

Universidad Nacional de Ingeniería

Facultad de Ingeniería Ambiental



TESIS

Evaluación de la capacidad fitorremediadora del geranio y llantén en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI

Para obtener el título profesional de Ingeniero Ambiental.

Elaborado por

Marcia Lena Tenorio Zanabria

 [0009-0003-8942-4503](https://orcid.org/0009-0003-8942-4503)

Asesora

MSc. Liliana Del Rosario Marrufo Saldaña

 [0000-0002-5908-7847](https://orcid.org/0000-0002-5908-7847)

LIMA – PERÚ

2024

Citar/How to cite

Referencia/Reference	[1] M. Tenorio Zanabria, " <i>Evaluación de la capacidad fitorremediadora del geranio y llantén en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI</i> " [Tesis de pregrado]. Lima (Perú): Universidad Nacional de Ingeniería, 2024.
Estilo/Style: IEEE (2020)	

Citar/How to cite

Referencia/Reference	Tenorio, M. (2024). <i>Evaluación de la capacidad fitorremediadora del geranio y llantén en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI</i> . [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Ingeniería]. Repositorio Institucional UNI.
Estilo/Style: APA (7ma ed.)	

Dedicatoria

*Dedicado a mi madre Luz,
quien es mi razón de ser.*

*A la memoria de mi abuelito Marcelino,
quien me enseñó de fortaleza y amor.*

*A mi abuelita Carmen,
quien mantiene la unión familiar.*

*A mi tía Jaqueline,
por su tiempo y apoyo incondicional.*

*A mi tía Carmen,
por su confianza inconmensurable.*

*A mi tía Thalia,
por enseñarme sobre la verdadera felicidad.*

*A mi tía Carolina,
por impulsarme a ser mejor.*

Agradecimientos

Con profunda gratitud a mi alma mater, la Universidad Nacional de Ingeniería, por abrirme sus puertas y permitirme formar parte de un gran equipo de profesionales.

A la MSc. Liliana Marrufo, profesora de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Ingeniería, asesora del presente trabajo de investigación, quien apoyó mi propuesta desde el comienzo y me guió durante todo el proceso de elaboración y sustentación de la tesis.

Al ing. Carlos Rojas, Secretario Académico de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera y Metalúrgica de la Universidad Nacional de Ingeniería, por su tiempo y conocimientos en la visita al relave minero de la UNI, además por facilitar la realización del proceso de muestreo.

A mi madre Luz, por sus consejos, sabiduría y soporte excepcional durante toda mi vida para llegar a mi excelencia profesional y personal.

A mi tía Jaqueline, por compartir su conocimiento, experiencia y total apoyo durante el desarrollo de la investigación, que fue esencial para llevar a cabo la presente tesis.

A Josué Alacute, Naim La Rosa y Solmaira Rojas, por su colaboración durante el proceso de muestreo de suelos en el relave minero de la UNI.

A Solmaira Rojas y Junior De La Cruz, por su comprensión, confianza, cariño y motivación en la realización de mis metas en mi avance profesional como personal.

A mis docentes y colegas de la Facultad de Ingeniería Ambiental, por transmitirme su orientación y respaldo durante mi trayectoria universitaria.

Resumen

La contaminación de suelos con metales pesados en Perú vinculada a la minería, amenaza a la salud pública y el ambiente. Esta investigación se enfoca en el estudio de la capacidad de fitorremediación de especies vegetales, para eliminar metales pesados en suelos contaminados del relave minero de la UNI. El principal objetivo de la investigación fue evaluar la capacidad fitorremediadora del geranio (*Pelargonium zonale*) y llantén (*Plantago major*).

El estudio incluyó un muestreo de suelos en 18 puntos del relave, tamizaje, pesaje y mezclado de las muestras, seguido de su mezcla con suelo agrícola a diferentes concentraciones de relave minero (0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%), con tres repeticiones por cada especie.

Los resultados indicaron que el llantén mostró una mayor remoción a una concentración del 12.5%, mientras que el geranio fue más efectivo en las concentraciones del 6.25%, 25% y 37.5%. Las concentraciones de As, Cd y Pb en estas especies no superan la unidad para el Coeficiente de Transferencia (TC) y el Factor de Bioconcentración (BCF) en la raíz y la parte aérea, indicando que no serían especies hiperacumuladoras. Además, el Factor de Traslocación (TF) de As, Cd y Pb en llantén y As y Cd en geranio tampoco superan la unidad, respaldando la existencia de la fitoestabilización. Mientras que el TF de Pb en geranio superó la unidad, indicando una posible fitoacumulación. En conclusión, el geranio y llantén son una opción viable para remediar estos suelos contaminados, ya que presentan capacidad fitorremediadora a través de la fitoestabilización.

Palabras clave — Fitorremediación, *Pelargonium zonale*, *Plantago major*, arsénico, cadmio, plomo.

Abstract

Soil contamination with heavy metals in Peru linked to mining threatens public health and the environment. This research focuses on the study of the phytoremediation capacity of plant species to eliminate heavy metals in contaminated soils from the UNI mining tailings. The main objective of the research was to evaluate the phytoremediation capacity of geranium (*Pelargonium zonale*) and plantain (*Plantago major*).

The study included soil sampling at 18 points of the mine tailings, screening, weighing, and mixing of the samples, followed by mixing them with agricultural soil at different concentrations of mine tailings (0%, 6.25%, 12.5%, 25% and 37.5 %), with three repetitions for each species.

The results indicated that plantain showed greater removal at a concentration of 12.5%, while geranium was more effective at concentrations of 6.25%, 25% and 37.5%. The concentrations of As, Cd and Pb in these species do not exceed unity for the Transfer Coefficient (TC) and the Bioconcentration Factor (BCF) in the root and aerial part, indicating that they would not be hyperaccumulating species. Furthermore, the Translocation Factor (TF) of As, Cd and Pb in plantain and As and Cd in geranium also do not exceed unity, supporting the existence of a phytostabilization process. While the TF of Pb in geranium exceeded unity, indicating a possible phytoaccumulation. In conclusion, both geranium and plantain are viable options for remedying these contaminated soils, as they exhibit phytoremediation capacity through phytostabilization.

Keywords — Phytoremediation, *Pelargonium zonale*, *Plantago major*, arsenic, cadmium, lead.

Tabla de Contenido

	Pág.
Resumen	v
Abstract	vi
Lista de Tablas	x
Lista de Figuras	xii
Introducción	xv
Capítulo I. Parte introductoria del trabajo	1
1.1 GENERALIDADES.....	1
1.1.1 <i>Justificación e importancia</i>	1
1.2 DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....	3
1.3 OBJETIVOS.....	4
1.3.1 <i>Objetivo general</i>	4
1.3.2 <i>Objetivos específicos</i>	4
1.4 ANTECEDENTES INVESTIGATIVOS.....	5
Capítulo II. Marcos teórico y conceptual	11
2.1 MARCO TEÓRICO	11
2.1.1 <i>Suelo</i>	11
2.1.2 <i>Metales pesados</i>	16
2.1.3 <i>Arsénico</i>	20
2.1.4 <i>Cadmio</i>	26
2.1.5 <i>Plomo</i>	32
2.1.6 <i>Relave minero de la UNI</i>	39
2.1.7 <i>Fitorremediación</i>	47
2.1.8 <i>Geranio (Pelargonium zonale)</i>	52
2.1.9 <i>Llantén (Plantago major)</i>	55
2.2 MARCO CONCEPTUAL.....	58
2.2.1 <i>Factores de concentración</i>	58
2.2.2 <i>Coeficiente de Transferencia (TC)</i>	59
2.2.3 <i>Factor de Bioconcentración (BCF)</i>	59
2.2.4 <i>Factor de Traslocación (TF)</i>	60
2.2.5 <i>Normativa para la calidad del suelo</i>	60
2.2.6 <i>Guía para el Muestreo de Suelos</i>	61
2.2.7 <i>Modelo estadístico Diseño de Bloques Completos al Azar (DBCA)</i>	61
2.2.8 <i>Prueba de Scott-Knott</i>	65
Capítulo III. Desarrollo del trabajo de investigación.....	67
3.1 MUESTREO DE SUELOS	67
3.2 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DEL SITIO Y VÍAS DE ACCESO	67
3.3 PLAN DEL MUESTREO DE SUELOS.....	67
3.3.1 <i>Tipo de muestreo</i>	67
3.3.2 <i>Estimación del número total de muestras de suelo</i>	68
3.3.3 <i>Delimitación del área de muestreo y distribución de puntos de muestreo</i>	69
3.3.4 <i>Profundidad de muestreo</i>	69
3.3.5 <i>Tipo de muestra</i>	70
3.3.6 <i>Parámetros de campo</i>	71
3.3.7 <i>Equipos de muestreo de suelo</i>	71
3.3.8 <i>Preservación de las muestras</i>	72
3.3.9 <i>Medidas para asegurar la calidad del muestreo</i>	72
3.4 PROCEDIMIENTO DE MUESTREO DE SUELOS.....	72
3.4.1 <i>Toma de muestra de suelos</i>	72
3.4.2 <i>Preparación de las muestras de suelos</i>	75

3.4.3	<i>Seguridad para la toma de muestras de suelos</i>	75
3.5	PREPARACIÓN PARA LA MUESTRA COMPUESTA	76
3.5.1	<i>Tamizaje de muestras</i>	76
3.5.2	<i>Pesaje de muestras</i>	78
3.5.3	<i>Preparación de la muestra compuesta</i>	79
3.5.4	<i>Mezcla de muestras</i>	79
3.5.5	<i>Pruebas preliminares</i>	80
3.6	DISEÑO EXPERIMENTAL FINAL	86
3.6.1	<i>Construcción de invernadero</i>	86
3.6.2	<i>Preparación de suelo a diferentes concentraciones de suelo de relave minero UNI</i> 87	
3.6.3	<i>Codificación de diferentes concentraciones de suelo de relave minero UNI</i> 88	
3.6.4	<i>Siembra de llantén y obtención del geranio</i>	90
3.6.5	<i>Trasplante de geranio y llantén</i>	90
3.6.6	<i>Ubicación de las plantas en el invernadero</i>	90
3.6.7	<i>Toma de muestras</i>	95
3.7	METODOLOGÍA DE ENSAYO DEL ANÁLISIS DE METALES PESADOS AL INICIO Y FINAL EN SUELOS Y TEJIDOS VEGETALES.....	96
3.8	METODOLOGÍA DE ENSAYO DE ANÁLISIS DE METALES PESADOS DE LAS MUESTRAS DE SUELO DEL RELAVE MINERO DE LA UNI PARA EL ECA SUELO	97
3.9	MÉTODO DE ANÁLISIS ESTADÍSTICO DBCA	98
Capítulo IV.	Análisis y discusión de resultados	99
4.1	RESULTADOS.....	99
4.1.1	<i>Caracterización de la textura del suelo del relave minero de la UNI ...</i>	99
4.1.2	<i>Concentraciones de metales pesados en tejidos vegetales de geranio y llantén tras exposición a suelos contaminados</i>	100
4.1.3	<i>Concentraciones de metales pesados en el suelo antes y después de ser expuestas al geranio y llantén</i>	104
4.1.4	<i>Concentraciones de metales pesados en el geranio y llantén antes y después de la exposición a suelos contaminados</i>	105
4.1.5	<i>Comparación entre el suelo inicial y suelo removido de metales pesados</i> 109	
4.1.6	<i>Concentraciones de metales pesados en los suelos tratados con llantén y geranio versus el ECA Suelo</i>	115
4.1.7	<i>Resultados de las alturas finales del geranio y llantén</i>	118
4.1.8	<i>Resultados del diseño experimental DBCA para el geranio</i>	119
4.1.9	<i>Resultados del diseño experimental DBCA para el llantén</i>	125
4.2	CÁLCULOS.....	131
4.2.1	<i>Coeficiente de Transferencia (TC)</i>	131
4.2.2	<i>Factor de Bioconcentración en la raíz de la planta</i>	133
4.2.3	<i>Factor de Bioconcentración en la parte aérea de la planta</i>	134
4.2.4	<i>Factor de Traslocación (TF)</i>	135
4.3	ANÁLISIS	136
4.3.1	<i>Análisis de resultados de caracterización de la textura del suelo del relave minero de la UNI</i>	136
4.3.2	<i>Análisis de resultados de concentraciones de metales pesados en la raíz y parte aérea del llantén</i>	136
4.3.3	<i>Análisis de resultados de concentraciones de metales pesados en la raíz y parte aérea del geranio</i>	140
4.3.4	<i>Análisis de resultados de concentraciones de metales pesados en suelos tratados con geranio y llantén</i>	143
4.3.5	<i>Análisis de resultados de coeficiente de transferencia, factor de bioconcentración y traslocación de los metales pesados encontrados en el geranio y llantén</i> 146	

4.3.6	<i>Análisis de resultados de comparación de concentraciones de metales pesados de los suelos tratados con llantén versus el ECA Suelo</i>	153
4.3.7	<i>Análisis de resultados de comparación de concentraciones de metales pesados de los suelos tratados con geranio versus el ECA Suelo</i>	155
4.3.8	<i>Análisis del diseño experimental DBCA para el geranio</i>	157
4.3.9	<i>Análisis del diseño experimental DBCA para el llantén</i>	158
4.4	CONTRASTACIÓN DE HIPÓTESIS	160
	Conclusiones	162
	Recomendaciones	165
	Referencias bibliográficas	166
	Anexos	186

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1	48
<i>Procesos de fitorremediación y mecanismos de tratamiento de contaminantes.</i>	48
Tabla 2	61
<i>Estándares de calidad ambiental (ECA) para suelo.</i>	61
Tabla 3	63
<i>Matriz de datos del modelo estadístico DBCA</i>	63
Tabla 4	64
<i>Tabla ANOVA del modelo estadístico DBCA</i>	64
Tabla 5	68
<i>Cantidad de puntos de muestreo.</i>	68
Tabla 6	68
<i>Ubicación de los puntos de muestreo.</i>	68
Tabla 7	70
<i>Profundidad del muestreo.</i>	70
Tabla 8	71
<i>Recipientes, temperatura de preservación y tiempo de conservación de muestras ambientales.</i>	71
Tabla 9	81
<i>Composición de la Prueba 1.</i>	81
Tabla 10	84
<i>Composición de la Prueba 2.</i>	84
Tabla 11	89
<i>Codificación y concentración de suelo de relave minero de la UNI.</i>	89
Tabla 12	96
<i>Metodología de ensayo del análisis de los metales pesados en suelo y tejidos vegetales.</i>	96
Tabla 13	97
<i>Metodología de ensayo del análisis de los metales pesados en suelo para el ECA Suelo.</i>	97
Tabla 14	99
<i>Propiedades de las muestras de suelo del relave minero de la UNI.</i>	99
Tabla 15	100
<i>As, Cd y Pb en tejidos vegetales después de la exposición a suelos contaminados.</i>	100
Tabla 16	104
<i>As, Cd y Pb en el suelo antes y después de ser expuestas al geranio y llantén.</i>	104
Tabla 17	105
<i>As, Cd y Pb en el geranio y llantén antes y después de exposición a suelos contaminados.</i>	105
Tabla 18	109
<i>As en suelo inicial – As removido del suelo tratado con geranio.</i>	109
Tabla 19	110
<i>Cd en suelo inicial – Cd removido del suelo tratado con geranio.</i>	110
Tabla 20	111
<i>Pb en suelo inicial – Pb removido del suelo tratado con geranio.</i>	111
Tabla 21	112
<i>As en suelo inicial – As removido del suelo tratado con llantén.</i>	112
Tabla 22	113
<i>Cd en suelo inicial – Cd removido del suelo tratado con llantén.</i>	113
Tabla 23	114

<i>Pb en suelo inicial – Pb removido del suelo tratado con llantén.</i>	114
Tabla 24	115
<i>Concentración del suelo en comparación con el ECA Suelo.</i>	115
Tabla 25	118
<i>Tabla de alturas finales de los cultivos de geranio y llantén</i>	118
Tabla 26	119
<i>Análisis de varianza para la altura del geranio.</i>	119
Tabla 27	119
<i>Cuadro de Análisis de la varianza para el geranio.</i>	119
Tabla 28	119
<i>Test de Scott y Knott de bloques para el geranio.</i>	119
Tabla 29	120
<i>Test de Scott y Knott de tratamientos para el geranio.</i>	120
Tabla 30	121
<i>Análisis estadístico de Homogeneidad de varianza de Bloque para el geranio.</i>	121
Tabla 31	122
<i>Análisis estadístico de Homogeneidad de varianza de Tratamientos para el geranio.</i> ...	122
Tabla 32	122
<i>Análisis estadístico de Normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilk para el geranio.</i>	122
Tabla 33	123
<i>Análisis estadístico de Autocorrelación de datos a través de la prueba de Durbin-Watson para el geranio.</i>	123
Tabla 34	125
<i>Análisis de varianza para la altura del llantén.</i>	125
Tabla 35	125
<i>Cuadro de Análisis de la varianza para el llantén</i>	125
Tabla 36	125
<i>Test de Scott y Knott de bloques para el llantén.</i>	125
Tabla 37	126
<i>Test de Scott y Knott de tratamientos para el llantén.</i>	126
Tabla 38	127
<i>Análisis estadístico de Homogeneidad de varianza de Bloque para el llantén</i>	127
Tabla 39	128
<i>Análisis estadístico de Homogeneidad de varianza de Tratamientos para el llantén</i>	128
Tabla 40	128
<i>Análisis estadístico de Normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilk para el llantén</i>	128
Tabla 41	129
<i>Análisis estadístico de Autocorrelación de datos a través de la prueba de Durbin-Watson para el llantén</i>	129
Tabla 42	132
<i>Tabla de valores para la aplicación del Coeficiente de Transferencia en la planta en diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal.</i>	132
Tabla 43	133
<i>Tabla de valores para la aplicación del factor de bioconcentración en la raíz en diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal.</i>	133
Tabla 44	134
<i>Tabla de valores para la aplicación del factor de bioconcentración en la parte aérea en diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal.</i>	134
Tabla 45	135
<i>Tabla de valores para la aplicación del factor de traslocación en diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal.</i>	135

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1	3
<i>Evidencia de trabajos de prueba de fitorremediación y creación de huertos.</i>	3
Figura 2	40
<i>Relave minero de la UNI.</i>	40
Figura 3	42
<i>Planta concentradora de la UNI.</i>	42
Figura 4	44
<i>Flujograma del procesamiento de minerales en la planta concentradora de la UNI.</i>	44
Figura 5	47
<i>Flujograma de reactivos principales usados en el procesamiento de minerales en la planta concentradora de la UNI.</i>	47
Figura 6	69
<i>Distribución de puntos de muestreo del relave minero de la UNI.</i>	69
Figura 7	73
<i>Muestreo de suelo de relave minero UNI.</i>	73
Figura 8	74
<i>Ubicación de las 18 muestras del suelo del relave minero de la UNI.</i>	74
Figura 9	76
<i>Tamizaje de muestras.</i>	76
Figura 10	77
<i>Suelo cernido de las 18 muestras del relave minero de la UNI.</i>	77
Figura 11	78
<i>Pesaje después del cernido.</i>	78
Figura 12	79
<i>Muestras de suelo antes de la muestra compuesta.</i>	79
Figura 13	80
<i>Mezcla de muestras de suelos.</i>	80
Figura 14	81
<i>Proceso de preparación de la Prueba 1.</i>	81
Figura 15	82
<i>Estado inicial de plantas de la Prueba 1 en la semana 1.</i>	82
Figura 16	83
<i>Evolución de plantas de la Prueba 1.</i>	83
Figura 17	83
<i>Estado final de plantas de la Prueba 1 en la semana 5.</i>	83
Figura 18	84
<i>Estado inicial del geranio y llantén de la Prueba 2 en la semana 1.</i>	84
Figura 19	85
<i>Evolución de plantas de la Prueba 2.</i>	85
Figura 20	85
<i>Estado final del geranio y llantén de la Prueba 2 en la semana 5.</i>	85
Figura 21	86
<i>Construcción de invernadero.</i>	86
Figura 22	87
<i>Preparación de suelo para el llantén.</i>	87
Figura 23	88
<i>Suelos de relave minero UNI a diferentes concentraciones.</i>	88
Figura 24	89
<i>Esquema visual de la ubicación de las macetas.</i>	89

Figura 25	91
<i>Siembra, ubicación, aplicación de fertilizantes y riego de plantas en el invernadero.</i>	91
Figura 26	92
<i>Estado inicial del geranio a diferentes concentraciones de relave minero de la UNI.</i>	92
Figura 27	93
<i>Estado final del geranio a diferentes concentraciones de relave minero de la UNI.</i>	93
Figura 28	94
<i>Estado inicial del llantén a diferentes concentraciones de relave minero de la UNI.</i>	94
Figura 29	95
<i>Estado final del llantén a diferentes concentraciones de relave minero de la UNI.</i>	95
Figura 30	101
<i>Concentración final de As en raíz y parte aérea del geranio.</i>	101
Figura 31	101
<i>Concentración final de As en raíz y parte aérea del llantén.</i>	101
Figura 32	102
<i>Concentración final de Cd en raíz y parte aérea del geranio.</i>	102
Figura 33	102
<i>Concentración final de Cd en raíz y parte aérea del llantén.</i>	102
Figura 34	103
<i>Concentración final de Pb en raíz y parte aérea del geranio.</i>	103
Figura 35	103
<i>Concentración final de Pb en raíz y parte aérea del llantén.</i>	103
Figura 36	105
<i>Concentración de As en geranio ante y tras exposición a suelos contaminados.</i>	105
Figura 37	106
<i>Concentración de As en llantén ante y tras exposición a suelos contaminados.</i>	106
Figura 38	106
<i>Concentración de Cd en geranio ante y tras exposición a suelos contaminados.</i>	106
Figura 39	107
<i>Concentración de Cd en llantén ante y tras exposición a suelos contaminados.</i>	107
Figura 40	107
<i>Concentración de Pb en geranio ante y tras exposición a suelos contaminados.</i>	107
Figura 41	108
<i>Concentración de Pb en llantén ante y tras exposición a suelos contaminados.</i>	108
Figura 42	109
<i>As en suelo inicial – As removido del suelo tratado con geranio.</i>	109
Figura 43	110
<i>Cd en suelo inicial – Cd removido del suelo tratado con geranio.</i>	110
Figura 44	111
<i>Pb en suelo inicial – Pb removido del suelo tratado con geranio.</i>	111
Figura 45	112
<i>As en suelo inicial – As removido del suelo tratado con llantén.</i>	112
Figura 46	113
<i>Cd en suelo inicial – Cd removido del suelo tratado con llantén.</i>	113
Figura 47	114
<i>Pb en suelo inicial – Pb removido del suelo tratado con llantén.</i>	114
Figura 48	116
<i>ECA Suelo de As en suelos expuestos a llantén y geranio.</i>	116
Figura 49	116
<i>ECA Suelo de Cd en suelos expuestos a llantén y geranio.</i>	116
Figura 50	117
<i>ECA Suelo de Pb en suelos expuestos a llantén y geranio.</i>	117
Figura 51	120
<i>Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de geranio.</i>	120
Figura 52	121

<i>Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de geranio.</i>	121
Figura 53.	123
<i>Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de geranio.</i>	123
Figura 54.	124
<i>Box Plot entre alturas y tratamientos de geranio.</i>	124
Figura 55.	124
<i>Box Plot entre alturas y bloques de geranio.</i>	124
Figura 56.	126
<i>Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de llantén.</i>	126
Figura 57.	127
<i>Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de llantén.</i>	127
Figura 58.	129
<i>Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de llantén.</i>	129
Figura 59.	130
<i>Box Plot entre alturas y tratamientos de llantén.</i>	130
Figura 60.	130
<i>Box Plot entre alturas y bloques de llantén.</i>	130

Introducción

La minería es una actividad económica importante en muchos países, incluyendo Perú, y ha contribuido significativamente al crecimiento económico del país. Sin embargo, también ha generado importantes impactos ambientales negativos, especialmente en relación con la contaminación de metales pesados en los suelos, como resultado de la liberación de residuos mineros, como el relave (García y Escalante, 2019).

La fitorremediación es una técnica que utiliza plantas para remediar suelos contaminados con metales pesados, a través de la absorción y acumulación de estos metales en sus tejidos, lo que puede reducir la concentración de metales en el suelo y mejorar su calidad (Ghosh y Singh, 2005). En este contexto, el geranio (*Pelargonium zonale*) y el llantén (*Plantago major*) han demostrado tener un gran potencial como plantas fitorremediadoras, debido a su capacidad para acumular metales pesados en sus tejidos (Franchi, 2019; Ali Romeh et al., 2016).

En esta tesis se estudia la capacidad de estas dos plantas para fitorremediar un suelo de relave minero contaminado con metales pesados (arsénico, cadmio y plomo) de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI), Lima, Perú. Se evaluó la capacidad fitorremediadora y se analizó la caracterización de la textura del suelo, se introdujo las especies en las muestras de suelo, se determinó las concentraciones finales de metales en el suelo luego de exponerlas al geranio y llantén, se analizó los efectos de la presencia de estos metales en el suelo y las plantas, así como los factores que influyen en la fitorremediación como el coeficiente de transferencia, factor de bioconcentración y traslocación de las especies vegetales y posteriormente, se compararon los resultados con la normativa de estándares de calidad ambiental para el suelo, en particular con las concentraciones permitidas de metales en el suelo. Los resultados de esta investigación

contribuirán al desarrollo de estrategias efectivas para la restauración de suelos contaminados con metales pesados en Perú y en otros lugares.

La presente tesis está estructurada en seis capítulos que abordan los aspectos más importantes del estudio. El Capítulo I presenta la Parte introductoria del trabajo, mientras que en el Capítulo II se desarrolla el Marco teórico y conceptual que sirve de base para el estudio. El Desarrollo del trabajo de investigación se explica en el Capítulo III, y en el Capítulo IV se presenta el Análisis y discusión de resultados. Finalmente, se presentan las conclusiones y recomendaciones de la investigación.

Capítulo I. Parte introductoria del trabajo

1.1 Generalidades

1.1.1 *Justificación e importancia*

La contaminación del suelo con metales pesados es un problema global que puede tener efectos negativos en la salud humana y el medio ambiente. Estudios recientes han encontrado asociaciones entre la exposición crónica al arsénico en el suelo y un mayor riesgo de cáncer de pulmón en mujeres no fumadoras, así como una mayor mortalidad por enfermedades cardiovasculares, renales y cáncer de pulmón y vejiga (Chen et al., 2021; Chowdhury et al., 2020). Por otro lado, la exposición a largo plazo al cadmio también se ha relacionado con un mayor riesgo de mortalidad por enfermedades cardiovasculares y cáncer de pulmón en hombres y mujeres (Wang et al., 2021). Además, la exposición al plomo se ha asociado con disfunción renal en adultos jóvenes en un estudio realizado en México (Cortez-Lugo et al., 2021). Por lo que es importante controlar la contaminación del suelo con arsénico, cadmio y plomo, y tomar medidas para minimizar su impacto en la salud pública y el medio ambiente.

Esta situación es particularmente importante en Perú, en razón que la contaminación por metales pesados es ocasionada por la actividad minera, una de las actividades económicas principales del país (Instituto Nacional de Estadística e Informática [INEI], 2021); y las medidas preventivas y correctivas que se requieren para la mitigación de los suelos contaminados no son efectivas, ya que cada año sigue aumentando la cantidad de pasivos ambientales mineros (Ministerio de Energía y Minas [MINEM], 2021); estas razones llevaron a plantear nuevas estrategias para la remoción de estos metales pesados.

Por otra parte, la existencia de una gran variedad de tratamientos de suelos hechos a partir de procesos físicos, químicos, térmicos, biológicos, entre otros (United States Environmental Protection Agency [EPA], 2007); que no son muy accesibles

económicamente, contribuyó a buscar nuevas alternativas de remediación de suelos más económicas y que tanto su proceso de elaboración como su función favorezcan al medio ambiente a comparación de otras técnicas convencionales. Una de estas técnicas es la fitorremediación, que en este caso se realizaría a través del aprovechamiento de una planta considerada medicinal como lo es el llantén, que posee una gran tolerancia a distintas condiciones ambientales y se desarrolla a distintos pisos ecológicos; y del geranio, que resalta su rapidez en su crecimiento y al ser una planta ornamental, mejora la belleza paisajística del lugar (Gamboa, 2007).

En la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI), funcionaba una planta concentradora de cobre, plata, plomo, oro y zinc ubicada en el cerro de la UNI; donde los residuos producidos por la planta, llamados relaves, se transportaban por tubos de PVC hacia las canchas, que generalmente eran zonas planas del terreno altamente absorbentes, donde se sedimentaban y secaban a la intemperie (Londoña, 2004), por ello se infiere que no hubo medidas de remediación para su disposición. Estos suelos depositados con los relaves quedaron contaminados por metales tóxicos (Natividad, 2019), debido a esto se decide buscar una solución para reducir la contaminación de los componentes tóxicos

Actualmente, no están publicados estudios de investigación sobre remediación con especies vegetales en el relave en mención, por lo que al realizar este estudio será un aporte científico biotecnológico que dará una opción de remediación de suelos contaminados en el relave minero de la UNI y que se podrían replicar en el tratamiento de pasivos ambientales mineros.

Por ello, se plantea evaluar si el geranio y llantén poseen capacidad fitorremediadora en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI.

1.2 Descripción del problema de investigación

Los suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI surgieron por las actividades realizadas en la planta concentradora de minerales en el cerro de la UNI (Londoña, 2004), dando como resultado suelos inutilizables en el relave mencionado. Quedan evidencias de trabajos de prueba de fitorremediación y creación de huertos mostrada en la Figura 1, sin embargo, en los suelos con mayor nivel de contaminación no se han reportados resultados favorables, ya que las áreas en cuestión presentan altas concentraciones de contaminantes, que impide el crecimiento adecuado de especies vegetales en dicha zona.

Figura 1

Evidencia de trabajos de prueba de fitorremediación y creación de huertos.

Figura 1.a

Figura 1.b



Figura 1, 1.a Muestra restos de pruebas de fitorremediación de suelos con especies vegetales marchitas, 1.b Muestra la creación de un huerto.

Nota: Elaboración propia.

El riesgo que generan los metales pesados por su fácil movilización hace que pueda introducirse en la cadena trófica de manera rápida, a través del suelo y el agua. Es importante tomar en consideración que una de las principales vías de exposición de los metales pesados hacia los seres vivos, en especial, al arsénico cadmio y plomo es a través de la ingesta o inhalación (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2018; Wuana y Okieimen, 2011). Además, que las consecuencias de acumulación de los metales pesados como el As, Cd y Pb en el ser humano están relacionados a disfunciones renales, daños del sistema nervioso, circulatorio, cutáneos, pulmonares, cerebrales, entre otros (Wuana y Okieimen, 2011; Martin y Griswold, 2009).

Por ello, es necesario reducir la contaminación producida por los metales pesados en los suelos contaminados provenientes del relave minero. Entre todas las opciones disponibles, la más viable económica y ambientalmente es la fitorremediación que aprovecha la capacidad de ciertas plantas para absorber y/o acumular contaminantes presentes en el suelo; además, mejora la belleza escénica, restauración del ecosistema y el reconocimiento del paisaje (Gamboa, 2007). En esta investigación se realizará la fitorremediación de los suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI a través del geranio y llantén, potenciales fitorremediadores.

Debido a esto, se plantea la pregunta de investigación: ¿Tendrán capacidad fitorremediadora el geranio y llantén en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI?

La hipótesis planteada es la siguiente:

El geranio y llantén presentan capacidad fitorremediadora en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Evaluar la capacidad fitorremediadora del geranio (*Pelargonium zonale*) y llantén (*Plantago major*) en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI.

1.3.2 Objetivos específicos

- Realizar la caracterización de texturas de las muestras de suelo del relave minero de la UNI.
- Introducir las especies vegetales del geranio (*Pelargonium zonale*) y llantén (*Plantago major*) en muestras del suelo del relave minero de la UNI.

- Determinar las concentraciones de metales pesados presentes en el suelo contaminado antes y después de ser expuestas al geranio y llantén por cada concentración de relave minero.
- Determinar el Coeficiente de Transferencia, los Factores de Bioconcentración en la raíz y parte aérea y el Factor de Traslocación del geranio y llantén por cada concentración de relave minero.
- Comparar los resultados de los análisis con lo establecido en los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo según el Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM.

1.4 Antecedentes investigativos

Chirinos y Fernandez (2022), compararon entre distintas especies de plantas con habilidades de fitorremediación para el tratamiento de suelos contaminados por metales pesados. Los resultados obtenidos mostraron la existencia de 62 especies vegetales con capacidad fitorremediadora, siendo las plantas herbáceas las más empleadas en investigaciones de este tipo. Se encontró que, entre los diferentes mecanismos de fitorremediación, la fitoextracción es altamente efectiva en la remoción de metales, especialmente para el plomo, arsénico y cadmio.

Obeso (2021), evaluó el potencial del geranio (*Pelargonium zonale*) en la remoción de arsénico (As), cadmio (Cd) y cobre (Cu) de muestras de suelo del botadero El Milagro, ubicado en Trujillo. Los resultados mostraron una disminución del As, Cd y Cu de hasta 74%, 79% y 55%, respectivamente, sobre las concentraciones iniciales. Lo que muestra al geranio como potencial removedor de As, Cd y Cu, siendo una opción viable para la remediación de suelos contaminados con este tipo de elementos tóxicos.

Rosales (2020), determinó la absorción de metales pesados en el zapallito italiano (*Cucurbita pepo*) en suelos de Matahuasi y El Mantaro que presentaban dos pH diferentes.

Como resultado, se obtuvo que en los suelos de Matahuasi con pH igual a 8 (considerado básico), la absorción de metales pesados fue 22% de arsénico, 50% de cadmio y 49% de plomo; mientras que en El Mantaro con pH igual a 7.62 (considerado moderadamente básico), la remoción fue 44% de arsénico, 64% de cadmio y 20% de plomo; además no se detectó presencia de metales pesados en su fruto. Por lo tanto, se concluye que *C. pepo* es una planta remediadora con frutos libres de metales pesados.

Barrios y Garcilazo (2019), demostraron la capacidad fitorremediadora de la higuera (*Ricinus communis*) en suelos contaminados con plomo y arsénico ubicado en La Porfia, Patate en tres periodos de exposición (10, 20 y 30 días). De los resultados, se obtuvo que *R. communis* absorbió 58% de plomo y 78% de arsénico en los suelos contaminados; además se determinó que, en un tiempo de 30 días, existe una mayor remediación. Esto indica que, la higuera se puede utilizar como planta fitorremediadora de suelos contaminados por actividad minera.

Jiménez y Ramos (2019), evaluaron la eficiencia fitorremediadora de *Lupinus pubescens* (Falso chocho), *Plantago major* (Llantén) y *Scirpus californicus* (Totora) en suelos contaminados con arsénico originario del volcán Illinizas, Ecuador. La aplicación de *Scirpus californicus* y *Plantago major* en suelos contaminados con este metaloide ayudó en su eliminación, quedando comprobada su capacidad de fitorremediación en ambas especies. Mientras que *Lupinus pubescens*, que forma parte del grupo de las leguminosas sufrió de shock post trasplante por las diferentes condiciones de los suelos. Por lo que, finalmente se demostró que *Scirpus californicus* (Totora) fue la especie que presentó mayor absorción del metaloide, extrayendo un 35% del arsénico total gracias al proceso de fitoextracción.

Natividad (2019), utilizó el equipo portátil de fluorescencia de rayos X (pXRF) para determinar la validez y confiabilidad en los resultados de concentración de metales y

metaloides en suelos de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI). Se examinaron 108 muestras del suelo distribuidos en el sector A, área donde se dispuso relave; sector B, área alrededor del relave y parques; y el sector C, área para determinar el nivel de fondo. Se demostró que las muestras del sector A superaban los niveles de fondo de Ag, As, Cd, Cu, Hg, Mo, Pb, Se, Sb, Sn y Zn. Además, se encontraron dos elementos que sobrepasaban los estándares de calidad ambiental (ECA) para suelos, arsénico en 39 muestras de suelo y plomo en 57 muestras.

