentes condiciones ambientales. Algunas macetas contuvieron un porcentaje de suelo agrícola combinado con relave minero en diferentes proporciones, mientras que otras contuvieron solo suelo agrícola como control (Figura 4).

**Siembra y germinación de semillas:** Se sembraron cinco semillas de la especie seleccionada en cada maceta según lo estipulado por los tratamientos. Esto implicó sembrar dos especies en diferentes grupos de macetas según el diseño experimental. Se aseguró una distribución uniforme de las semillas y a una profundidad adecuada para favorecer la germinación óptima (Figura 4).

#### Figura 4

*Siembra y germinación de semillas de Nabo y Llantén con relave minero.*



**Reducción de densidad de plántulas:** Después de la germinación y una vez que las plántulas alcanzaron una etapa de desarrollo inicial (generalmente dos a tres semanas después de la germinación), se realizó un aclareo para dejar solo una planta por maceta. El criterio para seleccionar qué planta conservar se basó en la salud y robustez de la plántula, asegurando que la que permaneciera fuera representativa del potencial de crecimiento bajo las condiciones de ese tratamiento específico (Figura 5).

### Figura 5

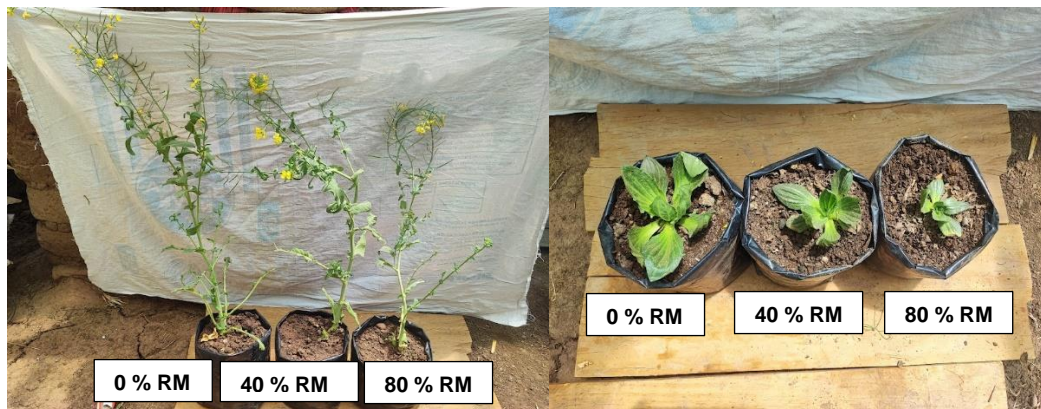
*Reducción de densidad de plántulas de Nabo y Llantén.*



**Cuidados y mantenimiento durante el experimento:** Las macetas se regaron uniformemente según las necesidades hídricas de las especies plantadas y los requerimientos del tratamiento. El riego se ajustó para evitar el exceso de agua que podría lavar los contaminantes o nutrientes esenciales. Se controlaron otros factores ambientales como la luz, la temperatura y la humedad, manteniéndolos constantes en la medida de lo posible o dentro de los rangos óptimos para el crecimiento de las especies utilizadas (Figura 6).

### Figura 6

*Crecimiento de plantas de Nabo y Llantén tratados con 0 %, 40 % y 80 % de relave minero.*





**Evaluación de variables de respuesta:** Las variables de respuesta como la altura de la planta, la biomasa de raíz y aérea, la acumulación de metales pesados y otros indicadores de crecimiento vegetal fueron evaluados a intervalos regulares y al final del experimento. Se documentó meticulosamente cada medición y observación para asegurar que los datos recogidos fueran precisos y completos. Al finalizar el experimento, todos los datos recopilados fueron analizados para determinar la eficacia de la fitorremediación de las especies en los sustratos contaminados y bajo las condiciones establecidas. Esto proporcionó información valiosa sobre la viabilidad de usar estas técnicas para la remediación de suelos contaminados en situaciones reales (Figura 7).

### **Figura 7**

*Evaluación de variables de respuesta en plantas de Nabo y Llantén en tratamiento de relave minero.*





### **Distribución de los tratamientos**

T1: 3000 g de suelo agrícola, con Nabo (Grupo control).

T2: 1200 g de relave de mina (RM), más 1800 g de suelo agrícola, con Nabo

T3: 2400 g de relave de mina (RM), más 600 g de suelo agrícola, con Nabo

T4: 3000 g de suelo agrícola, con Llantén (Grupo control).

T5: 1200 g de relave de mina (RM), más 1800 g de suelo agrícola, con Llantén.

T6: 2400 g de relave de mina (RM), más 600 g de suelo agrícola, con Llantén.

### **3.7. VARIABLES**

#### **Variables independientes**

Especies fitorremediadoras : Brassica rapa L. y Plantago major L.

Relave minero : 0% de relave minero (RM), 40% de RM y 80% de RM.

#### **Variable dependiente**

DAEM : Días a emergencia (días)

APT : Altura de planta (cm)

DTA : Diámetro de tallo (cm)

LR : Longitud de raíz (cm)

PHT : Peso húmedo total (g)

PST : Peso seco total (g)



- BMT : Biomasa total (%)
- CHT : Contenido de humedad (%)
- CHg : Contenido de mercurio (mg/kg)

### 3.8. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Los datos obtenidos en el presente proyecto de investigación fueron sometidos a un análisis estadístico detallado para evaluar la efectividad de los tratamientos aplicados. En primer lugar, se llevó a cabo un Análisis de Varianza (ANOVA) utilizando un diseño de arreglo factorial 2x3 en bloques completamente aleatorios. Este enfoque permitió identificar y verificar si existían diferencias significativas entre los tratamientos evaluados. El análisis de varianza fue fundamental para determinar cómo los diferentes factores y sus interacciones afectaron las variables de respuesta, como el crecimiento de las plantas o la remoción de contaminantes.

Tras obtener los resultados del ANOVA, se procedió a realizar una comparación de medias mediante la prueba de Duncan, que permitió identificar cuáles tratamientos presentaron diferencias significativas en cuanto a sus efectos sobre las variables de interés. Esta prueba fue particularmente útil para comparar más de dos tratamientos y determinar cuáles grupos se destacaron en términos de rendimiento.

Además, se llevó a cabo un análisis multivariado, que permitió evaluar la capacidad de remoción de metales pesados de las dos especies de planta bajo estudio, considerando múltiples variables simultáneamente. Este análisis facilitó una comprensión más profunda de cómo interactuaron los diferentes factores en el proceso de remediación.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con un nivel de confianza del 95%, lo que garantizó una alta precisión y fiabilidad en los resultados. El software estadístico R



versión 4.2.2 fue utilizado para llevar a cabo estos análisis, dado su amplio reconocimiento y capacidad para manejar datos complejos y realizar análisis avanzados. Este enfoque proporcionó información crucial sobre la efectividad de las especies en la remediación de suelos contaminados.



## CAPÍTULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.1 RESULTADOS

##### 4.1.1 Evaluación de la emergencia de las plántulas de Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.

La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "días a emergencia" (Tabla 1) permitió identificar diferencias significativas en los tiempos de emergencia de las plántulas de Nabo y Llantén bajo tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis estadístico estableció cuatro rangos de significancia, destacando el impacto negativo del aumento en la concentración de relave minero sobre el tiempo necesario para que las plántulas emerjan. Las plántulas expuestas al nivel más alto de contaminación (80% de relave minero) presentaron el mayor retraso en la emergencia, alcanzando un promedio de 12 días después de la siembra. Este grupo se ubicó en el primer rango de significancia, indicando una alta sensibilidad de ambas especies al mercurio en estas condiciones. Este retraso en la emergencia podría estar asociado a la toxicidad del mercurio, que afecta procesos fisiológicos clave como la germinación, el metabolismo inicial y el desarrollo de raíces y brotes. Por otro lado, las plántulas cultivadas sin exposición a relave minero (0%) fueron las más rápidas en emerger, con un promedio de 7 días, ubicándose en el cuarto rango de significancia. Este resultado evidencia que, en ausencia de contaminación, tanto el Nabo como el Llantén pueden germinar y desarrollarse de manera eficiente, mostrando un desarrollo óptimo de plántulas en un ambiente no contaminado (Figura 8).

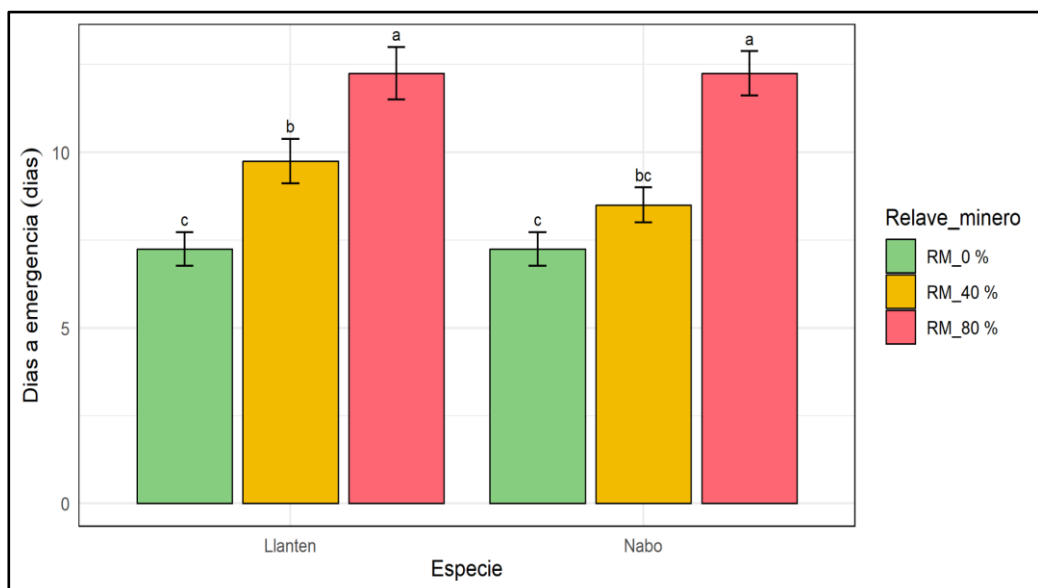
**Tabla 1**

*Prueba de Duncan al 5% para días a emergencia de plántulas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	DAEM	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T6	Llantén	RM_80 %	12.25	1.5	0.75	11	14	a
T3	Nabo	RM_80 %	12.25	1.26	0.63	11	14	a
T5	Llantén	RM_40 %	9.75	1.26	0.63	8	11	b
T2	Nabo	RM_40 %	8.5	1	0.5	8	10	bc
T4	Llantén	RM_0 %	7.25	0.96	0.48	6	8	c
T1	Nabo	RM_0 %	7.25	0.96	0.48	6	8	c

**Figura 8**

*Comparación de la variable días a emergencia de plántulas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*





#### **4.1.2 Evaluación del crecimiento de *Brassica rapa* L. y *Plantago major* L. bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.**

La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "altura de planta" (Tabla 2) evidenció diferencias significativas en las alturas promedio de las plántulas de Nabo y Llantén bajo tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis estadístico permitió identificar seis rangos de significancia, reflejando el impacto diferencial de la contaminación en el desarrollo de ambas especies. Las plantas de nabo cultivadas sin relave minero alcanzaron la mayor altura promedio, con 121.9 cm, ubicándose en el primer rango de significancia, lo que sugiere condiciones óptimas para su desarrollo en ausencia de contaminación. Por su parte, las plantas de nabo expuestas al 40% de relave minero lograron un promedio de 110.8 cm, posicionándose en el segundo rango de significancia, lo que indica una ligera reducción en el crecimiento, aunque aún mantienen un desarrollo relativamente favorable frente a niveles moderados de contaminación. En contraste, las plantas de llantén mostraron una marcada reducción en la altura bajo condiciones de relave minero. Aquellas expuestas al 40% de relave alcanzaron un promedio de 23.98 cm, ubicándose en el quinto rango de significancia, mientras que las sometidas al 80% de relave presentaron el menor crecimiento, con apenas 15.52 cm de altura promedio, situándose en el sexto rango de significancia. Esto evidencia una mayor sensibilidad del llantén a la contaminación por mercurio en comparación con el nabo, reflejando su menor capacidad para tolerar ambientes contaminados (Figura 9).

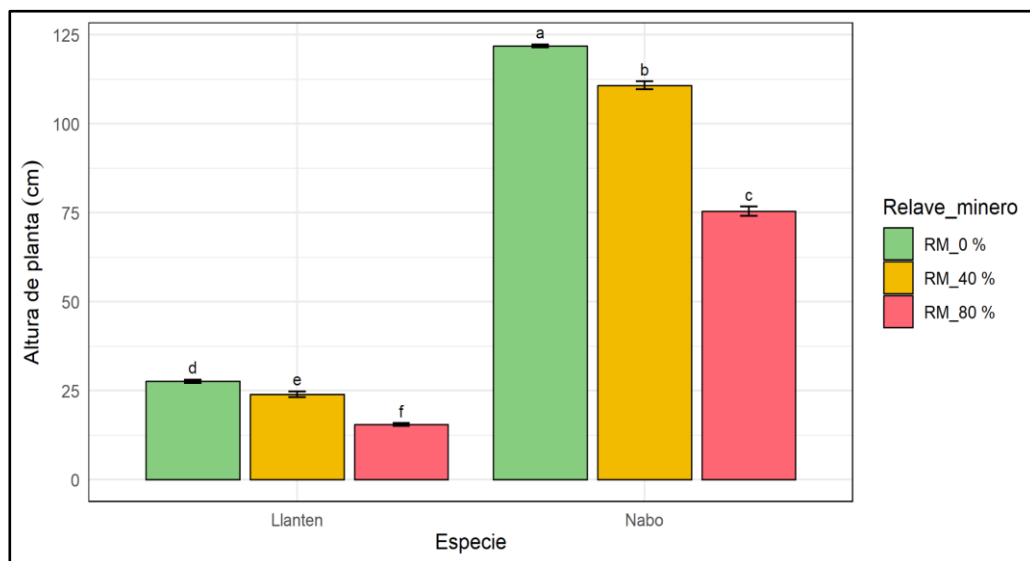
**Tabla 2**

*Prueba de Duncan al 5% para altura de planta de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	DAEM	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T1	Nabo	RM_0 %	121.9	0.81	0.4	120.8	122.6	a
T2	Nabo	RM_40 %	110.8	2.22	1.11	108.2	113.4	b
T3	Nabo	RM_80 %	75.42	2.66	1.33	72.3	78.8	c
T4	Llantén	RM_0 %	27.65	0.99	0.49	26.7	28.6	d
T5	Llantén	RM_40 %	23.98	1.67	0.83	22.3	25.6	e
T6	Llantén	RM_80 %	15.52	0.77	0.38	14.7	16.5	f

**Figura 9**

*Comparación de la variable altura de planta de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*







La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "diámetro de tallo" (Tabla 3) reveló diferencias significativas en los promedios obtenidos para las plántulas de Nabo y Llantén bajo tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis estadístico identificó cinco rangos de significancia, reflejando variaciones en el desarrollo de los tallos bajo diferentes condiciones de contaminación. Las plantas de llantén cultivadas sin exposición a relave minero presentaron el mayor diámetro de tallo, con un promedio de 5.28 cm, ubicándose en el primer rango de significancia. Este resultado sugiere que el llantén tiene un desarrollo óptimo del tallo en un ambiente no contaminado. Por su parte, las plantas de llantén expuestas al 40% de relave minero mostraron un diámetro promedio de 4.08 cm, posicionándose en el segundo rango de significancia, lo que evidencia una ligera reducción en su crecimiento, aunque manteniendo un desempeño relativamente favorable en comparación con niveles más altos de contaminación.

En contraste, las plantas de nabo fueron más afectadas por la contaminación con relave minero. Aquellas expuestas al 40% de relave alcanzaron un diámetro promedio de 2.87 cm, mientras que las sometidas al 80% de relave presentaron el menor diámetro, con 2.42 cm. Estos valores las posicionaron en el cuarto y quinto rango de significancia, respectivamente. Este patrón refleja una mayor sensibilidad del nabo a la contaminación por mercurio, limitando su capacidad para desarrollar tallos robustos bajo estas condiciones adversas (Figura 10).