Dávila y Walter (2018), identificaron las especies vegetales que presentaban capacidad fitorremediadora en la zona de pasivos mineros El Sinchao, ubicado en Cajamarca, donde se determinó cuatro especies de flora herbácea silvestre con mayor valor de importancia. La especie *Paspalum bonplandianum*, absorbió gran parte de metales pesados como el Al, Cr, Hg, Ni, Sb, Sn y Zn. Además, la especie *Lachemilla orbiculata* acumuló Cd, Mn y Sr; así como, la especie *Carex pichinchensis* captó As, Hg y Mg; y la especie *Calamagrostis tarmensis*, absorbió Cu, Fe y Pb. Mediante los factores de traslocación y bioconcentración, se determinó que las especies *C. tarmensis*, *P. bonplandianum*, *C. pichinchensis*, *L. orbiculata* y *Juncus conglomeratus* son fitoextractoras de Mg y Mn; y *L. orbiculata* es fitoextractora de Sr y Zn. Por otro lado, *C. tarmensis* podría ser fitoestabilizadora para el Ti; de igual manera, *P. bonplandianum* para el Cr, Sb y Zn; la especie *C. pichinchensis* para Zn; la especie *L. orbiculata* para el Cd y Mn; y finalmente el *J. conglomeratus* para el Cd, Cr y Zn.

Talei et al. (2018), estudiaron la capacidad de fitorremediación de vetiver (*Vetiveria zizanioides*), chara (*Chara vulgaris*) y jacinto de agua (*Hyacinthus orientalis*) para suelos contaminados con cuatro concentraciones de arsénico (10 mg/kg As, 40 mg/kg As, 70 mg/kg As y 110 mg/kg As). Los resultados demostraron que para la concentración de 10 mg/kg As, el mayor removedor fue la chara, seguido del vetiver y finalizando con el jacinto de agua. En el caso de la concentración de 40 mg/kg As, de mayor a menor removedor, el

jacinto de agua obtuvo el primer lugar, la chara el segundo lugar y el vetiver el tercer lugar. Para el caso de concentración de 70 mg/kg As, el mayor removedor fue el jacinto de agua, seguido del vetiver y finalizando con la chara. En el caso de 110 mg/kg As, los resultados fueron similares al de 40 mg/kg As. Además, los valores promedios de arsénico extraído del suelo en el jacinto de agua fueron de 46 mg/kg, superior a la chara y vetiver, con 36.78 mg/kg y 33.4 mg/kg, respectivamente. Por lo que se concluye que, dependiendo de las concentraciones de arsénico presentes en el suelo contaminado, el porcentaje de remoción de cada especie vegetal es significativamente diferente; y tomando en consideración los valores promedio de extracción de arsénico, el jacinto de agua se considera con mayor capacidad de fitorremediación, seguido de la chara y finalizando con el vetiver.

Vega (2018), analizó la capacidad fitoacumuladora de zinc (Zn) y plomo (Pb) de las especies *Plantago mayor* y *Lupinus tomentosus* en suelos de la planta concentradora Santo Rosa de Jangas – Ancash y la tierra agrícola de Wilcahuain. En la especie *Plantago mayor* se encontró la mayor acumulación en Zn, con 364 mg/kg en la parte de la radicular y 247 mg/kg en la parte aérea. En caso de concentración de Pb, su más alto valor fue con 222 mg/kg en la parte radicular y 204 mg/kg en la parte aérea. En la especie *Lupinus tomentosus*, se obtuvo la mayor concentración de Zn de 423 mg/kg en la parte aérea y de 337 mg/kg en la parte radicular. En caso de concentración de Pb, el mayor valor fue de 329 mg/kg en la parte de la radicular y en la parte aérea 308 mg/kg de Pb. De los resultados, se concluye que ambas especies tuvieron la capacidad de fitoestabilizar el plomo y zinc; acumulándose en mayor medida en la parte radicular en las dos plantas.

Hussain et al. (2017), contrastaron el potencial de fitoestabilización de dos especies de árboles: mangle botoncillo y álamo negro. Ambas especies estuvieron expuestas a diferentes niveles de arsénico (control, 5 mg/kg As, 10 mg/kg As, 15 mg/kg As y 20 mg/kg As) en macetas y fueron recolectadas después de nueve meses. Dando como resultado que, las concentraciones de arsénico en la planta aumentaron significativamente en ambas

especies de árboles al aumentar los niveles de arsénico del suelo, además, el factor de traslocación y bioconcentración fueron menores a 1 para ambas especies. Por lo que se concluye, que ambas especies no son hiperacumuladoras de arsénico, pero podrían usarse para la fitoestabilización de suelos contaminados con arsénico.

Kumar et al. (2017), a través de experimentos hidropónicos, examinaron el efecto de diferentes concentraciones de arsénico en plantas de *Pongamia pinnata* (L.). Como resultado se obtuvo que, las plantas de *P. pinnata* acumularon 1474 mg/kg As, 1979 mg/kg As, 3466 mg/kg As y 6984 mg/kg As, en los tratamientos de 0.2 mM As, 0.5 mM As, 1.0 mM As y 1.5 mM As, respectivamente. Además, el factor de bioacumulación y factor de traslocación fueron mayores a 1. Por lo que se concluye, que se destaca un mayor potencial de acumulación de arsénico de *P. pinnata* cuando se cultiva de manera hidropónica y es considerada como hiperacumuladora de arsénico.

Marcelo (2017), examinó la eficiencia de remoción de la ortiga en suelos contaminados del sector Campanario del distrito de Quiruvilca provincia de Santiago de Chuco, La Libertad. Luego de tres meses y medio de crecimiento, se identificó que la mayor remoción de la ortiga fue en cromo (81.56%) y antimonio (80.83%). A continuación de ello, en cobre (49.68%), arsénico (37.58%) y titanio (24.93%); y el menor porcentaje de remoción en estroncio (3.64%). Se concluye que la ortiga fitorremedia antimonio, arsénico, cobre, cromo y titanio; sin embargo, no es buen fitorremediador de aluminio, bario, berilio, cerio, litio ni vanadio, que, en contraste, incrementa sus concentraciones.

Gonzales et al. (2016), investigaron la capacidad fitorremediadora de cuatro especies vegetales: girasol (*Helianthus annuus*), alfalfa (*Medicago sativa*), geranio (*Pelargonium zonale*) e higuera (*Ricinus communis*) en un suelo contaminado artificialmente con 278 mg/kg de sulfato de cobre (CuSO₄) en la campiña de Moche, Trujillo. Los resultados indicaron que todas las especies disminuyeron la concentración de cobre

en el suelo, la alfalfa lo redujo en un 72%, después el geranio en un 68%, seguido de la higuera en un 67% y finalmente el girasol en un 57%. Se concluye que el mayor removedor de cobre fue la alfalfa, en segundo lugar, el geranio, luego la higuera y, por último, el girasol.

Raj y Singh (2015), verificaron la eficiencia de *Pteris vittata*, *Adiantum capillus veneris*, *Christella dentata* y *Phragmites karka*, en la remoción de arsénico en suelos contaminados en tres años. Como resultado se obtuvo que el *P. vittata* removió el 70% del arsénico, seguido del *A. capillus veneris* con un 60%, *P. karka* con un 56.1% y *C. dentata* con un 55.1%. Por lo que se concluye, que las cuatro especies son capaces de eliminar el arsénico del suelo contaminado, siendo *Pteris vittata* el más alto removedor de arsénico.

Capítulo II. Marcos teórico y conceptual

2.1 Marco teórico

2.1.1 Suelo

La palabra suelo tiene diferentes conceptos que varían por el paso de los años y de acuerdo con el enfoque de aplicación (Porta et al., 2019). Históricamente, se ha concebido al suelo como el entorno natural propicio para el desarrollo de las plantas, independientemente de la presencia o ausencia de capas diferenciadas (Soil Survey Staff, 2010). De acuerdo con la regulación ambiental estipulada en el Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM, se establece que el suelo se caracteriza como un material no compacto compuesto por partículas inorgánicas, materia orgánica, agua, aire y organismos, que se extiende desde la capa superficial de la tierra hasta diferentes niveles de profundidad. De acuerdo con la Junta del Soil Science of America Journal, el suelo es la capa de material orgánico y/o mineral, generalmente suelto, donde existen interacciones biológicas, físicos y/o químicos y/o en la capa edáfica superficial, y que habitualmente contiene líquidos, sustancias gaseosas y organismos vivos, además de mantener a las especies vegetales (Van, 2017).

Con un enfoque más avanzado, el suelo se conceptualiza como zona de interconexión entre los componentes de la Tierra, formando una capa variable que constituye la cubierta terrestre. Todos los suelos comparten componentes sólidos, líquidos y gaseosos, que incluyen materiales minerales, fragmentos de roca, materiales orgánicos, agua y gases. Estos se organizan en capas u horizontes y presentan propiedades físicas, biológicas y químicas, lo que resulta en una diversidad de morfologías y respuestas. El suelo cumple un papel crucial en el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos y de la materia orgánica en los ecosistemas, desempeñando funciones ambientales esenciales, proporcionando nutrientes y otros servicios ecosistémicos necesarios para la continuidad de los sistemas naturales (Porta et al., 2019).

a. Importancia del suelo

El suelo es ampliamente reconocido como un recurso agotable y no renovable debido al largo tiempo requerido para su formación. Por esta razón, es crucial conservar los suelos frente a cualquier intento de degradación (Porta et al., 2019). Además, la presencia de microorganismos en el suelo desempeña un papel fundamental en el suministro de nutrientes a las plantas, ya que participan activamente en los procesos de intercambio y transformación de elementos y compuestos en los ciclos biogeoquímicos (Bot y Benites, 2005).

Adicional a ello, provee de agua y nutrientes esenciales para las plantas, que asimismo producen los alimentos que los seres humanos ingieren. Por ello, también actúan como un almacén de nutrientes y agua hasta que la planta requiera, para su crecimiento, fotosíntesis y supervivencia. Este recurso también es un sostén para las especies vegetales, evitando su caída (Lindbo et al., 2012).

Juega un rol significativo en el ciclo hidrológico, ya que solo se bebe el 1% del agua a nivel global. Aunque en zonas urbanas el agua se somete a tratamientos especializados en la industria, en la mayoría del mundo se utiliza agua subterránea sin tratamiento previo antes de su consumo. En este caso, la purificación se realiza a través de la percolación del agua a través del suelo, lo que permite eliminar los contaminantes presentes, para luego ser consumida por la población (Lindbo et al., 2012).

Además de su papel ambiental, es importante en la construcción de edificaciones y carreteras perdurables, ya que hay diferentes tipos de suelo, algunos se reducen y otros se hinchan dependiendo de la concentración de agua en ellos, por lo que están directamente implicados en su cimentación. Por ello, se debe comprender la importancia de este valioso recurso que abarca diferentes roles en la sociedad (Lindbo et al., 2012).

b. Funciones ambientales de los suelos

El suelo desempeña un papel fundamental en el ecosistema y se considera una de las componentes más esenciales del medio ambiente y, en gran medida, no es renovable. La economía de todos los países en el mundo está intrínsecamente ligada a los recursos y servicios que son provistos por el entorno natural. Y este recurso natural realiza una serie de funciones ambientales clave, que se mencionarán a continuación (Blum, 2005).

- **Producción de biomasa:** La producción de biomasa asegura nutrientes, forrajes, energía renovable y materia prima, que son los fundamentos indispensables para la supervivencia y desarrollo de los seres humanos y animales; evitando que se elimine sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Blum, 2005; Porta et al., 2019).
- **Protección del entorno natural y de las personas:** La habilidad de filtrar, retener y convertir sustancias entre la atmósfera, el agua subterránea y la vegetación en la superficie influye en el ciclo del agua, así como el intercambio de gases, con el objetivo de salvaguardar el entorno natural, evitando la contaminación del agua que se encuentra debajo de la superficie terrestre y el sistema alimentario.

Incrementa la importancia de esta función porque las deposiciones sólidas, líquidas o gaseosas, inorgánicas u orgánicas en las que los suelos reaccionan a través de filtración mecánica, absorción fisicoquímica y precipitación o mineralización y metabolización microbiológica y bioquímica de compuestos orgánicos (Blum, 2005).

Estas reacciones biológicas también pueden contribuir al cambio global, a través de la liberación de gases desde el suelo hacia la capa gaseosa, porque globalmente, la presencia total del carbono presente en forma orgánica en los suelos es aproximadamente tres veces mayor que la cantidad total de carbono orgánico presente en el suelo por encima biomasa y aproximadamente el doble del

carbono orgánico total en la atmósfera. Bajo este aspecto, los suelos son un eslabón central en la biotransformación del carbono orgánico y continuamente juega un papel en la liberación de CO₂ y otras trazas de gases a la atmósfera. Estos gases son muy importantes para los procesos de cambio climático, que en este caso implican una retroalimentación a gran escala de muchos procesos localizados a pequeña escala. Siempre y cuando la filtración, almacenamiento en búfer y transformación las capacidades se pueden mantener, no habrá peligro al agua subterránea o a la cadena alimenticia. Sin embargo, estas capacidades de los suelos son limitadas y varían según las condiciones específicas del suelo (Blum, 2005).

- **Reservorio de genes:** Este recurso forma un hábitat biológico y una reserva genética con una gran variedad de organismos, ya que este recurso contiene más especies que toda la biota aérea; por lo tanto, el suelo es la base principal para la preservación de la biodiversidad. Además, la vida humana es extremadamente dependiente de esta biodiversidad, ya que no se sabe si se utilizarán nuevos genes para mantener a la humanidad; y los genes del suelo se vuelven cada vez más importantes para la biotecnología y procesos de bioingeniería (Porta et al., 2019; Blum, 2005).

c. Servicios ecosistémicos

Los servicios proporcionados por el suelo están determinados por sus propiedades y la interrelación entre ellas, siendo principalmente influenciados por su utilización y manejo. La degradación del suelo, que incluye deslizamientos de tierra, erosión, pérdida de carbono orgánico y disminución de la biodiversidad, representa un desafío global con el fin de asegurar la continuidad o perdurabilidad de los ecosistemas. En resumen, los servicios ecosistémicos son el resultado de los flujos de sustancias y la transmisión de energía; y en función de las características particulares de cada tipo de suelo desarrollan

diferentes servicios ecosistémicos, que se señalarán a continuación (Adhikari y Hartemink, 2016).

- **Soporte o automantenimiento:** Funcionamiento y mantenimiento de las interacciones físicas, químicas y biológicas con el propósito de promover respecto al suelo, sus funciones ambientales, que implican la renovación, retención y suministro de nutrientes esenciales para las especies vegetales, así como la preservación del hábitat y la conservación de la diversidad genética (Porta et al., 2019; Robinson, 2011).
- **Provisión, extracción o suministro:** Producción de nutrientes, biocombustibles y materias primas (Porta et al., 2019).
- **Regulación:** Regulación de los principales ciclos biogeoquímicos; amortiguamiento, filtración y moderación de la calidad del agua; eliminación de desechos y materia orgánica (Porta et al., 2019; Robinson, 2011).
- **Cultural:** Preservación de sitios arqueológicos, patrimonios culturales, comunidades, lugares de valor religiosos y espirituales (Porta et al., 2019; Robinson, 2011).

d. Metales como micronutrientes

Los elementos metálicos de elevada densidad (metales pesados) están presentes en el suelo de manera inherente o como consecuencia de las acciones realizadas por los seres humanos. El suelo alberga una variedad de metales que están presentes como componentes naturales de los minerales presentes en él, como aluminio (Al), calcio (Ca), hierro (Fe), magnesio (Mg), manganeso (Mn), potasio (K), silicio (Si) y sodio (Na). También puede haber manganeso (Mn) en el suelo, el cual suele presentarse en forma de óxido e hidróxido y puede formar concreciones junto con otros metales. Algunos metales presentes en el suelo desempeñan un papel fundamental en la nutrición de las plantas. El manganeso (Mn), por ejemplo, es esencial para el funcionamiento óptimo del sistema de captación de energía en las plantas y para la activación de enzimas implicadas en los procesos

metabólicos vegetales. Además, el zinc (Zn) se encuentra de manera natural en los suelos y desempeña un papel crucial como nutriente esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Prieto et al., 2009).

Los metales pesados conocidos como oligoelementos tienen la capacidad de desempeñar el papel de micronutrientes en la vegetación agrícola, ya que se requieren en cantidades mínimas para asegurar la culminación exitosa del ciclo de vida de los organismos. Sin embargo, cuando se supera cierto umbral, estos elementos pueden volverse tóxicos. Algunos de los oligoelementos incluyen arsénico (As), boro (B), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), níquel (Ni), selenio (Se) y zinc (Zn). Además, hay ciertos elementos metálicos de elevada densidad (metales pesados) que carecen de una función biológica conocida y cuya presencia en organismos vivos en determinadas concentraciones puede causar problemas o alteraciones en su desempeño. Estos metales pesados son sumamente nocivos y poseen la capacidad de bioacumularse en los organismos vivos. Algunos ejemplos de estos metales son el cadmio (Cd), el mercurio (Hg), el plomo (Pb), el antimonio (Sb), el bismuto (Bi), el estaño (Sn) y el talio (Tl) (Prieto et al., 2009).

2.1.2 Metales pesados

Los metales pesados son compuestos nocivos resistentes presentes en la biota como en la abiota, que provienen de minerales existentes en el suelo y de insumos dentro de una amplia gama de posibles fuentes antropogénicas, sin embargo, se evidencia que las actividades antropomórficas son las que generaron el incremento de estos contaminantes. De acuerdo con algunas especificaciones físicas, químicas y biológicas, la toxicidad de los metales pesados puede variar en función de los organismos afectados. Por lo que, el almacenamiento y transmisión de estos metales podrían generar efectos negativos en los ecosistemas (Sánchez y Jara, 2016; Alloway, 2013).

Los metales pesados son aquellos elementos que se caracterizan por tener una densidad mayor a 4 g/cm^3 , según la clasificación en la tabla periódica. Los metales pesados, a diferencia de los pesticidas, polietileno y otros productos tóxicos, se encuentran de manera natural en el medio ambiente y pueden estar presentes en los organismos. Existen dos categorías de metales pesados: esenciales y no esenciales. Los metales esenciales, como el cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), selenio (Se), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), níquel (Ni), vanadio (V) y zinc (Zn), desempeñan funciones biológicas específicas. Por otro lado, los metales no esenciales, como el Oro (Au), plata (Ag), mercurio (Hg), arsénico (As) y plomo (Pb), no cumplen ninguna función biológica mencionada. En ambos casos, se consideran altamente tóxicos si exceden los estándares comunes en los seres vivos, por ello es indispensable entender la interrelación de estos elementos en la naturaleza (Sánchez y Jara, 2016).

La presencia de metales pesados en el medio ambiente como contaminantes puede ser evidenciada por la acumulación de partículas de aerosol en la atmósfera, la presencia de metales pesados en precipitación pluvial y la existencia de compuestos gaseosos de diferentes elementos (Alloway, 2013).

a. Biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo

La biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo es un resultado de diversos factores químicos, ambientales y biológicos que interactúan entre sí de manera dinámica (Panuccio et al., 2009). Los factores que influyen son la especiación química de los elementos, el pH del suelo, cantidad de materia orgánica presente, la textura del suelo y su capacidad de retener cationes (CEC), la presencia de otros iones, la actividad de los organismos microscópicos presentes en el suelo y las características de las plantas, como su taxonomía, morfología y fisiología, entre otros (Mirecki et al., 2015).

Los metales pesados pueden estar presentes en concentraciones superiores a las normales debido a actividades humanas o procesos naturales. Estas concentraciones elevadas de metales pesados pueden tener un impacto negativo en el suelo, el entorno natural y otros elementos del ecosistema. Estos metales pesados al depositarse en el suelo actúan como un sumidero químico y como un amortiguador natural que controla la distribución de elementos químicos en la atmósfera, los cuerpos de agua y los seres vivos. Adicionalmente, los elementos tóxicos en el suelo tienen una mayor disponibilidad en comparación con otros componentes del ecosistema, puesto que los metales pesados acumulados a través de la lixiviación, absorción de plantas o erosión, se agotan lentamente, llegando a ser permanente en algunos casos (Kabata-Pendias, 2001). La forma común para indicar el grado de contaminación del suelo es a través del nivel total de los elementos tóxicos en el suelo (Karaca, 2004).

La biodisponibilidad de los elementos tóxicos está asociada con la industrialización y otras actividades humanas como la minería, fundición, contaminación por cemento, producción de energía y combustibles, transmisión de energía, actividades de tráfico, agricultura intensiva, vertido de lodos y operaciones de fusión (Mirecki et al., 2015). En la agricultura, la acumulación de elementos químicos se produce debido a la incorporación de diversas fuentes sustancia o mezcla de sustancias que se utiliza para enriquecer el suelo y proporcionar nutrientes a las plantas. Durante los procesos de extracción y refinamiento de minerales, la actividad industrial y la construcción de edificios, se liberan a través de cenizas, desechos de minería y escombros de construcción (Alloway, 2013; Kabata-Pendias, 2001).

b. Biodisponibilidad de los metales pesados en las plantas

Los metales pesados se concentran en las plantas de manera variable, estas plantas evolucionaron hasta llegar a alcanzar mecanismos fisiológicos para subsistir en suelos con concentraciones de contaminantes. Las plantas captan los metales pesados de

los suelos mediante intercambio iónico, reacciones redox, precipitación-disolución, entre otros (Vega, 2018; Mirecki, 2015).

Como extensión de estas reacciones, se puede decir que la solubilidad de los oligoelementos depende de diferentes factores como los minerales en el suelo (carbonatos, óxido, hidróxido, etc.), materia orgánica del suelo (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, polisacáridos y ácidos orgánicos), pH del suelo, potencial redox, contenido, balance de nutrientes, otros elementos traza, su concentración, propiedades físicas y mecánicas del suelo, temperatura y humedad del suelo, y así sucesivamente (Tarradellas et al., 1996).

La distribución de metales en las plantas muestra una variabilidad significativa y está regulada por factores genéticos, condiciones ambientales y sustancias nocivas. La interacción entre las plantas y el suelo juega un papel crucial en la dinámica de los metales pesados, y esto depende en gran medida de los niveles de contaminación del suelo y las plantas (Guala et al., 2001). Las especies vegetales adquieren los metales pesados del suelo mediante la absorción radicular y de la atmósfera a través de sus partes vegetativas expuestas (Mmolawa et al., 2011).

La regulación del equilibrio de metales en las plantas está determinada por las necesidades de micronutrientes de las especies vegetales y su capacidad para adquirir y eliminar elementos tóxicos. La disponibilidad de estos metales varía según las especies de plantas y su adaptación a las condiciones ambientales. En función de esto, las plantas se pueden clasificar en tres grupos: excluidores, indicadores y acumuladores (Smical et al., 2008). El análisis de las raíces puede proporcionar información sobre la presencia de metales pesados en el suelo contaminado, mientras que el análisis foliar puede indicar el nivel de contaminación atmosférica (Mirecki et al., 2015).

2.1.3 Arsénico

En la mayoría de las rocas, se puede encontrar una distribución uniforme del arsénico, un metaloide que presenta concentraciones que oscilan entre 0.5 y 2.5 ppm. Como es un elemento omnipresente en la litosfera superior, este metaloide tiene una gran afinidad para formarse u ocurrir en muchos minerales, y más de 200 minerales contienen arsénico, aproximadamente el 60% son arseniatos. Este elemento está altamente asociado con depósitos de muchos metales y por lo tanto es conocido como un buen indicador en estudios de prospección geoquímica. La oxidación de los depósitos de sulfuro conduce a la formación de diversos minerales de óxido de arsénico, incluyendo arseniatos y arsenitos. Estos minerales se caracterizan por la combinación del arsénico con metales como hierro (Fe), plomo (Pb) y cobre (Cu) (Kabata-Pendias, 2001).

Se distribuye de manera bastante uniforme en los principales tipos de rocas y sus concentraciones comunes en la mayoría de las rocas varían de 0.5 a 2.5 ppm. Solo en los sedimentos arcillosos el As, en promedio, se concentra en 13 ppm; siendo considerado un elemento omnipresente en la litósfera superior. Como tiene una gran afinidad para combinarse con muchos minerales, más de 200 de ellos contienen arsénico y, aproximadamente el 60% son arseniatos, siendo el mineral de arsénico más común el sulfuro llamado arsenopirita (FeAsS); mientras que los compuestos de arsenito no son muy comunes (Kabata-Pendias, 2001).

a. Biodisponibilidad del arsénico en el suelo

La toxicidad de este elemento en los suelos depende de la concentración de arsénico soluble y la respuesta del desarrollo de las especies vegetales pueden estar vinculadas con el arsénico total del suelo; dependiendo de las fuentes y propiedades del suelo (Kabata-Pendias, 2001).

Además de ocurrir naturalmente en el medio ambiente, el arsénico puede liberarse en grandes cantidades a través de los procesos geológicos volcánicos, la erosión de la

corteza terrestre, los incendios forestales y la actividad humana. Las fuentes humanas significativas de arsénico están asociadas con las operaciones de manufactura como el procesamiento de metales, trabajos químicos basados en minerales como azufre y fósforo, combustión de carbón y plantas de energía geotérmica; y al uso de aerosoles de arsénico (en huertos). Asimismo, se encuentra en pinturas, tintes, metales, medicamentos, jabones y semiconductores, operaciones de alimentación animal, fertilizantes y pesticidas pueden liberar grandes cantidades de arsénico al medio ambiente al igual que las prácticas de la industria como el cobre o fundición, minería y quema de carbón de plomo (Kabata-Pendias, 2001; Martin y Griswold, 2009).

b. Propiedades fisicoquímicas del arsénico

El arsénico es un elemento químico clasificado como metaloide y se ubica en el grupo VA y en el período 4 de la tabla periódica. Se encuentra presente en una amplia gama de minerales, especialmente como As_2O_3 , y puede ser extraído durante el procesamiento y refinación de minerales que contienen principalmente Ag (plata), Au (oro), Cu (cobre), Pb (plomo) y Zn (zinc). También se encuentra presente en las cenizas resultantes de la combustión del carbón. Los estados de oxidación del arsénico son -3, 0, +3 y +5, de los cuales As^0 y As^{3+} son característicos de entornos reductores. Los aniones complejos AsO_2^- , AsO_4^{3-} , $HAsO_4^{2-}$ y $H_2AsO_3^-$ son las formas móviles más comunes de arsénico que se absorben en el rango de pH de 7 a 9. En ambientes aeróbicos, As^{5+} es dominante, generalmente como el compuesto arseniato (AsO_4^{3-}) en diferentes niveles de protonación: H_3AsO_4 , $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$, $H_2AsO_3^-$, AsO_4^{3-} ; mientras que el As^{3+} como $H_3AsO_3^0$ solo es dominante en ambientes de pH y Eh bajos (Kabata-Pendias, 2001; Wuana y Okieimen, 2011).

En los suelos, el comportamiento del arsénico está ampliamente influenciado por su estado de oxidación. Bajo los rangos de pH y Eh, en los suelos predominan los estados

de oxidación de arsénico +5 y +3. Sin embargo, se sabe que los iones de arsenato son fácilmente fijados por componente del suelo como arcillas, geles fosfatados, humus y calcio (Kabata-Pendias, 2001). Debido a esto, los compuestos que contienen arsénico tienden a adherirse firmemente a los suelos, lo que limita su movilidad y los hace desplazarse solo a distancias cortas en los sistemas acuáticos subterráneos y superficiales (Wuana y Okieimen, 2011).

c. Distribución del arsénico entre los compartimentos ambientales

Los compartimentos ambientales de arsénico se refieren a las diferentes formas en que el arsénico se encuentra presente en el entorno natural. El arsénico se clasifica como un elemento químico en la tabla periódica que puede existir en diversas formas químicas, algunas de las cuales son más tóxicas que otras. Estas formas químicas del arsénico se pueden encontrar en diferentes compartimentos ambientales, como la hidrósfera, atmósfera y biósfera (Mandal y Suzuki, 2002).

En los cuerpos de agua, es posible encontrar arsénico en forma de compuestos inorgánicos solubles, los cuales representan un riesgo nocivo tanto para los seres humanos como para otros seres vivos. En el suelo, el arsénico puede estar presente en forma de minerales que contienen arsénico, que pueden liberar arsénico inorgánico soluble al medio ambiente. El arsénico también puede ser liberado al aire en forma de partículas finas, especialmente durante la quema de combustibles fósiles que contienen arsénico (Ravenscroft, 2009; Mandal y Suzuki, 2002).

Los organismos vivos también pueden acumular arsénico en sus tejidos a través de la alimentación y la exposición ambiental. El arsénico tiene la capacidad de encontrarse en agua y alimentos en forma de arsénico inorgánico soluble, así como en forma de compuestos de arsénico de naturaleza orgánica. Algunos organismos, como las plantas, también pueden convertir el arsénico inorgánico en compuestos orgánicos de arsénico más

complejos, como la arsenobetaina y la arsenocolina, que son menos tóxicos para los seres humanos (Bhattacharya et al., 2007; Nriagu, 2002).

En resumen, los compartimentos ambientales de arsénico se refieren a las diferentes formas en que el arsénico puede estar presente en el medio ambiente, incluyendo la hidrósfera, biósfera y atmósfera. La forma química del arsénico y su concentración en cada compartimento ambiental pueden tener un impacto significativo en la exposición y la toxicidad del arsénico para los seres humanos y otros organismos (Smedley y Kinniburgh, 2002).

d. Movilidad y solubilidad del arsénico en el suelo

La movilidad de los contaminantes en el suelo se ve influenciada por su grado de solubilidad. La fracción soluble en la que existen los contaminantes interactúa con otros componentes presentes en el suelo. Después que se disuelven en el agua presente en el suelo, los elementos adquieren diferentes especies con diversas interacciones iónicas. En contraste con otros elementos, el arsénico exhibe una baja capacidad de disolución en suelos con una buena oxigenación. En suelos con un pH ácido, donde las cargas positivas predominan, se generan condiciones favorables para la retención de arsénico (Moreno-Jiménez et al., 2012).

Desde una perspectiva ecológica y toxicológica, la porción que contiene los contaminantes en el suelo adquiere una gran importancia y se emplea como un parámetro indicativo en la evaluación de los riesgos de contaminación del suelo. Cualquier modificación en los factores ambientales, como el pH, el potencial redox (Eh), el clima, la biota así como cambios en la composición mineral del suelo, tales como procesos de disolución-precipitación referido a los procesos de solubilidad y formación de sólidos en el suelo, formación de complejos de disociación referido a la interacción de iones con otros compuestos en el suelo, oxidación-reducción referido a las reacciones químicas que

implican transferencia de electrones y adsorción-desorción referido a la capacidad de retención y liberación de contaminantes por las partículas del suelo, pueden afectar su biodisponibilidad (Moreno-Jiménez et al., 2012).

e. Transformaciones y especiación del arsénico

El arsenato y otras variantes aniónicas del arsénico actúan como compuestos quelantes y pueden precipitar cuando se encuentran en presencia de cationes metálicos. Los complejos de arsénico metálico en forma de arseniato son estables únicamente en condiciones específicas. El As^{5+} puede co-precipitarse o adsorberse en oxihidróxidos de hierro en entornos con pH bajo y cuando presenten una ligera reducción. Bajo estas condiciones, los coprecipitados de arsénico presentan una baja movilidad, pero a medida que el pH se vuelve alcalino, se incrementa la capacidad de desplazamiento del arsénico. Bajo condiciones reductoras domina As^{3+} , existiendo como arsenito (AsO_3^{3-}), y sus formas protonadas H_3AsO_3 , $H_2AsO_3^-$, $HAsO_3^{2-}$. El arsenito tiene la capacidad de ser adsorbido o co-precipitado junto a sulfuros metálicos, y muestra una fuerte afinidad hacia otros compuestos que contienen azufre. Es posible encontrar la presencia de arsénico elemental y arsina (AsH_3) en condiciones de extrema reducción. A través del proceso de biotransformación, específicamente la metilación, el arsénico experimenta la formación de derivados metilados de la arsina, tales como la dimetil arsina $HA(CH_3)_2$ y la trimetilarsina $As(CH_3)_3$, los cuales exhiben una alta volatilidad. Debido a que el arsénico generalmente se encuentra en forma de aniones, no establece complejos con aniones simples como Cl^- y SO_4^{2-} . Dentro de la especiación del arsénico, también se encuentran presentes formas organometálicas, tales como el ácido metilarsínico $(CH_3)AsO_2H_2$ y el ácido dimetilarsínico $(CH_3)_2AsO_2H$ (Wuana y Okieimen, 2011).

f. Absorción y efectos del arsénico en plantas y organismos

La fitoextracción adecuada de suelos contaminados de arsénico a través de las plantas depende de muchos factores, como la biomasa vegetal y la concentración de arsénico, que debe ser capaz de producir suficiente biomasa mientras acumula este metaloide. También depende de su fitotoxicidad y la biodisponibilidad de arsénico para las plantas, que está relacionada por las formas que presenta el arsénico en el suelo (Tu y Ma, 2002).

Las plantas no tienen una necesidad biológica de incorporar arsénico, ya que no es un elemento esencial para su crecimiento y desarrollo, por lo que en niveles muy elevados interfiere con sus procesos metabólicos al solubilizarse pasivamente a través del flujo de agua. Aunque se tiene evidencia que varias especies vegetales toleran un alto nivel de arsénico en los tejidos, también se demostró que los hongos son relativamente altos acumuladores de arsénico. Es importante señalar que, aparentemente, el arsénico es menos tóxico cuando la planta presenta buenas provisiones de fósforo. En otros casos, como en el arroz, el selenio parece inhibir su toxicidad en las mitocondrias de sus células (Tu y Ma, 2002; Kabata-Pendias, 2001).

Además, el arsénico se caracteriza por su capacidad de estimular la interacción con los microorganismos presentes en el suelo, sin embargo, es mejor conocido como inhibidor metabólico; por lo tanto, se debe esperar una reducción del rendimiento de la vegetación bajo un alto nivel de arsénico biodisponible. Como consecuencia de la biodisponibilidad del arsénico en las especies vegetales, este metaloide genera el marchitamiento de las hojas, coloración violeta (aumento de antocianina), decoloración de las raíces y plasmólisis celular. Sin embargo, el síntoma más común es la reducción del crecimiento, lo que a menudo conduce a la muerte (Kabata-Pendias, 2001).

Por otro lado, el arsénico puede concentrar una gran proporción de este elemento en algunas plantas marinas a través de su solubilización, estos son llamados "arsenoazúcares", y se convierten fácilmente en ácido dimetilarsínico en el cuerpo humano, presentando un gran potencial cancerígeno (Kabata-Pendias, 2001).

La exposición a niveles bajos de arsénico en los seres humanos puede ocasionar síntomas como náuseas, vómitos, reducción en la producción de eritrocitos y leucocitos, y alteraciones en el ritmo cardíaco, efectos adversos en el sistema circulatorio como a los vasos sanguíneos y una sensación anormal de hormigueo en manos y pies. Además, la exposición al arsénico ha sido vinculada a cambios en la pigmentación de la piel, así como a la aparición de protuberancias en las palmas de las manos y la región del torso. Sin embargo, a muy altos niveles, la ingestión de este metaloide puede provocar la muerte (Wuana y Okieimen, 2011; Martin y Griswold, 2009).

2.1.4 Cadmio

El cadmio (Cd) ha generado creciente preocupación debido a su impacto ambiental, siendo considerado uno de los metales más perjudiciales para los ecosistemas. Presenta efectos altamente adversos en la actividad biológica del suelo, el metabolismo de las plantas y la salud tanto de seres humanos como de animales. Su presencia en rocas magmáticas y sedimentarias es relativamente baja, no superando los 0.3 ppm. El cadmio (Cd) exhibe una estrecha asociación con el zinc (Zn) en su distribución geoquímica. Sin embargo, se ha observado que el cadmio tiene una mayor afinidad por el azufre (S) que el zinc, y en ambientes ácidos tiende a ser más móvil que el zinc. Los compuestos de cadmio (Cd) se caracterizan por ser isotípicos de los compuestos correspondientes de cationes como Zn_2 , Co_2 , Ni_2 , Fe_2 , Mg_2 y en algunos casos, de Ca_2 (Kabata-Pendias, 2001).

a. Biodisponibilidad del cadmio en el suelo

El contenido de cadmio (Cd) en el suelo está determinado principalmente por la composición química de la roca madre. Los suelos presentan niveles de Cd que varían entre 0.06 y 1.1 ppm en promedio, siendo los histosoles los que tienen el mayor contenido promedio (0.78 ppm) y los podzoles los que tienen el menor (0.37 ppm). Aunque la fracción de arcilla no juega un papel predominante en la distribución del cadmio (Cd) en el suelo, contribuye aproximadamente en un 10% de las interacciones. Sin embargo, se observa una relación más significativa entre el Cd y los contenidos de hierro (Fe) y manganeso (Mn) en el suelo. En suelos con pH bajo (5.5), los óxidos pueden tener una importancia menor. A nivel global, se estima que la concentración promedio de cadmio (Cd) en los suelos superficiales es de 0.53 ppm, y los valores más altos suelen reflejar el impacto antropogénico en la capa superior del suelo (Kabata-Pendias, 2001).

En suelos formados en climas húmedos, es más probable que el cadmio (Cd) se mueva hacia las capas más profundas del perfil en lugar de acumularse en el horizonte superficial. Por lo tanto, el enriquecimiento observado con frecuencia en el contenido de Cd en la capa superior del suelo se ve influenciado por las consecuencias de la contaminación (Kabata-Pendias, 2001).

b. Propiedades fisicoquímicas del cadmio

El cadmio es un elemento con número atómico 48 y peso atómico 112.4, ubicado en la última posición de la segunda fila de elementos de transición (IIB) en la tabla periódica. Tiene una densidad de 8.65 g/cm³, un punto de fusión de 320.9°C y un punto de ebullición de 765°C. Se clasifica junto con el mercurio y el plomo como uno de los tres principales metales pesados tóxicos, y no se le atribuye ninguna función biológica esencial (McLaughlin y Singh, 2012; Wuana y Okieimen, 2011).

En su forma de compuestos, el cadmio se presenta mayormente como ion divalente Cd (II), siendo esta la valencia más común en entornos naturales y especialmente en sistemas acuáticos. Es importante destacar que el cadmio se encuentra justo debajo del zinc en la tabla periódica y comparte similitudes químicas con este último. El zinc es un micronutriente esencial tanto para las plantas como para los animales (McLaughlin y Singh, 2012; Wuana y Okieimen, 2011).

La toxicidad del cadmio se atribuye en parte a su capacidad de reemplazar al zinc en los procesos metabólicos. Dado que el zinc es un oligoelemento vital, la sustitución por cadmio puede interferir con el funcionamiento normal de estos procesos. Además, el cadmio muestra similitudes químicas con otro elemento del mismo grupo, el mercurio (Hg). El cadmio y el zinc también se encuentran comúnmente asociados en entornos geológicos naturales (McLaughlin y Singh, 2012; Wuana y Okieimen, 2011).

Las propiedades químicas de Cd son similares a las de Zn, que también tiene dos electrones "s" fuera de una capa "d" llena. Los terceros potenciales de ionización para Cd y Zn son extremadamente altos, y las energías de solvatación o formación de red son insuficientes para hacer que los estados de oxidación trivalentes sean químicamente estables (McLaughlin y Singh, 2012).

c. Distribución del cadmio entre los compartimentos ambientales

El cadmio tiene la capacidad de encontrarse en varios compartimentos ambientales, tales como la atmósfera, hidrósfera y biósfera, incluido los alimentos. Estos compartimentos pueden ser considerados como "almacenamientos" de cadmio en el medio ambiente (Alloway, 2013; Tchounwou et al., 2012).

El cadmio presenta una notable afinidad por unirse a las partículas del suelo, lo que conduce a su retención prolongada en dicho medio. Además, existe la posibilidad de que

las raíces de las plantas absorban el cadmio, lo que resulta en su acumulación en la estructura de las plantas. Esta acumulación representa un riesgo para la salud humana si se consumen estas plantas como parte de la alimentación (Zhuang et al., 2018).

En ambientes acuáticos, el cadmio puede encontrarse tanto en forma disuelta en el agua como en asociación con partículas suspendidas, como el material particulado en suspensión. Además, los organismos acuáticos tienen la capacidad de absorber el cadmio del agua y acumularlo en sus tejidos. Esta acumulación de cadmio en los organismos acuáticos puede tener graves implicaciones para la salud humana si se consumen como parte de la alimentación. Estudios han demostrado que el cadmio presente en organismos acuáticos puede representar un riesgo significativo para la salud (Kabala y Singh, 2001).

En el aire, el cadmio puede ser emitido por fuentes como las emisiones de vehículos y las emisiones de plantas de energía. Después de ser liberado al aire, el cadmio tiene la capacidad de depositarse tanto en el suelo como en el agua mediante procesos de deposición húmeda o seca (Kabala y Singh, 2001; McLaughlin et al., 1996).

En general, los compartimentos ambientales de cadmio son importantes de considerar por los potenciales impactos negativos que puede ocasionar tanto en la salud humana como en el entorno natural (Alloway, 2013).

d. Movilidad y solubilidad del cadmio en el suelo

Se ha realizado una extensa investigación sobre el proceso rápido de sorción de diferentes especies de cadmio por los componentes del suelo. Se ha determinado que la competencia de adsorción con las arcillas es el principal factor que regula la unión del cadmio en el suelo. La solubilidad del cadmio está fuertemente influenciada por el pH, pero otros factores como la naturaleza de las superficies adsorbentes y los ligandos orgánicos también desempeñan un papel importante en este proceso. En contraste, se ha observado

que los compuestos de hierro, como los óxidos, alófanos e imogolita, muestran una alta afinidad por la adsorción selectiva de cadmio. Sin embargo, en suelos con un pH bajo, alrededor de 5.5, los hidróxidos de hierro parecen tener una menor importancia en comparación con otros compuestos en términos de su capacidad de adsorción de cadmio (Kabata-Pendias, 2001).

En suelos con un pH ácido en el rango de 4.5 a 5.5, se observa una mayor movilidad del cadmio, mientras que, en suelos alcalinos, la movilidad del cadmio tiende a ser reducida debido a la competencia con los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} . A medida que el pH aumenta en el rango alcalino, es probable que se formen especies iónicas monovalentes de hidróxido, como el CdOH^+ , las cuales tienen dificultades para desplazar a otros cationes en los complejos de intercambio catiónico. En suelos con un pH superior a 7.5, la solubilidad del CdCO_3 y posiblemente de $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$, se vuelve el factor principal que controla la movilidad del cadmio (Kabata-Pendias, 2001).

e. Transformaciones y especiación del cadmio

En el proceso de meteorización, el cadmio se solubiliza fácilmente, y pese a que se presenta principalmente como Cd^{2+} , también puede formar diversos complejos iónicos como CdCl^+ , CdOH^+ , CdHCO_3^+ , CdCl_3^- , CdCl_4^{2-} , $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$ y $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$ y quelatos con compuestos orgánicos. No obstante, en el entorno natural, el estado de oxidación más predominante del cadmio es +2, y los principales factores que regulan la movilidad del ion Cd son el potencial de oxidación y el pH. En entornos con altos niveles de oxidación, es factible que el cadmio se combine formando minerales como CdO y CdCO_3 , y también es probable que se encuentre presente en depósitos de fosfato y biolito (Kabata-Pendias, 2001).

f. Absorción y efectos del cadmio en plantas y organismos

El cadmio (Cd) se clasifica un elemento biopersistente y tóxico para las plantas, sin tener una función biológica fundamental. A pesar de esto, una vez que es absorbido por un

organismo, persiste durante largo tiempo y se absorbe eficientemente a través de las raíces y las hojas. El pH es uno de los factores clave que regula la absorción total y relativa de Cd, especialmente en un rango de pH de 4.5 a 5.5. Sin embargo, se han encontrado resultados contradictorios que sugieren que el Cd puede volverse más móvil en suelos alcalinos debido a la formación de complejos o quelatos metálicos. Por consiguiente, la absorción de Cd a raíz de la especie vegetal podría no estar influenciada por el pH, lo que implica que el pH no necesariamente afecta la capacidad de absorción del cadmio por parte de las plantas. (Kabata-Pendias, 2001; Wuana y Okieimen, 2011).

Al igual que otros metales pesados, el cadmio se transporta con rapidez dentro de una especie vegetal como complejos metaloorgánicos y se localiza principalmente en las raíces, con cantidades menores en los nudos del tallo, los pecíolos y las nervaduras principales de las hojas. Es conocido que una considerable cantidad de Cd se acumula en las raíces, aun si el Cd penetra en la especie vegetal a través de las hojas. Por consiguiente, se puede deducir que el cadmio (Cd) dentro de las especies vegetales exhibe una movilidad considerable, pese a que su traslocación mediante los tejidos vegetales puede estar limitada debido a su fácil retención, especialmente en los puntos de intercambio de sustancias activas que se encuentran en las membranas celulares (Kabata-Pendias, 2001).

A partir de la década de 1970, ha surgido un creciente interés en la eventual exposición a los seres humanos al cadmio (Cd) mediante la cadena alimentaria. Durante este período, se ha prestado especial atención a la ingesta de Cd mediante el consumo de determinados mariscos y vegetales. La inquietud respecto a esta forma de exposición, particularmente en relación con los cultivos agrícolas, ha motivado investigaciones sobre las posibles implicaciones de aplicar lodos de depuradora (biosólidos ricos en Cd) en suelos destinados a cultivos para consumo humano, así como el uso de fertilizantes fosfatados con alto contenido de cadmio. Como resultado, se han establecido niveles

máximos permisibles de concentración de Cd para diversos alimentos vegetales (Wuana y Okieimen, 2011).

El cadmio y sus compuestos son reconocidos como carcinógenos y pueden afectar a diversas enzimas en el cuerpo humano. La exposición a altos niveles de cadmio puede ocurrir a través de la inhalación del humo del tabaco, lo que puede provocar graves daños en los pulmones. La inhalación de cadmio es una consecuencia del hábito de fumar, donde se respira una cantidad considerable de esta sustancia, lo que puede resultar en lesiones pulmonares graves (Wuana y Okieimen, 2011; Martin y Griswold, 2009).

La ingestión de grandes cantidades de cadmio ocasiona una intensa irritación estomacal, manifestándose en forma de diarrea y vómitos. Asimismo, la exposición prolongada a niveles más bajos de cadmio puede provocar daños en los pulmones, debilitamiento óseo y acumulación en los riñones. La acumulación crónica de cadmio en los riñones representa una amenaza significativa para la salud, ya que puede ocasionar disfunción renal. Es posible que los daños en los riñones están relacionados con la influencia negativa del cadmio en las enzimas encargadas de la reabsorción de proteínas en los túbulos renales (Wuana y Okieimen, 2011; Martin y Griswold, 2009).

2.1.5 Plomo

La gran cantidad del plomo (Pb) en la corteza terrestre indica que es propenso a concentrarse en rocas magmáticas ácidas y sedimentos arcillosos, donde su nivel promedio de Pb varía entre 10 y 40 ppm. En contraste, en rocas ultramáficas y sedimentos calcáreos, su nivel promedio es de 0.1 a 10 ppm. Se estima que el nivel promedio de Pb en la corteza terrestre es de aproximadamente 15 ppm (Kabata-Pendias, 2001).

Los principales contaminantes de Pb emitidos por las fundiciones se presentan en formas minerales (p. ej., PbS, PbO, PbSO₄ y PbO·PbSO₄), mientras que el Pb en los

escapes de los automóviles se encuentra principalmente en forma de sales de haluros (p. ej., PbBr , PbBrCl , Pb(OH)Br y $(\text{PbO})_2\text{PbBr}_2$). Las partículas de escape de Pb son inestables y se convierten fácilmente en óxidos, carbonatos y sulfatos. Los procesos de metilación de algunas especies de Pb son reacciones biológicas o puramente químicas (Kabata-Pendias, 2001).

a. Biodisponibilidad del plomo en el suelo

Los niveles de plomo (Pb) en los horizontes superiores de diversos suelos en diferentes países presentan una variación natural, con valores que van desde 3 hasta 189 ppm. La concentración promedio de plomo en los distintos tipos de suelo oscila entre 10 y 67 ppm, teniendo un valor medio de 32 ppm. Se han informado niveles altos de Pb (por encima de 100 ppm) principalmente en Irlanda, Reino Unido (Gran Bretaña), Dinamarca y Japón y lo más probable es que reflejen el impacto de la contaminación. Se podría establecer un límite máximo para el nivel de plomo (Pb) en un suelo estándar en 70 ppm (Kabata-Pendias, 2001).

El contenido natural de Pb del suelo se hereda de las rocas madre. Sin embargo, debido a la contaminación generalizada por Pb, es probable que la mayoría de los suelos se enriquezcan en este metal, especialmente en el horizonte superior. Existe una amplia cantidad de datos disponibles en la literatura sobre el contenido de plomo (Pb) en el suelo. Sin embargo, en ocasiones resulta desafiante distinguir entre las concentraciones de fondo de Pb presentes naturalmente en los suelos y aquellos que han sido influenciados por actividades humanas, especialmente en los suelos superficiales (Kabata-Pendias, 2001).

La concentración inherente de plomo (Pb) en los suelos está estrechamente ligada a la composición geológica subyacente y se considera uno de los metales pesados menos móviles. Aunque las formas de plomo (Pb) pueden presentar diferencias notables entre distintos tipos de suelo, su presencia se encuentra principalmente asociada a minerales

arcillosos, hidróxidos de hierro y aluminio, óxidos de manganeso, así como a la materia orgánica. No obstante, en ciertos suelos, es posible encontrar altas concentraciones de plomo (Pb) en partículas de carbonato de calcio o en niveles elevados de fosfato. La incorporación de fosfato en un suelo afectado por la presencia de plomo (Pb) tiene un efecto leve en la reducción de la fracción que se disuelve rápidamente de este elemento y de manera más significativa las fracciones de óxido y carbonato, mientras que aumenta la fracción orgánica, y especialmente la residual. En suelos muy contaminados con Pb se observa la formación de piromorfita, $Pb_5Cl(PO_4)_3$. (Kabata-Pendias, 2001).

La acumulación de plomo (Pb) en los suelos superficiales tiene una relevancia ecológica significativa, ya que se ha comprobado que este metal ejerce un fuerte impacto en la actividad biológica de los suelos. Las altas concentraciones de plomo (Pb) en el suelo probablemente restrinjan la interacción enzimática de la microbiota y, como resultado, provoquen un notable incremento de materia orgánica del suelo que se descompone de manera incompleta, particularmente aquellos materiales que no se descomponen fácilmente, como la celulosa. Además, de una acumulación significativa de nitratos en suelos enriquecidos en Pb (Kabata-Pendias, 2001).

b. Propiedades fisicoquímicas del plomo

El plomo es un elemento metálico que se encuentra en el grupo IV y período 6 de la tabla periódica. Tiene un número atómico de 82, una masa atómica de 207.2, un punto de fusión de 327.4°C, una densidad de 11.4 g/cm³ y un punto de ebullición de 1725°C. Se encuentra de forma natural en la corteza terrestre y suele estar presente en minerales unidos con otros elementos, como azufre (PbS, PbSO₄) y oxígeno (PbCO₃). La concentración de plomo en la superficie terrestre varía entre 10 hasta 30 mg/kg. El mineral de galena (PbS) es la forma predominante en la que se encuentra de manera natural y tiene propiedades altamente calcófilas. El plomo se presenta generalmente en su estado de oxidación como Pb²⁺ aunque también es conocido como Pb⁴⁺, y se encuentra en

minerales que usualmente no se disuelven en agua. En los suelos de la capa superior a nivel global, se ha observado un promedio de 32 mg/kg de plomo, con variaciones que van desde 10 hasta 67 mg/kg. En términos de producción industrial de metales, el plomo se encuentra en la quinta posición, por detrás del hierro (Fe), el cobre (Cu), el aluminio (Al) y el zinc (Zn) (Kabata-Pendias, 2001; Wuana y Okieimen, 2011).

Pb se utiliza comúnmente en aleaciones con otros metales. Se combina con antimonio en baterías de almacenamiento, con calcio y estaño en baterías de almacenamiento sin mantenimiento, con plata para soldadura y ánodos, con estroncio y estaño como ánodos en procesos de electroobtención, y con telurio en tuberías y láminas utilizadas en instalaciones químicas y blindaje nuclear (Wuana y Okieimen, 2011).

c. Distribución del plomo entre compartimentos

Los compartimentos ambientales de plomo se refieren a los diferentes medios en los que el plomo puede acumularse en el entorno natural y ejercer un impacto en los organismos vivos. Estos compartimentos incluyen la hidrósfera, atmósfera y biósfera (Krachler et al., 2016).

El plomo puede ingresar al aire mediante la combustión de combustibles fósiles, la actividad industrial, etc. El plomo tiene la capacidad de ser llevado a largas distancias por el viento y depositarse en suelos y fuentes de agua ubicadas en las proximidades (Li et al., 2018; Krachler et al., 2016).

La contaminación de cuerpos de agua en la superficie y bajo tierra por plomo puede ocurrir debido a la escorrentía y la filtración del suelo, así como a través de descargas directas de residuos industriales (EPA, 2012).

En el suelo, el plomo puede acumularse a través del depósito atmosférico y la utilización de fertilizantes y otros elementos del suelo que contienen plomo (Li et al., 2018; Krachler et al., 2016).

La incorporación de plomo se produce mediante el consumo de alimentos y agua que han sido contaminados con este metal, así como la inhalación de aire que contiene este metal. El plomo puede afectar negativamente la salud de los seres vivos, incluyendo daños al sistema nervioso, problemas de desarrollo y otros efectos adversos. Por lo tanto, es crucial llevar a cabo un monitoreo y control continuo de los niveles de plomo en todos los compartimentos del entorno natural, incluyendo el suelo, el agua y el aire. Esta vigilancia constante es fundamental para minimizar los riesgos asociados a la salud pública y al entorno natural (Kim et al., 2017).

d. Movilidad y solubilidad del plomo en el suelo

Dado que el plomo penetra en el suelo en forma de diversos compuestos complejos, sus reacciones pueden variar considerablemente según la región. El plomo es un metal que muestra estabilidad en el suelo, y se estima que se requieren alrededor de 200 años para que su concentración total disminuya en un 10% debido a la lixiviación en suelos contaminados. También se observó que el Pb se movía desde la capa superior del suelo tratado con acetato de Pb hacia el subsuelo, aunque se demostró que el suelo franco arcilloso limoso tenía una alta capacidad para unir Pb en formas no intercambiables. Se ha atribuido la capacidad de movilidad a la lixiviación del plomo en forma de complejos quelados solubles con la presencia de materia orgánica. En líneas generales, se ha observado que en varios ecosistemas el equilibrio de plomo muestra un ingreso considerablemente mayor que su eliminación. Es importante destacar que la contaminación con plomo de la superficie terrestre no es generalmente reversible, lo que significa que continuará acumulándose en los suelos, incluso cuando las fuentes de contaminación sean bajas (Kabata-Pendias, 2001).

Además, es posible disminuir significativamente la solubilidad del plomo a través de la aplicación de enmiendas alcalinas en el suelo. Un pH elevado en el suelo puede provocar la precipitación del plomo en forma de hidróxido, carbonato o fosfato, además de fomentar la formación de complejos orgánicos estables de plomo. El incremento en la acidez del suelo puede resultar en una mayor solubilidad del plomo, aunque generalmente este proceso de movilización es más lento en comparación con el depósito en el suelo que contiene altos niveles de materia orgánica (Kabata-Pendias, 2001).

e. Transformaciones y especiación del plomo

Las partículas de escape de Pb son inestables y se convierten fácilmente en óxidos, carbonatos y sulfatos. Los procesos de metilación de algunas especies de Pb son reacciones biológicas o puramente químicas. Una de las reacciones es a través de la adsorción de Pb, que está fuertemente influenciado por las diferentes formas de ligandos que participan en la formación de complejos hidroxilo de Pb (PbOH^+ y $\text{Pb}_4(\text{OH}_4)^{4+}$). Existen posibles mecanismos de adsorción de especies de hidroxilo y sugirieron que la adsorción de Pb en montmorillonita puede interpretarse simplemente como un proceso de intercambio de cationes, mientras que en caolinita e illita el Pb se adsorbe de manera bastante competitiva. Se ha demostrado que existe una mayor adsorción selectiva de Pb por óxidos de Fe, haloisita e imogolita que por humus, caolinita, montmorillonita y óxidos de Mn (Kabata-Pendias, 2001).

Durante el proceso de meteorización, los sulfuros de plomo experimentan una oxidación gradual y tienen la capacidad de generar carbonatos, así como de ser incorporados en minerales arcillosos, óxidos de hierro (Fe) y manganeso (Mn), y materia orgánica. Las propiedades geoquímicas del Pb^{2+} exhiben similitudes con los metales alcalinotérreos divalentes. Por lo tanto, el plomo tiene la capacidad de sustituir al potasio

(K), bario (Ba), estroncio (Sr) y calcio (Ca), en sitios de adsorción y minerales (Kabata-Pendias, 2001).

f. Absorción y efectos del plomo en plantas y organismos

La absorción de plomo por los tejidos radiculares y su traslocación hacia los tejidos foliares de las plantas se ve favorecida por factores del suelo y de la especie vegetal, como un pH ácido, bajo contenido de fósforo en el suelo y presencia de ligandos orgánicos. Sin embargo, cuando el Pb es absorbido por las plantas, su traslocación a las partes aéreas es muy pobre, por lo que la mayor proporción de Pb se concentra en los tejidos radiculares. Sin embargo, es prometedor que la densa cubierta vegetal estabilice el Pb, durante un período determinado, dentro de la zona de raíces. A pesar de que el plomo presenta una baja disponibilidad para las especies vegetales y, por ende, resulta difícil de extraer mediante fitoextracción, ciertas especies vegetales como maíz, girasol y *Thlaspi sp.*, tienen la capacidad de acumular cantidades significativas de plomo, especialmente en sus raíces. El aumento de la movilidad del Pb utilizando quelatos u otras tecnologías como la electroósmosis puede estimular su fitodisponibilidad (Kabata-Pendias, 2001).

En contraste, se ha generado un interés considerable en la trayectoria del plomo de origen humano, que se produce a través de la quema de combustibles fósiles, la actividad minera, la fabricación para producir baterías, productos metálicos como soldadura y equipo de protección contra radiaciones X, ya que estas actividades se puede encontrar plomo y compuestos de plomo en todas partes de nuestro medio ambiente. El plomo al ser un metal altamente tóxico genera diversos problemas de salud, por ello, su uso en productos como gasolina, soldadura de tuberías y pinturas en los últimos años ha experimentado una notable disminución. El último producto recibió una amplia atención en términos de investigación debido a que se encontró relación entre las concentraciones de Pb en las casas antiguas y en los suelos de los jardines, que a su vez estaba asociado a una transferencia directa del Pb a través de la ingesta peligrosa por parte de los niños como

resultado de la actividad de "mano a boca" y esta reflejaba una relación significativa entre los niveles de Pb en suelos y en la sangre de los niños (Kabata-Pendias, 2001; Martin y Griswold, 2009).

La Agencia de Protección Ambiental (EPA) ha concluido que el plomo es un carcinógeno probable y puede afectar todos los órganos y sistemas del cuerpo. La prolongada exposición al plomo en adultos puede ocasionar una reducción en la productividad en pruebas que evalúan las funciones del sistema nervioso, debilitamiento en los dedos, muñecas o tobillos, ligeros incrementos en la presión arterial y anemia. La alta exposición a concentraciones elevadas de plomo podría tener graves consecuencias renales y en el cerebro, e incluso puede llegar a ser fatal. En el caso de mujeres gestantes, grandes concentraciones de exposición al plomo podrían conllevar una pérdida del embarazo. Por otro lado, los hombres expuestos a niveles elevados de plomo pueden experimentar daños en los testículos (Martin y Griswold, 2009).

2.1.6 Relave minero de la UNI

a. Definiciones

La Ley N° 31211, Ley de Adecuación del Transporte y Disposición Final de Relaves para Empresas Minero-Metalúrgicas, establece la definición de relave como un residuo generado en el proceso de extracción de minerales, que consiste en una mezcla de mineral molido, agua y otros elementos. Este residuo se transporta a través de canales o tuberías hasta un depósito de relave designado para su disposición final. Según la Ley N° 31211, un depósito de relave se refiere a una estructura construida de manera segura con el propósito de contener los residuos de relave que se generan como un producto secundario resultante del proceso minero-metalúrgico. Mientras que la Ley N° 28271, que establece las normas para los pasivos ambientales de la actividad minera, define los pasivos ambientales como instalaciones, efluentes, emisiones, residuos o depósitos generados por actividades mineras que están actualmente en desuso o sin actividad, siendo una amenaza

permanente y potencial para la salud pública, el entorno ecológico circundante y la propiedad.

b. Ubicación del relave minero UNI

La planta piloto donde se realizaban los tratamientos y/o concentración de los minerales y el relave era dispuesto en las zonas planas, se localizaba en las colinas conocidas como Loma de Azúcar, en proximidad a la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI), en el distrito de Rímac – Lima. El relave minero de la UNI se transportaba desde la planta piloto por tubos de PVC hacia las canchas de relave minero y se depositaban en zonas regularmente planas del terreno mostrada en la Figura 2 (Londoña, 2004).

Figura 2

Relave minero de la UNI.



Nota: Elaboración propia.

c. Características físicas del relave minero de la UNI

El relave de la mina principalmente era pirita lo cual generaba una contaminación ácida y las canchas donde eran depositadas los relaves mineros tenían la particularidad del terreno es que era altamente absorbente, donde se sedimentaban y se secaban a la intemperie (Londoña, 2004).

El suelo del relave minero presenta un origen marino, fluvial y eólico; se observan dos áreas claramente diferentes, los suelos del cerro de la UNI que no tienen cobertura

vegetal, mientras que el segundo, es un suelo alterado por la actividad antrópica, producto de la forestación de la gestión administrativa de la UNI (Natividad, 2019).

d. Planta concentradora de minerales de la UNI

La planta concentradora piloto ubicado en la UNI fue puesta en operación en el año 1965 a partir de esa fecha perteneció al ex INGEMMET para luego privatizarse y trabajar de forma independiente de la universidad ofreciendo sus servicios de tratamiento de minerales polimetálicos de diversas minas del país. El trabajo en planta era realizado de 8:00 am a 6:00 pm, 9 horas diarias (Suarez, 2003).

En esta planta mostrada en la Figura 3, se realizaban procesamiento y tratamiento de minerales de cobre, oro, plomo, plata y zinc provenientes de pequeñas minas de la sierra. Estos minerales eran recibidos como pruebas de pilotaje o para el procesamiento en sí para la obtención del concentrado final. El relave de la mina principalmente era pirita lo cual generaba una contaminación ácida. Además, contaba con una vía férrea de una longitud de 60.75 m mediante el cual transportaban materiales sobre una plataforma accionada por un cable metálico desde una caseta de la parte superior desde donde se podía hacer subir o bajar los minerales y materiales, también existían pequeños senderos que permitían el ingreso a la planta (Londoña, 2004).

Figura 3

Planta concentradora de la UNI.



Nota: Elaboración propia.

e. Descripción del proceso

El proceso iniciaba ingresando minerales a través de la malla Grizzly que contenía orificios rectangulares que luego eran colocadas en serie a la alimentación de la chancadora de quijada, equipo que trituraba el mineral desde tamaños de 4" hasta tamaños de 1.5" a 0.5" y después era almacenado en la tolva de finos, donde se encontraba el mineral triturado para luego ser descargado a la faja de alimentación, el peso y tiempo del mineral transportado en esta etapa era controlado de forma que la velocidad de alimentación al ingreso del molino no sea excesiva y se evite la sobrecarga del molino (Suarez, 2003).

En el molino, se trabajaba con bolas de acero y chaquetas de hierro fundido donde se realizaba el mayor grado de liberación del mineral valioso previo a la flotación y trabajaba en circuito cerrado con el clasificador mecánico de rastrillos. Seguidamente, este equipo clasificaba las partículas por tamaños de modo que las partículas finas suspendidas son llevadas al rebose y las gruesas que sedimentan rápidamente eran arrastradas a la alimentación del molino. El acondicionador era el encargado de recibir la pulpa del mineral de cabeza procedente del rebose del clasificador de modo que preparaba, homogenizaba

y acondicionaba la pulpa y la espuma antes de entrar al circuito de celdas de flotación. Cuando pasaban a las celdas de forma rectangular donde se realizaba la recuperación máxima del mineral valioso preparado por las etapas previas y la separación de mineral estéril se enviaba al relave (Suarez, 2003).

Los concentrados se filtraban en cochas rectangulares ubicados debajo de la planta en la falda del cerro transportados a través de tubos de PVC desde las bancadas de las celdas de flotación. Los relaves también se transportaban por tubos de PVC hacia las canchas de relave y se depositaban en zonas regularmente planas del terreno, la particularidad del terreno es que era altamente absorbente, donde se sedimentaban y se secaban a la intemperie (Londoña, 2004).

f. Reactivos utilizados en el proceso productivo

Los reactivos más importantes utilizados para el molino eran el cloruro con sulfato de zinc, Z-1, S-407 y biosulfito de sodio; para el rebose era el espumante; y para las celdas eran el biosulfito de plomo (Londoña, 2004).

Para la gran parte de los minerales que contenían plomo eran considerados como minerales complejos, sus problemas de recuperación aumentaban con el grado de diseminación de los minerales y más si contenían pirita. Primero flotaba el Pb, mientras los minerales de Zinc eran deprimidos; después los minerales de Zn eran reactivos con CuSO_4 y flotados selectivamente. La depresión de los minerales de Zn y pirita en el circuito de flotación de plomo era usualmente lograda con cianuro combinado con ZnSO_4 , si era necesario en el circuito de limpieza del plomo también se le echaba bisulfito de sodio como un depresor de Zn con la combinación anterior. En algunos casos era el único depresor usado cuando la plata y el oro estaban presentes, y era preferible premezclar el ZnSO_4 con el cianuro con el objetivo de prevenir la disolución de oro y la plata (Londoña, 2004).

Por otro lado, la cal deprimía sulfuros de fierro, también de Pb, Zn marmático y ciertos minerales de cobre, si se usaba en exceso en los metales preciosos deprimía el oro, sin embargo, presentaba poco efecto sobre los sulfuros de plata. En los no metálicos no sulfurosos retardaba la sulfurización con Na_2S (Londoña, 2004).

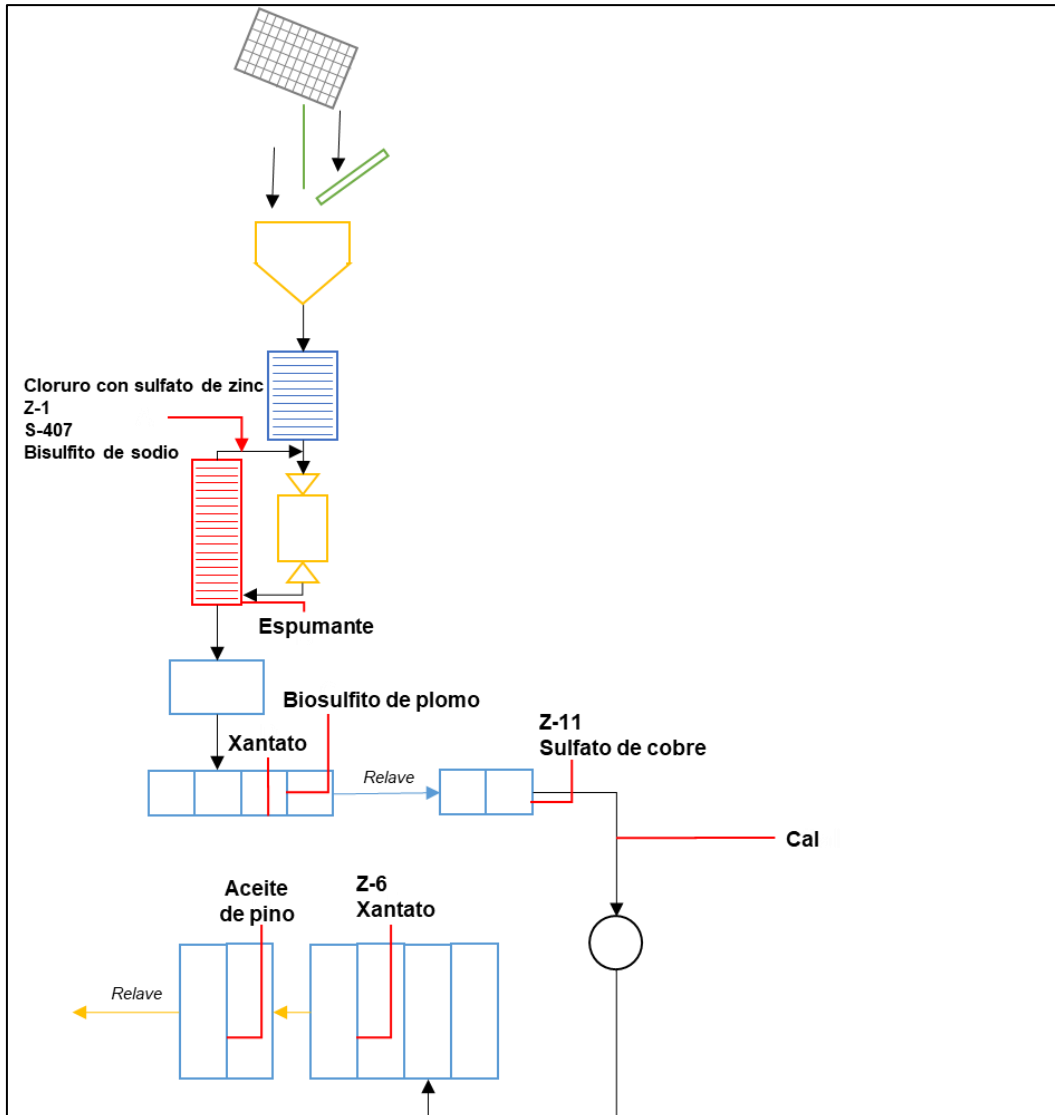
Las funciones de los reactivos más importantes eran (Suarez, 2003):

- A-1: Depresor de arsénico y zinc y colector de oro
- A-31: Reactivo colector
- Acrilante: Colector y espumante
- $\text{Ca}(\text{OH})_2$: Depresor de hierro

- MIBC (metil isobutil carbonilo): Alcohol espumante energético para mantener a los sulfuros metálicos
- NaCN/SO₄Zn: Depresor de zinc y pirita
- NaHSO₃: Depresor de zinc
- R-242: Espumante energético para plomo, plata, zinc y oro
- R-404: colector de plomo y plata
- R-407: Colector de plomo oxidado y zinc
- R-3501: Colector de sulfuros
- Silicato de aluminio: Reactivo que evita la flotación de sílice
- SO₄Cu: Acondicionador de zinc
- Z-11: Xantato colector para sulfuros metálicos

Figura 5

Flujograma de reactivos principales usados en el procesamiento de minerales en la planta concentradora de la UNI.



Nota: Adaptado de (Londoña, 2004).

2.1.7 Fitorremediación

La fitorremediación implica emplear especies vegetales y su microbiota para remediar cuerpos de aguas subterráneos y suelos contaminados, es decir, utilizar plantas para la acumulación de metales para su eliminación. El objetivo es transformar los contaminantes en productos inocuos (Ghosh y Singh, 2005).