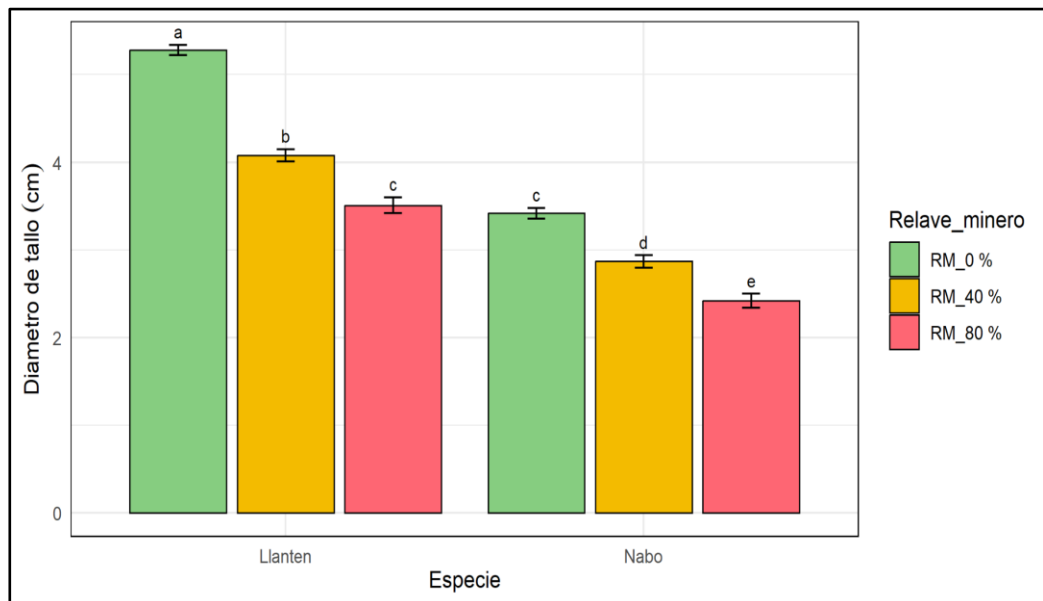
**Tabla 3**

*Prueba de Duncan al 5% para diámetro de tallo de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	AP	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T1	Llantén	RM_0 %	5.28	0.13	0.06	5.1	5.37	a
T2	Llantén	RM_40 %	4.08	0.14	0.07	3.87	4.19	b
T3	Llantén	RM_80 %	3.51	0.18	0.09	3.3	3.68	c
T4	Nabo	RM_0 %	3.42	0.12	0.06	3.34	3.59	c
T5	Nabo	RM_40 %	2.87	0.13	0.07	2.73	3.03	d
T6	Nabo	RM_80 %	2.42	0.16	0.08	2.24	2.6	e

**Figura 10**

*Comparación de la variable para diámetro de tallo de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*





La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "longitud de raíz" (Tabla 4) evidenció diferencias significativas en las medias obtenidas para las plantas Nabo y Llantén bajo tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis permitió identificar seis rangos de significancia, destacando la variabilidad en el desarrollo radicular de ambas especies frente a condiciones de contaminación. Las plantas de nabo cultivadas sin exposición a relave minero alcanzaron las mayores longitudes de raíz, con un promedio de 34.67 cm, ubicándose en el primer rango de significancia. Le siguieron las plantas de nabo expuestas al 40% de relave minero, que alcanzaron una longitud promedio de 31.42 cm, posicionándose en el segundo rango. Estos resultados reflejan la capacidad del nabo para mantener un desarrollo radicular relativamente robusto, incluso bajo niveles moderados de contaminación.

En contraste, las plantas de Llantén mostraron un marcado efecto negativo del relave minero sobre el crecimiento de sus raíces. Las plantas expuestas al 40% de relave alcanzaron una longitud promedio de 13.09 cm, ubicándose en el quinto rango de significancia, mientras que aquellas sometidas al 80% presentaron la menor longitud radicular, con un promedio de 6.9 cm, ocupando el sexto rango. Esto evidencia una mayor sensibilidad del llantén al mercurio, lo que compromete significativamente su capacidad de desarrollo radicular en ambientes contaminados (Figura 11).

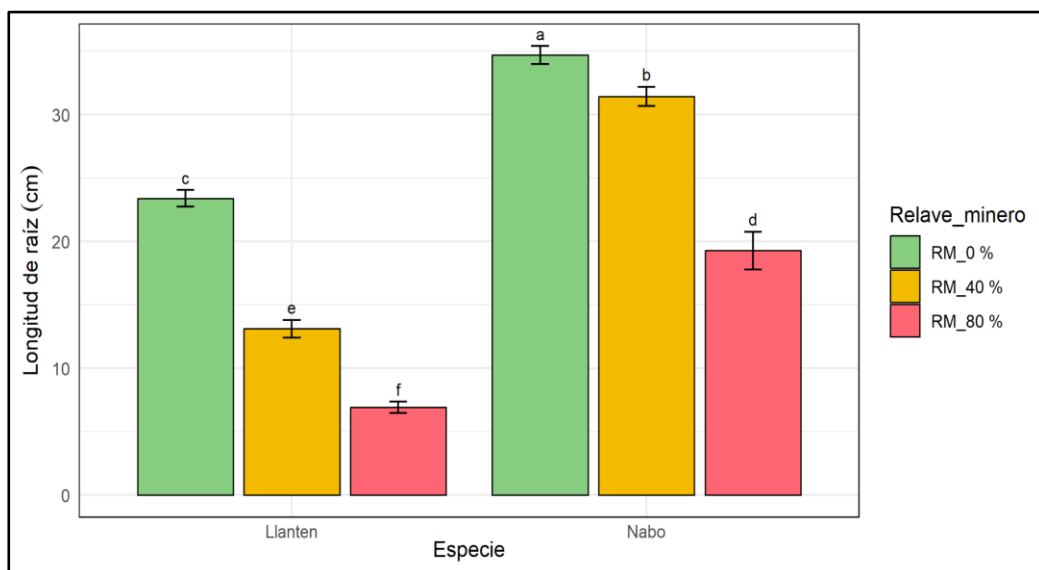
**Tabla 4**

*Prueba de Duncan al 5% para longitud de raíz de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	LR	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T1	Nabo	RM_0 %	34.67	1.41	0.71	33.33	36.35	a
T2	Nabo	RM_40 %	31.42	1.52	0.76	29.18	32.4	b
T4	Llanten	RM_0 %	23.38	1.33	0.66	21.87	24.9	c
T3	Nabo	RM_80 %	19.26	2.96	1.48	16.81	23.57	d
T5	Llanten	RM_40 %	13.09	1.4	0.7	11.11	14.33	e
T6	Llanten	RM_80 %	6.9	0.89	0.45	6.12	7.89	f

**Figura 11**

*Comparación de la variable longitud de raíz de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*





#### **4.1.3 Determinación de la biomasa de las plantas de *Brassica rapa* L. y *Plantago major* L. bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.**

La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "peso húmedo total" (Tabla 5) evidenció diferencias significativas en los valores promedio obtenidos para las plantas de Nabo y Llantén bajo tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis estadístico identificó cinco rangos de significancia, reflejando el impacto diferencial de la contaminación sobre el peso húmedo total de ambas especies. Las plantas de nabo cultivadas sin exposición a relave minero presentaron el mayor peso húmedo total, con un promedio de 45.75 g, posicionándose en el primer rango de significancia. Le siguieron las plantas de nabo expuestas al 40% de relave minero, con un peso promedio de 33.83 g, ubicándose en el segundo rango de significancia. Estos resultados sugieren que el nabo mantiene una alta capacidad para desarrollar biomasa, incluso bajo niveles moderados de contaminación.

Por otro lado, las plantas de llantén mostraron una notable disminución en el peso húmedo total al aumentar los niveles de contaminación. Las plantas sometidas al 40% de relave presentaron un promedio de 10.25 g, ubicándose en el cuarto rango de significancia, mientras que aquellas expuestas al 80% de relave registraron el menor peso húmedo total, con un promedio de 5.72 g, posicionándose en el quinto rango. Esto evidencia una mayor susceptibilidad del llantén al mercurio, lo que afecta drásticamente su capacidad de acumular biomasa bajo condiciones contaminadas (Figura 12).

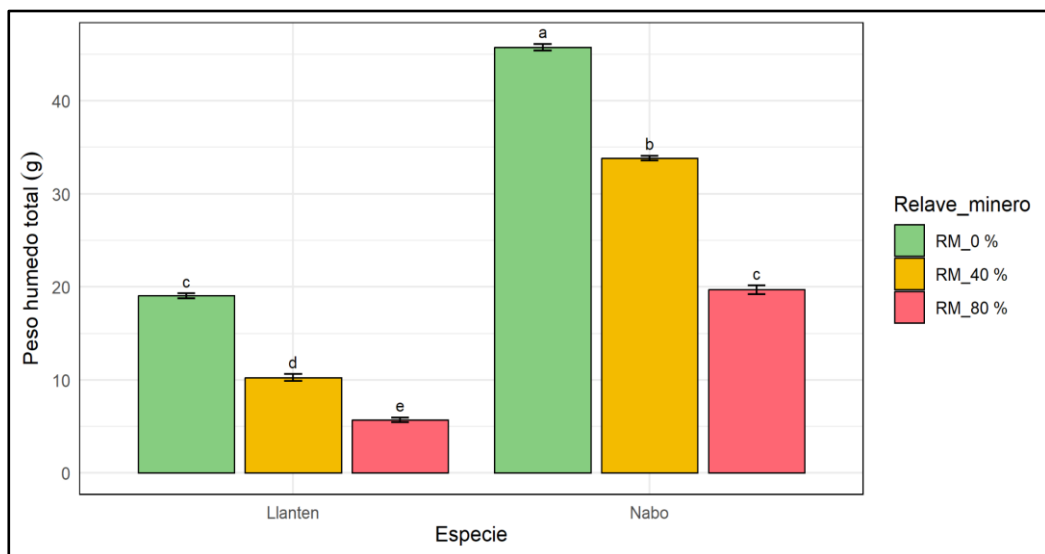
**Tabla 5**

*Prueba de Duncan al 5% para peso húmedo total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	PHT	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T1	Nabo	RM_0 %	45.75	0.7	0.35	45.21	46.76	a
T2	Nabo	RM_40 %	33.83	0.53	0.26	33.36	34.36	b
T4	Llanten	RM_0 %	19.04	0.54	0.27	18.35	19.67	c
T3	Nabo	RM_80 %	19.69	0.93	0.46	18.76	20.56	c
T5	Llanten	RM_40 %	10.25	0.76	0.38	9.71	11.37	d
T6	Llanten	RM_80 %	5.72	0.51	0.25	5.13	6.36	e

**Figura 12**

*Comparación de la variable peso húmedo total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*





La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "peso seco total" (Tabla 6) mostró diferencias significativas en las medias obtenidas para las plantas de Nabo y Llantén bajo tres niveles de relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis identificó seis rangos de significancia, destacando el impacto de la contaminación en la acumulación de biomasa seca en ambas especies. Las plantas de nabo cultivadas sin relave minero presentaron el mayor peso seco total, con un promedio de 5.29 g, ubicándose en el primer rango de significancia. Le siguieron las plantas de nabo expuestas al 40% de relave minero, con un peso promedio de 3.85 g, que ocuparon el segundo rango. Estos resultados indican que, aunque la contaminación afecta negativamente al nabo, esta especie conserva una considerable capacidad para producir biomasa seca bajo niveles moderados de estrés por metales pesados.

En contraste, las plantas de llantén mostraron un drástico descenso en el peso seco total al aumentar los niveles de relave minero. Las plantas expuestas al 40% de relave alcanzaron un promedio de 0.87 g, situándose en el quinto rango de significancia, mientras que aquellas sometidas al 80% de relave registraron el menor peso seco total, con un promedio de 0.61 g, posicionándose en el sexto rango. Esto refleja una mayor sensibilidad del llantén a los efectos adversos del mercurio, que afecta severamente su capacidad para acumular biomasa seca (Figura 13).

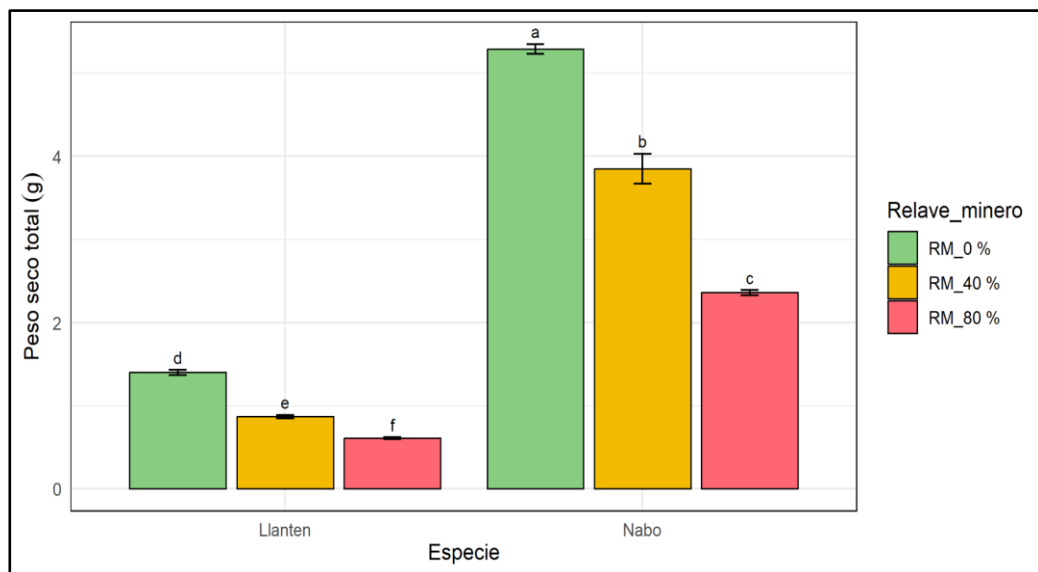
**Tabla 6**

*Prueba de Duncan al 5% para peso seco total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	PST	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T1	Nabo	RM_0 %	5.29	0.12	0.06	5.2	5.46	a
T2	Nabo	RM_40 %	3.85	0.36	0.18	3.35	4.15	b
T3	Nabo	RM_80 %	2.36	0.06	0.03	2.28	2.41	c
T4	Llanten	RM_0 %	1.4	0.07	0.03	1.32	1.48	d
T5	Llanten	RM_40 %	0.87	0.03	0.02	0.83	0.91	e
T6	Llanten	RM_80 %	0.61	0.02	0.01	0.58	0.63	f

**Figura 13**

*Comparación de la variable peso seco total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*







La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "biomasa total" (Tabla 7) mostró diferencias significativas en las medias obtenidas para las plantas de Nabo y Llantén bajo tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis permitió identificar cinco rangos de significancia, evidenciando la influencia de los niveles de contaminación en la acumulación de biomasa total de ambas especies. Las plantas de nabo cultivadas sin exposición a relave minero lograron las mayores biomásas totales, con un promedio de 11.99 %, ubicándose en el primer rango de significancia. Este valor refleja condiciones óptimas para su crecimiento cuando no hay contaminación por metales pesados. Las plantas de nabo expuestas al 40% de relave minero alcanzaron una biomasa promedio de 11.57 %, ubicándose en el segundo rango de significancia, lo que indica una leve disminución en el desarrollo, pero con una notable capacidad de tolerancia a niveles moderados de mercurio.

Por otro lado, las plantas de llantén mostraron una mayor sensibilidad a la contaminación por relave minero. Las plantas expuestas al 40% de relave presentaron una biomasa total promedio de 8.54 %, posicionándose en el cuarto rango de significancia. Aquellas sometidas al 80% de relave registraron el valor más bajo, con un promedio de 7.34 %. Estos resultados indican que el llantén experimenta una disminución significativa en su capacidad para acumular biomasa a medida que aumentan los niveles de contaminación, lo que podría limitar su desarrollo y sostenibilidad en ambientes contaminados. Los resultados evidencian una diferencia clara en la tolerancia de las especies al estrés por metales pesados. Mientras que el nabo mantiene una producción relativamente alta de biomasa total, incluso en condiciones de estrés moderado, el llantén experimenta una mayor disminución en su capacidad de desarrollo (Figura 14).