Las ventajas son que las plantas son una alternativa rentable a los sistemas de remediación física, ya que son impulsadas por energía solar, sistemas de bombeo y

filtración. Además, las raíces pueden describirse de manera similar ya que pueden encontrar, alterar y/o trasladar elementos y compuestos. Mientras que las limitaciones de este proceso son que las concentraciones de contaminantes y la presencia de otras toxinas deben ser dentro de los límites de tolerancia de la planta. Además, los contaminantes que son altamente solubles en agua pueden filtrarse fuera de la raíz zona, por lo que requieren contención. Asimismo, es un proceso con frecuencia más lento que los procesos fisicoquímicos. A pesar de estas limitaciones, en los casos donde existen grandes áreas superficiales de contaminantes relativamente inmóviles en los suelos superficiales, la fitorremediación puede ser apropiado (Cunningham et al., 1995).

La fitorremediación consta de cinco procesos principales, que se muestran en la Tabla 1 (Ghosh y Singh, 2005).

Tabla 1

Procesos de fitorremediación y mecanismos de tratamiento de contaminantes.

Nivel	Proceso	Mecanismo	Contaminante
1	Rizofiltración	Acumulación de rizósfera	Orgánicos/Inorgánicos
2	Fitoestabilización	Complejación	Inorgánicos
3	Fitoextracción	Hiperacumulación	Inorgánicos
4	Fitovolatilización	Volatilización por hojas	Orgánicos/Inorgánicos
5	Fitotransformación	Degradación en plantas	Orgánicos

Nota: Adaptado de (Ghosh y Singh, 2005).

a. Rizofiltración

La rizofiltración es el proceso donde las raíces de las plantas se encargan de absorber, concentrar y precipitar contaminantes presentes en fuentes de agua con niveles bajos de contaminación en sus tejidos radiculares. Puede tratar parcialmente las descargas industriales, escorrentía agrícola, drenaje ácido de minas, aguas subterráneas y superficiales. Una de sus ventajas es que se puede aplicar tanto in situ como ex situ, mientras que una de sus desventajas radica en la necesidad de ajustar el pH para lograr las condiciones óptimas de absorción (Awa y Hadibarata, 2020; Ghosh y Singh, 2005).

Los principales factores para elegir la planta adecuada para aplicar la rizofiltración son la tolerancia a la hipoxia, metal y gran área de superficie de absorción. En comparación con las plantas acuáticas, las plantas terrestres son las más deseables para realizar este mecanismo, ya que tienen un sistema más fibroso y raíces desarrolladas que proporcionan áreas de superficie más grandes para absorción (Awa y Hadibarata, 2020).

b. Fitoestabilización

Este proceso depende de la capacidad de las raíces para limitar la movilidad de los contaminantes y de la biodisponibilidad en el suelo. Su eficacia es destacable cuando es necesario lograr una rápida retención o inmovilización con el fin de proteger todos los cuerpos de agua o suelos. No obstante, su principal desventaja radica en que el contaminante permanece en el suelo, ya que en este proceso inactiva y estabiliza el metal pesado, y puede llegar a formar sustancias peligrosas, por lo tanto, requiere un seguimiento regular (Awa y Hadibarata, 2020; Ghosh y Singh, 2005).

En este proceso, la planta que es utilizada para llevar a cabo este mecanismo altera la química del suelo y, por consiguiente, promueve la captación y la precipitación de metales pesados presentes en el suelo. Además, las enzimas redox especiales excretadas por las plantas durante el proceso, convierte el metal pesado en el suelo a un estado menos tóxico. El proceso de fitoestabilización inhibe una mayor percolación y movilización de contaminantes metálicos, y previene la contaminación de las aguas subterráneas (Awa y Hadibarata, 2020).

c. Fitoextracción

También conocida como fitoacumulación, es el mejor enfoque para aislar el contaminante, sin destruir la estructura y fertilidad del suelo. Es más adecuado para la remediación donde los contaminantes ocurren solo a niveles relativamente bajos concentración y superficialmente. Existen dos enfoques principales para abordar esta

problemática. El primero es el empleo de quelatos artificiales, los cuales incrementan la capacidad de desplazamiento y captación de sustancias contaminantes de origen metálico. El segundo enfoque es la fitoextracción continua, que se basa en la habilidad innata de las especies vegetales para llevar a cabo procesos de remediación, permitiendo la eliminación de metales de forma progresiva. Las desventajas son el lento crecimiento, sistema radicular poco profundo y pequeña producción de biomasa (Ghosh y Singh, 2005).

Este proceso se produce cuando los tejidos radiculares de la planta toman los contaminantes presentes en el suelo o en el agua, transportan y acumulan los contaminantes en la biomasa aérea tales como brotes y hojas. La planta escogida debe tener una alta capacidad para producir alta biomasa o acumulación del contaminante. Las más deseables son las especies hiperacumuladoras, ya que tienen una alta capacidad para acumular los contaminantes. Sin embargo, las especies que no son tan adecuadas son las que producen mucha biomasa, pero acumular menos contaminantes, aunque también pueden utilizarse para ejecutar este proceso (Awa y Hadibarata, 2020).

La eficacia de la fitoextracción de metales por parte de las plantas se establece mediante la comparación de los niveles de metales en el suelo y en la especie vegetal. Si la biodisponibilidad del metal en el suelo es baja además de la tasa de absorción del metal, limitará su rendimiento. Aún más cuando los metales se mantienen dentro de las raíces, en lugar de ser transportados a los brotes y las hojas (Awa y Hadibarata, 2020).

d. Fitovolatilización

La fitovolatilización se refiere al proceso en el cual las especies vegetales acumulan los contaminantes presentes en el suelo, los transporta a través del xilema, convierte los contaminantes en menos tóxicos, transformándolos en compuestos volátiles y liberándolos al medio ambiente; por lo que no logra una eliminación total del contaminante, debido a

que simplemente se convierte en una forma menos perjudicial y se transfiere del suelo a la atmósfera (Awa y Hadibarata, 2020; Ghosh y Singh, 2005).

Este mecanismo se utiliza ampliamente para eliminar metales como el mercurio y el selenio, ya que estos metales tienen alta volatilidad. Estudios previos encontraron que algunas plantas como *Astragalus racemosus* puede convertir el selenio en diseleniuro de dimetilo a través de proceso de fitovolatilización. Mientras que *Arabidopsis thaliana* puede convertir Hg^{2+} en Hg^0 , lo que aumenta la volatilidad del mercurio, aunque la temperatura ambiente, la tasa de transpiración y la intensidad de la luz pueden influir en la capacidad de la hoja tejidos al liberar el mercurio a la atmósfera; sin embargo, existe la posibilidad de que el mercurio liberado en el medio ambiente sea reutilizado mediante la precipitación y posteriormente vuelva a depositarse en el ecosistema. También se debe tener en cuenta que, si una parte de la planta es comestible, puede contener contaminantes como resultado de acumulación y traslocación al ejecutar este proceso (Awa y Hadibarata, 2020).

e. Fitotransformación

Llamada también fitodegradación implica la descomposición de compuestos orgánicos que son absorbidos por la planta en moléculas más simples que se integran en los tejidos de la planta. Las plantas contienen enzimas que pueden descomponer y convertir los desechos. Todas las tecnologías de fitorremediación no son exclusivas y pueden utilizarse simultáneamente, pero la extracción del metal depende de su fracción biodisponible en el suelo. La rizodegradación es un proceso en el cual los microorganismos presentes en la rizósfera descomponen compuestos orgánicos. A diferencia de la fitodegradación, este proceso ocurre de manera más lenta (Ghosh y Singh, 2005).

La rizodegradación se realiza cuando los microorganismos de la rizósfera degradan los contaminantes orgánicos del suelo como los hongos, bacterias y levaduras. Hay más microorganismos presentes en la rizósfera que en la superficie del suelo. Los exudados

que son secretados por las plantas contienen aminoácidos, carbohidratos, flavonoides y nutrientes que proporcionan fuentes de nitrógeno y carbono a los microorganismos en la rizósfera y, por lo tanto, mejorar las actividades metabólicas de los microorganismos entre 10 y 100 veces más. La presencia de un ambiente nutritivo favorece el aumento de la efectividad en la extracción y eliminación de sustancias contaminantes. Además, las enzimas liberadas por las plantas también ayudan a estimular el crecimiento de los microbios del suelo y el proceso de descomposición de los compuestos contaminantes de origen orgánico presentes en el suelo. Además, se han realizado investigaciones adicionales que han demostrado que la gran superficie proporcionada por las raíces de la planta ayuda en el crecimiento microbiano por proporcionando más oxígeno. Sin embargo, la eficiencia de la rizodegradación disminuye en el suelo de 20 cm profundidad en adelante. Asimismo, la configuración física de la superficie del suelo restringirá el desarrollo de las raíces en dirección a las capas más profundas del suelo (Awa y Hadibarata, 2020).

2.1.8 Geranio (*Pelargonium zonale*)

Los geranios son cultivados en zonas soleadas, en la mayoría de los casos en maceteros colgantes y balcones. Aquellas plantas expuestas en exteriores deben ser ubicadas en recipientes adecuados como maceteros que permitan un óptimo crecimiento de los tejidos radicales y dispongan de suficiente agua para prevenir la deshidratación y posterior marchitez. Para un buen crecimiento de las plantas se debe considerar lo siguiente (Trabanino y Macías, 1999).

- Requieren una intensidad lumínica elevada, aunque pueden subsistir en condiciones de iluminación moderada.
- No es recomendable ubicarlas en zonas de corriente de aire.
- Crecen muy bien en suelos de pH de 6.5.
- Es recomendable aplicar fertilizante cada mes utilizando una cucharada de una mezcla 20-20-20. En caso de una baja intensidad lumínica, se debe disminuir la cantidad de fertilizante.

- Es necesario que los recipientes utilizados cuenten con perforaciones para facilitar el drenaje del agua utilizada.
- Es recomendable evitar la humedad excesiva en las partes aéreas de las plantas, para que de esta manera se prevenga el ataque de enfermedades.

a. Descripción botánica

El geranio es una planta perenne de tipo arbusto herbáceo, que puede alcanzar una altura de hasta 1 metro y presenta una característica pilosidad en su follaje, clasificado como una dicotiledónea que pertenece a la familia Geraniaceae, que comprende 11 géneros con distribución mundial. Además, los geranios tardan entre 95 y 110 días en madurar desde la germinación (Gamboa, 2007).

Toda la planta es muy aromática y presenta hojas puntiagudas que son dentadas en los bordes. La inflorescencia es axilar con pequeñas umbelas de 3 a 7 flores. Las flores del geranio suelen ser agrupadas en forma de umbelas o presentarse de manera solitaria. Son flores regulares y bisexuales, con los sépalos separados o parcialmente unidos a los pétalos. El fruto del geranio es una cápsula que está coronada por un estilo alargado en forma de pico (Charles, 2012; Gamboa, 2007).

b. Capacidad fitorremediadora del geranio

Se destaca por su capacidad fitorremediadora de metales pesados.

En las instalaciones de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro en México, se realizó un estudio donde se demostró que el geranio tuvo la concentración máxima de plomo en la acumulación con un 45% respecto a otras siete especies vegetales. Además, se constató que la acumulación más significativa del plomo se concentra en los tejidos radiculares y foliares, ya que son órganos adecuados para su acumulación, mientras que en menor cantidad se encuentra en los tallos, que cumplen principalmente una función de conducción (García, 2011).

Se analizó la capacidad fitorremediadora de esta especie a través de una investigación, en un cultivo en condiciones ex situ durante seis semanas en suelos contaminados del botadero de El Milagro de la ciudad de Trujillo, dando como resultado una disminución del As, Cd y Cu de hasta 74%, 79% y 55% respectivamente (Obeso, 2021).

Se realizó una investigación para reducir la concentración de plomo del suelo del distrito de Huamantanga, quedando el geranio en segundo lugar respecto a la retención del plomo (69%), detrás del Rye grass (75%), donde la mayor retención del contaminante se almacenó en el tallo respecto a la raíz (Ríos, 2017).

Se evidencia el potencial fitorremediador del geranio en un estudio realizado durante cinco meses en un suelo de la zona rural de Moche - Trujillo que ha sido deliberadamente contaminado con una concentración de 278 mg/kg de sulfato de cobre (CuSO_4). Los resultados mostraron que el geranio quedó en segundo lugar en reducción de cobre, detrás de la alfalfa (Gonzales et al., 2016).

c. Mecanismos de fitorremediación de geranio

Un mecanismo de fitorremediación efectivo demanda la presencia de especies vegetales que cumplan con dos condiciones fundamentales: resistencia a los metales y capacidad de acumulación de estos, incluyendo procesos de absorción, desintoxicación y retención. El geranio cuenta con varios mecanismos funcionales de desintoxicación que limitan el daño a suelos metabólicamente sensibles (Shahid et al., 2012; Dan y Saxena, 2002).

El geranio puede hacer frente al estrés por metales a través de mantener una acción competente del fotosistema II, que se requiere para las actividades metabólicas de la planta

y limitar el daño al ensamblaje mecánico fotosintético por partículas de metal (Shahid et al., 2012).

Uno de los mecanismos hallados es la morfo-fitotoxicidad que sucede al exponer el geranio en suelos con diferentes concentraciones de cadmio y níquel. Los síntomas se observaron principalmente en las hojas maduras, lo que indicaba signos de clorosis y senescencia temprana. Además, las plantas expuestas a los bajos niveles de níquel mostraron síntomas de clorosis (Shahid et al., 2012; Dan y Saxena, 2002).

El secuestro de cadmio en las raíces se ha asociado con la formación de crecimientos internos de la estructura celular periférica, la deposición de oxalatos metálicos en los espacios entre las células de los tejidos radiculares y el almacenamiento apoplástico. Alternativamente, también se ha sugerido que la unión del cadmio a péptidos y proteínas de bajo peso molecular está involucrada en el secuestro de metales en las raíces. El proceso de lignificación de la estructura celular periférica y la creación de compuestos complejos metal-lignina podrían ser un mecanismo principal de tolerancia al plomo y captación en los tejidos radiculares del geranio expuestas al plomo. En consecuencia, es posible que exista una situación análoga en el caso del secuestro de cadmio en los tejidos radiculares del geranio perfumado (Dan y Saxena, 2002).

2.1.9 Llantén (*Plantago major*)

Plantago major pertenece a la familia Plantaginaceae y es una planta perenne. Es reconocida como medicina herbaria tradicional en todo el mundo. *P. major* y se les ha atribuido usos en la medicina popular como anestésico, antiviral, antihelmíntico, analgésico, analéptico, antihistamínico, antirreumático, antitumoral, antiulceroso, diurético, además pueden ayudar a aliviar la congestión facilitando la respiración, reducir la inflamación, promover la cicatrización de heridas y disminuir el flujo sanguíneo. Además, los compuestos solubles en agua aislados de *Plantago spp.* (Especialmente *P. major*)

inducen una actividad inmunoestimulante sobre la proliferación de linfocitos humanos (Mohamed, 2011). *P. major* puede absorber oligoelementos esenciales, pero también metales pesados no esenciales en cantidades más altas en comparación con otras especies de plantas (Mirecki et al., 2015). También actúa como un indicador de suelos compactados e inclusive suelos con presencia de arcilla (Pizard, 2022).

a. Descripción botánica

El llantén es una planta herbácea perenne con una raíz fibrosa con una altura promedio de 50 cm. Las hojas son radicales, ovales, lisas, anchas, algo dentadas, dispuestas en roseta en la base, cada una de las cuales contiene una fibra fuerte, que puede arrancarse y estrecharse bruscamente en un largo pecíolo agrietado. Las flores son verdosas, inconspicuas, imbricadas, numerosas y densamente dispuestas sobre una espiga cilíndrica al extremo de un escapo hasta de 40 cm; generalmente florecen de mayo a octubre. El fruto es tipo pixidio dehiscente. (Fonnegra y Jiménez, 2007; Moses, 1875). Además, el llantén presenta un ciclo de vida de seis a siete meses (Blanco et al., 2008).

b. Capacidad fitorremediadora del llantén

Se destaca por su capacidad fitorremediadora de metales pesados como estudios anteriores que se presentan a continuación: Se examinó la capacidad de acumulación de *Plantago major* y *Lupinus tomentosus* en muestras de relave provenientes de la planta concentradora Santo Rosa de Jangas, situada en Ancash, así como en tierras agrícolas de Wilcahuain. Los resultados indicaron que tanto *P. major* como *L. tomentosus* presentaron la capacidad de estabilizar fitotécnicamente el plomo (Pb) y el zinc (Zn) en el suelo, con mayor concentración en la parte radicular en los dos casos (Vega, 2018).

En el estudio, se utilizó falso chocho (*Lupinus pubescens*), totora (*Scirpus californicus*) y llantén (*Plantago major*) para remediar suelos contaminados con As originario del volcán Illinizas, Ecuador, donde se comprobó la capacidad fitorremediadora

de la totora y llantén, sin embargo, el falso chocho experimentó un estado de shock después del trasplante debido a las condiciones contrastantes del suelo. Finalmente, se demostró que *S. californicus* obtuvo mayor absorción con un 35% del arsénico por fitoextracción (Jiménez y Ramos, 2019).

Una investigación reveló que la especie llantén mayor (*Plantago major* L.) redujo considerablemente el nivel de azoxistrobina en suelos contaminados. La reducción de la presencia de azoxistrobina en suelos contaminados está correlacionada con la formación del ácido azoxistrobina, su principal metabolito degradado en el suelo. Esto indica que la disminución de este compuesto orgánico puede ser atribuida a la capacidad de la planta para absorber, transformar o degradar el compuesto, así como a la actividad enzimática inducida por la microbiota presente en los tejidos radiculares (Romeh, 2015).

Se realizó una investigación de campo con el objetivo de analizar la traslocación y acumulación de cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu) y zinc (Zn) en diez variedades de plantas distintas: acelga (*Beta vulgaris subsp. vulgaris* L.), cebolla (*Allium cepa* L.), col (*Brassica oleracea var. capitata* L.), frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), lechuga (*Lactuca sativa* L.), llantén (*Plantago major* L.), maíz (*Zea mays* L.), patata (*Solanum tuberosum* L.), pimiento (*Capsicum annuum* L.) y tomate (*Solanum lycopersicum* L.) En muestras provenientes de un área no contaminada y otra contaminada en Kosovo. Solo una especie, *P. major*, fue detectada como bioacumuladora (Mirecki et al., 2015).

c. Mecanismos de fitorremediación de llantén

Un mecanismo de defensa contra los efectos nocivos de los metales pesados implica la acumulación de metales en tejidos radiculares, evitando que cantidades significativas sean traslocadas a las partes aéreas (Muro-González et al., 2020). Este mecanismo de evitación incluye principalmente la inmovilización de un metal en las raíces y en las paredes celulares (Ali Romeh et al., 2016).

La alta retención de las raíces del llantén minimiza el transporte a los brotes y representa un mecanismo de tolerancia importante para los procesos de fitoestabilización. Las concentraciones elevadas de metales en los tejidos subterráneos y la baja traslocación a los tejidos de la superficie sugieren que son capaces de una absorción y traslocación bastante equilibradas de metales en condiciones de gran contaminación (Ali Romeh et al., 2016).

Los mecanismos de tolerancia pueden ser específicos o no específicos, siendo estos últimos desencadenados por situaciones de estrés y respondiendo a través de mecanismos generales de protección (destoxificación celular, acumulación de solutos y osmoprotectores, transporte de solutos y compartimentación), independientemente del origen del estrés (Serrano et al., 2017).

Vale la pena señalar que, el secuestro de metales en tejidos o compartimentos celulares (por ejemplo, vacuolas centrales), que son insensibles a ellos, y la traslocación de metales excesivos en hojas viejas poco antes de su desprendimiento podría ser un mecanismo de tolerancia de estas plantas (Galala y Shehata, 2015).

2.2 Marco conceptual

2.2.1 Factores de concentración

El coeficiente de transferencia (TC), factor de bioconcentración (BCF) de la raíz y parte aérea y factores de traslocación (TF) se pueden emplear para evaluar la capacidad de una especie vegetal para la fitorremediación. El fenómeno de enriquecimiento se produce cuando una planta absorbe un contaminante que no es de rápida degradación, lo cual conduce a su absorción en los tejidos vegetales. Por lo general, en el proceso de fitoextracción se necesita que los metales pesados se muevan de las raíces hacia las hojas y flores de la planta (Yoon et al., 2006).

En esta investigación, se llevará a cabo el cálculo de TC, BCF y TF para evaluar la capacidad de los dos cultivares de geranio y llantén para absorber los elementos As, Cd y Pb del suelo y transportarlos a las partes aéreas de las plantas. Las plantas que presenten valores de TC, BCF y TF superiores a 1 se considerarán hiperacumuladoras (Wei et al. 2002; Brown et al. 1994).

2.2.2 Coeficiente de Transferencia (TC)

El índice que mide la disponibilidad del metal para la planta es el coeficiente de transferencia de metal, donde un valor alto indica una mayor absorción y acumulación, mientras que un valor bajo sugiere exclusión, según Uka et al. (2013). Por otro lado, este coeficiente también puede utilizarse como una herramienta comparativa entre la movilidad de distintos metales, a medida que aumenta el nivel de contaminante, se incrementa la capacidad de movilidad. Asimismo, el TC resulta útil para analizar la absorción de contaminante entre la especie vegetal y el suelo (Levizou et al. 2016).

$$TC = \frac{[Contaminante]planta}{[Contaminante]suelo}$$

2.2.3 Factor de Bioconcentración (BCF)

Se puede evaluar la capacidad de una planta para almacenar sustancias tóxicas presentes en el suelo mediante el uso de Factor de Bioconcentración (BCF), que es la relación entre la concentración de contaminantes en el tejido radicular o tejido aéreo de una planta y su concentración en el suelo (Yoon et al., 2006; Zhang et al., 2018).

Los dos elementos de bioconcentración son los siguientes:

a. Factor de bioconcentración en la raíz de la planta ($BCF_{raíz}$)

El $BCF_{raíz}$ se define como el cociente entre la concentración del contaminante en el tejido radicular y del suelo (Yoon, et al., 2006).

$$BCF_{raíz} = \frac{[Contaminante]_{raíz}}{[Contaminante]_{suelo}}$$

b. Factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta ($BCF_{aérea}$)

El $BCF_{aérea}$ representa la relación entre el contaminante presente en la parte aérea de la planta y su concentración en el suelo (Vysloužilová, 2003).

$$BCF_{aérea} = \frac{[Contaminante]_{aérea}}{[Contaminante]_{suelo}}$$

2.2.4 Factor de Traslocación (TF)

El factor de traslocación (TF) representa la habilidad de la planta para transportar el contaminante desde los tejidos radiculares hacia los tejidos foliares (Zhang et al., 2018).

$$TF = \frac{[Contaminante]_{aérea}}{[Contaminante]_{raíz}}$$

2.2.5 Normativa para la calidad del suelo

A nivel nacional, el Ministerio del Ambiente (MINAM) ha establecido los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo mediante el Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. En la Tabla 2 se presentan los ECA de los parámetros relacionados con el presente estudio para el tipo de suelo residencial/parques. Es importante señalar que el relave minero de la UNI, según el Plano de Zonificación de Lima Metropolitana del distrito de Rímac, se encuentra ubicado dentro de zonas de equipamiento (ver Anexo 1). Por lo tanto, se considerará el uso de suelo como residencial/parques.

Tabla 2*Estándares de calidad ambiental (ECA) para suelo.*

Parámetros en mg/kg PS	Uso del suelo: Suelo residencial/parques	Métodos de ensayo
Inorgánicos		
Arsénico	50	EPA 3050, EPA 3051
Bario total	500	EPA 3050, EPA 3051
Cadmio	10	EPA 3050, EPA 3051
Cromo total	400	EPA 3050, EPA 3051
Cromo VI	0.4	EPA 3060, EPA 7199 o DIN EN 15192
Mercurio	6.6	EPA 7471, EPA 6020 o 200.8
Plomo	140	EPA 3050, EPA 3051
Cianuro libre	0.9	EPA 9013, SEMWW-AWWA-WEF 4500 CN F, ASTM D7237 o ISO 17690:2015

Nota: Adaptado del Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM.

2.2.6 Guía para el Muestreo de Suelos

La Guía para el Muestreo de Suelos aprobado por la Resolución Ministerial N° 085-2014-MINAM, especifica los tipos de muestras, tipos de muestreo, técnicas de muestreo, criterios para la determinación del número de muestras, así como las medidas para asegurar la calidad del muestreo, medidas de seguridad ocupacional durante el muestreo y el manejo de las muestras durante su transporte; con el fin de orientar una correcta evaluación del muestreo en un sitio potencialmente contaminado.

2.2.7 Modelo estadístico Diseño de Bloques Completos al Azar (DBCA)

El modelo estadístico para un DBCA (Diseño de Bloques Completos al Azar) identificado como diseño de dos factores (factor tratamiento y factor bloque), se utiliza en situaciones donde el material es heterogéneo. Las unidades experimentales uniformes se organizan en grupos homogéneos conocidos como bloques (Díaz, 1993, Garibaldi et al., 2023).

El diseño de doble vía, también conocido como diseño de bloques completos al azar, se caracteriza por su aplicación en experimentos donde las unidades experimentales presentan heterogeneidad. En este diseño, las unidades homogéneas se agrupan formando bloques, donde cada bloque contiene un número igual de unidades al número de tratamientos, lo que se conoce como bloques completos. Los tratamientos son asignados aleatoriamente dentro de cada bloque, asegurando una distribución equitativa. Además, el número de repeticiones en el experimento es igual al número de bloques, garantizando una representación adecuada de las condiciones experimentales en todo el estudio (Díaz, 1993, Garibaldi et al., 2023).

La variable dependiente en este estudio es la Respuesta, la cual es una medida cuantitativa métrica que se ve influenciada por los factores del proceso. El Factor Tratamiento, por otro lado, es la variable independiente de naturaleza categórica que se busca investigar para entender su impacto en la respuesta observada. Por otro lado, el Factor Bloque también es una variable categórica independiente, aunque en este caso no se busca comprender su influencia en la respuesta, sino más bien controlarla para reducir la variabilidad residual. Esto implica mitigar su efecto en el análisis para obtener resultados más precisos y confiables. Los Tratamientos, por su parte, representan los distintos niveles o categorías del factor tratamiento, es decir, las condiciones experimentales que se desean contrastar y comparar en el estudio (Díaz, 1993, Garibaldi et al., 2023).

El modelo teórico es el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + \beta_i + \tau_j + \varepsilon_{ij} = \mu_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad i = 1, 2, \dots, b \quad j = 1, 2, \dots, a$$

Donde:

Y_{ij} = *respuesta del j – ésimo tratamiento para el i – ésimo bloque*

b = *número de bloques* a = *número de tratamientos*

μ = *Media poblacional de la variable respuesta*

β_i = *Efecto del bloque i en la respuesta*

$\tau_j = \text{Efecto del tratamiento } j \text{ en la respuesta}$

$\varepsilon_{ij} = \text{Error aleatorio por observación, variación causada por factores no controlados}$

Los datos de cada individuo se les denomina bloque y los datos se representan en una tabla de doble entrada análoga a la del ANOVA de un factor en la que las “a” columnas son los tratamientos y las “b” filas los bloques. Por lo tanto, la matriz de datos consiste en “n=ab” (Diaz, 1993, Garibaldi et al., 2023).

Tabla 3

Matriz de datos del modelo estadístico DBCA

Bloques	Tratamientos				Media
	1	2	...	a	
1	Y_{11}	Y_{12}	...	Y_{1a}	\bar{Y}_{1°
2	Y_{21}	Y_{22}	...	Y_{2a}	\bar{Y}_{2°
...
B	Y_{b1}	Y_{b2}	...	Y_{ba}	\bar{Y}_{b°
Media	$\bar{Y}_{\circ 1}$	$\bar{Y}_{\circ 2}$...	$\bar{Y}_{\circ a}$	

Nota: Diaz (1993), Garibaldi et al. (2023).

Donde:

$$\bar{Y}_{i^\circ} = \frac{1}{a} \sum_{j=1}^a Y_{ij} \quad \bar{Y}_{\circ j} = \frac{1}{b} \sum_{i=1}^b Y_{ij} \quad \bar{Y}_{\circ\circ} = \frac{1}{ab} \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^b Y_{ij}$$

Se prueba la igualdad de los efectos de los tratamientos.

$$H_0: \tau_j = 0 \quad j = 1, 2, \dots, a \quad (\mu_{\circ 1} = \mu_{\circ 2} = \dots = \mu_{\circ a})$$

(El factor tratamiento NO influye sobre la respuesta)

$$H_a: \tau_j \neq 0 \quad \text{algún } j \quad (\mu_{\circ j} \neq \mu_{\circ k} \text{ algún } j \neq k)$$

(El factor tratamiento SÍ influye sobre la respuesta)

Prueba de importancia del bloque.

$$H_0: \beta_j = 0 \quad i = 1, 2, \dots, b \quad (\mu_{1^\circ} = \mu_{2^\circ} = \dots = \mu_{a^\circ})$$

(El factor tratamiento NO influye sobre la respuesta)

$$H_a: \beta_j \neq 0 \quad \text{algún } i \quad (\mu_{i^\circ} \neq \mu_{k^\circ} \text{ algún } i \neq k)$$

(El factor tratamiento SÍ influye sobre la respuesta)

Si se rechaza H_0 , entonces hay evidencia de que el factor bloque fue importante en el diseño.

A continuación, se presenta la tabla ANOVA del modelo estadístico DBCA (Diseño de Bloques Completos al Azar).

Tabla 4

Tabla ANOVA del modelo estadístico DBCA

Fuente	Grado de libertad	Suma de cuadrados	de Cuadrados medios	Estadístico de prueba F	P-value
Tratamientos	$a - 1$	SC_{tra}	CM_{tra}	$F_0^T = \frac{CM_{tra}}{CME}$	$P = P(F_{[a-1;(a-1)(b-1)]} > F_0^T)$
Bloques	$b - 1$	SC_{blo}	CM_{blo}	$F_0^B = \frac{CM_{blo}}{CME}$	$P = P(F_{[b-1;(a-1)(b-1)]} > F_0^B)$
Error	$(a - 1)(b - 1)$	SCE	CME		
Total	$ab - 1$	SCT			

Nota: Diaz (1993), Garibaldi et al. (2023).

Donde:

$$SC_{tra} = \sum_{i=1}^b \sum_{j=1}^a (\bar{Y}_{\circ j} - \bar{Y}_{\circ\circ})^2 \quad SC_{blo} = \sum_{i=1}^b \sum_{j=1}^a (\bar{Y}_{i\circ} - \bar{Y}_{\circ\circ})^2 \quad SCE = \sum_{i=1}^b \sum_{j=1}^a (Y_{ij} - \bar{Y}_{i\circ} - \bar{Y}_{\circ j} + \bar{Y}_{\circ\circ})^2$$

$$CM_{tra} = \frac{SC_{tra}}{a - 1} \quad CM_{blo} = \frac{SC_{blo}}{b - 1} \quad CME = \frac{SCE}{(a - 1)(b - 1)} \quad SCT = \sum_{i=1}^b \sum_{j=1}^a (Y_{ij} - \bar{Y}_{\circ\circ})^2$$

Regla de decisión:

Se rechaza H_0 , si $F_0^T > F_{(a-1, n-a, 1-\alpha)}$

Se rechaza H_0 , si $p - value < \alpha$

Los efectos de los tratamientos y los bloques son aditivos, lo que implica que no existe interacción entre ellos (Díaz, 1993, Garibaldi et al., 2023). Los datos deben ser descritos adecuadamente por el siguiente modelo:

$$Y_{ij} = \mu + \beta_i + \tau_j + \varepsilon_{ij}$$

Donde:

$$\varepsilon_{ij} \rightarrow N(0, \sigma^2)$$

Supuestos del análisis del modelo estadístico DBCA:

Deben cumplir con los siguientes criterios:

- La varianza de los errores debe ser constante, lo que se conoce como homocedasticidad.
- Deben ser variables aleatorias con una distribución normal y una media de cero, lo que garantiza la normalidad de los residuos.
- Los errores deben ser variables aleatorias independientes entre sí, lo que implica la ausencia de correlación entre ellos (Díaz, 1993, Garibaldi et al., 2023).

2.2.8 Prueba de Scott-Knott

La prueba de Scott-Knott (SK) es una prueba de agrupamiento algoritmo utilizado como una de las alternativas donde se aplican múltiples procedimientos de comparación, en el contexto ANOVA, con una característica muy importante: no presenta ningún tratamiento superposición en sus resultados de agrupación. Los resultados se presentan de la forma habitual, así como en forma gráfica utilizando diferentes colores para diferenciar entre los distintos grupos (Jelihovschi y Faria, 2018).

Sea k el número de tratamientos. Al comenzar, el procedimiento SK encontrará dos grupos distintos que dividan las medias de tratamiento o declarará que esas k medias de tratamiento son homogéneas y pertenecen a un solo grupo. Para hacerlo se deben observar las $2^{k-1} - 1$ posibles particiones de las k medias en dos grupos no vacíos, pero basta con mirar las $k - 1$ particiones formadas ordenando las medias de tratamiento y dividiéndolas entre dos sucesivas. unos (Scott y Knott, 1974). Sean T_1 y T_2 los totales de dos de esos grupos con tratamientos k_1 y k_2 en cada uno, de modo que $k_1 + k_2 = k$, es decir:

$$T_1 = \sum_{y_0=1}^{k_1} y(i) \quad T_2 = \sum_{i=k_1+1}^{k_1+k_2} y(y_0)$$

Donde $y(i)$, $i = 1: m$ son las medias ordenadas de tratamiento y la media general.

Además, sea B la suma de cuadrados entre grupos. Eso es:

$$B = \frac{T_1^2}{k_1} + \frac{T_2^2}{k_2} - \frac{(T_1 + T_2)^2}{k_1 + k_2}$$

Sea B_0 el valor máximo, tomado de las $k - 1$ particiones de los k tratamientos en dos grupos, de la suma de cuadrados entre grupos B . Después de encontrar esos grupos usamos la prueba de razón de verosimilitud para la hipótesis nula de igualdad. De todos los medios contra la alternativa de que pertenezcan a los dos grupos mencionados anteriormente. Si rechazamos esta hipótesis entonces los dos grupos se mantienen; de lo contrario, el grupo de k medias de tratamiento se considera homogéneo. Luego repetimos este procedimiento para cada grupo separado y paramos hasta que todos los grupos formados hasta entonces sean homogéneos (Jelihovschi y Faria, 2018).

Capítulo III. Desarrollo del trabajo de investigación

3.1 Muestreo de suelos

El muestreo se llevó a cabo conforme al Plan de Muestreo de Suelos Contaminados, especificado en el ítem 3.3, según la Guía para el Muestreo de Suelos aprobado por el Ministerio del Ambiente (Resolución Ministerial N° 085-2014-MINAM), que establece los datos generales, planificación y procedimiento del muestreo de suelo.

3.2 Localización geográfica del sitio y vías de acceso

El centro del relave minero de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI) se encuentra en las coordenadas UTM WGS 84 18L: 277138 E, 8670473 S. El acceso al relave se encuentra en la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI), ingresando por la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera y Metalúrgica (FIGMM), siguiendo el camino junto a la Biblioteca de la FIGMM, cruzando la pista y la Huaca UNI-MINAS. Continuando por el sendero, se llega a una zona de reforestación boscosa, seguida por un área donde se observa pruebas de investigación de fitorremediación. Más adelante, se identifica el relave minero como una extensa área amarilla de 1 hectárea aproximadamente.

3.3 Plan del Muestreo de Suelos

3.3.1 Tipo de muestreo

Se realizó un muestreo de identificación del área en estudio, dado que se centra en examinar la presencia de contaminación en el suelo mediante la recolección de muestras representativas, con el propósito de determinar si los

niveles de contaminación del suelo exceden los Estándares de Calidad Ambiental para Suelo.

3.3.2 Estimación del número total de muestras de suelo

Para la estimación del número total de muestras se agregó más puntos de muestreo que los recomendados en la Guía, con el objetivo de asegurar la representatividad de la muestra, ya que en campo se observó las diferentes características del suelo. En la Tabla 5 se detalla la información.