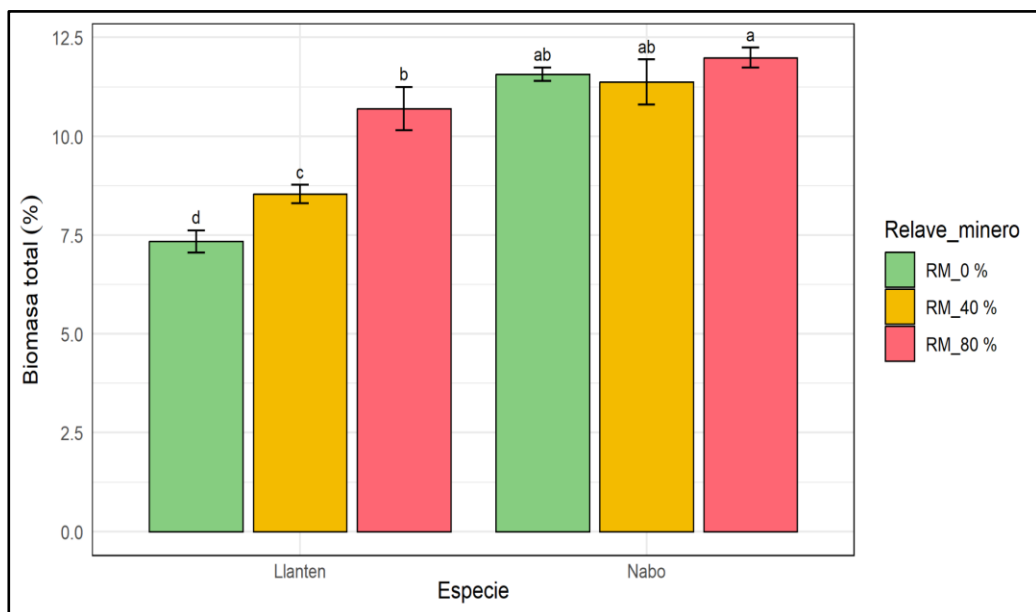
**Tabla 7**

*Prueba de Duncan al 5% para biomasa total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	BMT	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T3	Nabo	RM_80 %	11.99	0.51	0.25	11.48	12.69	a
T1	Nabo	RM_0 %	11.57	0.34	0.17	11.23	12.03	ab
T2	Nabo	RM_40 %	11.37	1.14	0.57	9.8	12.44	ab
T6	Llanten	RM_80 %	10.7	1.11	0.55	9.12	11.7	b
T5	Llanten	RM_40 %	8.54	0.46	0.23	8	8.96	c
T4	Llanten	RM_0 %	7.34	0.56	0.28	6.71	8.07	d

**Figura 14**

*Comparación de la variable biomasa total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*





La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "contenido de humedad total" (Tabla 8) mostró diferencias significativas entre las medias obtenidas para las plantas de Nabo y Llantén bajo tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis identificó cinco rangos de significancia, reflejando cómo las condiciones de contaminación influyen en la capacidad de retención de agua de ambas especies. Las plantas de llantén cultivadas sin exposición a relave minero presentaron el mayor contenido de humedad total, con un promedio de 92.66 %, lo que las ubicó en el primer rango de significancia. Este alto porcentaje de humedad sugiere un desarrollo óptimo de su sistema radicular y su capacidad de absorber y retener agua en condiciones sin contaminación. Las plantas de llantén expuestas al 40% de relave minero también mantuvieron un contenido elevado de humedad, con un promedio de 91.46 %, posicionándose en el segundo rango de significancia. Estos resultados indican que el llantén puede tolerar niveles moderados de contaminación sin una reducción drástica en su capacidad de retención de agua.

En contraste, las plantas de nabo mostraron menores valores de contenido de humedad total en los tratamientos con relave minero. Las plantas expuestas al 40% de relave presentaron un promedio de 88.63 %, ocupando el cuarto rango de significancia, mientras que las sometidas al 80% registraron el valor más bajo, con un promedio de 88.01 %, ubicándose en el quinto rango de significancia. Esta disminución refleja una mayor sensibilidad del nabo a la contaminación, lo que puede estar asociado con una menor eficiencia en la absorción de agua debido al estrés inducido por el mercurio. En general, los resultados destacan diferencias significativas en la respuesta de las especies al estrés por metales pesados. Mientras que el llantén muestra una alta capacidad de retención de agua, incluso



en condiciones de contaminación moderada, el nabo experimenta una mayor reducción en su contenido de humedad total con el aumento de los niveles de relave minero (Figura 15).

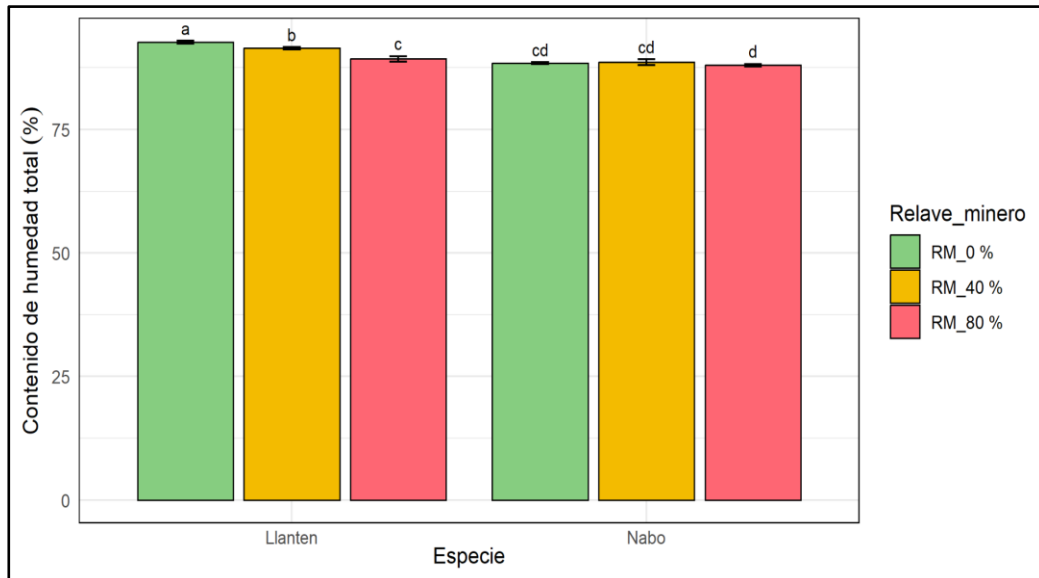
**Tabla 8**

*Prueba de Duncan al 5% para contenido de humedad total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	CHT	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T4	Llanten	RM_0 %	92.66	0.56	0.28	91.93	93.29	a
T5	Llanten	RM_40 %	91.46	0.46	0.23	91.04	92	b
T6	Llanten	RM_80 %	89.3	1.11	0.55	88.3	90.88	c
T1	Nabo	RM_0 %	88.43	0.34	0.17	87.97	88.77	cd
T2	Nabo	RM_40 %	88.63	1.14	0.57	87.56	90.2	cd
T3	Nabo	RM_80 %	88.01	0.51	0.25	87.31	88.52	d

**Figura 15**

*Comparación de la variable contenido de humedad total de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*



#### **4.1.4 Determinación de la concentración del mercurio en la raíz de *Brassica rapa* L. y *Plantago major* L. bajo diferentes niveles de relave minero contaminado con mercurio.**

La prueba de Duncan ( $p < 0.05$ ) realizada para la variable "contenido de mercurio" (Tabla 9) evidenció diferencias significativas en las medias obtenidas para las plantas de Nabo) y Llantén bajo tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0%, 40% y 80%). El análisis identificó cinco rangos de significancia, mostrando cómo los niveles de contaminación afectan la capacidad de acumulación de mercurio en los tejidos vegetales de ambas especies. Las plantas de llantén expuestas al 80% de relave minero presentaron el mayor contenido de mercurio, con un promedio de 0.82 mg/Kg, ubicándose en el primer rango de significancia. Esto sugiere que esta especie tiene una alta capacidad de absorción y acumulación de mercurio en condiciones de contaminación severa.



Las plantas de nabo bajo el mismo nivel de contaminación mostraron un contenido de mercurio ligeramente menor, con un promedio de 0.55 mg/Kg, ocupando el segundo rango de significancia. Estos resultados destacan que ambas especies son capaces de acumular mercurio en sus tejidos, aunque el llantén parece ser más eficiente en este proceso.

En el otro extremo, las plantas de llantén y nabo cultivadas sin exposición a relave minero (0%) presentaron los valores más bajos de contenido de mercurio, con promedios de 0.06 mg/Kg y 0.03 mg/Kg respectivamente, posicionándose en el quinto rango de significancia. Esto refleja que, en ausencia de contaminación, los niveles de mercurio en ambas especies son prácticamente residuales, lo que resalta el impacto directo de la exposición al relave en la acumulación de este metal pesado. Estos hallazgos subrayan la sensibilidad de las especies a la contaminación por mercurio, así como su potencial para acumular este elemento en niveles proporcionales a la concentración presente en el sustrato. En particular, el llantén mostró una mayor capacidad de acumulación, lo que podría tener implicancias importantes para su uso en estrategias de fitorremediación en áreas contaminadas (Figura 16).

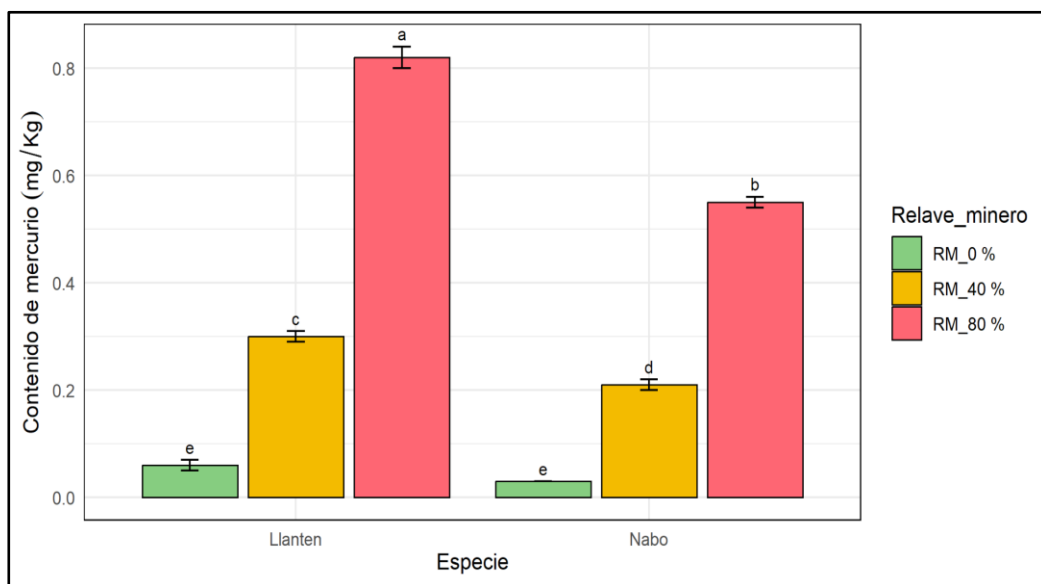
**Tabla 9**

*Prueba de Duncan al 5% para contenido de mercurio de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*

TRAT	ESPECIE	RM	CHg	STD	STE	MIN	MAX	Sig.
T6	Llanten	RM_80 %	0.82	0.04	0.02	0.78	0.86	a
T3	Nabo	RM_80 %	0.55	0.02	0.01	0.52	0.56	b
T5	Llanten	RM_40 %	0.3	0.02	0.01	0.27	0.32	c
T2	Nabo	RM_40 %	0.21	0.02	0.01	0.19	0.24	d
T4	Llanten	RM_0 %	0.06	0.01	0.01	0.04	0.07	e
T1	Nabo	RM_0 %	0.03	0.01	0	0.02	0.04	e

**Figura 16**

*Comparación de la variable contenido de mercurio de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*





#### **4.1.5 Evaluación de la capacidad de remoción del mercurio con Nabo (*Brassica rapa* L.) y Llantén (*Plantago major* L.) en suelos contaminados con relave minero en la comunidad campesina de Villapampa, Azángaro, Puno.**

En la Figura 17 se presenta el análisis de correlación de Pearson, el cual examina las relaciones entre las variables evaluadas en plantas de Nabo) y Llantén sometidas a tres niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio (0 %, 40 % y 80 %). Este análisis permite identificar patrones significativos en la interacción entre las variables de crecimiento, contenido de mercurio y acumulación de biomasa, lo que proporciona una visión integral del impacto de la contaminación sobre estas especies vegetales.

Los resultados revelan una fuerte correlación positiva entre el peso húmedo y el peso seco total, con un coeficiente del 99 %, lo que indica que la capacidad de retención de agua en las plantas está estrechamente relacionada con la acumulación de biomasa seca. Asimismo, se observó una correlación positiva significativa del 97 % entre la altura de la planta y el peso seco total, lo que sugiere que el desarrollo vertical de las plantas está vinculado a su capacidad de acumular biomasa sólida.

Por otro lado, el análisis destaca una correlación del 95 % entre los días a emergencia y el contenido de mercurio en la raíz, lo que indica que la presencia de este metal pesado retrasa significativamente la germinación y el desarrollo inicial de las plántulas. Este patrón puede deberse al estrés fisiológico inducido por el mercurio, que afecta procesos metabólicos esenciales durante la etapa de emergencia.



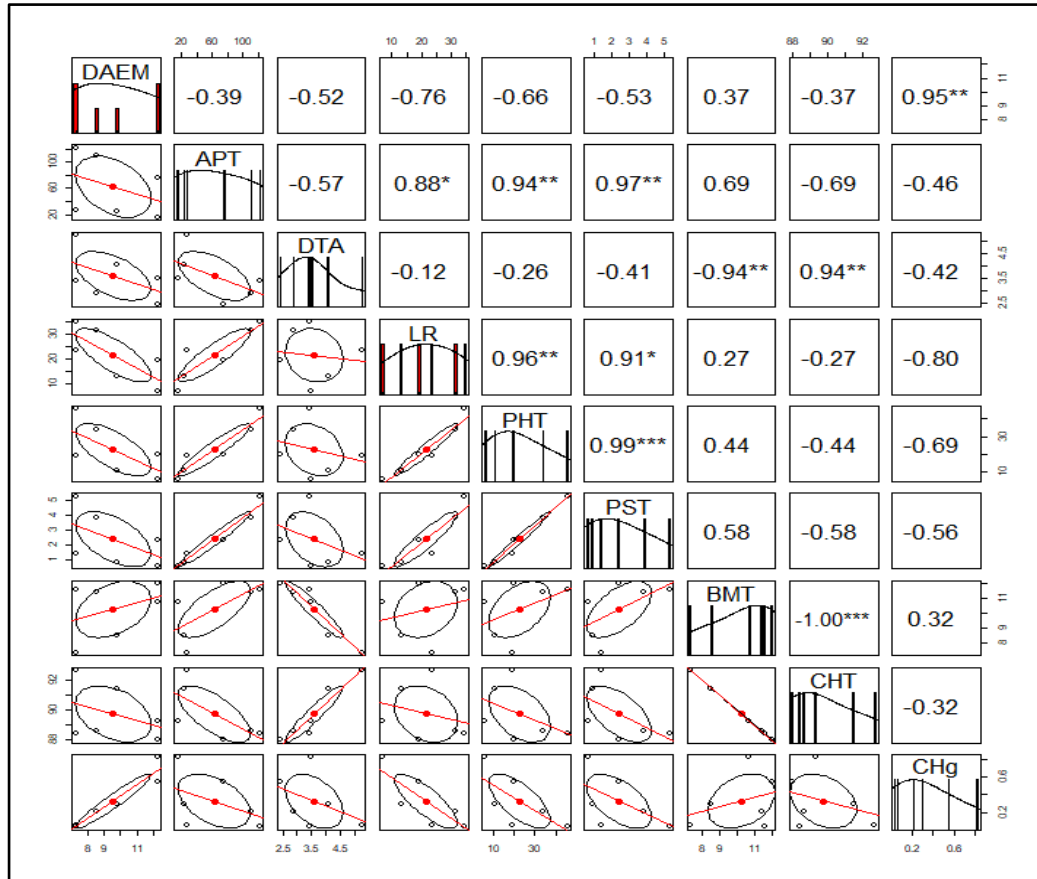


En contraste, se observaron correlaciones negativas entre las variables de crecimiento y el contenido de mercurio en las raíces. La longitud de la raíz mostró una correlación negativa del 80 % con el contenido de mercurio, lo que sugiere que la acumulación de este metal limita el desarrollo radicular, probablemente por la toxicidad directa sobre las células de la raíz o por la alteración de la disponibilidad de nutrientes. De manera similar, se identificó una correlación negativa entre el diámetro del tallo y la biomasa total, lo que podría indicar que la exposición al mercurio no solo afecta la biomasa acumulada, sino también las características estructurales de las plantas.

Finalmente, se encontró una correlación negativa del 69 % entre el contenido de mercurio y el peso húmedo total, lo que resalta el efecto deshidratante de este metal en los tejidos vegetales, posiblemente debido a la alteración en la absorción y transporte de agua o por daños directos a las membranas celulares.

**Figura 17**

*Correlación de Pearson de variables evaluadas de plantas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*



**NOTA.** DAEM: Días a emergencia (días), APT: Altura de planta (cm), DTA: Diámetro de tallo (cm), LR: Longitud de raíz (cm), PHT: Peso húmedo total (g), PST: Peso seco total (g), BMT: Biomasa total (%), CHT: Contenido de humedad (%) y CHg: Contenido de mercurio (mg/kg).

En la Figura 18 se presenta el análisis multivariado de las nueve variables evaluadas, representadas en las dos primeras dimensiones que explican el 98.21 % de la variabilidad de los seis tratamientos analizados. Este análisis permite visualizar cómo las distintas variables se agrupan y cómo se relacionan entre sí en función de los niveles de contaminación por relave minero. En la representación gráfica, se observa un agrupamiento cercano entre las variables de altura de planta, longitud de raíz, peso húmedo total y peso seco total, lo que indica que estas variables están estrechamente relacionadas entre sí y tienden a variar de manera similar. Estas variables se proyectan principalmente hacia la primera dimensión, lo que sugiere que están influenciadas por factores comunes que afectan el crecimiento vegetativo de las plantas, como la disponibilidad de nutrientes y agua, así como las condiciones generales de salud de las plántulas.

En contraposición a este conjunto de variables, se destacan las variables días a emergencia y contenido de mercurio, las cuales se agrupan en dirección opuesta en el gráfico. Este patrón refleja la relación inversa entre el retraso en la emergencia y el contenido de mercurio en las raíces de las plantas, lo que confirma que la presencia de mercurio tiene un impacto negativo en la germinación y el desarrollo inicial de las plántulas. Este hallazgo sugiere que el mercurio, al ser un metal pesado tóxico, retrasa el proceso de emergencia y afecta adversamente la salud temprana de las plantas.

Además, se observa que las variables biomasa total y contenido de humedad total se encuentran completamente opuestas en el gráfico, lo que implica que estas variables están influenciadas por factores contrastantes. Mientras que un mayor contenido de humedad puede estar asociado con una mayor retención de agua en las plantas, lo cual podría estar relacionado con un mayor contenido de



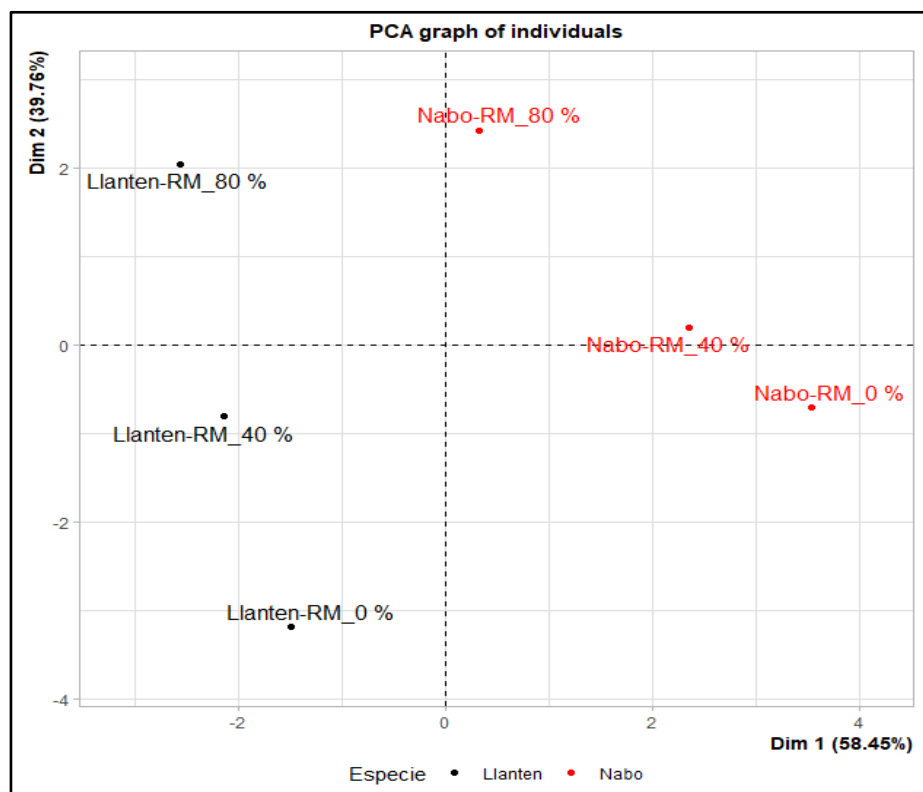
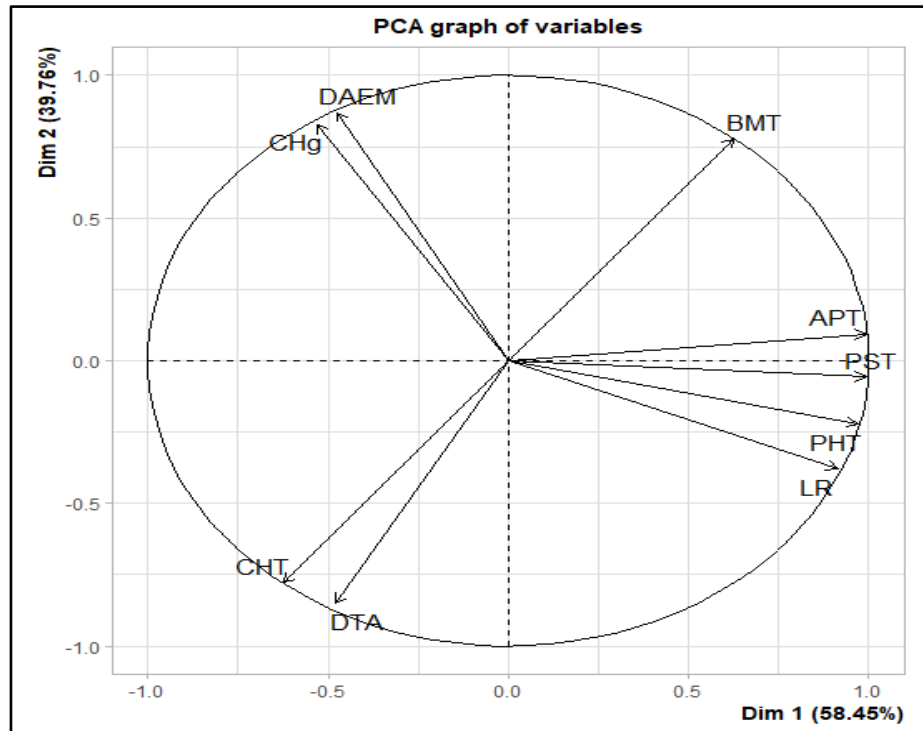
biomasa en condiciones de buena salud, el contenido de humedad podría también verse afectado negativamente por la presencia de mercurio, lo que a su vez limita el crecimiento y la acumulación de biomasa.

En relación a la segunda figura, se puede apreciar una clara diferenciación entre las especies de Nabo (*Brassica rapa*) y Llantén (*Plantago major*), las cuales se proyectan de manera distinta en las dos dimensiones evaluadas. Las plantas de Nabo sin relave minero y con 40 % de relave minero presentan un mayor crecimiento vegetativo y una mayor biomasa total, tanto en términos de peso seco como húmedo, lo que refleja una mayor capacidad de adaptación a estos niveles de contaminación sin comprometer significativamente su salud. Además, estas plantas muestran un bajo contenido de mercurio en las raíces, lo que indica que el Nabo tiene una mayor capacidad de tolerancia al mercurio en comparación con otras especies.

Por otro lado, las plantas de Llantén con 80 % de relave minero muestran un patrón completamente diferente. Estas plantas exhiben un menor crecimiento vegetativo, con una menor altura y una menor biomasa total, tanto en su peso seco como húmedo, lo que sugiere que el alto nivel de contaminación con mercurio ha afectado su desarrollo. Además, presentan un mayor contenido de mercurio en las raíces, lo que refuerza la hipótesis de que el Llantén es más susceptible al mercurio en comparación con el Nabo, especialmente bajo condiciones de alta contaminación. En resumen, el análisis multivariado permite identificar claramente cómo las distintas variables interactúan entre sí y cómo cada especie responde de manera diferente a los niveles de contaminación por relave minero, proporcionando información clave sobre la tolerancia y adaptabilidad de cada planta en relación con el mercurio presente en el ambiente.

**Figura 18**

*Análisis de componentes principales de las variables evaluadas De plantas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*





En la Figura 19, se presenta el análisis de clúster mediante un dendrograma, que permite observar cómo se agrupan las plantas de Nabo (*Brassica rapa*) y Llantén (*Plantago major*) bajo diferentes niveles de exposición a relave minero contaminado con mercurio, en relación con las variables evaluadas. Este análisis muestra que las plantas se agrupan en tres clústeres distintos, lo que proporciona información sobre las similitudes y diferencias entre las especies bajo las condiciones experimentales.

En el primer clúster, se encuentran las plantas de Nabo tanto sin relave minero como con un 40 % de relave minero, lo que sugiere que estas plantas presentan características similares en términos de crecimiento y respuesta a los niveles moderados de contaminación. Esto podría indicar que el Nabo tiene una mayor capacidad de adaptación a niveles bajos a moderados de contaminación por mercurio, manteniendo un desarrollo vegetativo relativamente saludable en comparación con otras especies bajo condiciones similares.

El segundo clúster incluye a las plantas de Llantén sin relave minero y con 40 % de relave minero. De manera similar al primer clúster, las plantas de Llantén en estas condiciones muestran una agrupación basada en la especie, lo que refleja que las variables evaluadas, como el crecimiento, la biomasa y el contenido de mercurio, son más dependientes de la especie que del nivel de contaminación en este rango. Esto indica que las plantas de Llantén, incluso en presencia de un 40 % de relave minero, siguen presentando un perfil de crecimiento y desarrollo similar al de las plantas sin exposición al relave.

Finalmente, en el tercer clúster, se agrupan las plantas de Nabo y Llantén expuestas al 80 % de relave minero, lo que señala que ambas especies, bajo un

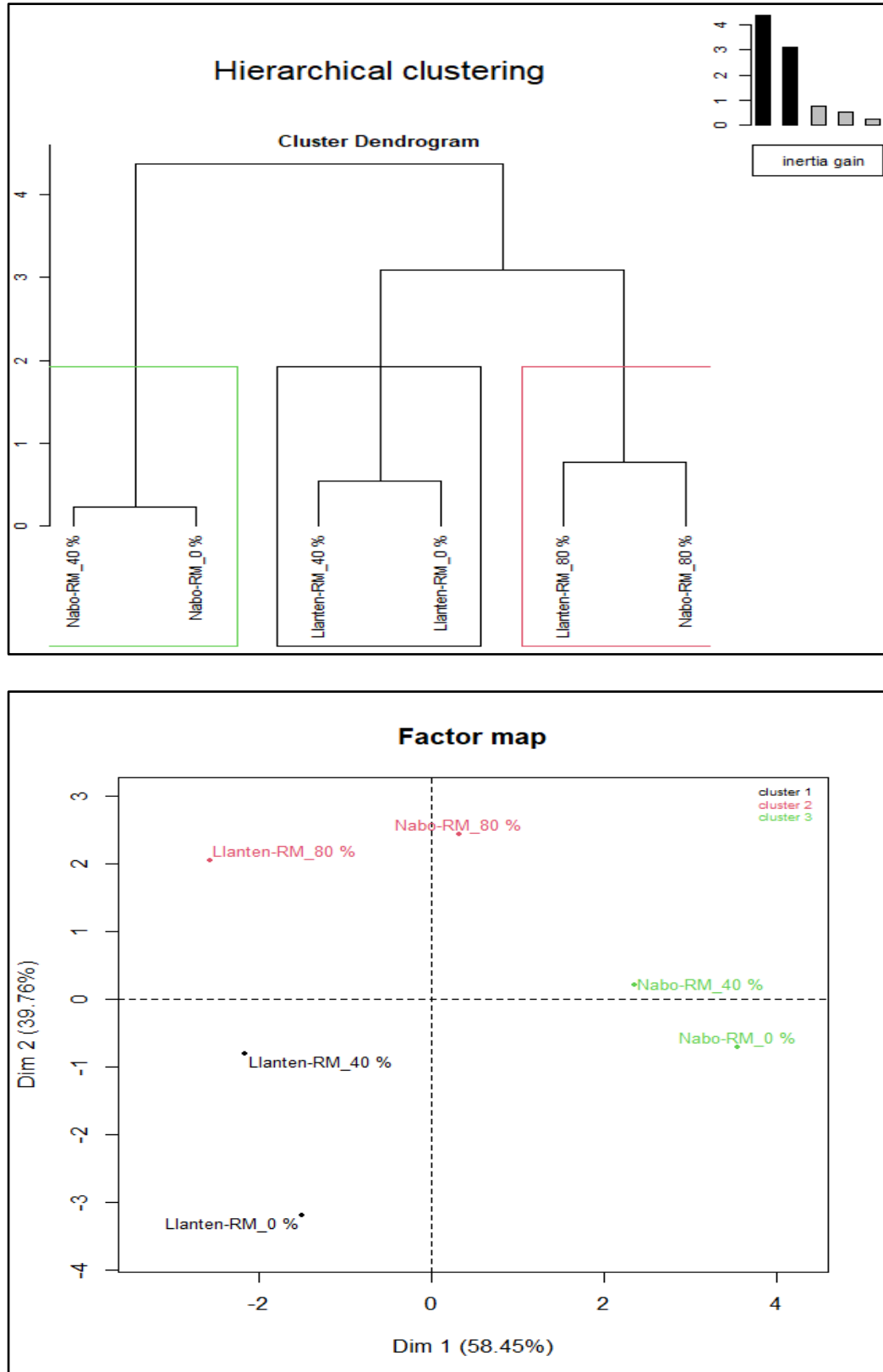


nivel de alta contaminación por mercurio, comparten características similares. La alta concentración de mercurio en el suelo parece tener un impacto similar en ambas especies, reduciendo el crecimiento vegetativo y afectando negativamente a las variables como la biomasa total y la altura de las plantas. Este agrupamiento refleja que el 80 % de relave minero actúa como un factor común que influye de manera decisiva en las características de las plantas, independientemente de la especie.

En la segunda figura, se observa una representación visual de las plantas de Nabo y Llantén bajo los tres niveles de relave minero (0 %, 40 % y 80 %). En esta visualización, se puede apreciar cómo las plantas de Nabo y Llantén se agrupan principalmente en función del nivel de relave minero en condiciones de alta contaminación (80 %). Esto refleja que, a medida que la concentración de mercurio aumenta, las plantas muestran respuestas más homogéneas, independientemente de la especie. Sin embargo, en los niveles más bajos de relave minero (0 % y 40 %), las plantas se agrupan principalmente según la especie, lo que sugiere que en estas condiciones menos extremas, las especies de Nabo y Llantén mantienen diferencias significativas en su capacidad de crecimiento y adaptación, con el Nabo mostrando una mayor tolerancia a la presencia de relave minero en comparación con el Llantén (Figura 20).