Tabla 5

Cantidad de puntos de muestreo.

Lugar	Área	N° Puntos de muestreo	N° mínimo de puntos de muestreo según Guía
Relave minero	1 ha	18	9

Nota: Adaptado de la Guía para el Muestreo de Suelos (RM N° 085-2014-MINAM).

En la Tabla 6, se identifica cada muestra de suelo y sus coordenadas en UTM WGS 84 18L.

Tabla 6

Ubicación de los puntos de muestreo.

Punto de muestreo	Ubicación según UTM WGS 84 18L	
	Este	Norte
SU-01	277104	8670532
SU-02	277121	8670527
SU-03	277102	8670499
SU-04	277119	8670487
SU-05	277102	8670480
SU-06	277129	8670452
SU-07	277118	8670435
SU-08	277118	8670409
SU-09	277152	8670519
SU-10	277178	8670501
SU-11	277181	8670482
SU-12	277181	8670467
SU-13	277158	8670449

Punto de muestreo	Ubicación según UTM WGS 84 18L	
	Este	Norte
SU-14	277143	8670431
SU-15	277149	8670499
SU-16	277138	8670473
SU-17	277161	8670475
SU-18	277112	8670463

Nota: Elaboración propia.

3.3.3 Delimitación del área de muestreo y distribución de puntos de muestreo

En la Figura 6 se presenta el área de muestreo y se identifica los 18 puntos de muestreo dentro del relave minero de la UNI.

Figura 6

Distribución de puntos de muestreo del relave minero de la UNI.



Nota: Elaboración propia.

3.3.4 Profundidad de muestreo

Según la Guía para el Muestreo de Suelos, la determinación de la profundidad de muestreo depende del uso de suelo como indica la Tabla 7.

Tabla 7

Profundidad del muestreo.

Uso de suelo	Profundidad de muestreo
Suelo agrícola	0 – 30 cm (1)
	30 – 60 cm
Suelo residencial/parques	0 – 10 cm (2)
	10 – 30 cm (3)
Suelo comercial/industrial/extractivo	0 – 10 cm (2)

1) Profundidad de aradura

2) Capa de contacto oral o dermal de contaminantes

3) Profundidad máxima alcanzable por niños

Nota: Guía para el Muestreo de Suelos (RM N° 085-2014-MINAM).

Para esta investigación, se empleó el suelo clasificado como residencial/parques, siguiendo las directrices de la Guía para el Muestreo de Suelos. Esto establece que la profundidad de muestreo adecuada es de 0 a 10 cm, correspondiendo a la capa de contacto oral o dérmico con contaminantes. Además, es importante destacar la exposición respiratoria, ya que el viento puede transportar partículas contaminantes desde la superficie del suelo y podría llegar por vía respiratoria a las personas, lo que podría representar un riesgo significativo para la salud pública.

3.3.5 Tipo de muestra

Al finalizar el muestreo de los 18 puntos, se prepara una única muestra compuesta, especificado en el ítem 3.5, para garantizar la representatividad del relave minero UNI.

3.3.6 Parámetros de campo

Los parámetros investigados son los metales pesados, y su elección se basa en los altos valores de As, Cd y Pb identificados en la bibliografía revisada (Natividad, 2019), los cuales excedieron los Estándares de Calidad Ambiental para Suelo. Para analizar los metales pesados como se observa en la Tabla 8, las muestras se colocan en bolsas de polietileno densas sin alguna otra restricción como indica la Guía para el Muestreo de Suelos.

Tabla 8

Recipientes, temperatura de preservación y tiempo de conservación de muestras ambientales.

Parámetro	Tipo de recipiente	Temperatura de preservación y tiempo máximo de conservación
Metales pesados	Bolsas de polietileno densa	Sin restricciones.

Nota: Adaptado de la Guía para el Muestreo de Suelos (RM N° 085-2014-MINAM).

3.3.7 Equipos de muestreo de suelo

Al realizar el muestreo de suelos, se utilizó bolsas de polietileno densas, pala curva de acero inoxidable, barreta, espátula, navaja, malla de 2mm, GPS, lápiz, pizarra, plumón indeleble, etiquetas, así como, cinta métrica, plano de la zona con la ubicación tentativa de los puntos de muestreo y cuaderno de registro de actividades de campo, un celular para tomas fotográficas y la cadena de custodia para las muestras.

3.3.8 *Preservación de las muestras*

Las muestras fueron cuidadosamente almacenadas en frío en desde su recolección hasta su posterior traslado. Esta práctica es de vital importancia para preservar la integridad y la calidad de las muestras.

3.3.9 *Medidas para asegurar la calidad del muestreo*

El tipo de recipiente para la preservación de la muestra fue una bolsa de polietileno densa dentro de un recipiente de plástico. No se requirió de otros cuidados, según la Guía de Muestreo de Suelos.

Se colocó una etiqueta adhesiva fuera de la bolsa de polietileno, se completó con plumón indeleble la siguiente información: código de la muestra, lugar de muestreo, nombre de la investigación, fecha y hora de muestreo, nombre de la persona que toma la muestra y se selló la etiqueta con cinta adhesiva.

Finalmente, se llenó la documentación correspondiente con la información levantada en campo.

3.4 Procedimiento de muestreo de suelos

3.4.1 *Toma de muestra de suelos*

En el proceso de toma de muestras de suelo, se ubicó cada punto de muestreo y se utilizó un martillo para tomar la muestra a 10 cm de profundidad, la cual fue meticulosamente lavada con agua destilada después de cada extracción y secada con papel absorbente.

La muestra extraída se depositó en un balde de plástico de 5 litros del cual se procuró retirar grandes ramas o rocas, luego el suelo se tamizó con una malla plástica de 2 mm, recolectando la muestra final en una bandeja plástica. Posteriormente, se homogenizó la muestra con una espátula de acero inoxidable y se procedió a realizar el método del cuarteo, en el cual se dividió en cuatro partes iguales el total de la muestra, quedando separadas por una cruz.

Finalmente se tomó la misma cantidad de suelo de lados opuestos de forma diagonal y se depositó en el contenedor asignado. Luego se asignó el código y las coordenadas mediante un GPS, y seguidamente, se registró el peso (aproximadamente 2.5 kg por punto de muestreo) en una bolsa hermética.

La Figura 7 muestra el procedimiento de muestreo en el relave minero UNI y en la Figura 8 se observa la ubicación de cada punto de muestreo.

Figura 7

Muestreo de suelo de relave minero UNI.



Figura 7, 7.a Uso de martillo para muestrear a 10 cm de profundidad, 7.b Recolección de la muestra.

Nota: Elaboración propia.

Figura 8.q



Figura 8.r



Figura 8. 8.a Ubicación de SU-01, 8.b Ubicación de SU-02, 8.c Ubicación de SU-03, 8.d Ubicación de SU-04, 8.e Ubicación de SU-05, 8.f Ubicación de SU-06, 8.g Ubicación de SU-07, 8.h Ubicación de SU-08, 8.i Ubicación de SU-09, 8.j Ubicación de SU-10, 8.k Ubicación de SU-11, 8.l Ubicación de SU-12, 8.m Ubicación de SU-13, 8.n Ubicación de SU-14, 8.o Ubicación de SU-15, 8.p Ubicación de SU-16, 8.q Ubicación de SU-17, 8.e Ubicación de SU-18.
Nota: Elaboración propia.

3.4.2 Preparación de las muestras de suelos

Las muestras de suelos fueron tamizadas y homogenizadas en campo. En algunos casos por contenido de humedad, se secó las muestras de suelo extendiendo las muestras en bandejas de plástico formando una capa de menos de 1 cm y dejando secarlas al aire libre. Luego del secado, las muestras fueron colocadas en bolsas nuevas de polietileno.

3.4.3 Seguridad para la toma de muestras de suelos

Se evitó el contacto del suelo contaminado utilizando lentes de seguridad, doble mascarilla quirúrgica, guantes de látex, guardapolvo y ropa que cubra el cuerpo por completo (polo manga larga y pantalón tipo jean). Adicional a ello, para evitar golpes o caídas de equipos al cuerpo, se utilizó zapatos de seguridad.

3.5 Preparación para la muestra compuesta

3.5.1 Tamizaje de muestras

El propósito del tamizaje fue la eliminación de las impurezas presentes en el suelo, tales como objetos pesados como piedras, ramas, materiales plásticos, y otros tipos de residuos.

Para tamizar las muestras de suelo de relave minero de la UNI, se utilizó una malla plástica que posteriormente fue lavada con agua destilada y secada para su reutilización en otras muestras como se muestra en la Figura 9.

Figura 9

Tamizaje de muestras.



Nota: Elaboración propia.

En la Figura 10 se puede visualizar cada muestra de suelo cernido del relave minero de la UNI.

Figura 10

Suelo cernido de las 18 muestras del relave minero de la UNI.

Figura 10.a



Figura 10.b

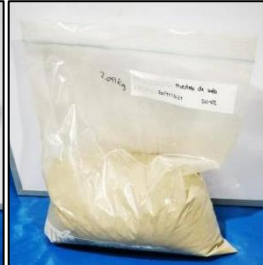


Figura 10.c



Figura 10.d



Figura 10.e

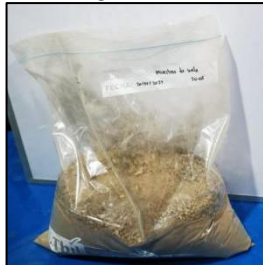


Figura 10.f



Figura 10.g



Figura 10.h



Figura 10.i

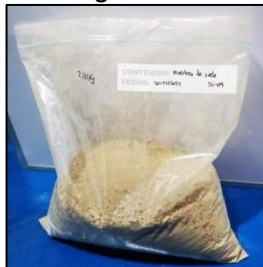


Figura 10.j



Figura 10.k



Figura 10.l



Figura 10.m



Figura 10.n



Figura 10.o

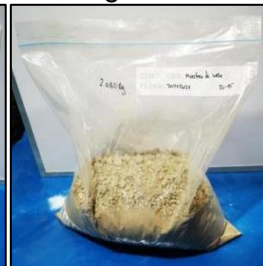


Figura 10.p

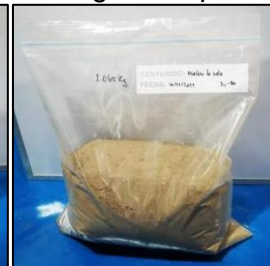


Figura 10.q



Figura 10.r



Figura 10, 10.a Suelo cernido SU-01, 10.b Suelo cernido SU-02, 10.c Suelo cernido SU-03, 10.d Suelo cernido SU-04, 10.e Suelo cernido SU-05, 10.f Suelo cernido SU-06, 10.g Suelo cernido SU-07, 10.h Suelo cernido SU-08, 10.i Suelo cernido SU-09, 10.j Suelo cernido SU-10, 10.k Suelo cernido SU-11, 10.l Suelo cernido SU-12, 10.m Suelo cernido SU-13, 10.n Suelo cernido SU-14, 10.o Suelo cernido SU-15, 10.p Suelo cernido SU-16, 10.q Suelo cernido SU-17, 10.e Suelo cernido SU-18.

Nota: Elaboración propia.

3.5.2 Pesaje de muestras

Se pesaron las muestras para obtener una misma cantidad de muestras para los 18 puntos de muestreo, con el objetivo de lograr una muestra representativa y homogénea. Tras el tamizado, se procedió al pesaje de las 18 muestras de suelo de relave minero de la UNI, utilizando una cantidad de 0.75 kg de cada muestra como se observa en la Figura 11.

Figura 11

Pesaje después del cernido.



Nota: Elaboración propia.

3.5.3 Preparación de la muestra compuesta

Una vez que se logró un pesaje homogéneo, se dispusieron las muestras en un proceso de mezcla con el objetivo de obtener una única muestra compuesta uniforme. Para ello, se colocó un material plástico en el suelo y se dispusieron las 18 muestras de suelo contiguas entre sí como se observa en la Figura 12.

Figura 12

Muestras de suelo antes de la muestra compuesta.



Nota: Elaboración propia.

3.5.4 Mezcla de muestras

Se homogenizó las 18 muestras utilizando el método de cuarteo, el cual consistió en dividir la muestra total en cuatro partes iguales y mezclarlas nuevamente después de separarlas con una cruz, para obtener una mezcla uniforme como se muestra en la Figura 13. Se optó por una muestra compuesta por la necesidad de compensar la posible toxicidad que pudiera existir en algunos puntos de muestreo específicos por sobre otros puntos. Por lo tanto, al realizar la formación del compósito, se buscó mejorar el manejo de los diferentes tipos de suelo contaminados con relave minero y minimizar la variabilidad entre las muestras individuales.

Figura 13

Mezcla de muestras de suelos.



Nota: Elaboración propia.

3.5.5 Pruebas preliminares

Se realizaron dos pruebas preliminares llamadas "Prueba 1" y "Prueba 2" con el propósito de determinar un rango de concentraciones óptimas para el crecimiento de las especies vegetales en este estudio, dado que concentraciones cercanas al 100% podrían provocar un marchitamiento prematuro.

Se realizó la primera prueba preliminar, llamada "Prueba 1", utilizando una concentración de suelo de relave minero de la UNI del 50%. Se plantaron geranio y llantén en dos macetas separadas, y se evaluó su evolución durante 5 semanas. Antes de ello, se pesó (ver Figura 14.a) muestras de suelo a ser colocado en las macetas, utilizando una proporción del 50% de relave minero y 50% de suelo agrícola. Luego se llevó a cabo la mezcla (ver Figura 14.b) de los suelos mediante el método de cuarteo, con el fin de obtener una mezcla uniforme. Posteriormente, se procedió a llevar a cabo el trasplante (ver Figura 14.c) de las especies vegetales en las macetas.

Figura 14

Proceso de preparación de la Prueba 1.



Figura 14, 14.a Muestra el pesaje de suelos de Prueba 1, 14.b. Mezcla de suelos de Prueba 1, 14 c. Trasplante de especies vegetales.

Nota: Elaboración propia.

En la Tabla 9 se muestran las concentraciones y los pesos correspondientes al tipo de suelo utilizado en la Prueba 1.

Tabla 9

Composición de la Prueba 1.

Tipo de planta	Código	Cantidad de suelo (kg)	Tipo de suelo	Concentración	Cantidad (kg)
Geranio	PU-G-1	1.9	Relave minero UNI	50%	0.95
			Tierra preparada	35%	0.67
			Abono	15%	0.28
Llantén	PU-L-1	1.9	Relave minero UNI	50%	0.95
			Tierra preparada	35%	0.67
			Abono	15%	0.28

Nota: Elaboración propia.

Con el propósito de obtener una caracterización del suelo, se remitió una parte de la mezcla de este a un laboratorio acreditado. La documentación incluyó la cadena de custodia (ver Anexo 7, 8 y 9), el nombre del responsable del muestreo, las coordenadas UTM de la ubicación, la fecha y hora del muestreo y el número de envases.

En la Prueba 1, se pudo observar que tanto el geranio como el llantén se encontraban en excelentes condiciones en su estado inicial, tal como se evidencia en la Figura 15. Sin embargo, en la semana 4 ambas plantas marchitaron.

Figura 15

Estado inicial de plantas de la Prueba 1 en la semana 1.

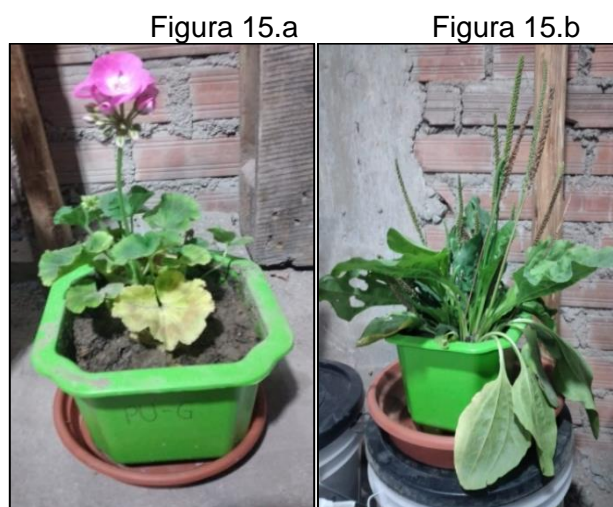


Figura 15, 15.a Muestra el estado inicial del geranio de la Prueba 1, 15.b Muestra el estado inicial del llantén de la Prueba 2.

Nota: Elaboración propia.

En el transcurso de la observación del geranio y llantén, se notó una pronta pérdida de hojas y la marchitez de las plantas. En la semana 3, se marchita el geranio, lo cual podría deberse a un posible shock post-trasplante o a la presencia de metales pesados tóxicos en el suelo. Por otro lado, en la semana 4, se marchita

el llantén, posiblemente a causa de la toxicidad de los metales mencionados en el suelo. Estos detalles están ilustrados en la Figura 16.

Figura 16

Evolución de plantas de la Prueba 1.



Figura 16, 16.a Muestra el estado de las plantas de la Prueba 1 en la semana 2, 16.b Muestra el estado de las plantas de la Prueba 1 en la semana 3, 16.c Muestra el estado de las plantas de la Prueba 1 en la semana 4.

Nota: Elaboración propia.

El estado final del geranio y llantén en la Prueba 1 termina luego de la semana 5 después del trasplante, dando como resultado ambas plantas marchitadas mostrado en la Figura 17.

Figura 17

Estado final de plantas de la Prueba 1 en la semana 5.

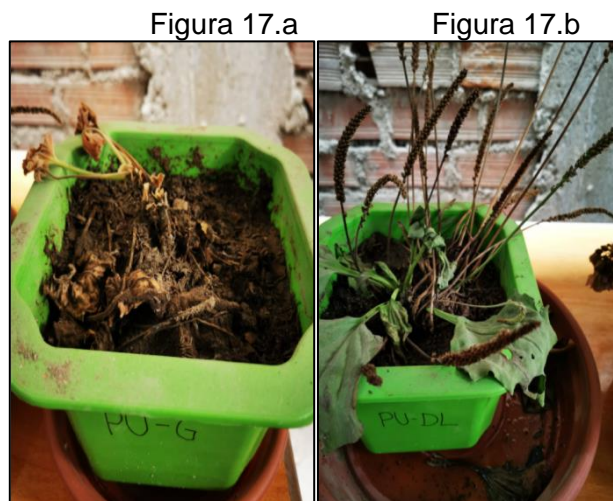


Figura 17, 17.a Muestra el estado final del geranio de la Prueba 1, 17.b. Muestra el estado final del llantén de la Prueba 1.

Nota: Elaboración propia.

Posterior a los resultados de la Prueba 1, se realizó la Prueba 2 con 25% de concentración de suelo de relave minero UNI indicado en la Tabla 10, y se evaluó cualitativamente su evolución durante 5 semanas.

Tabla 10

Composición de la Prueba 2.

Tipo de planta	Código	Cantidad de suelo (kg)	Tipo de suelo	Concentración	Cantidad (kg)
Geranio	PU-G-2	1.9	Relave minero UNI	25%	0.48
			Tierra preparada	37.5%	0.71
			Abono	37.5%	0.71
Llantén	PU-L-2	1.9	Relave minero UNI	25%	0.48
			Tierra preparada	37.5%	0.71
			Abono	37.5%	0.71

Nota: Elaboración propia.

El estado inicial del geranio y llantén en la Prueba 2 empezó con ambas especies vegetales en óptimas condiciones, como se muestra en la Figura 18.

Figura 18

Estado inicial del geranio y llantén de la Prueba 2 en la semana 1.



Nota: Elaboración propia.

En la Figura 19 se muestra la evolución del geranio y llantén se observa su recuperación del trasplante y crecimiento de las plantas.

Figura 19

Evolución de plantas de la Prueba 2.



Figura 19, 19.a Muestra el estado de las plantas de la Prueba 2 en la semana 2, 19.b Muestra el estado de las plantas de la Prueba 2 en la semana 3, 19.c Muestra el estado de las plantas de la Prueba 2 en la semana 4.

Nota: Elaboración propia.

La Prueba 2 llegó a su fin en la semana 5, mostrando un crecimiento notable en las hojas del llantén y un mayor florecimiento en el geranio mostrado en la Figura 20. En resumen, ambas plantas exhibieron un buen estado.

Figura 20

Estado final del geranio y llantén de la Prueba 2 en la semana 5.



Nota: Elaboración propia.

3.6 Diseño experimental final

El diseño experimental final se llevó a cabo al establecer un invernadero; preparar el suelo a diversas concentraciones, generalmente de textura franco arenosa (ver Anexo 6); asignar códigos a cada maceta; realizar la siembra y trasplante de las especies vegetales; y finalmente disponerlas en el invernadero para observar su evolución a lo largo de un período de 3 a 5 meses.

3.6.1 Construcción de invernadero

Se llevó a cabo la construcción del invernadero como se muestra en la Figura 21, con el propósito de asegurar un ambiente controlado y protegido para el desarrollo óptimo de las plantas, permitiendo realizar el estudio de manera confiable y libre de interferencias externas, garantizando así las condiciones ideales para el cultivo. Para ello, se utilizaron materiales como tuberías PVC, tricodos, malla Raschell, pegamento, rafia, tablas y ladrillos.

Figura 21

Construcción de invernadero.

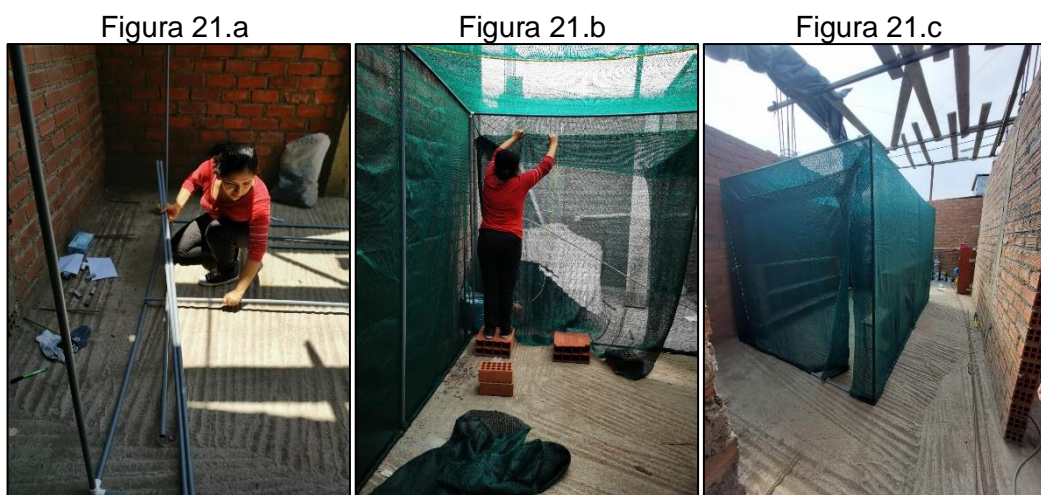


Figura 21, 21.a Instalación de tuberías PVC, 21.b Montaje de la malla Raschell, 21.c Resultado final del invernadero casero.

Nota: Elaboración propia.

3.6.2 Preparación de suelo a diferentes concentraciones de suelo de relave minero UNI

Se procedió a preparar las diferentes concentraciones de suelo del relave minero y tierra preparada, las cuales consistieron en cinco niveles de concentración de relave minero UNI, correspondientes a 0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%.

Figura 22

Preparación de suelo para el llantén.



Nota: Elaboración propia.

En la Figura 23 se observa las diversas concentraciones de suelo relave minero de la UNI por cada maceta, se puede apreciar que a medida que aumenta la concentración de relave, el color de la mezcla adquiere una tonalidad más amarilla. Las macetas de color anaranjado se utilizaron para plantar geranios, mientras que las macetas blancas se reservaron para el llantén.

Figura 23

Suelos de relave minero UNI a diferentes concentraciones.

Figura 23.a

Figura 23.b



Figura 23, 23.a Macetas con suelo preparado para geranio, 23.b Macetas con suelo preparado para llantén.
Nota: Elaboración propia.

3.6.3 Codificación de diferentes concentraciones de suelo de relave minero UNI

Se asignaron códigos a un total de 30 plantas (15 geranios y 15 llantenes) según lo mostrado en la Tabla 11, utilizadas en el diseño experimental final con 5 concentraciones distintas de suelo de relave minero de la UNI, con 3 repeticiones por cada tipo de especie vegetal.

Tabla 11

Codificación y concentración de suelo de relave minero de la UNI.

Tipo de especie vegetal	Codificación			Concentración de suelo de relave minero UNI	Relave minero (kg)	Suelo agrícola (kg)
	Repet. 1	Repet. 2	Repet. 3			
Geranio	G-01	G-06	G-11	0%	0.00	2.00
	G-02	G-07	G-12	6.25%	0.13	1.87
	G-03	G-08	G-13	12.5%	0.25	1.75
	G-04	G-09	G-14	25%	0.50	1.50
	G-05	G-10	G-15	37%	0.75	1.25
Llantén	L-01	L-06	L-11	0%	0.00	2.00
	L-02	L-07	L-12	6.25%	0.13	1.87
	L-03	L-08	L-13	12.5%	0.25	1.75
	L-04	L-09	L-14	25%	0.50	1.50
	L-05	L-10	L-15	37%	0.75	1.25

Nota: Elaboración propia.

Las macetas codificadas se colocaron según se ilustra en la Figura 24, la cual representa su disposición física y su distribución dentro del invernadero, así como las disposiciones entre bloques y tratamientos para el análisis estadístico.

Figura 24

Esquema visual de la ubicación de las macetas.

Para el análisis estadístico	Tratamiento (G1)	Tratamiento (G2)	Tratamiento (G3)	Tratamiento (G4)	Tratamiento (G5)
Bloque I	G-01	G-02	G-03	G-04	G-05
Bloque II	G-06	G-07	G-08	G-09	G-10
Bloque III	G-11	G-12	G-13	G-14	G-15
Para el análisis estadístico	Tratamiento (L1)	Tratamiento (L2)	Tratamiento (L3)	Tratamiento (L4)	Tratamiento (L5)
Bloque I	L-01	L-02	L-03	L-04	L-05
Bloque II	L-06	L-07	L-08	L-09	L-10
Bloque III	L-11	L-12	L-13	L-14	L-15

Nota: Elaboración propia.

3.6.4 Siembra de llantén y obtención del geranio

Las semillas de llantén se plantaron en un macetero grande 10 meses antes del diseño experimental final, y los geranios se recolectaron de un huerto de plantas ornamentales.

3.6.5 Trasplante de geranio y llantén

Después se llevó a cabo el trasplante (ver Figura 25.a) directamente a las macetas, dejando un espacio en el centro del suelo de la maceta destinado para su trasplante y asegurar así un enraizamiento adecuado.

3.6.6 Ubicación de las plantas en el invernadero

Las macetas se dispusieron de forma ordenada, siguiendo un patrón ascendente de acuerdo con la concentración de suelo de relave minero. En la Figura 25.b se observa esta disposición, donde las 15 macetas de geranio se distribuyeron de derecha a izquierda en tres niveles: G-01 a G-05 en el tercer nivel, G-06 a G-10 en el segundo nivel y G-11 a G-15 en el primer nivel. En contraste, las 15 macetas de llantén se ubicaron en el extremo opuesto, manteniendo el mismo ordenamiento.

Se aplicó semanalmente fertilizantes nitrógeno, fósforo y potasio (N, P, K respectivamente), combinado con cáscara de huevo y café (ver Figura 25.c), con el propósito de estimular y promover el desarrollo de las plantas. El riego se adaptaba de forma semanal o interdiaria en función de la variación en la intensidad de la radiación solar a lo largo de los días (ver Figura 25.d). Además, se

implementó una medida adicional de control de plagas al colocar trampas caseras contra insectos en forma de plástico amarillo impregnado con aceite.

Figura 25

Siembra, ubicación, aplicación de fertilizantes y riego de plantas en el invernadero.

Figura 25.a

Figura 25.b

Figura 25.c

Figura 25.d



Figura 25, 25.a Se muestra el trasplante de geranio y llantén, 25.b Ubicación de plantas en el invernadero, 25.c Aplicación de fertilizantes, 25.d Riego de plantas.

Nota: Elaboración propia.

En la Figura 26 se aprecia el estado inicial del geranio a diferentes concentraciones (0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%) de relave minero de la UNI, con tres repeticiones cada uno.

Figura 26

Estado inicial del geranio a diferentes concentraciones de relave minero de la UNI.

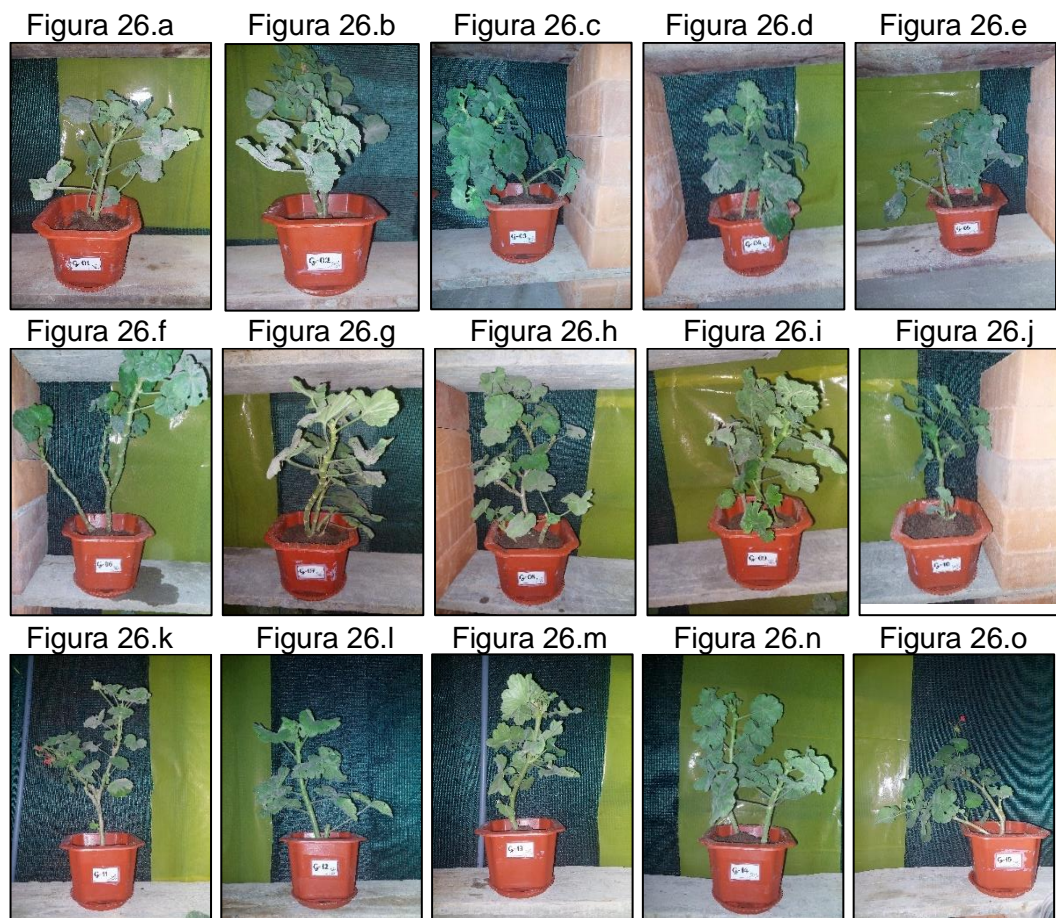


Figura 26, 26.a Muestra la maceta con geranio con codificación G-01 inicial, 26.b G-02 inicial, 26.c G-03 inicial, 26.d G-04 inicial, 26.e G-05 inicial, 26.f G-06 inicial, 26.g G-07 inicial, 26.h G-08 inicial, 26.i G-09 inicial, 26.j G-10 inicial, 26.k G-11 inicial, 26.l G-12 inicial, 26.m G-13 inicial, 26.n G-14 inicial, 26.o G-15 inicial.

Nota: Elaboración propia.

En la Figura 27, se muestra el estado final del geranio a diferentes concentraciones (0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%) de relave minero de la UNI, con tres repeticiones cada uno.

Figura 27

Estado final del geranio a diferentes concentraciones de relave minero de la UNI.

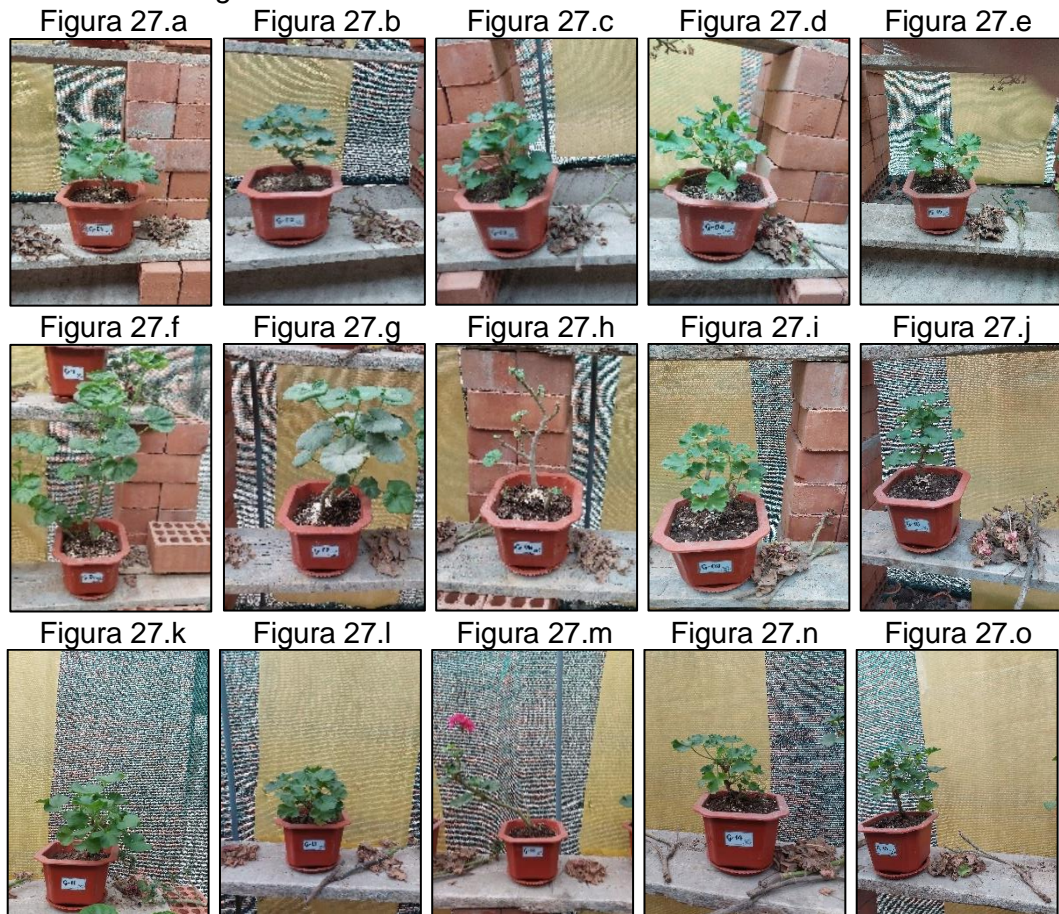


Figura 27, 27.a Muestra la maceta con geranio con codificación G-01 final, 27.b G-02 final, 27.c G-03 final, 27.d G-04 final, 27.e G-05 final, 27.f G-06 final, 27.g G-07 final, 27.h G-08 final, 27.i G-09 final, 27.j G-10 final, 27.k G-11 final, 27.l G-12 final, 27.m G-13 final, 27.n G-14 final, 27.o G-15 final. *Nota:* Elaboración propia.

En la Figura 28, se observa el estado inicial del llantén a diferentes concentraciones (0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%) de relave minero de la UNI, con tres repeticiones cada uno.

Figura 28

Estado inicial del llantén a diferentes concentraciones de relave minero de la UNI.