**Figura 19**

*Análisis de dendrograma de plantas de Nabo y Llantén bajo niveles de relave minero con mercurio.*





### Figura 20

*Crecimiento de plantas de Nabo y Llantén bajo tratamiento con 0 %, 40 % y 80 % de relave minero.*





La Tabla 10 muestra que el llantén acumula mayor cantidad de mercurio que el nabo en todos los niveles de relave minero evaluados, lo que lo posiciona como una especie con mayor capacidad fitoacumuladora en comparación con el nabo. En los tratamientos con 80% y 40% de relave minero, la disminución del mercurio en el sustrato es mínima, con reducciones inferiores al 0.1%. Sin embargo, en suelos sin relave (RM 0%), la reducción es significativamente mayor, alcanzando un 2.5% en el caso del llantén y un 1.25% en el nabo. Este comportamiento puede atribuirse a los bajos niveles iniciales de mercurio en suelos sin relave, ya que la acumulación relativa es más eficiente en sustratos con menor contaminación.

Además, los valores iniciales de mercurio en los suelos altamente contaminados (2448.48 mg y 1225.44 mg en los tratamientos con 80% y 40% de relave, respectivamente) son considerablemente mayores que en los suelos sin relave (2.4 mg). Este contraste pone en evidencia que, aunque la acumulación de mercurio en las plantas es efectiva, la proporción de remoción en sustratos altamente contaminados es limitada debido al exceso de mercurio presente. Los resultados reflejan que el mayor porcentaje de disminución ocurre en sustratos con bajos niveles iniciales de mercurio, como en el caso de los suelos sin relave.

Es importante destacar que los resultados presentados en el cuadro de balance de remoción de mercurio se basan en una sola planta. Si esta tecnología se aplicara a campo abierto, el uso de múltiples plantas aumentaría considerablemente el porcentaje de remoción de mercurio del sustrato, convirtiendo esta estrategia en una alternativa viable y prometedora para la remediación de suelos contaminados. La implementación a gran escala de especies como el llantén, con alta capacidad acumuladora, podría contribuir



significativamente a la descontaminación de áreas afectadas por la actividad minera, promoviendo soluciones sostenibles y ambientalmente responsables.

**Tabla 10**

*Cuadro de resumen de balance de remoción de mercurio por planta de Nabo y Llantén.*

TRAT	ESPECIE	RM	Contenido de mercurio			
			Sustrato antes (mg)	Planta (mg)	Sustrato despues (mg)	Disminucion de Hg (%)
T6	Llanten	RM_80 %	2448.48	0.820	2447.660	0.033
T3	Nabo	RM_80 %	2448.48	0.550	2447.930	0.022
T5	Llanten	RM_40 %	1225.44	0.300	1225.140	0.024
T2	Nabo	RM_40 %	1225.44	0.210	1225.230	0.017
T4	Llanten	RM_0 %	2.4	0.060	2.340	2.500
T1	Nabo	RM_0 %	2.4	0.030	2.370	1.250



## 4.2 DISCUSION

La emergencia de plántulas es un proceso crucial en el ciclo de vida de las plantas, ya que marca el inicio de su desarrollo y su capacidad para establecerse en el ambiente. En este estudio, la prueba de Duncan reveló que la exposición al relave minero contaminado con mercurio tiene un impacto significativo en el tiempo de emergencia de las plántulas de Nabo y Llantén. Estos resultados son consistentes con estudios previos que señalan el efecto negativo de metales pesados, como el mercurio, sobre la germinación y el crecimiento inicial de las plantas (İşkil et al., 2022; Vasilachi et al., 2023). La toxicidad del mercurio puede inhibir procesos fisiológicos fundamentales, como la absorción de agua y nutrientes, la actividad enzimática, y el transporte de oxígeno en las células (Kumari et al., 2020). En este caso, el retraso observado en las plántulas expuestas al 80 % de relave minero, con un promedio de 12 días para la emergencia, indica una elevada sensibilidad de ambas especies a altas concentraciones de mercurio en el suelo. Este metal pesado se acumula en los tejidos de las plantas y puede alterar la síntesis de proteínas y la funcionalidad de las membranas celulares, afectando el desarrollo de las raíces y el metabolismo inicial (Dai et al., 2023). Además, el mercurio puede inducir estrés oxidativo en las semillas, generando especies reactivas de oxígeno (ROS) que dañan lípidos, proteínas y ADN, lo que puede explicar el retraso en la germinación (Mittler et al., 2022). Por el contrario, en ausencia de relave minero (0 %), las plántulas de Nabo y Llantén lograron emerger más rápidamente, con un promedio de 7 días, lo que refleja su capacidad de germinar y desarrollarse en un ambiente libre de contaminantes. Este resultado resalta la importancia de un ambiente edáfico adecuado para la germinación, donde factores como la disponibilidad de agua, oxígeno y la ausencia de compuestos tóxicos facilitan el inicio de los procesos metabólicos que impulsan la emergencia de las plántulas (Kildisheva et al., 2020). Cabe destacar que, aunque ambas



especies mostraron una respuesta negativa a los niveles más altos de contaminación, es posible que existan diferencias en su tolerancia relativa al mercurio, las cuales podrían estar relacionadas con su capacidad para regular la acumulación y detoxificación de metales pesados en sus tejidos. Este fenómeno ha sido reportado en diversas especies vegetales, donde la capacidad de tolerancia varía según la especie y las condiciones ambientales (Khatun et al., 2022). En términos aplicados, estos resultados subrayan la necesidad de monitorear y mitigar la contaminación por mercurio en áreas agrícolas y ecosistemas naturales, ya que el impacto sobre la germinación puede comprometer el establecimiento de cultivos y la sostenibilidad de la vegetación en suelos contaminados.

Las plantas de Nabo demostraron un mayor desempeño en términos de altura, alcanzando los valores más altos en ausencia de relave minero (121.9 cm) y con una concentración moderada (40%, 110.8 cm). Este resultado podría atribuirse a la mayor capacidad del Nabo para tolerar la toxicidad del mercurio, gracias a posibles mecanismos fisiológicos y bioquímicos que minimizan el daño causado por este metal pesado, como la activación de antioxidantes y la exclusión de metales en los tejidos sensibles (Peera Sheikh Kulsum et al., 2023). En contraste, las plantas de Llantén con 40 % y 80 % de relave minero mostraron una altura significativamente reducida (23.98 cm y 15.52 cm, respectivamente), lo que sugiere una menor capacidad de esta especie para adaptarse a niveles altos de contaminación (Borozan et al., 2021). El diámetro del tallo también mostró variaciones significativas entre especies y tratamientos. Las plantas de Llantén destacaron con los mayores diámetros en ausencia de relave minero (5.28 cm) y bajo un nivel moderado de contaminación (4.08 cm). Este comportamiento puede estar relacionado con una mayor asignación de recursos hacia el fortalecimiento estructural en condiciones menos adversas (Shen et al., 2022). Por otro lado, el Nabo presentó los diámetros de tallo más bajos en condiciones de mayor contaminación (2.87 cm y 2.42 cm



con 40 % y 80 % de relave, respectivamente), lo que podría reflejar un compromiso en su desarrollo estructural debido al estrés inducido por el mercurio (Mitra et al., 2022). En cuanto a la longitud de raíz, el Nabo mostró nuevamente un mejor desempeño, alcanzando los mayores valores en ausencia de contaminación (34.67 cm) y con 40 % de relave minero (31.42 cm). Este resultado destaca la capacidad del Nabo para explorar y aprovechar los recursos del suelo incluso en condiciones moderadamente contaminadas, posiblemente mediante la activación de mecanismos de fitorremediación como la acumulación de mercurio en raíces para minimizar su transporte a otros órganos (Kosakivska et al., 2021). En cambio, el Llantén presentó las raíces más cortas bajo los niveles más altos de contaminación (13.09 cm y 6.9 cm con 40 % y 80 % de relave, respectivamente), lo que indica una mayor inhibición del desarrollo radicular, probablemente debido a los efectos tóxicos directos del mercurio sobre la elongación celular (Li et al., 2023). Estos resultados subrayan la capacidad del Nabo para mantener un crecimiento más robusto en comparación con el Llantén, incluso en condiciones de contaminación moderada. Este comportamiento lo posiciona como una especie con potencial para proyectos de fitorremediación en suelos contaminados con mercurio. Por el contrario, la alta sensibilidad del Llantén limita su utilidad en ambientes altamente contaminados, aunque podría integrarse en estrategias de remediación en suelos con niveles bajos de contaminación (Natasha et al., 2020). Además, el comportamiento diferencial observado entre ambas especies destaca la importancia de seleccionar plantas específicas según el nivel de contaminación y las condiciones ambientales para optimizar los resultados de la remediación.

El peso húmedo total es un indicador directo del desarrollo estructural y la acumulación de agua en los tejidos de las plantas. En este estudio, las plantas de Nabo cultivadas sin relave minero alcanzaron el mayor peso húmedo total (45.75 g), seguidas



de aquellas con 40 % de relave (33.83 g). Este resultado puede explicarse por la mayor capacidad del Nabo para mantener el equilibrio hídrico y la integridad celular bajo niveles moderados de estrés (Yuan et al., 2021). Por el contrario, el Llantén mostró los valores más bajos de peso húmedo bajo condiciones de contaminación al 40 % y 80 % (10.25 g y 5.72 g, respectivamente), lo que evidencia una marcada reducción en la capacidad de retención hídrica y acumulación de biomasa fresca en presencia de mercurio (Azhar et al., 2022). El peso seco total, una medida de la biomasa acumulada sin contenido de agua, también evidenció un mejor desempeño del Nabo en comparación con el Llantén. Las plantas de Nabo sin relave y con 40 % de relave presentaron los valores más altos (5.29 g y 3.85 g, respectivamente), lo que sugiere un metabolismo más eficiente para la síntesis de materia seca incluso bajo condiciones de estrés moderado (Awa & Hadibarata, 2020). En contraste, el Llantén mostró valores significativamente más bajos en los niveles de contaminación al 40 % y 80 % (0.87 g y 0.61 g, respectivamente), indicando una mayor susceptibilidad del metabolismo secundario y una posible reducción en la fotosíntesis debido a la toxicidad del mercurio (Ismanto et al., 2023). La biomasa total, expresada como porcentaje, destacó nuevamente la superioridad del Nabo en términos de acumulación de masa en comparación con el Llantén. Las plantas de Nabo sin contaminación presentaron una biomasa total de 11.99 %, mientras que aquellas con 40 % de relave alcanzaron un 11.57 %. Estos resultados pueden asociarse con la capacidad del Nabo para activar mecanismos de defensa y detoxificación frente al mercurio, como la quelación de metales y la compartimentalización intracelular (Shaari et al., 2022). Por otro lado, las plantas de Llantén con niveles de relave al 40 % y 80 % presentaron una biomasa total significativamente menor (8.54 % y 7.34 %, respectivamente), lo que podría deberse a un mayor daño celular y alteraciones en el transporte de nutrientes esenciales (Ghugre et al., 2023). En términos de contenido de humedad, las plantas de Llantén sin



contaminación y con 40 % de relave mostraron los valores más altos (92.66 % y 91.46 %, respectivamente). Este resultado podría indicar una estrategia fisiológica para mantener una alta hidratación relativa, lo cual es crucial para sostener procesos metabólicos bajo estrés moderado (Li et al., 2023). Sin embargo, las plantas de Nabo con 40 % y 80 % de relave presentaron los valores más bajos (88.63 % y 88.01 %, respectivamente), lo que sugiere una mayor pérdida de agua o una estrategia adaptativa para reducir la absorción de agua contaminada, limitando la translocación de mercurio hacia los tejidos aéreos (Natasha et al., 2020). Los resultados indican que el Nabo tiene un desempeño superior en términos de peso húmedo, peso seco y biomasa total en comparación con el Llantén, lo que lo posiciona como una especie más prometedora para la remediación de suelos contaminados con mercurio. Su capacidad para acumular biomasa y mantener procesos fisiológicos clave bajo condiciones moderadas de estrés podría ser aprovechada en estrategias de fitorremediación para recuperar ecosistemas contaminados (Awa & Hadibarata, 2020). Sin embargo, el Llantén mostró un mayor contenido de humedad bajo niveles bajos y moderados de contaminación, lo que podría reflejar su utilidad en condiciones específicas donde la retención de agua en los tejidos sea relevante para la estabilización del suelo y la reducción de la erosión (Ghuge et al., 2023).

Los mayores contenidos de mercurio se registraron en las plantas de Llantén y Nabo cultivadas en suelos con 80 % de relave minero (0.82 mg/Kg y 0.55 mg/Kg, respectivamente). Estos resultados sugieren una mayor acumulación del metal bajo condiciones de alta contaminación, siendo el Llantén la especie que alcanzó los valores más altos. La elevada capacidad del Llantén para acumular mercurio podría explicarse por su sistema radicular extensivo y características morfológicas que favorecen la absorción de metales pesados (Saha et al., 2021). En contraste, las plantas cultivadas en suelos sin contaminación presentaron los niveles más bajos de mercurio, con valores de





0.06 mg/Kg en Llantén y 0.03 mg/Kg en Nabo. Esto evidencia que ambos cultivos no acumulan mercurio de manera significativa en ausencia de una fuente contaminante directa, lo cual es consistente con su comportamiento normal en suelos no contaminados (Delgado-González et al., 2021). El Llantén mostró una mayor acumulación de mercurio que el Nabo en todos los niveles de contaminación evaluados. Este resultado sugiere que el Llantén podría actuar como una planta acumuladora, capturando mayores concentraciones de mercurio en sus tejidos, lo cual es deseable en procesos de fitorremediación para la extracción de metales del suelo (Shaari et al., 2022). Por otro lado, el Nabo, aunque también acumula mercurio, lo hace en menor proporción, lo que podría ser indicativo de una estrategia más eficiente para limitar la translocación de mercurio hacia los tejidos aéreos, reduciendo su toxicidad interna (Awa & Hadibarata, 2020). Los resultados evidencian que ambas especies tienen potencial para la fitorremediación de suelos contaminados con mercurio, pero con diferencias en sus estrategias. El Llantén, por su mayor capacidad acumuladora, podría emplearse en procesos de fitoextracción, donde el objetivo es remover el contaminante del suelo mediante su acumulación en los tejidos de la planta. En cambio, el Nabo, con una menor acumulación de mercurio, podría ser más adecuado para estrategias de estabilización, donde se busca limitar la movilidad del metal pesado en el suelo (Ghugre et al., 2023). Si bien el uso de plantas acumuladoras como el Llantén puede ser efectivo para reducir los niveles de mercurio en suelos contaminados, es crucial considerar el manejo adecuado de la biomasa cosechada para evitar la reincorporación del metal al ecosistema (Shaari et al., 2022). Además, estudios futuros podrían explorar los mecanismos fisiológicos y bioquímicos que permiten al Nabo y al Llantén tolerar y acumular mercurio, así como evaluar su desempeño en diferentes condiciones agroecológicas.

El análisis de correlación de Pearson muestra fuertes asociaciones positivas entre



las variables de crecimiento vegetativo, como el peso húmedo y seco total ( $r = 0.99$ ) y la altura de planta con el peso seco total ( $r = 0.97$ ). Estas relaciones indican que las plantas con mayor desarrollo en términos de altura tienden a acumular más biomasa seca y húmeda, lo cual es consistente con estudios previos que vinculan el vigor del crecimiento con una mayor acumulación de materia vegetal (Bhat et al., 2022). Por otro lado, las correlaciones negativas entre las variables de crecimiento y el contenido de mercurio en la raíz, como la longitud de la raíz ( $r = -0.80$ ) y el peso húmedo total ( $r = -0.69$ ), sugieren que la presencia de mercurio afecta negativamente el desarrollo vegetativo. Esto coincide con investigaciones que documentan cómo el mercurio interfiere con procesos fisiológicos clave, como la fotosíntesis y la absorción de nutrientes (Saha et al., 2021). La correlación positiva entre los días a emergencia y el contenido de mercurio en la raíz ( $r = 0.95$ ) refuerza esta interpretación, indicando que la toxicidad del mercurio retrasa el proceso germinativo y afecta el establecimiento inicial de las plantas (Riaz et al., 2021). El análisis multivariado revela cómo las variables evaluadas se agrupan en función de factores comunes que influyen en el crecimiento y desarrollo de las plantas. La estrecha asociación entre altura de planta, longitud de raíz, peso húmedo y seco total refleja la interdependencia de estas características, las cuales están influenciadas por condiciones ambientales favorables, como la disponibilidad de nutrientes y agua. Por el contrario, el contenido de mercurio y los días a emergencia se agrupan de manera opuesta, lo que evidencia el impacto negativo del mercurio en el desarrollo temprano de las plantas (Riaz et al., 2021). El agrupamiento de las variables biomasa total y contenido de humedad total en direcciones opuestas indica una relación compleja. Aunque una mayor biomasa suele estar asociada con un mejor estado de salud vegetal, el mercurio puede alterar la capacidad de las plantas para retener agua, afectando el contenido de humedad y, en consecuencia, la acumulación de biomasa (Li et al., 2023). Los resultados del análisis



resaltan el mayor potencial adaptativo del Nabo frente a niveles moderados de contaminación por mercurio, lo que lo convierte en un candidato ideal para estrategias de fitorremediación en suelos moderadamente contaminados. En contraste, el Llantén, al ser más susceptible, podría usarse como bioindicador de contaminación por mercurio debido a su respuesta sensible en condiciones de alta toxicidad (Awa & Hadibarata, 2020). El análisis multivariado y de clúster proporciona una base para desarrollar estrategias diferenciadas de manejo y recuperación de suelos contaminados. Futuras investigaciones podrían explorar los mecanismos fisiológicos y genéticos que sustentan estas diferencias adaptativas, lo que permitiría optimizar su uso en contextos específicos de fitorremediación.



## V. CONCLUSIONES

**PRIMERA:** Las plántulas de Nabo y Llantén presentaron retrasos significativos en su emergencia a medida que aumenta el nivel de relave minero contaminado con mercurio. Los niveles más altos de contaminación (80 %) resultaron en un promedio de 12 días para la emergencia, en comparación con 7 días en ausencia de contaminación, destacando la sensibilidad de ambas especies a la toxicidad del mercurio.

**SEGUNDA:** Nabo demostró una mayor capacidad de adaptación al mercurio en comparación con Llantén, reflejada en mayores alturas de planta y diámetros de tallo bajo niveles bajos a moderados de contaminación (0 % y 40 %). Sin embargo, en niveles altos de contaminación (80 %), ambas especies experimentaron reducciones significativas en el crecimiento vegetativo, especialmente en la longitud de raíz y altura de planta.

**TERCERA:** Las plantas de Nabo sin contaminación y con 40 % de relave minero mostraron las mayores biomásas húmedas y secas, mientras que las plantas de Llantén con 80 % de relave presentaron las menores. Esto sugiere que el mercurio afecta negativamente la capacidad de acumulación de biomasa, siendo Llantén más susceptible al estrés causado por este metal pesado.

**CUARTA:** Llantén acumuló mayores concentraciones de mercurio en sus raíces (hasta 0.82 mg/kg) en comparación con Nabo (0.55 mg/kg) bajo condiciones de alta contaminación. Este resultado, combinado con el análisis multivariado, confirma que Nabo es más susceptible al mercurio, mientras que Llantén exhibe una mayor capacidad de tolerancia y



remoción de mercurio, lo que la convierte en una especie más prometedora para investigaciones futuras relacionadas con la fitorremediación en suelos contaminados con mercurio.



## VI. RECOMENDACIONES

- PRIMERA:** Dado que el nivel de contaminación por relave minero afecta significativamente la emergencia de las plántulas, se recomienda investigar técnicas de pretratamiento de semillas (como la escarificación o el uso de bioestimulantes) y sustratos complementarios que puedan mitigar el impacto del mercurio durante las etapas iniciales del desarrollo de Llantén y Nabo.
- SEGUNDA:** Debido a su mejor rendimiento bajo niveles bajos y moderados de contaminación, el Llantén debería evaluarse en combinación con estrategias de fertilización y riego controlado. Estas prácticas podrían optimizar su capacidad de acumulación de biomasa y adaptabilidad, asegurando un mayor rendimiento en áreas con contaminación moderada.
- TERCERA:** Dado que Llantén muestra una mayor capacidad de remoción de mercurio y Nabo destaca por su crecimiento más robusto, se sugiere explorar un enfoque sinérgico. Esto podría implicar la plantación combinada de ambas especies para aprovechar las fortalezas individuales en la remediación de suelos contaminados.
- CUARTA:** Considerando que Llantén acumuló mayores concentraciones de mercurio en sus raíces, se recomienda realizar estudios adicionales para evaluar su tolerancia a exposiciones prolongadas, su capacidad para remediar suelos más extensos y el destino del mercurio acumulado en sus tejidos, con el fin de determinar su viabilidad como una especie clave en proyectos de rehabilitación ambiental.



## VII. REFERENCIAS

- Achatz, R. W., de Vasconcellos, A. C. S., Pereira, L., Viana, P. V. de S., & Basta, P. C. (2021). Impacts of the Goldmining and Chronic Methylmercury Exposure on the Good-Living and Mental Health of Munduruku Native Communities in the Amazon Basin. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(17), Article 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph18178994>
- Alagić, S. Č., Jovanović, V. P. S., Mitić, V. D., Cvetković, J. S., Petrović, G. M., & Stojanović, G. S. (2016). Bioaccumulation of HMW PAHs in the roots of wild blackberry from the Bor region (Serbia): Phytoremediation and biomonitoring aspects. *Science of The Total Environment*, 562, 561-570. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.063>
- Ali, S., Abbas, Z., Rizwan, M., Zaheer, I. E., Yavaş, İ., Ünay, A., Abdel-DAIM, M. M., Bin-Jumah, M., Hasanuzzaman, M., & Kalderis, D. (2020). Application of Floating Aquatic Plants in Phytoremediation of Heavy Metals Polluted Water: A Review. *Sustainability*, 12(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/su12051927>
- Al-Sulaiti, M. M., Soubra, L., & Al-Ghouti, M. A. (2022). The Causes and Effects of Mercury and Methylmercury Contamination in the Marine Environment: A Review. *Current Pollution Reports*, 8(3), 249-272. <https://doi.org/10.1007/s40726-022-00226-7>
- Anh, B. T. K., Ha, N. T. H., Danh, L. T., Van Minh, V., & Kim, D. D. (2017). Phytoremediation Applications for Metal-Contaminated Soils Using Terrestrial Plants in Vietnam. En A. A. Ansari, S. S. Gill, R. Gill, G. R. Lanza, & L. Newman (Eds.), *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants, Volume 5* (pp. 157-181). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-52381-1\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-319-52381-1_6)
- Atia, F. A. M., Al-Ghouti, M. A., Al-Naimi, F., Abu-Dieyeh, M., Ahmed, T., & Al-Meer, S. H. (2019). Removal of toxic pollutants from produced water by phytoremediation: Applications and mechanistic study. *Journal of Water Process Engineering*, 32, 100990. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100990>
- Awa, S. H., & Hadibarata, T. (2020). Removal of Heavy Metals in Contaminated Soil by



- Phytoremediation Mechanism: A Review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(2), 47. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4426-0>
- Azhar, U., Ahmad, H., Shafqat, H., Babar, M., Shahzad Munir, H. M., Sagir, M., Arif, M., Hassan, A., Rachmadona, N., Rajendran, S., Mubashir, M., & Khoo, K. S. (2022). Remediation techniques for elimination of heavy metal pollutants from soil: A review. *Environmental Research*, 214, 113918. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113918>
- Bhat, S. A., Bashir, O., Ul Haq, S. A., Amin, T., Rafiq, A., Ali, M., Américo-Pinheiro, J. H. P., & Sher, F. (2022). Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere*, 303, 134788. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134788>
- Bilal, M., Ihsanullah, I., Younas, M., & Ul Hassan Shah, M. (2021). Recent advances in applications of low-cost adsorbents for the removal of heavy metals from water: A critical review. *Separation and Purification Technology*, 278, 119510. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119510>
- Borozan, A. B., Bordean, D.-M., Poiana, M.-A., Alexa, E., Caba, I. L., Pîrvulescu, L., Raba, D. N., Obistoiu, D., Morar, A., Misca, C. D., & Petcu, C. D. (2021). SOIL POLLUTION WITH HEAVY METALS AND BIOREMEDIATION METHODS. *AgroLife Scientific Journal*, 10(1), Article 1. <https://doi.org/10.17930/AGL202115>
- Brocza, F. M., Rafaj, P., Sander, R., Wagner, F., & Jones, J. M. (2024). Global scenarios of anthropogenic mercury emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 24(12), 7385-7404. <https://doi.org/10.5194/acp-24-7385-2024>
- Crispo, M., Dobson, M. C., Blevins, R. S., Meredith, W., Lake, J. A., & Edmondson, J. L. (2021). Heavy metals and metalloids concentrations across UK urban horticultural soils and the factors influencing their bioavailability to food crops. *Environmental Pollution*, 288, 117960. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117960>
- Cruzado-Tafur, E., Torró, L., Bierla, K., Szpunar, J., & Tauler, E. (2021). Heavy metal contents in soils and native flora inventory at mining environmental liabilities in





- the Peruvian Andes. *Journal of South American Earth Sciences*, 106, 103107.  
<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.103107>
- Dai, Z.-H., Guan, D.-X., Bundschuh, J., & Ma, L. Q. (2023). Roles of phytohormones in mitigating abiotic stress in plants induced by metal(loid)s As, Cd, Cr, Hg, and Pb. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(13), 1310-1330.  
<https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2134694>
- Delgado-González, C. R., Madariaga-Navarrete, A., Fernández-Cortés, J. M., Islas-Pelcastre, M., Oza, G., Iqbal, H. M. N., & Sharma, A. (2021). Advances and Applications of Water Phytoremediation: A Potential Biotechnological Approach for the Treatment of Heavy Metals from Contaminated Water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(10), Article 10.  
<https://doi.org/10.3390/ijerph18105215>
- Demarco, C. F., Afonso, T. F., Pieniz, S., Quadro, M. S., Camargo, F. A. de O., & Andreazza, R. (2019). Phytoremediation of heavy metals and nutrients by the *Sagittaria montevidensis* into an anthropogenic contaminated site at Southern of Brazil. *International Journal of Phytoremediation*.  
<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2019.1612843>
- Fernandez-F, F., Lopez-C, P., Febres-Molina, C., Gamero-Begazo, P. L., Gómez, B., Bernabe-Ortiz, J. C., Cáceres-Huambo, A., & Aguilar-Pineda, J. A. (2022). Identification and Characterization of Peruvian Native Bacterial Strains as Bioremediation of Hg-Polluted Water and Soils Due to Artisanal and Small-Scale Gold Mining in the Secocha Annex, Arequipa. *Sustainability*, 14(5), Article 5.  
<https://doi.org/10.3390/su14052669>
- Ghughe, S. A., Nikalje, G. C., Kadam, U. S., Suprasanna, P., & Hong, J. C. (2023). Comprehensive mechanisms of heavy metal toxicity in plants, detoxification, and remediation. *Journal of Hazardous Materials*, 450, 131039.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131039>
- Gong, Y., Chen, J., & Pu, R. (2019). The enhanced removal and phytodegradation of sodium dodecyl sulfate (SDS) in wastewater using controllable water hyacinth. *International Journal of Phytoremediation*, 21(11), 1080-1089.  
<https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1606779>



- Guimarães, R. N., Moreira, V. R., Cruz, J. R. A., Saliba, A. P. M., & Amaral, M. C. S. (2022). History of tailings dam failure: Impacts on access to safe water and influence on the legislative framework. *Science of The Total Environment*, 852, 158536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158536>
- Gworek, B., Dmuchowski, W., & Baczewska-Dąbrowska, A. H. (2020). Mercury in the terrestrial environment: A review. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 128. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00401-x>
- İşkil, R., Surgun-Acar, Y., Çatav, Ş. S., Zemheri-Navruz, F., & Erden, Y. (2022). Mercury toxicity affects oxidative metabolism and induces stress responsive mechanisms in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Physiology and Molecular Biology of Plants*, 28(4), 911-920. <https://doi.org/10.1007/s12298-022-01171-x>
- Ismanto, A., Hadibarata, T., Widada, S., Indrayanti, E., Ismunarti, D. H., Safinatunnajah, N., Kusumastuti, W., Dwiningasih, Y., & Alkahtani, J. (2023). Groundwater contamination status in Malaysia: Level of heavy metal, source, health impact, and remediation technologies. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 46(3), 467-482. <https://doi.org/10.1007/s00449-022-02826-5>
- Jara-Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Chanco, M., Mariano, M., & Cano, N. (2014). Phytoremediation capacity of five high andean species from soils contaminated with heavy metals. *Revista Peruana de Biología*, 21(2), 145-154.
- Khan, A. H. A., Kiyani, A., Mirza, C. R., Butt, T. A., Barros, R., Ali, B., Iqbal, M., & Yousaf, S. (2021). Ornamental plants for the phytoremediation of heavy metals: Present knowledge and future perspectives. *Environmental Research*, 195, 110780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110780>
- Khatun, J., Intekhab, A., & Dhak, D. (2022). Effect of uncontrolled fertilization and heavy metal toxicity associated with arsenic(As), lead(Pb) and cadmium (Cd), and possible remediation. *Toxicology*, 477, 153274. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2022.153274>
- Kheradmand, M. A., Fahraji, S. S., Fatahi, E., & Raoofi, M. M. (2014). Effect of water stress on oil yield and some characteristics of *Brassica napus*. *International Research Journal of Applied and Basic Sciences*, 8(9), 1447-1453.



- Kildisheva, O. A., Dixon, K. W., Silveira, F. A. O., Chapman, T., Di Sacco, A., Mondoni, A., Turner, S. R., & Cross, A. T. (2020). Dormancy and germination: Making every seed count in restoration. *Restoration Ecology*, 28(S3), S256-S265. <https://doi.org/10.1111/rec.13140>
- Kosakivska, I. V., Babenko, L. M., Romanenko, K. O., Korotka, I. Y., & Potters, G. (2021). Molecular mechanisms of plant adaptive responses to heavy metals stress. *Cell Biology International*, 45(2), 258-272. <https://doi.org/10.1002/cbin.11503>
- Kumari, S., Amit, Jamwal, R., Mishra, N., & Singh, D. K. (2020). Recent developments in environmental mercury bioremediation and its toxicity: A review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 13, 100283. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100283>
- Li, Y., Rahman, S. U., Qiu, Z., Shahzad, S. M., Nawaz, M. F., Huang, J., Naveed, S., Li, L., Wang, X., & Cheng, H. (2023). Toxic effects of cadmium on the physiological and biochemical attributes of plants, and phytoremediation strategies: A review. *Environmental Pollution*, 325, 121433. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121433>
- Liang, Z., Yang, W., Yin, Z., Wang, X., He, Y., Yang, K., & Ma, J. (2024). Chlor-alkali membrane cell process for industrial waste salt utilization: Fundamentals and challenges. *Desalination*, 587, 117921. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.117921>
- Lin, H., Liu, C., Li, B., & Dong, Y. (2021). *Trifolium repens* L. regulated phytoremediation of heavy metal contaminated soil by promoting soil enzyme activities and beneficial rhizosphere associated microorganisms. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123829. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123829>
- Liu, Z., Chen, B., Wang, L., Urbanovich, O., Nagorskaya, L., Li, X., & Tang, L. (2020). A review on phytoremediation of mercury contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123138. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123138>
- Liu, Z., & Tran, K.-Q. (2021). A review on disposal and utilization of phytoremediation



- plants containing heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 226, 112821. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112821>
- Małecka, A., Konkolewska, A., Hanć, A., Ciszewska, L., Staszak, A. M., Jarmuszkiewicz, W., & Ratajczak, E. (2021). Activation of antioxidative and detoxificative systems in *Brassica juncea* L. plants against the toxicity of heavy metals. *Scientific Reports*, 11(1), 22345. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01827-w>
- Meyer, L., Guyot, S., Chalot, M., & Capelli, N. (2023). The potential of microorganisms as biomonitoring and bioremediation tools for mercury-contaminated soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 262, 115185. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115185>
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3), 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- Mittler, R., Zandalinas, S. I., Fichman, Y., & Van Breusegem, F. (2022). Reactive oxygen species signalling in plant stress responses. *Nature Reviews Molecular Cell Biology*, 23(10), 663-679. <https://doi.org/10.1038/s41580-022-00499-2>
- Narvaez Ttito, Y. (2023). Especies vegetales altoandinas con potencial fitorremedidor para suelos contaminados por metales pesados del pasivo ambiental minero de Palca, Puno. *Universidad Nacional de Juliaca*. <http://repositorio.unaj.edu.pe:8080/handle/UNAJ/343>
- Natasha, Shahid, M., Khalid, S., Bibi, I., Bundschuh, J., Khan Niazi, N., & Dumat, C. (2020). A critical review of mercury speciation, bioavailability, toxicity and detoxification in soil-plant environment: Ecotoxicology and health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 711, 134749. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134749>
- Oliveira, A. T. de, Rodrigues, P. de A., Ramos Filho, A. M., Gomes, M. F. da S., Liebl, A. R. da S., de Pinho, J. V., Aride, P. H. R., & Conte-Junior, C. A. (2023). Levels