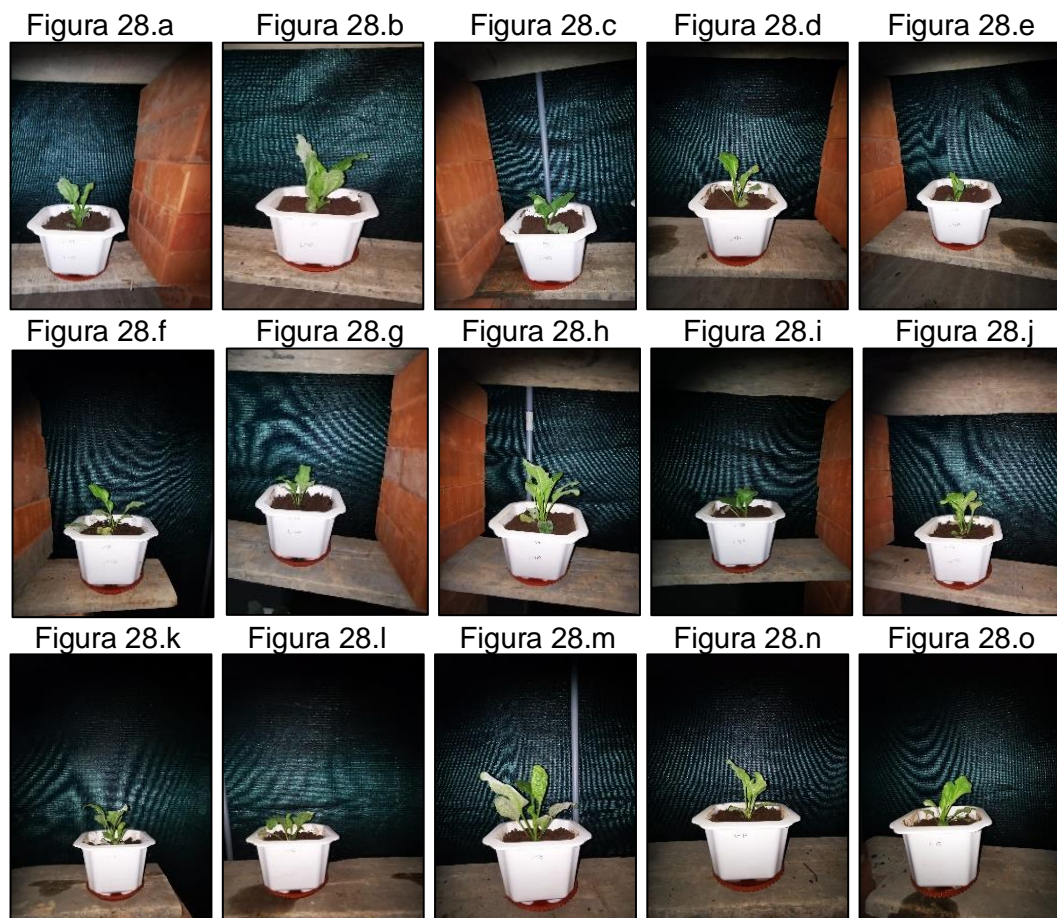


Figura 28, 28.a Muestra la maceta con llantén con codificación L-01 inicial, 28.b L-02 inicial, 28.c L-03 inicial, 28.d L-04 inicial, 28.e L-05 inicial, 28.f L-06 inicial, 28.g L-07 inicial, 28.h L-08 inicial, 28.i L-09 inicial, 28.j L-10 inicial, 28.k L-11 inicial, 28.l L-12 inicial, 28.m L-13 inicial, 28.n L-14 inicial, 28.o L-15 inicial.

Nota: Elaboración propia.

Por último, en la Figura 29 se muestra el estado final del llantén a diferentes concentraciones (0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%) de relave mineral de la UNI, con tres repeticiones cada uno.

Figura 29

Estado final del llantén a diferentes concentraciones de relave mineral de la UNI.



Figura 29, 29.a Muestra la maceta con llantén con codificación L-01 final, 29.b L-02 final, 29.c L-03 final, 29.d L-04 final, 29.e L-05 final, 29.f L-06 final, 29.g L-07 final, 29.h L-08 final, 29.i L-09 final, 29.j L-10 final, 29.k L-11 final, 29.l L-12 final, 29.m L-13 final, 29.n L-14 final, 29.o L-15 final.
Nota: Elaboración propia.

3.6.7 Toma de muestras

Una vez finalizado el diseño experimental, las muestras de suelo y de especies vegetales (parte radicular y aérea) se analizaron en el laboratorio, utilizando bolsas de polietileno y refrigerándolas en un cooler durante el traslado. Las metodologías de ensayo empleadas se detallan en los ítems 3.7 y 3.8.

3.7 Metodología de ensayo del análisis de metales pesados al inicio y final en suelos y tejidos vegetales

La metodología analítica utilizada para hallar las concentraciones de As, Cd y Pb en las muestras de inicio y final en suelos y tejidos vegetales fueron los que se señalan en la Tabla 12.

Tabla 12

Metodología de ensayo del análisis de los metales pesados en suelo y tejidos vegetales.

Ensayo	Matriz	Método	L.C.	Unidad
Metales: Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Boro, Berilio, Cadmio, Calcio, Cerio, Cromo, Cobalto, Cobre, Hierro, Plomo, Litio, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Níquel, Fósforo, Potasio, Selenio, Plata, Sodio, Estroncio, Talio, Estaño, Titanio, Vanadio, Zinc.	Suelo	EPA 3050-B (1996) / Method 200.7 Rev 4.4 EMMC Versión (1994). Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry.	---	mg/kg
Total Metals (In Vegetable Tissues): Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Berilio, Cadmio, Calcio, Cromo, Cobalto, Cobre, Hierro, Plomo, Litio, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Níquel, Fósforo, Potasio, Selenio, Plata, Sodio, Estroncio, Talio, Uranio, Vanadio, Zinc.	Vegetales	EPA Method 200.3, Rev. 1, April 1991. Metals, Total Recoverable in Biological Tissues / EPA Method 200.7, Rev 4.4. EMMC Version 1994.	---	mg/kg
Dry Material (Materia seca) Según el D.S. 015-2017-VIVIENDA para lodos PTAR.	Suelo	SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 2540 G. 23rd Ed. 2017. Total, Fixed, and Volatile Solids and Semisolid Samples.	0.04	%
Contenido de Material seco en vegetales.	Vegetales	Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 Ítem 7.1.5 AS-05 – Método Gravimétrico (31 de diciembre de 2002). Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.	0.50	%

Nota: Adaptado de Informe de ensayo N° 165667-2022, SAG SAC.

3.8 Metodología de ensayo de análisis de metales pesados de las muestras de suelo del relave minero de la UNI para el ECA Suelo

La metodología para el análisis de los suelos fueron lo que señalan en la Tabla 13. Los resultados de las pruebas sobre los metales en estudio: arsénico, cadmio y plomo, fueron comparados con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo, aprobado por el Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. En la norma mencionada, se presentan diferentes tipos de suelo y de acuerdo con el Plano de Zonificación de Lima Metropolitana del distrito de Rímac, el área de estudio está constituido dentro de zonas de equipamiento, por ello para la presente investigación el tipo de suelo se considera residencial/parques (ver Anexo 1).

En la Tabla 13, se muestran los metales pesados, el ECA suelo según el uso de suelo residencial/parques y los métodos de ensayo.

Tabla 13

Metodología de ensayo del análisis de los metales pesados en suelo para el ECA Suelo.

Parámetros en mg/kg PS	Uso del suelo: Suelo residencial/parques	Métodos de ensayo
Arsénico	50	Método 3050, Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils.
Cadmio	10	
Plomo	140	Método 3051, Method 3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils

Nota: Adaptado del Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM.

Es importante tener en cuenta que no se llevó a cabo un análisis individualizado de las réplicas de las especies vegetales; se optó por juntar todas las muestras para alcanzar la cantidad mínima requerida por el laboratorio para su análisis. Con el objetivo de asegurar la homogeneidad en las muestras de suelo, se siguió el mismo procedimiento.

3.9 Método de análisis estadístico DBCA

Se empleó la metodología de Diseño de Bloques Completos al Azar (DBCA), un diseño con 3 bloques, 5 tratamientos y 30 datos de la variable respuesta. Como variable de respuesta, se utilizó la altura de las especies vegetales, tanto del geranio como del llantén.

El análisis estadístico se realizó mediante el software RStudio, Análisis de Varianza (ANOVA), InfoStat y Box Plot con un nivel de confianza del 95%.

Capítulo IV. Análisis y discusión de resultados

4.1 Resultados

4.1.1 Caracterización de la textura del suelo del relave minero de la UNI

Las características cualitativas de las muestras de suelo de los 18 puntos del relave minero UNI se muestran en la Tabla 14.

Tabla 14

Propiedades de las muestras de suelo del relave minero de la UNI.

Código	Cantidad (kg)	Color	Textura	Datos
SU-01	2.066	Beige	Limoso	Presencia de piedras laminadas relativamente grandes.
SU-02	2.091	Amarillo	Limoso – arenoso	Poca presencia de piedras pequeñas.
SU-03	2.050	Amarillo – marrón	Franco – limoso	Poca presencia de piedras.
SU-04	2.001	Marrón	Limoso – arcilloso	Poco húmedo con presencia de piedras pequeñas y tallos.
SU-05	2.054	Marrón	Limoso – arcilloso – arenoso	Presencia de piedras.
SU-06	2.110	Marrón café	Arenoso – limoso	Poco húmedo con presencia de piedras laminadas.
SU-07	1.818	Marrón	Limoso – arcilloso (ligero)	Gran cantidad de piedras, minerales y tallos.
SU-08	2.057	Marrón	Limoso – arcilloso (ligero)	Gran cantidad de piedras, minerales y tallos.
SU-09	2.111	Amarillo	Limoso	Presencia de piedras pequeñas.
SU-10	2.216	Amarillo	Limoso	Presencia de piedras pequeñas.
SU-11	2.321	Beige	Franco – arenoso	Presencia de piedras pequeñas.
SU-12	2.192	Amarillo – marrón	Arenoso – limoso	Presencia de piedras pequeñas.
SU-13	1.790	Amarillo – marrón	Limoso – arenoso – arcilloso (ligero)	Seco con presencia de piedras y minerales.
SU-14	1.680	Marrón rojizo	Limoso – arenoso – arcilloso	Suelo pedregoso.
SU-15	2.080	Beige	Arenoso	Poco húmedo con presencia de piedras pequeñas y trozos de suelo que se deshacen con dificultad.
SU-16	2.065	Beige	Arenoso	Húmedo con pocos restos de tallos.
SU-17	2.114	Amarillo – marrón	Limoso – arenoso	Poco húmedo con presencia de piedras pequeñas.
SU-18	2.110	Marrón café	Franco – arcilloso	Muy húmedo sin poder cernirse.

Nota: Elaboración propia.

4.1.2 Concentraciones de metales pesados en tejidos vegetales de geranio y llantén tras exposición a suelos contaminados

En la Tabla 15 se presenta los niveles de As, Cd y Pb en geranio y llantén, plantas expuestas a suelos contaminados en concentraciones de 0% a 37.5% del relave minero UNI (ver Anexos 2 y 3).

Tabla 15

As, Cd y Pb en tejidos vegetales después de la exposición a suelos contaminados.

Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Contaminante raíz final (mg/kg)			Contaminante parte aérea final (mg/kg)		
		As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
<i>Plantago major</i> (Llantén)	0%	0.30	0.04	0.04*	0.07*	0.04*	0.06
	6.25%	1.21	1.15	10.54	0.07*	0.41	0.40
	12.5%	1.88	1.50	7.45	0.07*	0.85	1.18
	25%	3.41	2.73	14.66	0.07*	2.77	2.90
	37.5%	1.62	5.64	15.05	0.07*	1.62	0.52
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	0%	0.07*	0.04*	0.12	0.07*	0.04*	0.07
	6.25%	0.74	0.29	5.65	0.07*	0.04*	0.49
	12.5%	0.07*	0.25	0.48	0.07*	0.08	1.42
	25%	0.07*	0.07	0.44	0.07*	0.04*	0.72
	37.5%	0.07*	0.23	0.36	0.07*	0.22	0.95

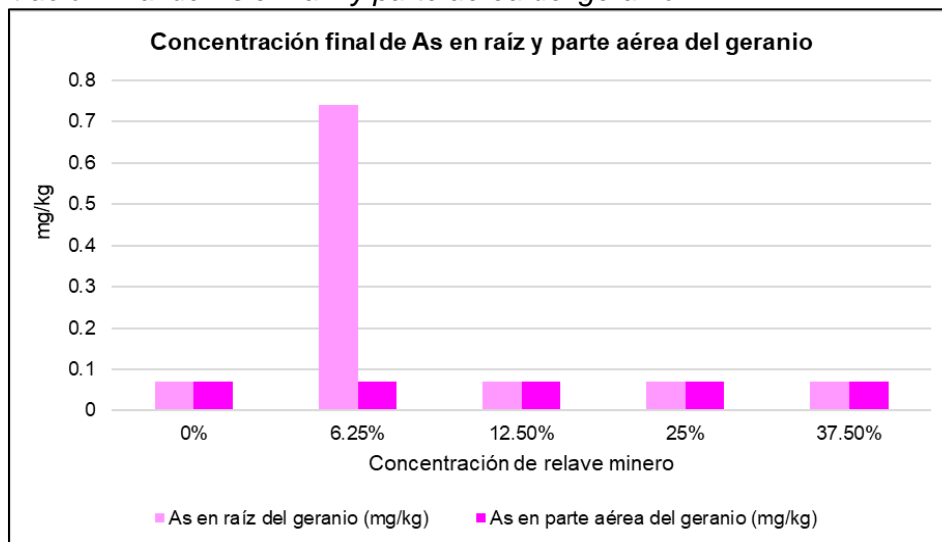
* Concentración menor al límite de detección del método.

Nota: Elaboración propia.

En la Figura 30 se detalla las concentraciones de As en el tejido radicular y parte aérea del geranio luego de ser expuesta a suelos contaminados, desde 0% a 37.5%.

Figura 30

Concentración final de As en raíz y parte aérea del geranio.

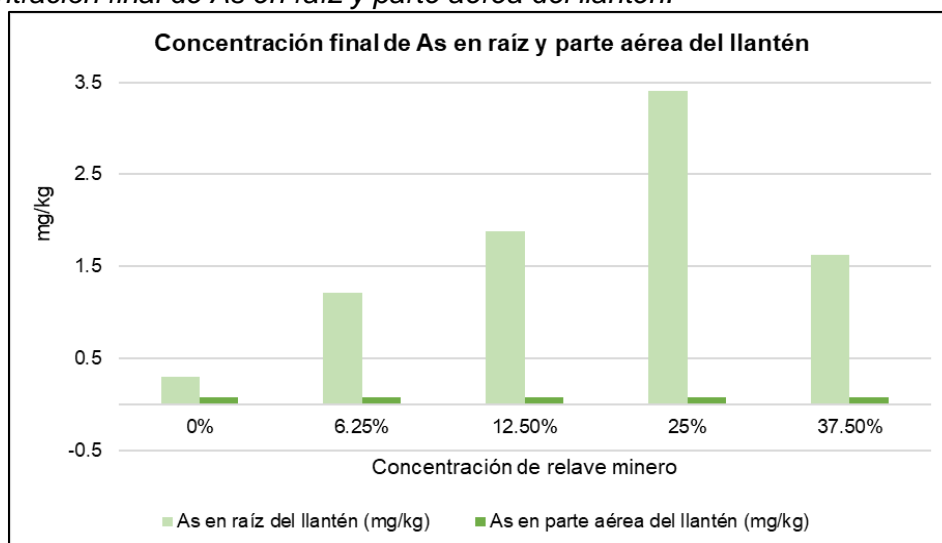


Nota: Elaboración propia.

Se observa en la Figura 31 los niveles de arsénico en las raíces y las partes aéreas de las plantas de llantén, después de la exposición a suelos contaminados con relave minero de la UNI en concentraciones que varían desde 0% hasta 37.5%.

Figura 31

Concentración final de As en raíz y parte aérea del llantén.

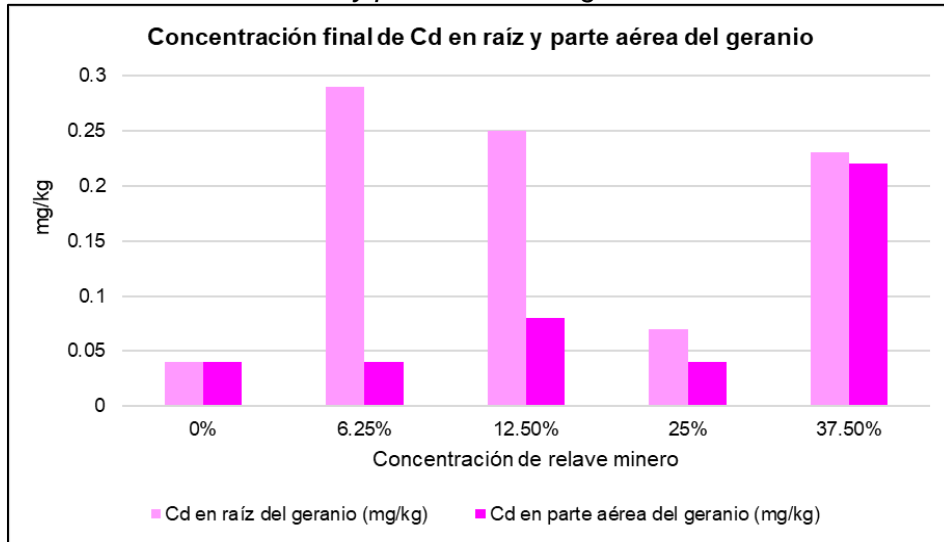


Nota: Elaboración propia.

En la Figura 32 se muestra las concentraciones de cadmio en la raíz y parte aérea del geranio tras la exposición a suelos contaminados, abarcando concentraciones de 0% a 37.5%.

Figura 32

Concentración final de Cd en raíz y parte aérea del geranio.

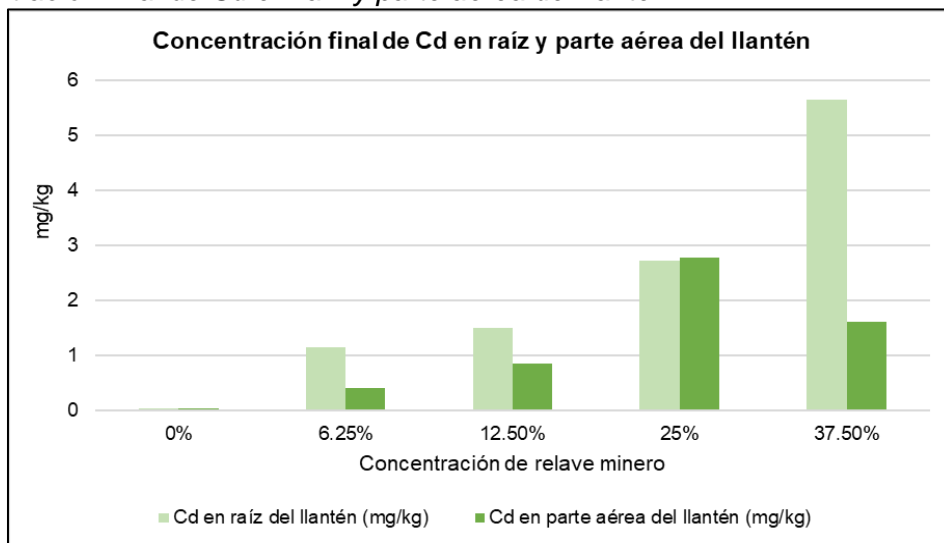


Nota: Elaboración propia.

Se exhibe en la Figura 33 las concentraciones de cadmio en las raíces y las partes superiores de las plantas de llantén tras su exposición a suelos contaminados con relave minero de la UNI en un rango de concentraciones que abarca desde 0% hasta 37.5%.

Figura 33

Concentración final de Cd en raíz y parte aérea del llantén.

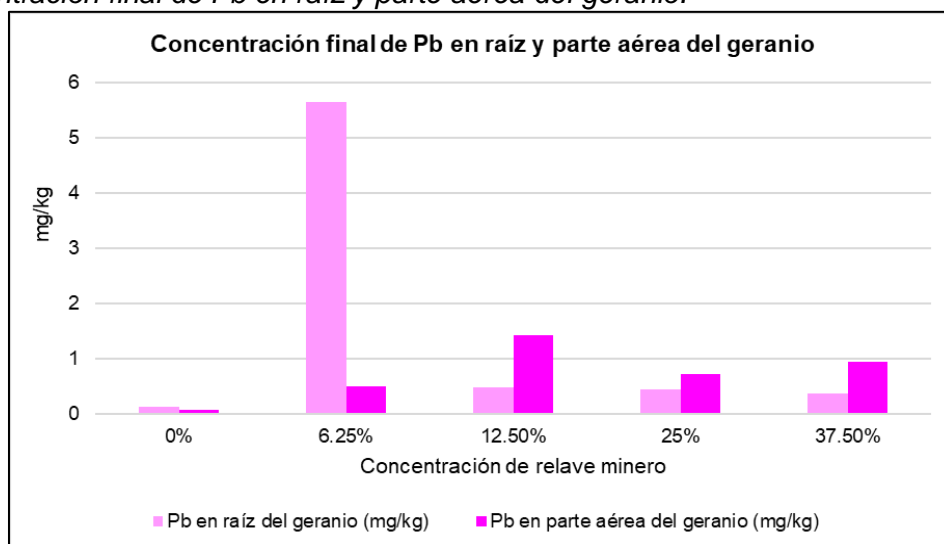


Nota: Elaboración propia.

Se presenta en la Figura 34, los niveles de plomo en las raíces y las partes aéreas de las plantas de geranio, después de la exposición a suelos contaminados con relave minero de la UNI en concentraciones que varían desde 0% hasta 37.5%.

Figura 34

Concentración final de Pb en raíz y parte aérea del geranio.

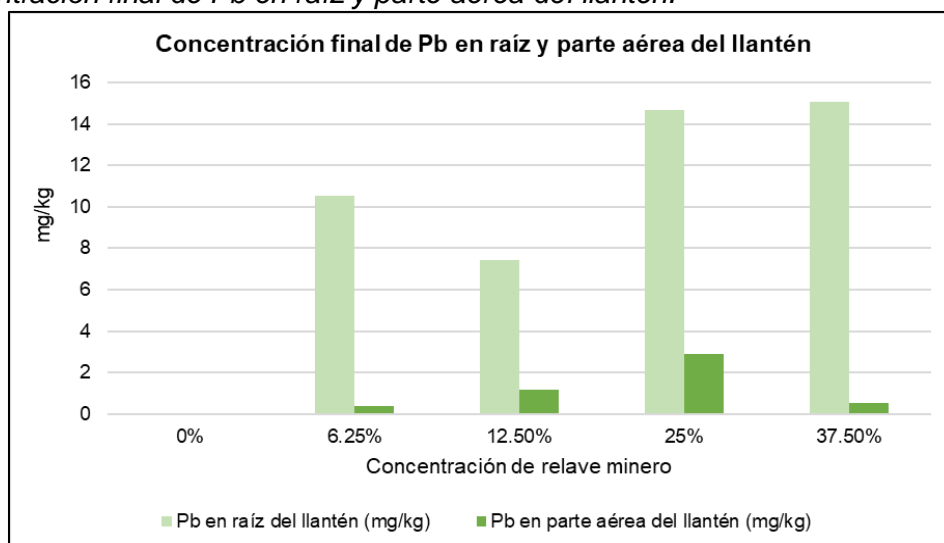


Nota: Elaboración propia.

Se aprecia en la Figura 35 las concentraciones de Pb en el tejido radicular y parte aérea del llantén luego de ser expuesta a suelos contaminados, desde 0% a 37.5%.

Figura 35

Concentración final de Pb en raíz y parte aérea del llantén.



Nota: Elaboración propia.

4.1.3 Concentraciones de metales pesados en el suelo antes y después de ser expuestas al geranio y llantén

Se muestra en la Tabla 16 la concentración de contaminantes del suelo antes y después de ser expuestas al geranio y llantén (ver Anexos 2, 3 y 4).

Tabla 16

As, Cd y Pb en el suelo antes y después de ser expuestas al geranio y llantén.

Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Contaminante de suelo inicial (mg/kg)			Contaminante de suelo final (mg/kg)		
		As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
	0%	8.61	1.19	7.45	5.11	1.10	5.50
<i>Plantago major</i> (Llantén)	6.25%	136.80	8.54	1153.93	87.66	7.31	771.06
	12.5%	291.20	17.17	2498.30	61.69	4.55	421.85
	25%	582.05	33.19	4761.68	348.63	13.42	2221.9
	37.5%	666.85	40.08	5779.69	358.69	19.87	2934.7
	0%	8.61	1.19	7.45	7.64	2.69	8.02
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	6.25%	136.80	8.54	1153.93	38.87	4.53	254.89
	12.5%	291.20	17.17	2498.30	166.93	11.74	1123.58
	25%	582.05	33.19	4761.68	159.07	10.99	1003.00
	37.5%	666.85	40.08	5779.69	251.76	15.15	1705.2

Nota: Elaboración propia.

4.1.4 Concentraciones de metales pesados en el geranio y llantén antes y después de la exposición a suelos contaminados

En la Tabla 17 se presenta la concentración de contaminantes en el geranio y llantén tras ser expuesta a suelos contaminados con relave minero UNI.

Tabla 17

As, Cd y Pb en el geranio y llantén antes y después de exposición a suelos contaminados.

Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Contaminante inicial (mg/kg)			Contaminante final (mg/kg)		
		As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
		0%	0.10*	0.05*	0.06*	0.37	0.08
<i>Plantago major</i> (Llantén)	6.25%	0.10*	0.05*	0.06*	1.28	1.56	10.94
	12.5%	0.10*	0.05*	0.06*	1.95	2.35	8.63
	25%	0.10*	0.05*	0.06*	3.48	5.50	17.56
	37.5%	0.10*	0.05*	0.06*	1.69	7.26	15.57
	0%	0.10*	0.05*	0.06*	0.14	0.08	0.19
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	6.25%	0.10*	0.05*	0.06*	0.81	0.33	6.14
	12.5%	0.10*	0.05*	0.06*	0.14	0.33	1.90
	25%	0.10*	0.05*	0.06*	0.14	0.11	1.16
	37.5%	0.10*	0.05*	0.06*	0.14	0.45	1.31

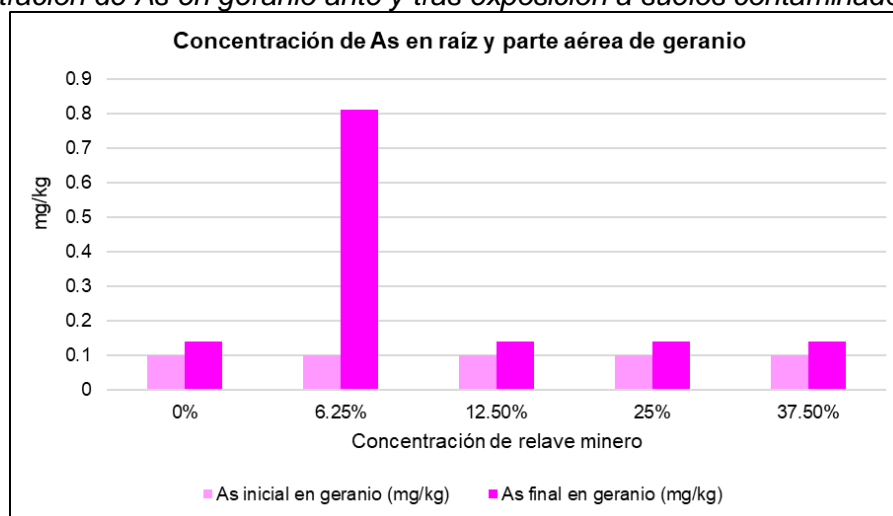
* Concentración menor al límite de detección del método.

Nota: Elaboración propia.

En la Figura 36 se muestran las concentraciones de arsénico en el geranio antes y después de su exposición a suelos contaminados con concentraciones desde 0% a 37.5%.

Figura 36

Concentración de As en geranio ante y tras exposición a suelos contaminados.

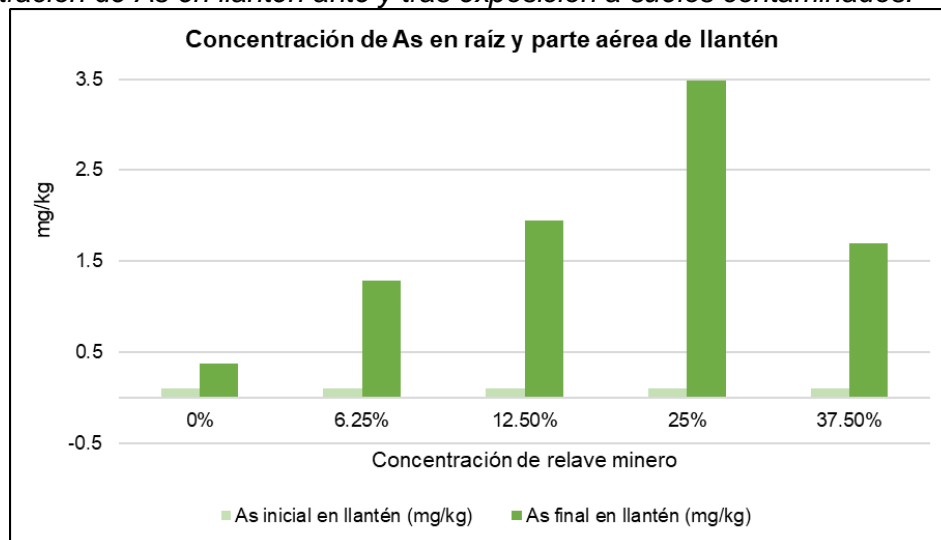


Nota: Elaboración propia.

La Figura 37 exhibe las variaciones en las concentraciones de arsénico en llantén, tanto previas como posteriores a su exposición a suelos contaminados de 0% a 37.5%.

Figura 37

Concentración de As en llantén ante y tras exposición a suelos contaminados.

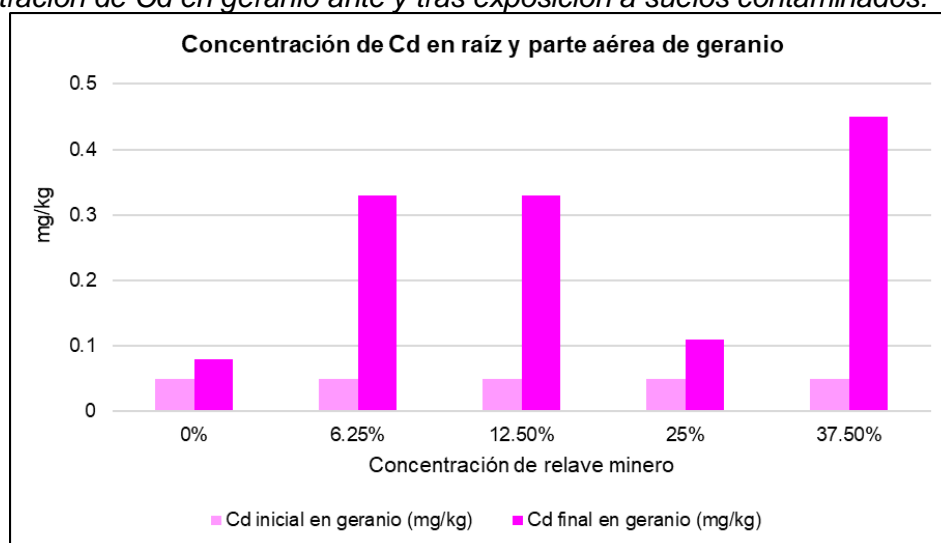


Nota: Elaboración propia.

En la Figura 38 se representan las concentraciones de cadmio en geranio, mostrando los niveles antes y después de su contacto con suelos contaminados que varía de 0% a 37.5%.

Figura 38

Concentración de Cd en geranio ante y tras exposición a suelos contaminados.

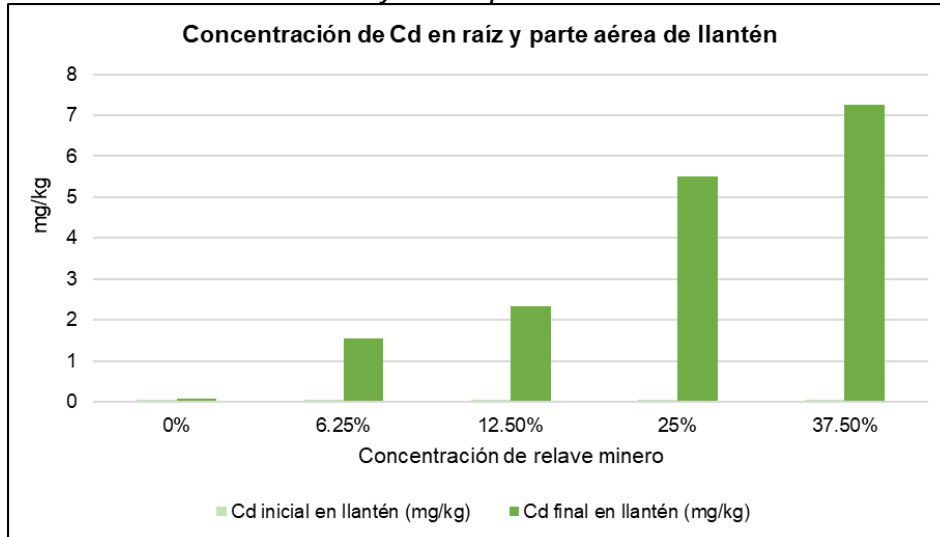


Nota: Elaboración propia.

Se visualiza en la Figura 39 las concentraciones de cadmio en llantén, evidenciando cambios en sus niveles tras la exposición a suelos contaminados que abarcan de 0% a 37.5%.

Figura 39

Concentración de Cd en llantén ante y tras exposición a suelos contaminados.

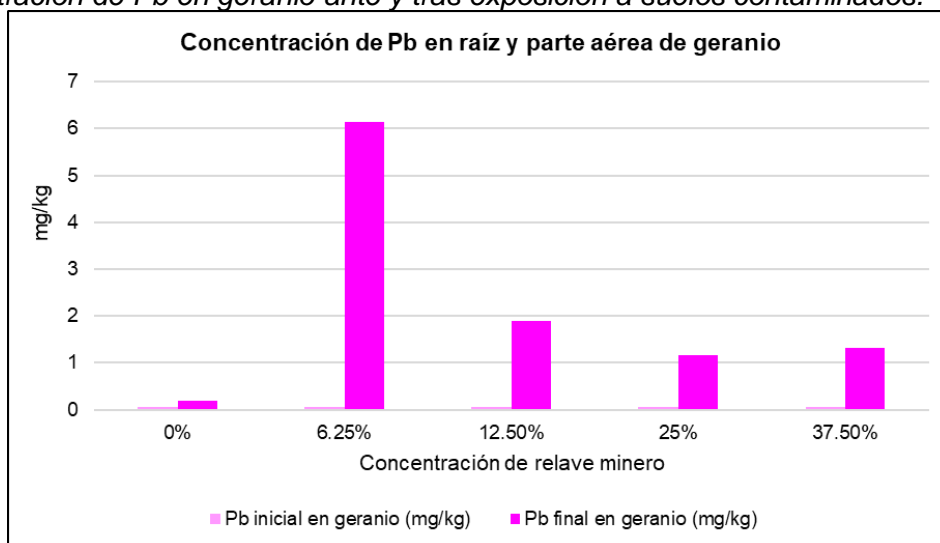


Nota: Elaboración propia.

La Figura 40 ilustra cómo las concentraciones de arsénico en geranios se modifican antes y después de la exposición a suelos contaminados en el rango de 0% a 37.5%.

Figura 40

Concentración de Pb en geranio ante y tras exposición a suelos contaminados.