- of Total Mercury and Health Risk Assessment of Consuming Freshwater Stingrays (Chondrichthyes: Potamotrygoninae) of the Brazilian Amazon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(21), Article 21. <https://doi.org/10.3390/ijerph20216990>
- Ortiz Romero, R. (2016). *PLANTAS ACUMULADORAS DE METALES EN RELAVES MINEROS DEL ALTIPLANO DE LA REGIÓN PUNO*.
- Ozyigit, I. I., Can, H., & Dogan, I. (2021). Phytoremediation using genetically engineered plants to remove metals: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(1), 669-698. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01095-6>
- Pacyna, J. M. (2020). Recent advances in mercury research. *The Science of the total environment*, 738, 139955. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139955>
- Peera Sheikh Kulsum, P. G., Khanam, R., Das, S., Nayak, A. K., Tack, F. M. G., Meers, E., Vithanage, M., Shahid, M., Kumar, A., Chakraborty, S., Bhattacharya, T., & Biswas, J. K. (2023). A state-of-the-art review on cadmium uptake, toxicity, and tolerance in rice: From physiological response to remediation process. *Environmental Research*, 220, 115098. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115098>
- Pouresmaeli, M., Ataei, M., Forouzandeh, P., Azizollahi, P., & Mahmoudifard, M. (2022). Recent progress on sustainable phytoremediation of heavy metals from soil. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108482. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108482>
- Rahman, Z., & Singh, V. P. (2020). Bioremediation of toxic heavy metals (THMs) contaminated sites: Concepts, applications and challenges. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(22), 27563-27581. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08903-0>
- Razmi, B., Ghasemi-Fasaei, R., Ronaghi, A., & Mostowfizadeh-Ghalefarsa, R. (2021). Investigation of factors affecting phytoremediation of multi-elements polluted calcareous soil using Taguchi optimization. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111315. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111315>
- Riaz, U., Aslam, A., Qamar uz Zaman, Javeid, S., Gul, R., Iqbal, S., Javid, S., Murtaza,



- G., & Jamil, M. (2021). Cadmium Contamination, Bioavailability, Uptake Mechanism and Remediation Strategies in Soil-Plant-Environment System: A Critical Review. *Current Analytical Chemistry*, 17(1), 49-60. <https://doi.org/10.2174/1573411016999200817174311>
- Rodrigo Tintaya, D. J. (2018). *Capacidad fitorremediadora de la especie Helianthus annuus mediante la incorporación de enmiendas a suelos contaminados por metales pesados (plomo, cromo) de industrias metalmecánicas*. <http://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/1297>
- Rojas Calderón, E. J. (2021). Evaluación del cierre de mina progresivo de Minera Aurífera Retamas S.A., para mitigar los impactos ambientales – 2014. *Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión*. <http://repositorio.undac.edu.pe/handle/undac/2385>
- Román-Dañobeytia, F., Cabanillas, F., Lefebvre, D., Farfan, J., Alferez, J., Polo-Villanueva, F., Llacsahuanga, J., Vega, C. M., Velasquez, M., Corvera, R., Condori, E., Ascorra, C., Fernandez, L. E., & Silman, M. R. (2021). Survival and early growth of 51 tropical tree species in areas degraded by artisanal gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, 159, 106097. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106097>
- 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), Article 9. <https://doi.org/10.3390/plants11091255>
- Saha, L., Tiwari, J., Baudhdh, K., & Ma, Y. (2021). Recent Developments in Microbe–Plant-Based Bioremediation for Tackling Heavy Metal-Polluted Soils. *Frontiers in Microbiology*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.731723>
- Saim, A. K. (2021). Mercury (Hg) use and pollution assessment of ASGM in Ghana: Challenges and strategies towards Hg reduction. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(44), 61919-61928. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16532-4>
- Shaari, N. E. M., Tajudin, M. T. F. M., Khandaker, M. M., Majrashi, A., Alenazi, M. M.,



- Abdullahi, U. A., & Mohd, K. S. (2022). Cadmium toxicity symptoms and uptake mechanism in plants: A review. *Brazilian Journal of Biology*, 84, e252143. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.252143>
- Sharma, P. (2021). Efficiency of bacteria and bacterial assisted phytoremediation of heavy metals: An update. *Bioresource Technology*, 328, 124835. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124835>
- Shen, X., Dai, M., Yang, J., Sun, L., Tan, X., Peng, C., Ali, I., & Naz, I. (2022). A critical review on the phytoremediation of heavy metals from environment: Performance and challenges. *Chemosphere*, 291, 132979. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132979>
- Shi, L., Li, J., Palansooriya, K. N., Chen, Y., Hou, D., Meers, E., Tsang, D. C. W., Wang, X., & Ok, Y. S. (2023). Modeling phytoremediation of heavy metal contaminated soils through machine learning. *Journal of Hazardous Materials*, 441, 129904. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129904>
- 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*, 30(36), 85494-85507. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27533-w>
- Ssenku, J. E., Naziriwo, B., Kutesakwe, J., Mustafa, A. S., Kayeera, D., & Tebandeke, E. (2023). Mercury Accumulation in Food Crops and Phytoremediation Potential of Wild Plants Thriving in Artisanal and Small-Scale Gold Mining Areas in Uganda. *Pollutants*, 3(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/pollutants3020014>
- 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, 110950. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110950>
- Tindwa, H. J., & Singh, B. R. (2023). Soil pollution and agriculture in sub-Saharan Africa: State of the knowledge and remediation technologies. *Frontiers in Soil Science*, 2. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2022.1101944>
- Tiodar, E. D., Văcar, C. L., & Podar, D. (2021). Phytoremediation and Microorganisms-



- Assisted Phytoremediation of Mercury-Contaminated Soils: Challenges and Perspectives. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/ijerph18052435>
- Tran, T. A. T., Dinh, Q. T., Zhou, F., Zhai, H., Xue, M., Du, Z., Bañuelos, G. S., & Liang, D. (2021). Mechanisms underlying mercury detoxification in soil–plant systems after selenium application: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(34), 46852-46876. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15048-1>
- Vasilachi, I. C., Stoleru, V., & Gavrilescu, M. (2023). Analysis of Heavy Metal Impacts on Cereal Crop Growth and Development in Contaminated Soils. *Agriculture*, 13(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/agriculture13101983>
- Vilcapaza Ccoa, 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, 2018.*
- Wang, C., Zhang, M., Zhou, J., Gao, X., Zhu, S., Yuan, L., Hou, X., Liu, T., Chen, G., Tang, X., Shan, G., & Hou, J. (2022). Transcriptome analysis and differential gene expression profiling of wucai (*Brassica campestris* L.) in response to cold stress. *BMC Genomics*, 23(1), 137. <https://doi.org/10.1186/s12864-022-08311-3>
- Wang, Z., Luo, P., Zha, X., Xu, C., Kang, S., Zhou, M., Nover, D., & Wang, Y. (2022). Overview assessment of risk evaluation and treatment technologies for heavy metal pollution of water and soil. *Journal of Cleaner Production*, 379, 134043. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134043>
- Wani, Z. A., Ahmad, Z., Asgher, M., Bhat, J. A., Sharma, M., Kumar, A., Sharma, V., Kumar, A., Pant, S., Lukatkin, A. S., & Anjum, N. A. (2023). Phytoremediation of Potentially Toxic Elements: Role, Status and Concerns. *Plants*, 12(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/plants12030429>
- Yang, L., Wang, J., Yang, Y., Li, S., Wang, T., Oleksak, P., Chrienova, Z., Wu, Q., Nepovimova, E., Zhang, X., & Kuca, K. (2022). Phytoremediation of heavy metal pollution: Hotspots and future prospects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 234, 113403. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113403>





- Yuan, H., Liu, Q., Guo, Z., Fu, J., Sun, Y., Gu, C., Xing, B., & Dhankher, O. P. (2021). Sulfur nanoparticles improved plant growth and reduced mercury toxicity via mitigating the oxidative stress in *Brassica napus* L. *Journal of Cleaner Production*, 318, 128589. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128589>
- Zhang, F., Xiao, X., & Wu, X. (2020). Physiological and molecular mechanism of cadmium (Cd) tolerance at initial growth stage in rapeseed (*Brassica napus* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 197, 110613. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110613>
- Zhang, Li, R., Zang, H.-Y., Tan, H.-Q., Kang, Z.-H., Wang, Y.-H., & Li, Y.-G. (2021). Advanced hydrogen evolution electrocatalysts promising sustainable hydrogen and chlor-alkali co-production. *Energy & Environmental Science*, 14(12), 6191-6210. <https://doi.org/10.1039/D1EE02798K>
- Zhang, Y., Zhao, S., Liu, S., Peng, J., Zhang, H., Zhao, Q., Zheng, L., Chen, Y., Shen, Z., Xu, X., & Chen, C. (2022). Enhancing the Phytoremediation of Heavy Metals by Combining Hyperaccumulator and Heavy Metal-Resistant Plant Growth-Promoting Bacteria. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.912350>
- Zhou, J., Obrist, D., Dastoor, A., Jiskra, M., & Ryjkov, A. (2021). Vegetation uptake of mercury and impacts on global cycling. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(4), 269-284. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00146-y>



## ANEXOS

## ANEXO 1. Base de datos de la investigación de remoción de mercurio por las especies

Nabo y Llantén bajos tres niveles de relave minero.

TRAT	Especie	Relave_ minero	REP	DAEM	APT	DTA	LR	PHT	PST	BMT	CHT	CHg
T1	Nabo	RM_0 %	1	8	121	3.4	33.7	45.6	5.3	11.5	88.5	0.04
T1	Nabo	RM_0 %	2	8	122	3.3	36.4	45.2	5.2	11.5	88.5	0.03
T1	Nabo	RM_0 %	3	6	123	3.3	35.3	45.4	5.5	12	88	0.04
T1	Nabo	RM_0 %	4	7	122	3.6	33.3	46.8	5.3	11.2	88.8	0.02
T2	Nabo	RM_40 %	1	8	110	2.9	31.8	33.4	3.8	11.4	88.6	0.2
T2	Nabo	RM_40 %	2	8	113	2.7	32.4	33.4	4.2	12.4	87.6	0.24
T2	Nabo	RM_40 %	3	8	112	2.8	32.3	34.4	4.1	11.9	88.1	0.19
T2	Nabo	RM_40 %	4	10	108	3	29.2	34.2	3.4	9.8	90.2	0.21
T3	Nabo	RM_80 %	1	14	75.5	2.5	23.6	20.4	2.4	11.8	88.2	0.52
T3	Nabo	RM_80 %	2	12	78.8	2.6	16.8	18.8	2.4	12.7	87.3	0.56
T3	Nabo	RM_80 %	3	12	72.3	2.3	18.4	20.6	2.4	11.5	88.5	0.56
T3	Nabo	RM_80 %	4	11	75.1	2.2	18.3	19	2.3	12	88	0.55
T4	Llantén	RM_0 %	1	7	26.9	5.4	21.9	19.7	1.3	6.71	93.3	0.04
T4	Llantén	RM_0 %	2	8	28.6	5.4	24	19.1	1.4	7.27	92.7	0.06
T4	Llantén	RM_0 %	3	8	28.4	5.1	24.9	18.4	1.5	8.07	91.9	0.07
T4	Llantén	RM_0 %	4	6	26.7	5.3	22.8	19	1.4	7.3	92.7	0.05
T5	Llantén	RM_40 %	1	11	25.2	4.2	14.3	9.71	0.9	8.96	91	0.3
T5	Llantén	RM_40 %	2	10	22.8	4.1	11.1	11.4	0.9	8	92	0.32
T5	Llantén	RM_40 %	3	8	25.6	4.1	13.1	9.91	0.9	8.88	91.1	0.27
T5	Llantén	RM_40 %	4	10	22.3	3.9	13.8	10	0.8	8.3	91.7	0.29
T6	Llantén	RM_80 %	1	13	15.7	3.7	6.17	5.77	0.6	10.9	89.1	0.78
T6	Llantén	RM_80 %	2	11	15.2	3.6	6.12	6.36	0.6	9.12	90.9	0.86
T6	Llantén	RM_80 %	3	14	14.7	3.4	7.41	5.6	0.6	11.1	88.9	0.86
T6	Llantén	RM_80 %	4	11	16.5	3.3	7.89	5.13	0.6	11.7	88.3	0.8

**NOTA.** DAEM: Días a emergencia (días), APT: Altura de planta (cm), DTA: Diámetro de tallo (cm), LR: Longitud de raíz (cm), PHT: Peso húmedo total (g), PST: Peso seco total (g), BMT: Biomasa total (%), CHT: Contenido de humedad (%) y CHg: Contenido de mercurio (mg/kg).



**ANEXO 2.** Análisis de varianza de variables evaluadas en la investigación remoción de mercurio por Nabo y Llantén bajo diferentes niveles de relave minero.

**A. Días a emergencia (días)**

Fuente de variación	Df	Sum Sq	Mean		F value	Pr(>F)	Sig.
			Sq				
<b>Repetición</b>	3	3.458	1.153		0.8121	0.5068	
<b>Especie</b>	1	1.042	1.042		0.7339	0.4051	*
<b>Relave_minero</b>	2	102.083	51.042		35.9589	1.89E-06	***
<b>Especie:Relave_minero</b>	2	2.083	1.042		0.7339	0.4465	*
<b>residuos</b>	15	21.292	1.419				

Media 10 dias, CV 12.49 %

**B. Altura de planta (cm)**

Fuente de variación	Df	Sum Sq	Mean		F value	Pr(>F)	Sig.
			Sq				
<b>Repetición</b>	3	10	3		1.1765	0.3517	
<b>Especie</b>	1	38713	38713		14050.781	2.2E-16	***
<b>Relave_minero</b>	2	3715	1858		674.2284	2.05E-15	***
<b>Especie:Relave_minero</b>	2	1307	653		237.1289	4.46E-12	***
<b>residuos</b>	15	41	3				

Media 62.55 cm, CV 2.65 %



### C. Diámetro de tallo (cm)

Fuente de variación	Mean			F value	Pr(>F)	Sig.
	Df	Sum Sq	Sq			
<b>Repetición</b>	3	0.0968	0.0323	1.6935	0.211	
<b>Especie</b>	1	11.5509	11.5509	605.9685	1.53E-13	***
<b>Relave_minero</b>	2	7.8783	3.9391	206.6489	1.21E-11	***
<b>Especie:Relave_minero</b>	2	0.6978	0.3489	18.3041	9.45E-05	***
<b>residuos</b>	15	0.2859	0.0191			

Media 3.6 cm, CV 3.84 %

### D. Longitud de raíz (cm)

Fuente de variación	Mean			F value	Pr(>F)	Sig.
	Df	Sum Sq	Sq			
<b>Repetición</b>	3	5.14	1.71	0.5385	0.663088	
<b>Especie</b>	1	1175.02	1175.02	369.5801	5.59E-12	***
<b>Relave_minero</b>	2	1025.31	512.65	161.2452	7.22E-11	***
<b>Especie:Relave_minero</b>	2	57.75	28.87	9.082	0.002604	**
<b>residuos</b>	15	47.69	3.18			

Media 21.45 cm, CV 8.31 %



### E. Peso húmedo total (g)

Fuente de variación	Mean			F value	Pr(>F)	Sig.
	Df	Sum Sq	Sq			
Repetición	3	0.02	0.01	0.0139	0.9977	
Especie	1	2752.9	2752.9	5018.4089	2.2E-16	***
Relave_minero	2	1552.97	776.48	1415.4934	2.20E-16	***
Especie:Relave_minero	2	176.18	88.09	160.5814	7.44E-11	***
residuos	15	8.23	0.55			