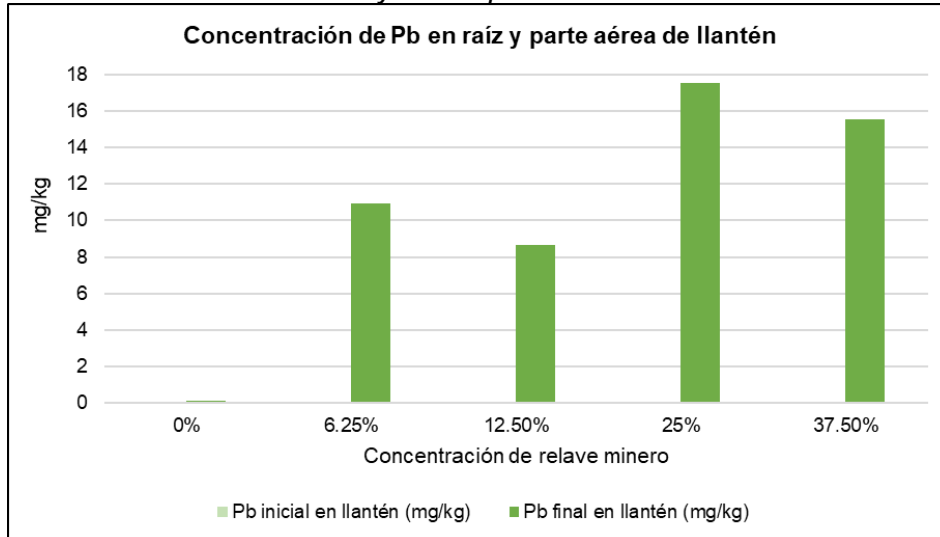


Nota: Elaboración propia.

La Figura 41 ilustra cómo las concentraciones de plomo en llantén cambian antes y después de la exposición a suelos contaminados Desde el 0% hasta un límite superior de 37.5%.

Figura 41

Concentración de Pb en llantén ante y tras exposición a suelos contaminados.



Nota: Elaboración propia.

4.1.5 Comparación entre el suelo inicial y suelo removido de metales pesados

En la Tabla 18 se muestra la relación entre la concentración de arsénico en el suelo inicial, suelo final, concentración de arsénico removido del suelo plantado con geranio y el porcentaje de remoción, por cada concentración de relave minero en el suelo.

Tabla 18

As en suelo inicial – As removido del suelo tratado con geranio.

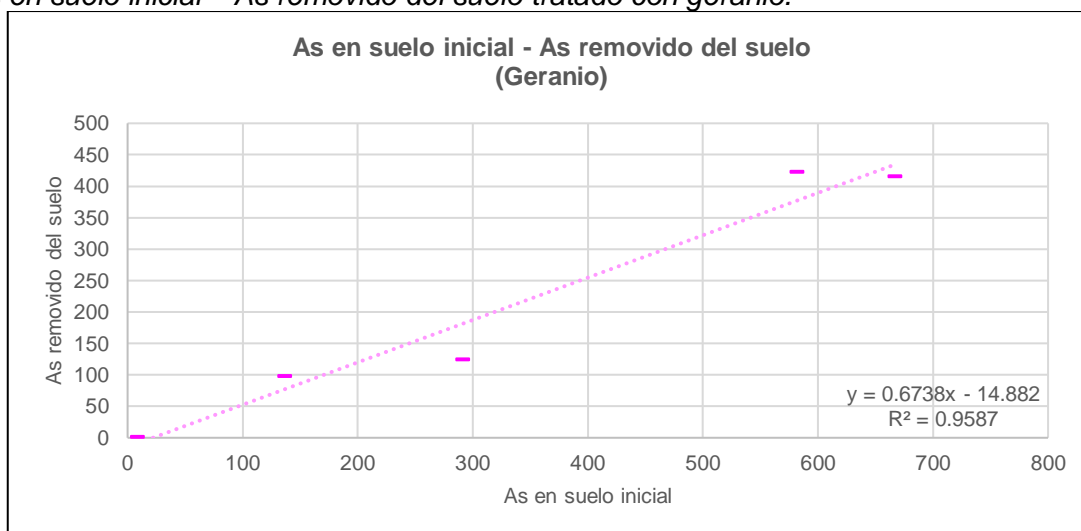
Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	As en suelo inicial (mg/kg)	As en suelo final (mg/kg)	As removido del suelo (mg/kg)	Porcentaje de remoción
	0%	8.61	7.64	0.97	11.27%
Pelargonium	6.25%	136.80	38.87	97.93	71.59%
zonale	12.5%	291.20	166.93	124.27	42.68%
(Geranio)	25%	582.05	159.67	422.98	72.67%
	37.5%	666.85	251.76	415.09	62.25%

Nota: Elaboración propia.

En la Figura 42 se muestra la línea de tendencia de aumento de concentración de arsénico removido del suelo por el geranio a medida que aumenta la concentración de arsénico en el suelo inicial.

Figura 42

As en suelo inicial – As removido del suelo tratado con geranio.



Nota: Elaboración propia.

La Tabla 19 presenta la correspondencia entre la concentración inicial de cadmio en el suelo, la concentración final de cadmio en el suelo, la cantidad de cadmio removido del suelo plantado con geranio y el porcentaje de remoción, en función de distintas concentraciones de relave minero en el suelo, entre las concentraciones: 0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%.

Tabla 19

Cd en suelo inicial – Cd removido del suelo tratado con geranio.

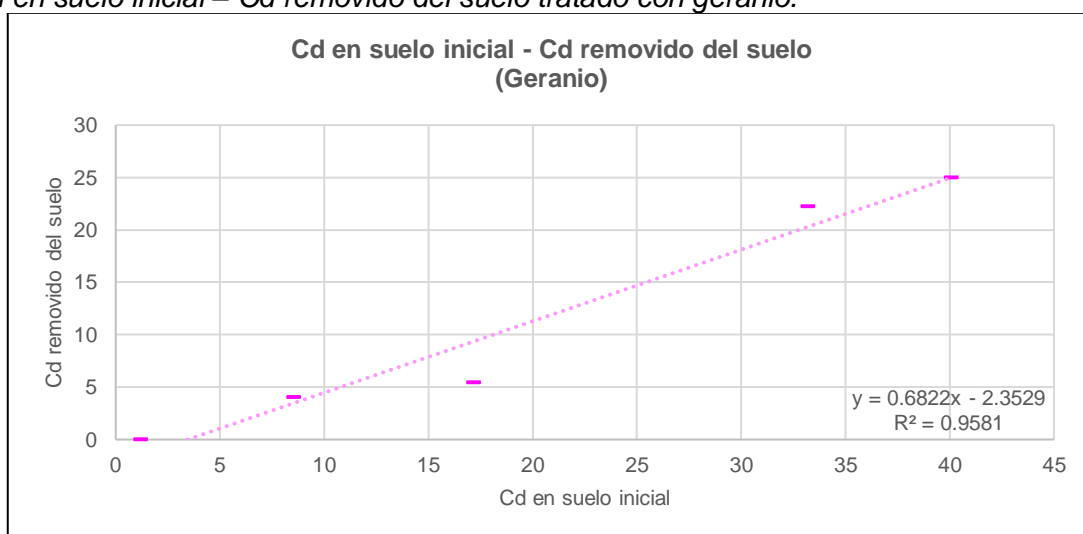
Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Cd en suelo inicial (mg/kg)	Cd en suelo final (mg/kg)	Cd removido del suelo (mg/kg)	Porcentaje de remoción
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	0%	1.19	2.69	0	0%
	6.25%	8.54	4.53	4.01	46.96%
	12.5%	17.17	11.74	5.43	31.62%
	25%	33.19	10.99	22.20	66.89%
	37.5%	40.08	15.15	24.93	62.20%

Nota: Elaboración propia.

En la Figura 43 se aprecia la correlación entre la concentración inicial de cadmio en el suelo y la eficacia del geranio para eliminarlo, revelando una tendencia de aumento en la remoción de cadmio a medida que la concentración inicial en el suelo se incrementa.

Figura 43

Cd en suelo inicial – Cd removido del suelo tratado con geranio.



Nota: Elaboración propia.

La Tabla 20 exhibe la relación entre la concentración inicial y final de plomo en el suelo, junto con la cantidad de plomo eliminado del suelo plantado con geranio y el porcentaje de remoción, en función de las distintas concentraciones de relave minero en el suelo, que abarcan desde 0% hasta 37.5%.

Tabla 20

Pb en suelo inicial – Pb removido del suelo tratado con geranio.

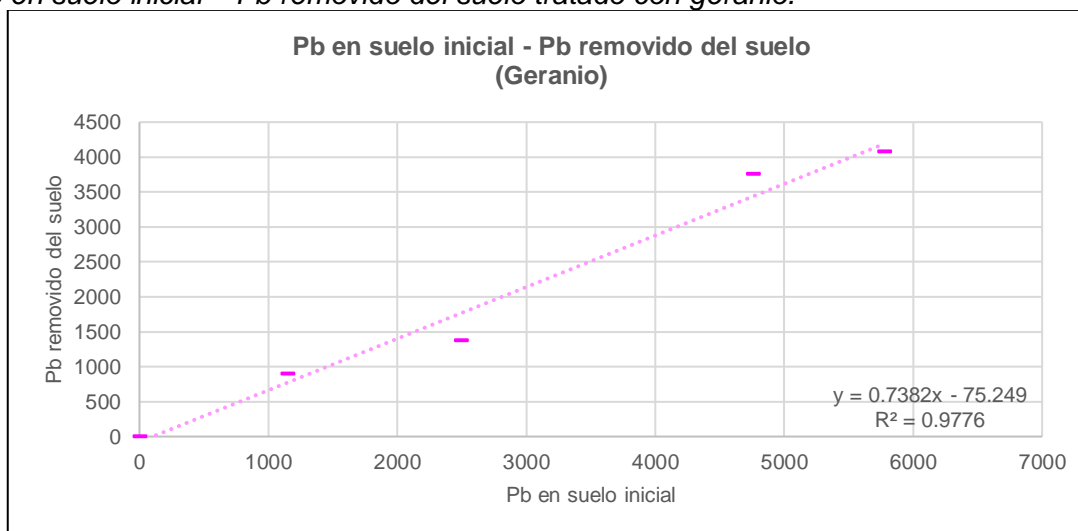
Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Pb en suelo inicial (mg/kg)	Pb en suelo final (mg/kg)	Pb removido del suelo (mg/kg)	Porcentaje de remoción
	0%	7.45	8.02	0	0%
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	6.25%	1153.93	254.89	899.04	77.91%
	12.5%	2498.30	1123.58	1374.72	55.03%
	25%	4761.68	1003.00	3758.68	78.94%
	37.5%	5779.69	1705.24	4074.45	70.50%

Nota: Elaboración propia.

La Figura 44 revela cómo la concentración de plomo extraído del suelo por el geranio se eleva conforme se incrementa la concentración inicial de plomo en el suelo.

Figura 44

Pb en suelo inicial – Pb removido del suelo tratado con geranio.



Nota: Elaboración propia.

Se muestra en la Tabla 21 la correspondencia entre la concentración inicial de arsénico en el suelo, su concentración final, la cantidad de arsénico extraído del suelo donde se plantó llantén y el porcentaje de eliminación, para cada nivel de concentración de relave minero en el suelo, que abarca desde 0% hasta 37.5%.

Tabla 21

As en suelo inicial – As removido del suelo tratado con llantén.

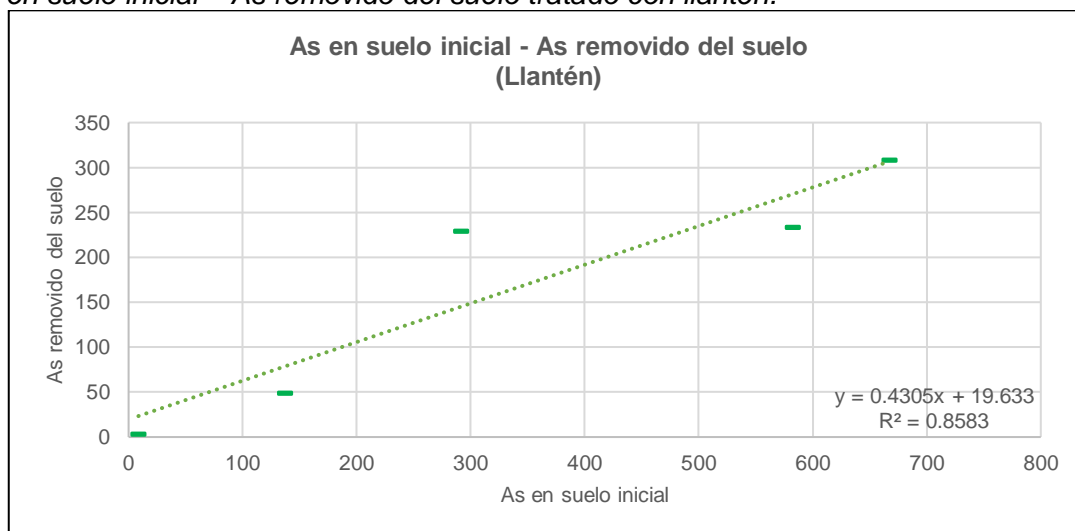
Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	As en suelo inicial (mg/kg)	As en suelo final (mg/kg)	As removido del suelo (mg/kg)	Porcentaje de remoción
	0%	8.61	5.11	3.50	40.65%
<i>Plantago</i>	6.25%	136.80	87.66	49.14	35.92%
<i>major</i>	12.5%	291.20	61.69	229.51	78.82%
(Llantén)	25%	582.05	348.63	233.42	40.10%
	37.5%	666.85	358.69	308.16	46.21%

Nota: Elaboración propia.

Se muestra en la Figura 45 la tendencia ascendente en la concentración de arsénico eliminado del suelo por el llantén, en proporción al incremento en la concentración inicial de arsénico en el suelo.

Figura 45

As en suelo inicial – As removido del suelo tratado con llantén.



Nota: Elaboración propia.

En la Tabla 22, se presenta la correspondencia entre la concentración inicial y final de cadmio en el suelo, junto con la cantidad de cadmio extraído del suelo plantado con llantén y el porcentaje de eliminación, para cada nivel de concentración de relave minero en el suelo, que varía desde 0% hasta 37.5%.

Tabla 22

Cd en suelo inicial – Cd removido del suelo tratado con llantén.

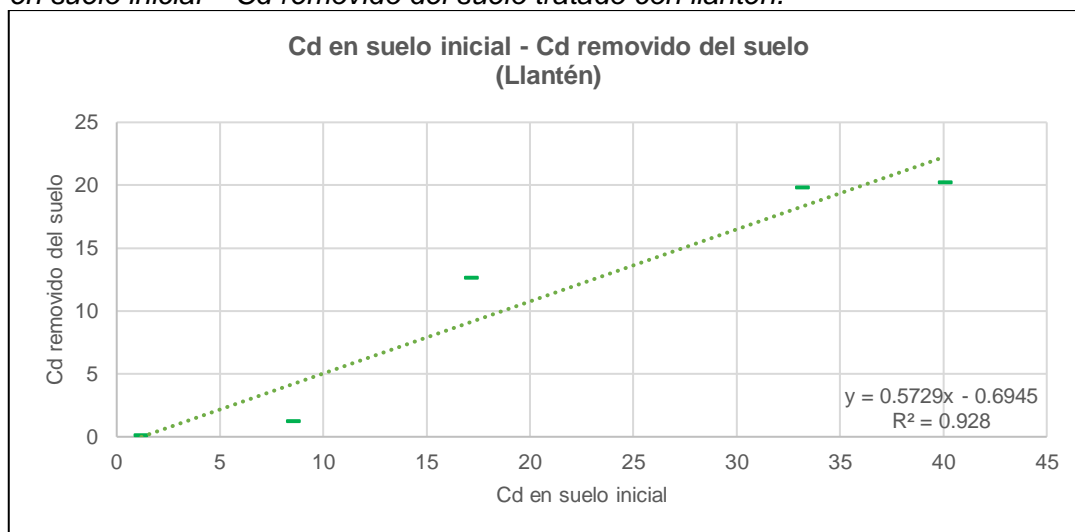
Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Cd en suelo inicial (mg/kg)	Cd en suelo final (mg/kg)	Cd removido del suelo (mg/kg)	Porcentaje de remoción
<i>Plantago major</i> (Llantén)	0%	1.19	1.10	0.09	7.56%
	6.25%	8.54	7.31	1.23	14.40%
	12.5%	17.17	4.55	12.62	73.50%
	25%	33.19	13.42	19.77	59.57%
	37.5%	40.08	19.87	20.21	50.42%

Nota: Elaboración propia.

En la Figura 46 se visualiza la tendencia en la concentración de cadmio extraído del suelo por el llantén, la cual se eleva conforme aumenta la concentración inicial de cadmio en el suelo.

Figura 46

Cd en suelo inicial – Cd removido del suelo tratado con llantén.



Nota: Elaboración propia.

Se detalla en la Tabla 23 la correspondencia entre la concentración inicial y final de plomo en el suelo, así como la cantidad de plomo extraído del suelo plantado con llantén y el porcentaje de eliminación, para cada nivel de concentración de relave minero en el suelo con 0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%.

Tabla 23

Pb en suelo inicial – Pb removido del suelo tratado con llantén.

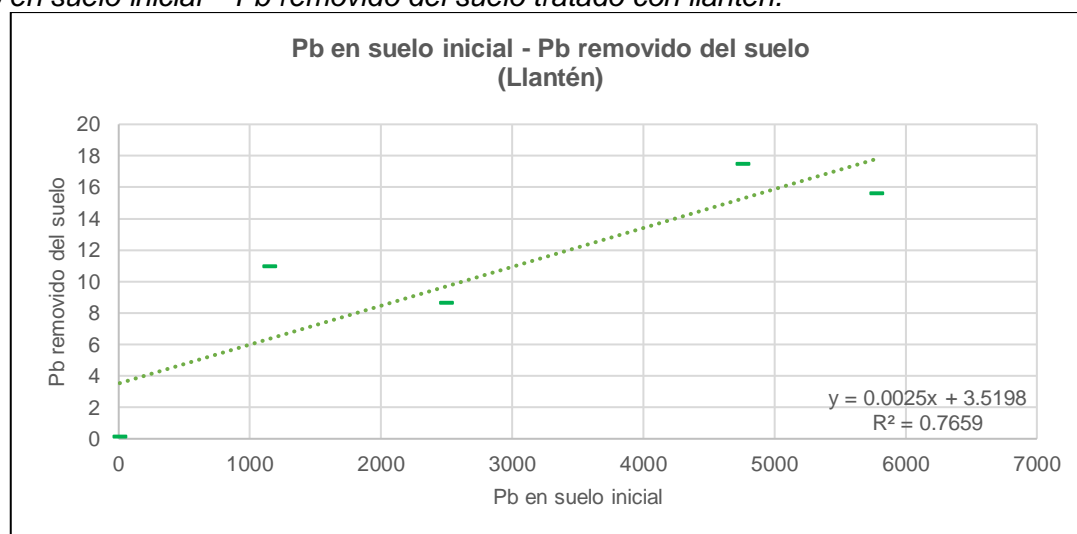
Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Pb en suelo inicial (mg/kg)	Pb en suelo final (mg/kg)	Pb removido del suelo (mg/kg)	Porcentaje de remoción
<i>Plantago major</i> (Llantén)	0%	7.45	5.50	1.95	26.17%
	6.25%	1153.93	771.06	382.87	33.18%
	12.5%	2498.30	421.85	2076.45	83.11%
	25%	4761.68	2221.92	2539.76	53.34%
	37.5%	5779.69	2934.72	2844.97	49.22%

Nota: Elaboración propia.

La Figura 47 representa la tendencia ascendente en la concentración de plomo eliminado del suelo por el llantén a medida que la concentración inicial de plomo en el suelo aumenta.

Figura 47

Pb en suelo inicial – Pb removido del suelo tratado con llantén.



Nota: Elaboración propia.

4.1.6 Concentraciones de metales pesados en los suelos tratados con llantén y geranio versus el ECA Suelo

Se presenta en la Tabla 24 los resultados de los análisis de diferentes concentraciones de suelos contaminados con el relave minero de la UNI comparados con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para el Suelo.

Tabla 24

Concentración del suelo en comparación con el ECA Suelo.

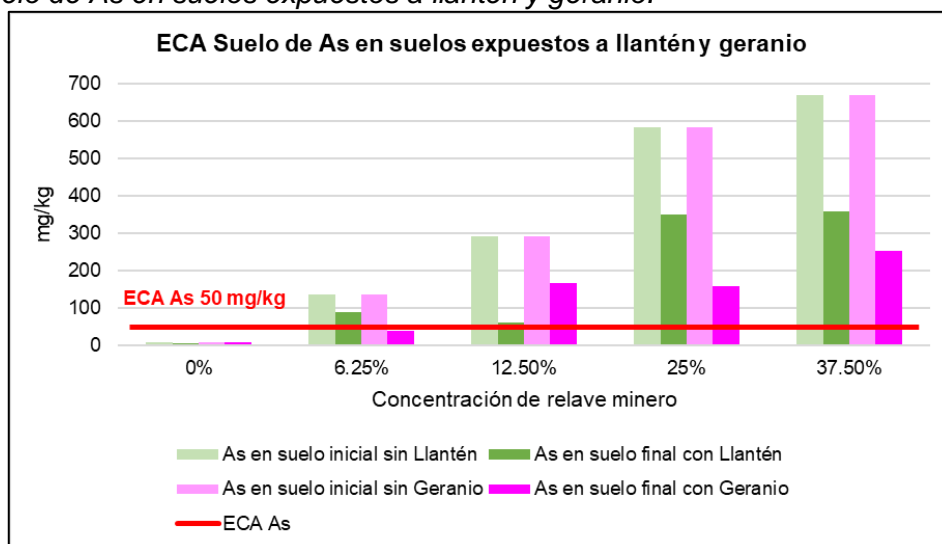
Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Comparación con el ECA suelo (mg/kg PS)								
		As		Cd		Pb				
		ECA	Cont. suelo inicial	Cont. suelo final	ECA	Cont. suelo inicial	Cont. suelo final	ECA	Cont. suelo inicial	Cont. suelo final
Plantago major (Llantén)	0%		8.61	5.11		1.19	1.10		7.45	5.50
	6.25%		136.8	87.66		8.54	7.31		1153.93	771.06
	12.5%		291.2	61.69		17.17	4.55		2498.3	421.85
	25%		582.05	348.63		33.19	13.42		4761.68	2221.92
	37.5%		666.85	358.69		40.08	19.87		5779.69	2934.72
Pelargonium zonale (Geranio)	0%	50	8.61	7.64	10	1.19	2.69	140	7.45	8.02
	6.25%		136.8	38.87		8.54	4.53		1153.93	254.89
	12.5%		291.2	166.93		17.17	11.74		2498.3	1123.58
	25%		582.05	159.07		33.19	10.99		4761.68	1003.00
	37.5%		666.85	251.76		40.08	15.15		5779.69	1705.24

Nota: Elaboración propia.

En la Figura 48 se aprecia el nivel de cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) de Suelo para el As en suelos expuestos a llantén y geranio en diferentes concentraciones: 0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%.

Figura 48

ECA Suelo de As en suelos expuestos a llantén y geranio.

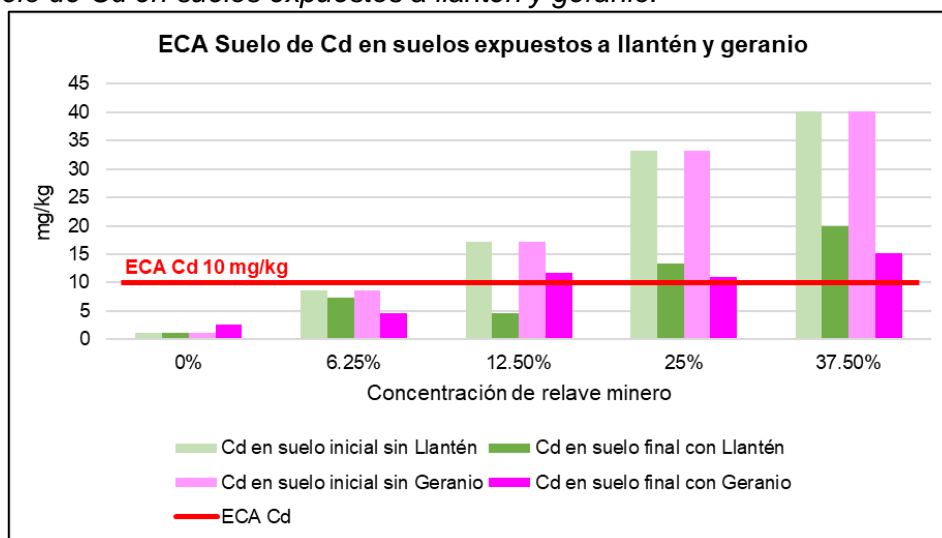


Nota: Elaboración propia.

En la Figura 49 se observa el nivel de cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) de Suelo para el Cd en suelos expuestos a llantén y geranio en diferentes concentraciones: 0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%.

Figura 49

ECA Suelo de Cd en suelos expuestos a llantén y geranio.

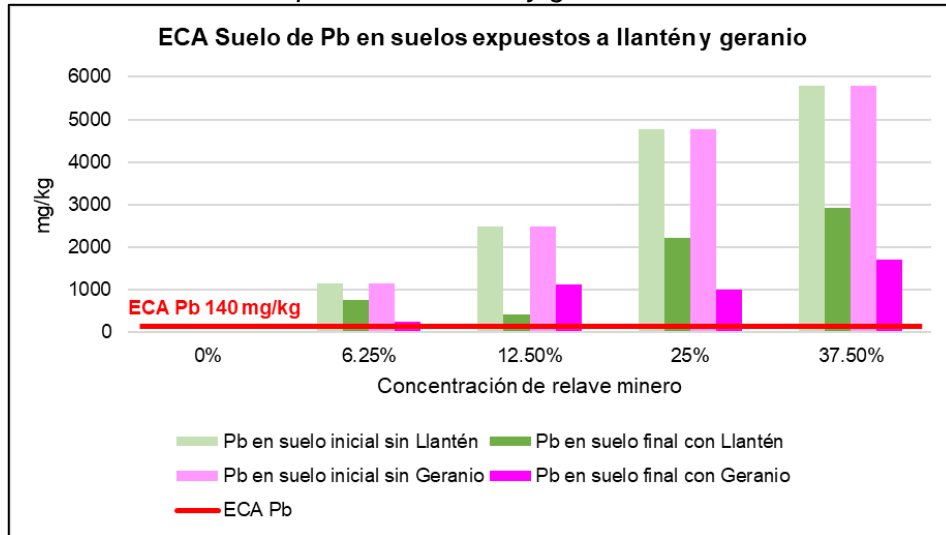


Nota: Elaboración propia.

Por último, en la Figura 50 se muestra el nivel de cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) de Suelo para el Pb en suelos expuestos a llantén y geranio en diferentes concentraciones: 0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%.

Figura 50

ECA Suelo de Pb en suelos expuestos a llantén y geranio.



Nota: Elaboración propia.

4.1.7 Resultados de las alturas finales del geranio y llantén

Se presenta la tabla de las alturas finales de los cultivos de geranio y llantén, luego de ser expuestos a diferentes concentraciones de relave minero UNI.

Tabla 25

Tabla de alturas finales de los cultivos de geranio y llantén

CÓDIGO	BLOQUE	TRATAMIENTO	ALTURA (cm)
G-01	I	G1	18.10
G-02	I	G2	11.70
G-03	I	G3	10.80
G-04	I	G4	10.70
G-05	I	G5	11.00
G-06	II	G1	38.40
G-07	II	G2	28.40
G-08	II	G3	24.50
G-09	II	G4	11.50
G-10	II	G5	13.00
G-11	III	G1	15.20
G-12	III	G2	13.30
G-13	III	G3	30.70
G-14	III	G4	10.40
G-15	III	G5	11.70
L-01	I	L1	26.40
L-02	I	L2	21.80
L-03	I	L3	33.20
L-04	I	L4	21.50
L-05	I	L5	2.10
L-06	II	L1	20.50
L-07	II	L2	25.40
L-08	II	L3	30.40
L-09	II	L4	19.80
L-10	II	L5	1.50
L-11	III	L1	24.30
L-12	III	L2	21.30
L-13	III	L3	17.30
L-14	III	L4	19.70
L-15	III	L5	18.10

Nota: Fuente propia.

4.1.8 Resultados del diseño experimental DBCA para el geranio

Se presenta el análisis de varianza para la altura del geranio.

Tabla 26

Análisis de varianza para la altura del geranio.

Variable	N	R ²	R ² Adj	Coefficiente de variación
Altura	15	0.63	0.36	41.16

Nota: InfoStat.

En la siguiente tabla se muestra el análisis de varianza para el diseño experimental DBCA entre bloques y tratamientos para el geranio. Las hipótesis son las siguientes:

H₀: Por lo menos un tratamiento es diferente. Nivel de significancia 95%

H₁: Todos los tratamientos son iguales. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor p es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 27

Cuadro de Análisis de la varianza para el geranio.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grado de libertad	Cuadrados medios	Valor F	Valor p
BLOQUE	294.23	2	147.12	2.90	0.1127
TRATAMIENTO	409.34	4	102.34	2.02	0.1844
Error	405.25	8	50.66		
Total	1108.83	14			

Nota: InfoStat.

A continuación, se muestra el análisis de la prueba de Scott y Knott de bloques para el cultivo de geranio.

Tabla 28

Test de Scott y Knott de bloques para el geranio.

BLOQUE	MEDIAS	n	E.E.	
I	12.46	5	3.18	A
III	16.26	5	3.18	A
II	23.16	5	3.18	A

Error: 50.6567, gl:8.

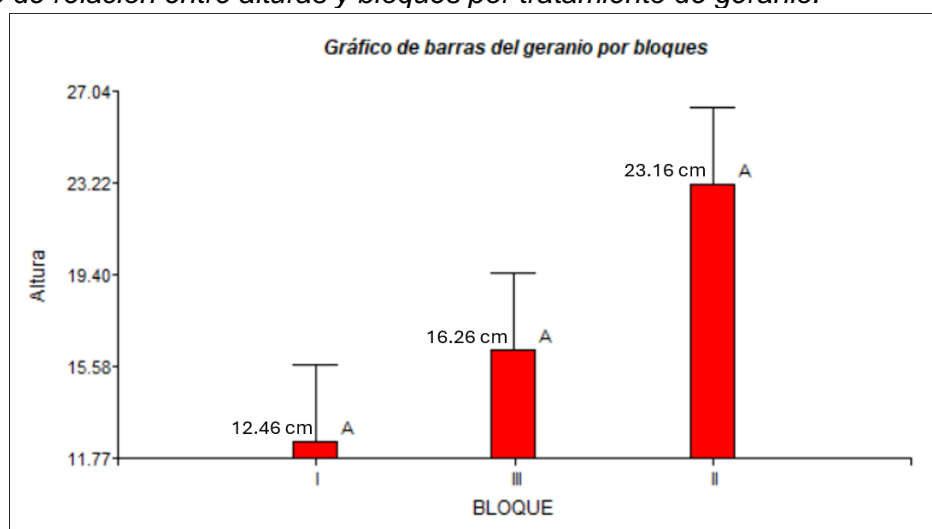
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Nota: InfoStat.

En el siguiente gráfico de barras se observa las alturas de los geranios por bloques.

Figura 51

Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de geranio.



Nota: InfoStat.

A continuación, se muestra el análisis de la prueba de Scott y Knott de tratamientos para el cultivo de geranio.

Tabla 29

Test de Scott y Knott de tratamientos para el geranio.

TRATAMIENTO	MEDIAS	N	E.E.	
G4	10.87	3	4.11	A
G5	11.90	3	4.11	A
G2	17.80	3	4.11	A
G3	22.00	3	4.11	A
G1	23.90	3	4.11	A

Error: 50.6567, gl:8.

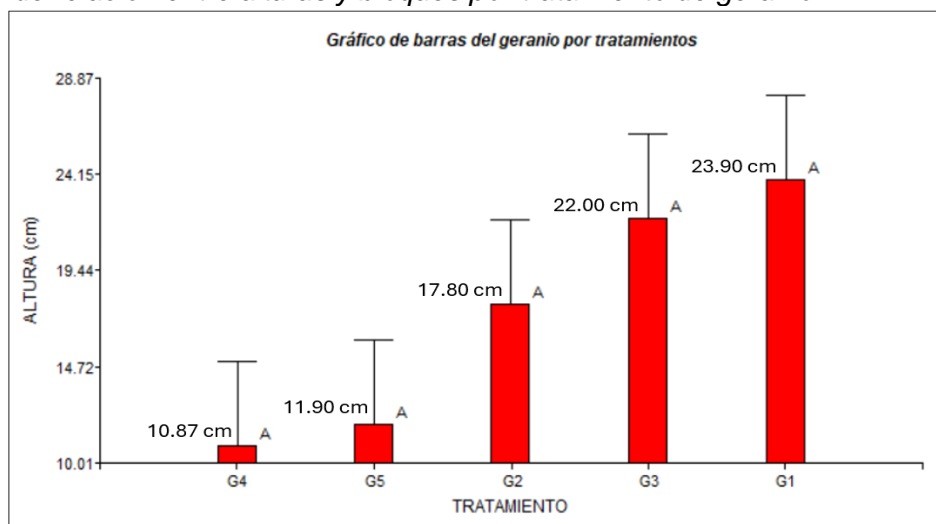
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Nota: InfoStat.

En el siguiente gráfico de barras se observa las alturas de los geranios por tratamientos.

Figura 52

Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de geranio.



Nota: InfoStat.

En las siguientes tablas se realiza el análisis de supuestos, tanto en homogeneidad de varianza, normalidad y autocorrelación de datos para el geranio. La Tabla 30 ofrece el análisis estadístico de homogeneidad de varianza de los bloques en el cultivo de geranios realizado a través de la prueba de Levene. Las hipótesis son las siguientes:

H_0 : Los datos no son homogéneos. Nivel de significancia 95%

H_1 : Los datos son homogéneos. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor P es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 30

Análisis estadístico de Homogeneidad de varianza de Bloque para el geranio.

	Grado de libertad	Valor F	Valor P
Group	2	1.7689	0.2122
	12		

Nota: RStudio.

La Tabla 31 presenta el análisis estadístico de homogeneidad de varianza de los tratamientos para el cultivo de geranios realizado a través de la prueba de Levene. Las hipótesis son las siguientes:

H₀: Los datos no son homogéneos. Nivel de significancia 95%

H₁: Los datos son homogéneos. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor P es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 31

Análisis estadístico de Homogeneidad de varianza de Tratamientos para el geranio.

	Grado de libertad	Valor F	Valor P
Group	4	0.7508	0.5796
	10		

Nota: RStudio.

La Tabla 32 muestra el análisis estadístico de normalidad realizado mediante la prueba de Shapiro-Wilk para el cultivo de geranios. Las hipótesis son las siguientes:

H₀: Los datos no son normales. Nivel de significancia 95%

H₁: Los datos son normales. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor P es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 32

Análisis estadístico de Normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilk para el geranio.

W	Valor P
0.95091	0.5389

Nota: RStudio.

La Tabla 33 presenta el análisis estadístico de autocorrelación de datos realizado mediante la prueba de Durbin-Watson para el cultivo de geranios. Las hipótesis son las siguientes:

H₀: Los datos están correlacionados. Nivel de significancia 95%

H₁: Los datos no están correlacionados. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor P es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 33

Análisis estadístico de Autocorrelación de datos a través de la prueba de Durbin-Watson para el geranio.