Media 22.38 g, CV 3.31 %

### F. Peso seco total (g)

Fuente de variación	Mean			F value	Pr(>F)	Sig.
	Df	Sum Sq	Sq			
Repetición	3	0.129	0.043	1.9368	0.167	
Especie	1	49.508	49.508	2227.9784	2.2E-16	***
Relave_minero	2	13.854	6.927	311.7302	6.06E-13	***
Especie:Relave_minero	2	4.631	2.316	104.2046	1.59E-09	***
residuos	15	0.333	0.022			

Media 2.39 g, CV 6.23 %



### G. Biomasa total (%)

Fuente de variación	Mean			F value	Pr(>F)	Sig.
	Df	Sum Sq	Sq			
Repetición	3	0.884	0.295	0.4725	0.706009	
Especie	1	46.519	46.519	74.6061	3.31E-07	***
Relave_minero	2	15.406	7.703	12.354	6.75E-04	***
Especie:Relave_minero	2	8.646	4.323	6.9333	0.007374	**
residuos	15	9.353	0.624			

Media 10.25 %, CV 7.7 %

### H. Contenido de humedad total (%)

Fuente de variación	Mean			F value	Pr(>F)	Sig.
	Df	Sum Sq	Sq			
Repetición	3	0.884	0.295	0.4725	0.706009	
Especie	1	46.519	46.519	74.6061	3.31E-07	***
Relave_minero	2	15.406	7.703	12.354	6.75E-04	***
Especie:Relave_minero	2	8.646	4.323	6.9333	0.007374	**
residuos	15	9.353	0.624			

Media 89.75 %, CV 0.88 %



## I. Contenido de mercurio (mg/Kg)

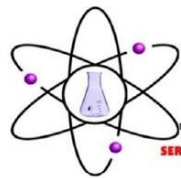
Fuente de variación	Mean			F value	Pr(>F)	Sig.
	Df	Sum Sq	Sq			
Repetición	3	0.00348	0.00116	2.8243	0.07428	.
Especie	1	0.09882	0.09882	240.3649	1.22E-10	***
Relave_minero	2	1.71873	0.85936	2090.3412	2.20E-16	***
Especie:Relave_minero	2	0.07066	0.03533	85.9358	6.08E-09	***
residuos	15	0.00617	0.00041			

**Media 0.33 mg/Kg, CV 6.19 %**





### ANEXO 3. Informe de ensayo de determinación de contenido de mercurio en el relave minero de la mina Rinconada en el laboratorio RHLAB S.A.C.



**RHLAB S.A.C.**  
SERVICIOS ANALÍTICOS QUÍMICO - METALÚRGICO

RH-M118-9461

#### INFORME DE ENSAYO

##### DATOS DEL CLIENTE

A SOLICITUD DE : Srs. EDILSON APAZA CALSINA  
ASUNTO : Determinación Analítica del contenido metálico total en la muestra  
CARACTERÍSTICAS Y CONDICIONES DE LA MUESTRA :  
CANTIDAD DE MUESTRAS : 02  
SOLICITUD DE ENSAYO : Análisis Químico elemento Mercurio (Hg).  
Reconocimiento  
RECEPCION DE MUESTRAS : Bolsa de plástico  
FECHA DE REALIZACION DEL ENSAYO : 21/05/2024 al 04/07/2024  
DETALLE DEL INFORME

##### RESULTADO DE ENSAYO

N°	N° RH	Código de cliente	Hg (%)
1	RH-M131930	Análisis de relave	0.10200
2	RH-M131931	Análisis de suelo	0.00008

Los resultados obtenidos y que se consignan en el presente informe corresponden al ensayo solicitado en las muestras recibidas del cliente.

##### MÉTODOS DE REFERENCIA

\* Determinación de Mercurio (Hg) en mineral - Método Absorción Atómica

**RHLAB S.A.C.**  
Ing. Eddy Huaymapata Luque  
GERENTE GENERAL  
CIP: 167756



**ANEXO 4.** Informe de ensayo de análisis de suelo para la caracterización de tierra vegetal de la comunidad campesina de Villapampa, realizado en el Laboratorio de Suelos del INIA.



Instituto Nacional de Innovación Agraria

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR  
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA  
CON REGISTRO N° LE - 200



Registro N. LE - 200

**INFORME DE ENSAYO**  
N° 07008-24/SU/ LABSAF - ILLPA

**I, INFORMACIÓN GENERAL**

Cliente : Edilson Apaza Calcina  
 Propietario / Productor : Edilson Apaza Calcina  
 Dirección del cliente : CC Villa Pampa/Asillo- Azangaro  
 Solicitado por : Edilson Apaza Calcina  
 Muestreado por : Cliente  
 Número de muestra(s) : 1 muestra  
 Producto declarado : Suelo Agrícola  
 Presentación de las muestras(s) : Bolsas de plástico  
 Referencia del muestreo : C,C, Villa Pampa  
 Procedencia de muestra(s) : Asillo / Azangaro / Puno  
 Fecha(s) de muestreo : 2024-05-20  
 Fecha de recepción de muestra(s) : 2024-05-28  
 Lugar de ensayo : Laboratorio de Suelos, Aguas y Foliarens - LABSAF Illpa,  
 Fecha(s) de análisis : 2024-06-010 al 2024-06-15  
 Cotización del servicio : 111-24-ILL  
 Fecha de emisión : 2024-07-08

**II, RESULTADO DE ANÁLISIS**

ITEM	1		
Código de Laboratorio	SU1228-ILL-24		
Matriz Analizada	Suelo		
Fecha de Muestreo	2024-05-20		
Hora de Inicio de Muestreo (h)	12:00		
Condición de la muestra	Conservada		
Código/Identificación de la Muestra por el Cliente	M1		
<b>Ensayo</b>	<b>Unidad</b>	<b>LC</b>	<b>Resultados</b>
pH	unid. pH	0,1	6,8
Conductividad	mS/m	1,0	97,2
Materia Orgánica	%	0,5	6,5
Nitrógeno Total (**)	%	0,1	0,30
Fósforo Disponible (**)	mg/kg	0,1	433,20
Potasio Disponible (**)	mg/kg	3,1	486,00
Calcio Intercambiable (**)	C mol(+)/Kg	0,2	18,83
Magnesio Intercambiable(**)	C mol(+)/Kg	0,1	3,64
Potasio Intercambiable (**)	C mol(+)/Kg	0,1	1,24
Sodio Intercambiable (**)	C mol(+)/Kg	0,1	0,68
Carbonato de calcio equivalente	%	0,5	6,3
Suma de Cationes (**)	C mol(+)/Kg	--	23,89
<b>Análisis de Textura</b>			
Arena	%	--	25,47
Limo	%	--	20,36
Arcilla	%	--	54,17
Clase Textural	---	--	Franco Limoso



Red de Laboratorios de Suelos, Aguas y Foliarens  
Acreditado con la Norma  
NTP-ISO/IEC 17025:2017

Dirección: Carretera Marginal Sur Fernando Belaunde Terry Km 13.5 - Juan Guerra - San Martín - San Martín

Página 1 de 2  
F-46 / Ver.04  
www.inia.gob.pe



Instituto Nacional de Innovación Agraria

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR  
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA  
CON REGISTRO N° LE - 200



Registro N° LE - 200

INFORME DE ENSAYO  
N° 07008-24/SU/ LABSAF - ILLPA

III, METODOLOGÍA DE ENSAYO

ENSAYO	NORMA DE REFERENCIA
Carbonato de Calcio Equivalente	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Segunda Sección (31 de Diciembre 2002), ítem 7,3,25 AS-29, 2002, Contenido de Carbonato de calcio por el método neutralización ácida
Conductividad Eléctrica	ISO 11265, First Edition, 1994, Soil Quality, Determination of the Specific Electrical Conductivity
Fósforo Disponible	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Segunda Sección (31 de Diciembre 2002), ítem 7,1,11 AS-11, 2002, Determinación de Fosforo extraíble en suelos neutros y ácidos, Procedimiento de Bray y Kurtz
Materia Orgánica	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Segunda Sección (31 de Diciembre 2002), ítem 7,1,7 AS-07, 2002, Contenido de Materia Orgánica por el método de Walkley y Black
Nitrogeno Total	ISO 11261, First Edition, 1995, Soil Quality, Determination of total nitrogen, Modified Kjeldahl Method
Potasio Disponible	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Segunda Sección (31 de Diciembre 2002), ítem 7,1,12 AS-12// EPA 6010 D, Revision 5.2018), Validado ,Determinación de potasio disponible en suelos con saturación de acetato de amonio 1N, pH 7,0 // Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry,
pH	EPA 9045D, Rev, 4, 2004, Soil and waste pH,
Textura	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Segunda Sección (31 de Diciembre 2002), ítem 7,1,9 AS-09,2002, Determinación de la textura del suelo (AS-09 Método de Bouyoucos)
Bases Intercambiables (Ca, Mg, Na y K)	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Segunda Sección (31 de Diciembre 2002), ítem 7,1,12, AS-12//EPA 6010 D, Revision 5, 2018, Validado , Determinación de la capacidad de intercambio catiónico y bases intercambiables del suelo (AS-12 Método de acetato de amonio para bases intercambiables: Ca, Mg, Na y K) // Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry,
CiCe	Manual de Procedimientos de los análisis de suelos y aguas con fines de riego, Lima-Perú (Marzo 2017)

IV, CONSIDERACIONES

- Los métodos señalados (\*\*) están fuera de la acreditación ,
- Estado en las que ingreso las Muestras: Buenas Condiciones de almacenamiento
- Este informe no puede ser reproducido total, ni parcialmente sin la autorización de LABSAF y del cliente,
- Los resultados se relacionan solamente con los ítems sometidos a ensayo
- Los resultados se aplican a las muestras, tales como se recibieron
- Este documento es válido sólo para el producto mencionado anteriormente,
- El Laboratorio no es responsable cuando la información proporcionada por el cliente pueda afectar la validez de los resultados,
- Medición de pH realizada a 25 °C

V, AUTORIZACIÓN DEL INFORME DE ENSAYO

- El presente Informe de ensayo ha sido autorizado por: Ing. Clenit Matos Poma - Responsable del LABSAF Illpa

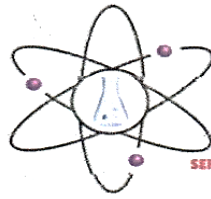


*Firma*  
Jorge Canihua Rojas  
Responsable del laboratorio EEA Illpa -Puno

FIN DE INFORME DE ENSAYO



**ANEXO 5.** Informe de ensayo de determinación de contenido de mercurio en la raíz de plantas de Nabo y Llantén en el laboratorio RHLAB S.A.C.



**RHLAB S.A.C.**  
SERVICIOS ANALÍTICOS QUÍMICO - METALÚRGICO

**RH-M122-1730**

**INFORME DE ENSAYO**

**DATOS DEL CLIENTE**

A SOLICITUD DE	:	SR. EDILSON APAZA CALCINA
ASUNTO	:	Determinación Analítica del contenido Metálico Total en la muestra Orgánica (plantas de nabo y llanten)
TIPO DE MUESTRA	:	
CARACTERÍSTICAS Y CONDICIONES DE LA MUESTRA	:	
CANTIDAD DE MUESTRAS	:	24
UBICACIÓN	:	Comunidad Campesina Villapampa
SOLICITUD DE ENSAYO	:	Análisis Químico elemento Mercurio (Hg). Por Reconocimiento
MOTIVO	:	Tesis Pre - grado
RECEPCION DE MUESTRAS	:	Bolsas de Plastico hermeticos. debidamente conservado
FECHA DE REALIZACION DEL ENSAYO	:	14/09/2024 al 08/10/2024

**DETALLE DEL INFORME**

N°	N°RH	Código de cliente	Hg (mg/Kg)
1	RH-M135306	T1 - I	0.04
2	RH-M135307	T2 - I	0.20
3	RH-M135308	T3 - I	0.52
4	RH-M135309	T4 - I	0.04
5	RH-M135310	T5 - I	0.30
6	RH-M135311	T6 - I	0.78
7	RH-M135312	T1 - II	0.03
8	RH-M135313	T2 - II	0.24
9	RH-M135314	T3 - II	0.56
10	RH-M135315	T4 - II	0.06
11	RH-M135316	T5 - II	0.32
12	RH-M135317	T6 - II	0.86
13	RH-M135318	T1 - III	0.04
14	RH-M135319	T2 - III	0.19
15	RH-M135320	T3 - III	0.56
16	RH-M135321	T4 - III	0.07
17	RH-M135322	T5 - III	0.27
18	RH-M135323	T6 - III	0.86
19	RH-M135324	T1 - IV	0.02
20	RH-M135325	T2 - IV	0.21
21	RH-M135326	T3 - IV	0.55
22	RH-M135327	T4 - IV	0.05
23	RH-M135328	T5 - IV	0.29
24	RH-M135329	T6 - IV	0.80

Los resultados obtenidos y que se consignan en el presente informe corresponden al ensayo solicitado en las muestras recibidas del cliente.

**METODOS DE REFERENCIA**

\* Determinación de Mercurio (Hg) en muestra sólida - Método Espectrofotometría de Absorción Atómica

**RHLAB S.A.C.**  
Ingr. Fidel Huayapata Luque  
GERENTE GENERAL  
CIP: 167785

Av Martires del 4 de Noviembre N° 2414 (Salida Puno - Frente a Covisur)  
Cel: 978645480 - 935008140

**ANEXO 6.** Panel fotográfico que documenta el desarrollo del trabajo de investigación llevado a cabo entre mayo y octubre de 2024.



A. Preparación de tierra vegetal y relave minero de acuerdo a las especificaciones de los tratamientos, posteriormente se embolso en bolsas de polietileno, finalmente se sembró 5 semillas por bolsa.



B. Emergencia y desarrollo de plantas de Nabo y Llantén bajo los 6 tratamientos con relave minero, evaluados en condiciones de invernadero en la comunidad campesina de Villapampa.



C. Comparación del crecimiento y desarrollo de plantas de Nabo y Llantén cultivadas en bolsas de polietileno, bajo tres niveles de relave minero: 0 %, 40 % y 80 %.



y



D. Comparación de plantas completas de Nabo y Llantén, bajo tres niveles de relave minero: 0 %, 40 % y 80 %.





E. Evaluación de características morfológicas y determinación del peso humedo en plantas de Nabo y Llantén.



F. Secado en estufa de plantas frescas a 60 °C durante 48 horas en el laboratorio de Pastos y Forrajes de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNA-Puno, seguido de la determinación del peso seco de las muestras.



### DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo EDILSON APAZA CALCINA  
identificado con DNI 71665669 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional,  Programa de Segunda Especialidad,  Programa de Maestría o Doctorado

DE INGENIERÍA METALÚRGICA

, informo que he elaborado el/la  Tesis o  Trabajo de Investigación para la obtención de  Grado  
 Título Profesional denominado:

“EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REMOCIÓN DEL MERCURIO CON NABO (Brassica rapa L.) Y LLANTÉN (Plantago mayor L.)

EN SUELOS CONTAMINADOS CON RELAVE MINERO EN LA COMUNIDAD CAMPESINA DE VILLAPAMPA, AZANGARO, PUNO - 2024

” 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 05 de DICIEMBRE del 2024

FIRMA (obligatoria)



Huella



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

Por el presente documento, Yo EDILSON ÁPAZA CALCINA  
identificado con DNI 71665669 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional,  Programa de Segunda Especialidad,  Programa de Maestría o Doctorado

DE INGENIERÍA METALÚRGICA

, informo que he elaborado el/la  Tesis o  Trabajo de Investigación para la obtención de  Grado

Título Profesional denominado:

"EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REMOCIÓN DEL MERCURIO CON NABO (Brassica rapa L.) y LLANTÉN (Plantago mayor L.) EN SUELOS CONTAMINADOS CON REJINE MINERO EN LA COMUNIDAD CAMPESINA DE VILLAPAMPA, AZANGARO, PUNO - 2024"

" 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 conexos, 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 05 de DICIEMBRE del 2024

FIRMA (obligatoria)



Huella