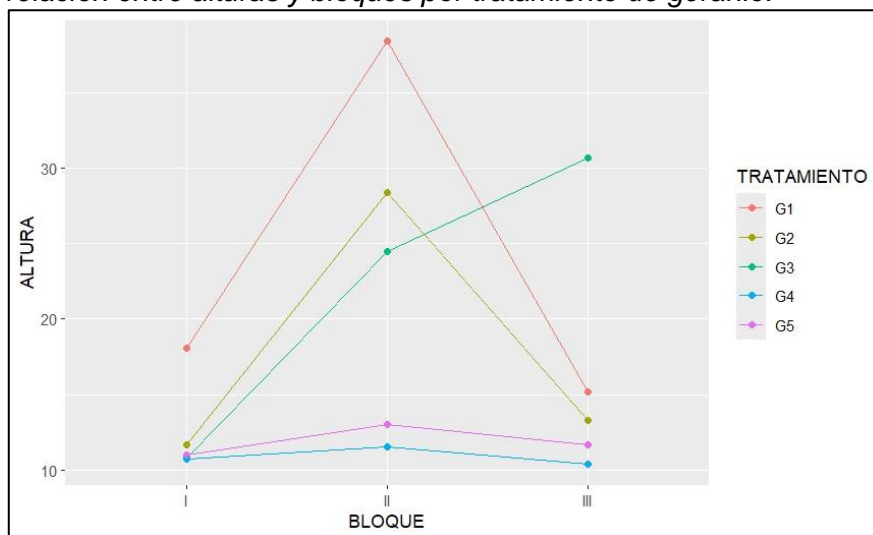
DW	Valor P
1.331	0.0552

Nota: RStudio.

La Figura 53 presenta un gráfico que destaca la relación entre las alturas y los bloques (I, II y III) por tratamiento del geranio.

Figura 53

Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de geranio.

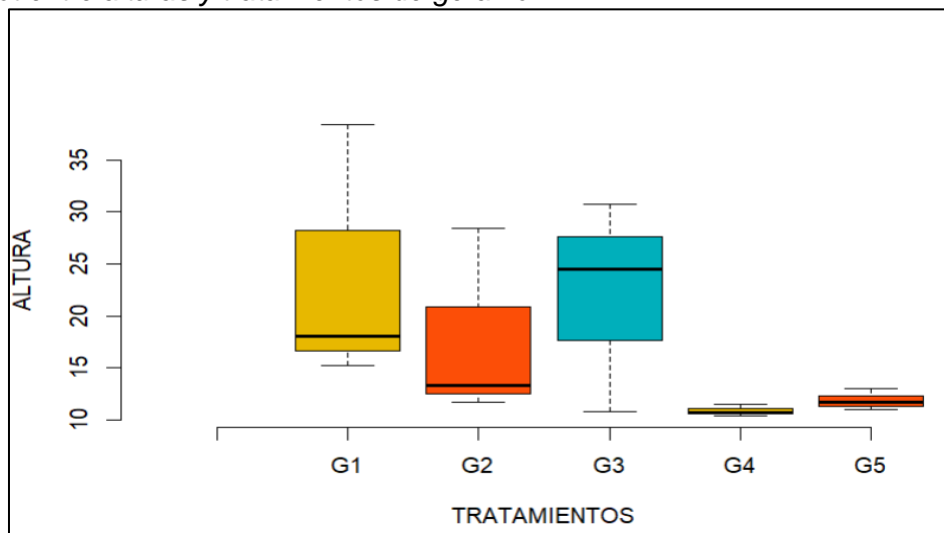


Nota: RStudio.

En la Figura 54 se muestra un Box Plot que representa la relación entre las alturas y los tratamientos de geranio.

Figura 54

Box Plot entre alturas y tratamientos de geranio.

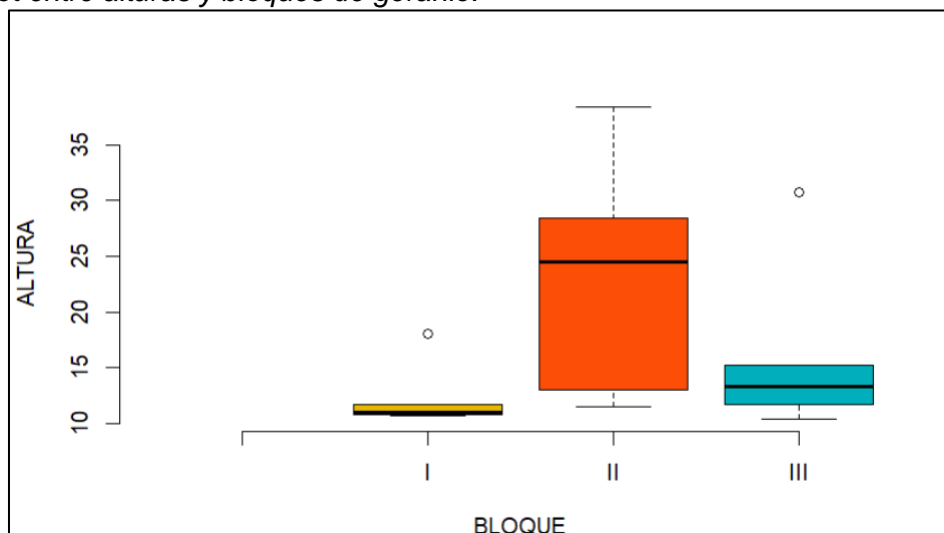


Nota: RStudio.

En la Figura 55 se muestra un Box Plot que representa la relación entre las alturas y los bloques de geranio.

Figura 55

Box Plot entre alturas y bloques de geranio.



Nota: RStudio.

4.1.9 Resultados del diseño experimental DBCA para el llantén

Se presenta en análisis de varianza para la altura del llantén.

Tabla 34

Análisis de varianza para la altura del llantén.

Variable	N	R ²	R ² Adj	Coefficiente de variación
Altura	15	0.67	0.42	32.52

Nota: InfoStat.

En la siguiente tabla se muestra el análisis de varianza para el diseño experimental DBCA entre bloques y tratamientos para el llantén. Las hipótesis son las siguientes:

H₀: Por lo menos un tratamiento es diferente. Nivel de significancia 95%

H₁: Todos los tratamientos son iguales. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor p es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 35

Cuadro de Análisis de la varianza para el llantén.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grado de libertad	Cuadrados medios	Valor F	Valor p
BLOQUE	5.52	2	2.76	0.06	0.9386
TRATAMIENTO	700.07	4	175.02	4.05	0.0440
Error	345.81	8	43.23		
Total	1051.40				

Nota: InfoStat.

A continuación, se muestra el análisis de la prueba de Scott y Knott de bloques para el cultivo de llantén.

Tabla 36

Test de Scott y Knott de bloques para el llantén.

BLOQUE	MEDIAS	n	E.E.	
II	19.52	5	2.94	A
III	20.14	5	2.94	A
I	21.00	5	2.94	A

Error: 50.6567, *gl:*8.

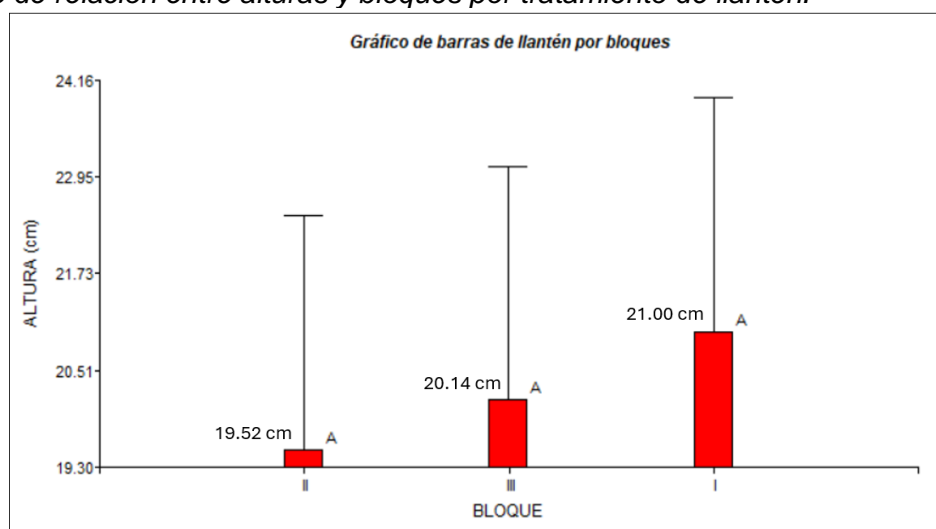
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Nota: InfoStat.

En el siguiente gráfico de barras se observa las alturas del llantén por bloques.

Figura 56

Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de llantén.



Nota: InfoStat.

A continuación, se muestra el análisis de la prueba de Scott y Knott de tratamientos para el cultivo de llantén.

Tabla 37

Test de Scott y Knott de tratamientos para el llantén.

TRATAMIENTO	MEDIAS	n	E.E.	
L5	7.23	3	3.80	A
L4	20.33	3	3.80	B
L2	22.83	3	3.80	B
L1	23.73	3	3.80	B
L3	26.97	3	3.80	B

Error: 50.6567, gl:8.

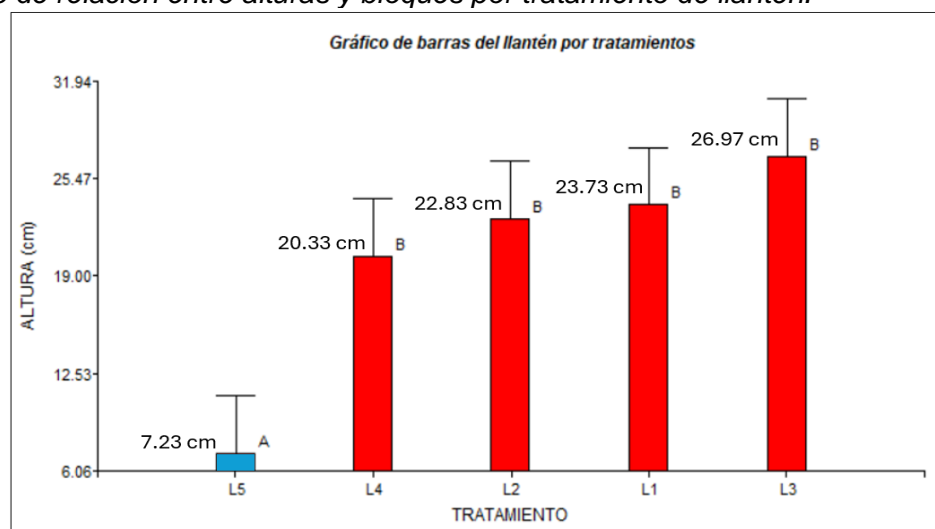
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Nota: InfoStat.

En el siguiente gráfico de barras se observa las alturas del llantén por tratamientos.

Figura 57

Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de llantén.



Nota: InfoStat.

Las siguientes tablas presentan el análisis de supuestos respecto a la homogeneidad de varianza, normalidad y autocorrelación de datos para el cultivo de llantén. La Tabla 38 proporciona el análisis estadístico de la homogeneidad de varianza de los bloques en este cultivo realizado a través de la prueba de Levene. Las hipótesis son las siguientes:

H_0 : Los datos no son homogéneos. Nivel de significancia 95%

H_1 : Los datos son homogéneos. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor P es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 38

Análisis estadístico de Homogeneidad de varianza de Bloque para el llantén

	Grado de libertad	Valor F	Valor P
Group	2	0.9377	0.4184
	12		

Nota: RStudio.

La Tabla 39 ofrece el análisis estadístico de la homogeneidad de varianza de los tratamientos en el cultivo de llantén realizado a través de la prueba de Levene. Las hipótesis son las siguientes:

H_0 : Los datos no son homogéneos. Nivel de significancia 95%

H_1 : Los datos son homogéneos. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor P es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 39

Análisis estadístico de Homogeneidad de varianza de Tratamientos para el llantén

	Grado de libertad	Valor F	Valor P
Group	4	0.5751	0.6872
	10		

Nota: RStudio.

En la Tabla 40 se detalla el análisis estadístico de normalidad, ejecutado a través de la prueba de Shapiro-Wilk, para el cultivo de llantén.

H_0 : Los datos no son normales. Nivel de significancia 95%

H_1 : Los datos son normales. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor P es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 40

Análisis estadístico de Normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilk para el llantén

W	Valor P
0.98272	0.9847

Nota: RStudio.

En la Tabla 41 se muestra el análisis estadístico de la autocorrelación de datos, llevado a cabo utilizando la prueba de Durbin-Watson para el cultivo de llantén. Las hipótesis son las siguientes:

H₀: Los datos están correlacionados. Nivel de significancia 95%

H₁: Los datos no están correlacionados. Nivel de significancia 0.05

Criterio de decisión: si el Valor P es menor que 0.005, entonces aceptamos la hipótesis nula.

Tabla 41

Análisis estadístico de Autocorrelación de datos a través de la prueba de Durbin-Watson para el llantén

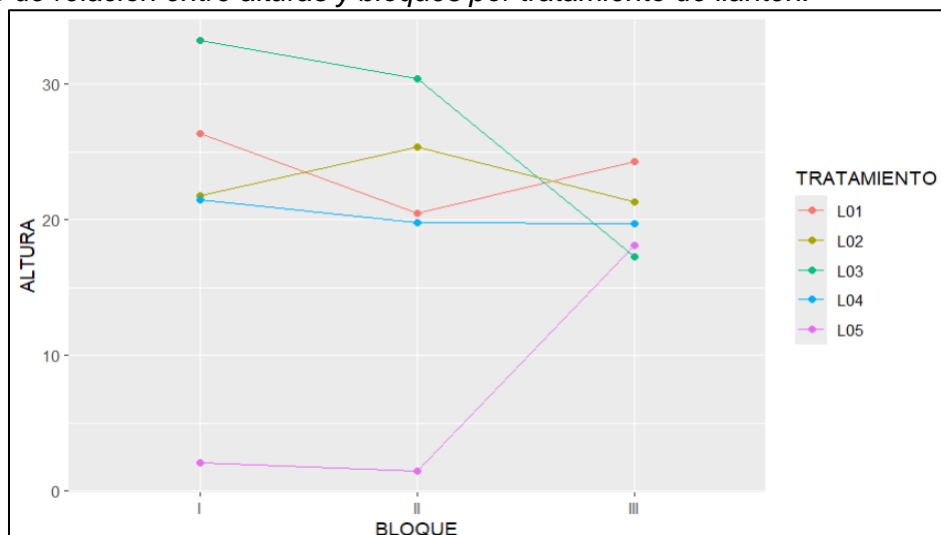
DW	Valor P
1.5532	0.1137

Nota: RStudio.

La Figura 58 presenta un gráfico que destaca la relación entre las alturas y los bloques (I, II y III) por tratamiento del llantén.

Figura 58

Gráfico de relación entre alturas y bloques por tratamiento de llantén.

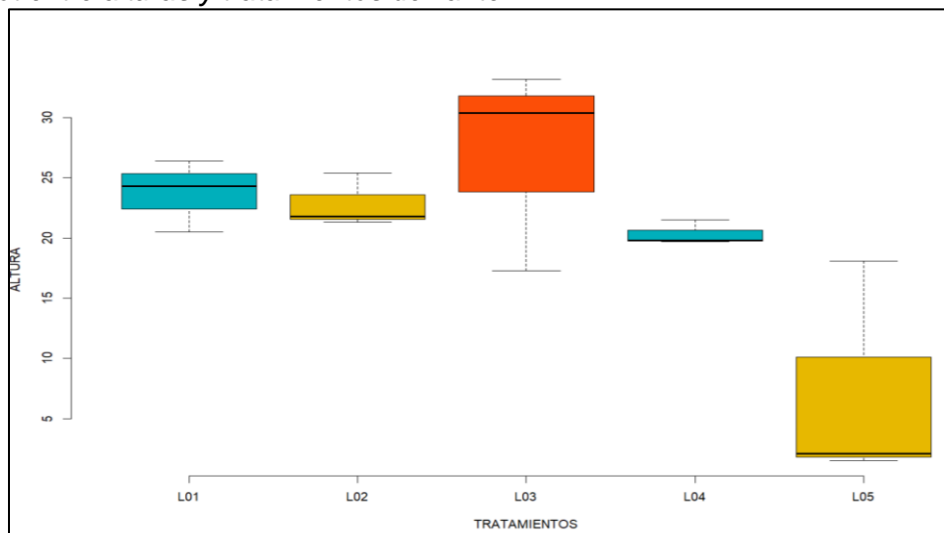


Nota: RStudio.

En la Figura 59 se muestra un Box Plot que representa la relación entre las alturas y los tratamientos de llantén.

Figura 59

Box Plot entre alturas y tratamientos de llantén.

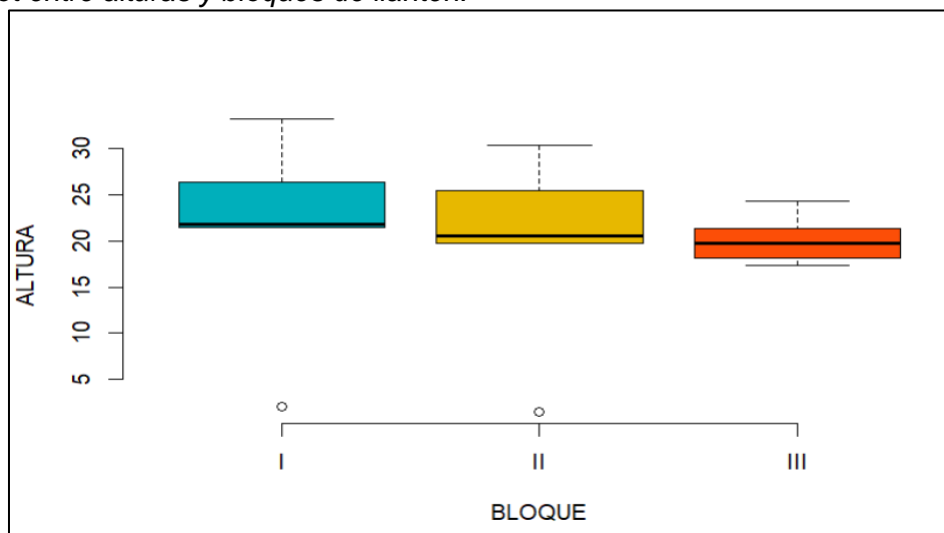


Nota: RStudio.

En la Figura 60 se muestra un Box Plot que representa la relación entre las alturas y los bloques de llantén.

Figura 60

Box Plot entre alturas y bloques de llantén.



Nota: RStudio.

4.2 Cálculos

4.2.1 Coeficiente de Transferencia (TC)

Se realizó el cálculo del Coeficiente de Transferencia (TC) dividiendo la concentración del contaminante (As, Cd o Pb) presente en la planta entre la concentración del contaminante en el suelo, en las diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal (*Plantago major* y *Pelargonium zonale*) como se muestra en la siguiente ecuación (1).

$$TC = \frac{[Contaminante]planta}{[Contaminante]suelo} \quad (1)$$

En la Tabla 42 se muestra los resultados del TC por especie vegetal, en base a las concentraciones finales de As, Cd y Pb de los tejidos vegetales (raíz y parte aérea) y de suelo (ver Anexos 2, 3 y 4).

Tabla 42

Tabla de valores para la aplicación del Coeficiente de Transferencia en la planta en diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal.

Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Contaminante raíz final (mg/kg)			Contaminante parte aérea final (mg/kg)			Contaminante de suelo final (mg/kg)			Coeficiente de Transferencia (TC)		
		As	Cd	Pb	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
<i>Plantago major</i> (Llantén)	0%	0.30	0.04	0.04	0.07	0.04	0.06	5.11	1.10	5.50	0.0724	0.0727	0.0182
	6.25%	1.21	1.15	10.54	0.07	0.41	0.40	87.66	7.31	771.06	0.0146	0.2134	0.0142
	12.5%	1.88	1.50	7.45	0.07	0.85	1.18	61.69	4.55	421.85	0.0316	0.5165	0.0205
	25%	3.41	2.73	14.66	0.07	2.77	2.90	348.63	13.42	2221.9	0.0100	0.4098	0.0079
	37.5%	1.62	5.64	15.05	0.07	1.62	0.52	358.69	19.87	2934.7	0.0047	0.3654	0.0053
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	0%	0.07	0.04	0.12	0.07	0.04	0.07	7.64	2.69	8.02	0.0183	0.0297	0.0237
	6.25%	0.74	0.29	5.65	0.07	0.04	0.49	38.87	4.53	254.89	0.0208	0.0728	0.0241
	12.5%	0.07	0.25	0.48	0.07	0.08	1.42	166.93	11.74	1123.6	0.0008	0.0281	0.0017
	25%	0.07	0.07	0.44	0.07	0.04	0.72	159.07	10.99	1003	0.0009	0.0100	0.0012
	37.5%	0.07	0.23	0.36	0.07	0.22	0.95	251.76	15.15	1705.2	0.0006	0.0297	0.0008

Nota: Elaboración propia.

4.2.2 Factor de Bioconcentración en la raíz de la planta

Se realizó el cálculo del factor de bioconcentración ($BCF_{raíz}$) en la raíz de la planta dividiendo la concentración del contaminante (As, Cd o Pb) presente en la raíz entre la concentración del contaminante en el suelo, en las diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal (Llantén y geranio) como se muestra en la siguiente ecuación (2).

$$BCF_{raíz} = \frac{[Contaminante]_{raíz}}{[Contaminante]_{suelo}} \quad (2)$$

En la Tabla 43 se muestra los resultados del $BCF_{raíz}$ por especie vegetal, en base a las concentraciones finales de As, Cd y Pb de la raíz y de suelo (ver Anexos 2 y 3).

Tabla 43

Tabla de valores para la aplicación del factor de bioconcentración en la raíz en diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal.

Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Contaminante raíz final (mg/kg)			Contaminante de suelo final (mg/kg)			Factor de bioconcentración (BCF) en la raíz de la planta		
		As	Cd	Pb	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
<i>Plantago major</i> (Llantén)	0%	0.30	0.04	0.04	5.11	1.10	5.50	0.0348	0.0336	0.0054
	6.25%	1.21	1.15	10.54	87.66	7.31	771.06	0.0088	0.1347	0.0091
	12.5%	1.88	1.50	7.45	61.69	4.55	421.85	0.0065	0.0874	0.0030
	25%	3.41	2.73	14.66	348.63	13.42	2221.9	0.0059	0.0823	0.0031
	37.5%	1.62	5.64	15.05	358.69	19.87	2934.7	0.0024	0.1407	0.0026
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	0%	0.07	0.04	0.12	7.64	2.69	8.02	0.0081	0.0336	0.0161
	6.25%	0.74	0.29	5.65	38.87	4.53	254.89	0.0054	0.0340	0.0049
	12.5%	0.07	0.25	0.48	166.93	11.74	1123.6	0.0002	0.0146	0.0002
	25%	0.07	0.07	0.44	159.07	10.99	1003	0.0001	0.0021	0.0001
	37.5%	0.07	0.23	0.36	251.76	15.15	1705.2	0.0001	0.0057	0.0001

Nota: Elaboración propia.

4.2.3 Factor de Bioconcentración en la parte aérea de la planta

Se realizó el cálculo del factor de bioconcentración ($BCF_{aérea}$) en la parte aérea de la planta dividiendo la concentración del contaminante (As, Cd o Pb) presente en la parte aérea entre la concentración del contaminante en el suelo, en las diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal (Llantén y geranio) como se muestra en la siguiente ecuación (3).

$$BCF_{aérea} = \frac{[Contaminante]_{aérea}}{[Contaminante]_{suelo}} \quad (3)$$

En la Tabla 44 se muestra los resultados del $BCF_{aérea}$ por especie vegetal, en base a las concentraciones finales de As, Cd y Pb de la parte aérea y de suelo (ver Anexos 2 y 3).

Tabla 44

Tabla de valores para la aplicación del factor de bioconcentración en la parte aérea en diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal.

Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Contaminante parte aérea final (mg/kg)			Contaminante de suelo final (mg/kg)			Factor de bioconcentración (BCF) en la parte aérea de la planta		
		As	Cd	Pb	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
	0%	0.07	0.04	0.06	5.11	1.10	5.50	0.0587	0.0364	0.0073
<i>Plantago major</i> (Llantén)	6.25%	0.07	0.41	0.40	87.66	7.31	771.06	0.0138	0.1573	0.0137
	12.5%	0.07	0.85	1.18	61.69	4.55	421.85	0.0305	0.3297	0.0177
	25%	0.07	2.77	2.90	348.63	13.42	2221.9	0.0098	0.2034	0.0066
	37.5%	0.07	1.62	0.52	358.69	19.87	2934.7	0.0045	0.2838	0.0051
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	0%	0.07	0.04	0.07	7.64	2.69	8.02	0.0092	0.0149	0.0150
	6.25%	0.07	0.04	0.49	38.87	4.53	254.89	0.0190	0.0640	0.0222
	12.5%	0.07	0.08	1.42	166.93	11.74	1123.6	0.0004	0.0213	0.0004
	25%	0.07	0.04	0.72	159.07	10.99	1003	0.0004	0.0064	0.0004
	37.5%	0.07	0.22	0.95	251.76	15.15	1705.2	0.0003	0.0152	0.0002

Nota: Elaboración propia.

4.2.4 Factor de Traslocación (TF)

Se realizó el cálculo del factor de traslocación dividiendo la concentración del contaminante (As, Cd o Pb) presente en la parte aérea entre la concentración del contaminante en la raíz, en las diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal (Llantén y geranio) como se muestra en la ecuación (4).

$$TF = \frac{[\text{Contaminante}]_{\text{aérea}}}{[\text{Contaminante}]_{\text{raíz}}} \quad (4)$$

En la Tabla 45 se muestra los resultados del TF por especie vegetal, en base a las concentraciones finales de As, Cd y Pb de la parte aérea y de raíz (ver Anexos 2 y 3).

Tabla 45

Tabla de valores para la aplicación del factor de traslocación en diferentes concentraciones de relave minero por especie vegetal.

Especie vegetal	Porcentaje de relave minero	Contaminante raíz final (mg/kg)			Contaminante parte aérea final (mg/kg)			Factor de Traslocación (TF)		
		As	Cd	Pb	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
<i>Plantago major</i> (Llantén)	0%	0.30	0.04	0.04	0.07	0.04	0.06	0.2333	1.0000	1.5000
	6.25%	1.21	1.15	10.54	0.07	0.41	0.40	0.0579	0.3565	0.0380
	12.5%	1.88	1.50	7.45	0.07	0.85	1.18	0.0372	0.5667	0.1584
	25%	3.41	2.73	14.66	0.07	2.77	2.90	0.0205	1.0147	0.1978
	37.5%	1.62	5.64	15.05	0.07	1.62	0.52	0.0432	0.2872	0.0346
<i>Pelargonium zonale</i> (Geranio)	0%	0.07	0.04	0.12	0.07	0.04	0.07	1.0000	1.0000	0.5833
	6.25%	0.74	0.29	5.65	0.07	0.04	0.49	0.0946	0.1379	0.0867
	12.5%	0.07	0.25	0.48	0.07	0.08	1.42	1.0000	0.3200	2.9583
	25%	0.07	0.07	0.44	0.07	0.04	0.72	1.0000	0.5714	1.6364
	37.5%	0.07	0.23	0.36	0.07	0.22	0.95	1.0000	0.9565	2.6389

Nota: Elaboración propia.

4.3 Análisis

4.3.1 Análisis de resultados de caracterización de la textura del suelo del relave minero de la UNI

De acuerdo con los resultados presentados en la Tabla 14, se observa que los colores más recurrentes en las muestras de suelo son beige (22%), amarillo-marrón (22%) y marrón (22%), seguidos por el color amarillo (17%), marrón café (11%) y marrón rojizo (6%).

Las muestras de suelo del relave minero de la UNI de la Tabla 14 presentaron una amplia gama de texturas, que van desde suelos limosos, limoso-arenosos, franco-limosos, franco-arenosos, hasta combinaciones de estas diferentes texturas. La variabilidad es significativa en las 18 muestras analizadas.

Durante el análisis de las muestras de suelo (ver Tabla 14), se pudo observar que un 28% de las muestras (SU-02, SU-09, SU-10, SU-11 y SU-12) presentaban pequeñas piedras, mientras que un 22% de las muestras (SU-04, SU-15, SU-16 y SU-17) tenían un alto contenido de humedad. Asimismo, se registró un 17% de las muestras con presencia de piedras de tamaño regular (SU-01 y SU-06) y un 11% de las muestras (SU-07 y SU-08) con una alta concentración de piedras, minerales y tallos. También se encontró un 6% de las muestras (SU-18) con un alto contenido de humedad, además de su color marrón café; y un 6% de las muestras (SU-14) presentó un suelo pedregoso, siendo este el único suelo con una coloración marrón rojiza.

4.3.2 Análisis de resultados de concentraciones de metales pesados en la raíz y parte aérea del llantén

En el suelo evaluado, se observó que las raíces de *P. major* presentaron una tendencia al aumento en la acumulación de As, desde el control de 0% (0.30 mg/kg), y las concentraciones 6.25%, 12.5% y 25% (1.21 mg/kg, 1.88 mg/kg y 3.41 mg/kg

respectivamente), excepto para la concentración de 37.5% (1.62 mg/kg), la notable disminución entre las concentraciones de 25% y 37.5% podría deberse a la inhibición del crecimiento y la fitotoxicidad potencial, lo que reduce la biomasa total de la planta (Gul et al., 2019). Por otro lado, en un estudio realizado por Obeidy et al. (2016), se observó un aumento de la concentración de As en la solución de la rizósfera (5%, 35% y 60% de As desorbido, es decir, un porcentaje específico de arsénico se libera o desorbe desde una superficie y pasa a la solución en la rizósfera) de las plantas que albergaban a *Plantago lanceolata*, lo que sugiere que la absorción de las plantas pueden contribuir a la transferencia de As, lo que guarda relación con los resultados obtenidos respecto al aumento de concentración de suelo desde 0% a 12.5% en la presente investigación. Hallazgos similares también se reportaron en las investigaciones de Gonzaga et al. (2009), Ultra et al. (2007) y Fayiga et al. (2004), donde se demostró un aumento en la concentración de As en la solución de la rizósfera. En cuanto a la disminución en la concentración de As también fue descrita en los estudios de Senila et al. (2013), Wei et al. (2002) y Gonzaga et al. (2006), en la solución de la rizósfera durante el crecimiento de plantas hiperacumuladoras y no acumuladoras.

En cuanto a la absorción de cantidades de As por la parte aérea, se encontró que los resultados fueron inferiores al límite mínimo de detección (0.07 mg/kg) para todas las concentraciones evaluadas, desde el control hasta en los suelos con concentraciones 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%. Los resultados obtenidos demostraron que las raíces de *P. major* presentaron una mayor absorción de As en comparación con la parte aérea en todas las concentraciones evaluadas en el suelo contaminado, lo que sugiere una limitada movilidad del As dentro de la planta, específicamente dentro de la raíz, lo que plantea que posiblemente esta especie logra estabilizar el As en las raíces, conocido como fitoestabilización. Si bien varias publicaciones han informado sobre el uso de *Plantago major* como indicador de la contaminación por metales pesados (Bekteshi y Gezim, 2013; Filipović-Trajković et al., 2012; Mudgal et al., 2010; Kurteva, 2009; Ali y AL-Homaidan,

2007), autores como Filipović-Trajković et al. (2012), indican que las concentraciones más altas de metales pesados son encontradas en las raíces de *P. major*.

Los datos obtenidos en el suelo revelaron que las raíces de *P. major* presentaron una tendencia al aumento en la acumulación de Cd para las diferentes concentraciones evaluadas (6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%), con valores de 1.15 mg/kg, 1.50 mg/kg, 2.73 mg/kg y 5.64 mg/kg respectivamente; incluido el control de 0% (0.04 mg/kg). Por otro lado, en la parte aérea de la planta, se observó que la absorción de Cd presentó valores inferiores al límite de detección (menor a 0.04 mg/kg) para el control, mientras que para las concentraciones 6.25%, 12.5% y 25% se observó un aumento en la absorción (0.41 mg/kg, 0.85 mg/kg y 2.77 mg/kg respectivamente), excepto para la concentración de 37.5% (1.62 mg/kg), lo que podría deberse a una posible saturación del metal en la raíz. Los resultados indican que las raíces de *P. major* tienen una capacidad significativa de acumular Cd en comparación con la parte aérea de la planta en todas las concentraciones evaluadas, lo que sugiere que existe una movilidad interna limitada del metal dentro de la planta. Este hallazgo no es único, ya que otros estudios también han reportado una acumulación significativa de metales pesados en las raíces de *Plantago major*. Por ejemplo, Tinkov et al. (2016) observaron una considerable acumulación de cadmio en las raíces de la planta, lo cual concuerda con el estudio de Filipović-Trajković et al. (2012). Estos hallazgos indican que *P. major* puede ser un indicador útil de la contaminación por metales pesados. Además, el estudio de Gucwa-Przepióra et al. (2016) demostró una estrategia excluyente de llantén porque la planta acumula mayor contenido de metales en las raíces que en los brotes.

En el suelo, se detectó que las raíces de *P. major* presentaron una acumulación de Pb que fue menor al límite de detección (inferior a 0.04 mg/kg) para el control de 0%. Sin embargo, se observó un aumento en los valores de Pb para las concentraciones 6.25%, 25% y 37.5% (10.54 mg/kg, 14.66 mg/kg y 15.05 mg/kg respectivamente), con excepción de la concentración de 12.5% (7.45 mg/kg). De manera similar, se apreció una tendencia

creciente en los valores de Pb absorbido por la parte aérea de *P. major*, desde el control (0.06 mg/kg) y las concentraciones 6.25%, 12.5% y 25% (0.40 mg/kg, 1.18 mg/kg y 2.90 mg/kg respectivamente), a excepción de concentración de 37.5% (0.52 mg/kg) Además, se puede acotar que presentó valores en la parte aérea más bajos en comparación con los registrados en las raíces. En la investigación realizada por Ali Romeh et al. (2016), indicaron que las raíces de *P. major L.* exhiben un aumento significativo en la absorción de Pb en relación con los brotes de *P. major* en suelos contaminados, esta alta retención corrobora el papel de las raíces que minimiza el transporte a los brotes y representa un mecanismo de tolerancia importante para los procesos de fitoestabilización, además que los resultados sugieren que *P. major* puede considerarse una especie bioacumuladora de Pb y ser utilizada como bioindicador de contaminación con plomo.

Respecto al análisis morfológico, se observó una tendencia decreciente en el tamaño y ramificación de las raíces de *P. major* a medida que aumentaba la concentración de los metales pesados. Específicamente, se encontró que las raíces más grandes y con mayor ramificación se presentaron en el control (0%), seguido de los grupos con concentraciones del 6.25%, 12.5%, 25%, y 37.5%, respectivamente. Aunque las hojas de la planta *P. major* no presentaron cambios visibles significativos, por lo que se puede inferir que tiene capacidad de supervivencia frente a los metales As, Cd y Pb en concentraciones moderadas.

Las plantas expuestas a concentraciones del 37.5%, presentaron un marchitamiento completo (L-05 y L-10) y también una notable disminución en su biomasa total (L-15), lo que podría indicar la presencia de inhibición del crecimiento y fitotoxicidad potencial, tal como lo han mencionado Gul et al. (2019). En cambio, en las muestras restantes se observó una mejora en el crecimiento, lo cual es consistente con los hallazgos de Levizou et al. (2016), quienes también encontraron un aumento en el desempeño

fotosintético y ninguna afectación en los parámetros de crecimiento medidos a pesar de la presencia de concentraciones de metales en un suelo industrial rico en Zn y Cd.

4.3.3 Análisis de resultados de concentraciones de metales pesados en la raíz y parte aérea del geranio

En las muestras de suelo donde se cultivó *P. zonale*, se encontró que las concentraciones de As en las raíces desde el control y los niveles de 12.5%, 25% y 37.5% fueron inferiores al límite mínimo de detección, el cual es menor a 0.07 mg/kg. Sin embargo, para el nivel de concentración de 6.25%, se detectó una cantidad de As de 0.74 mg/kg. Es importante destacar que en este nivel de concentración (6.25%), se observaron los valores más altos de calcio (Ca) y hierro (Fe). Este hallazgo coincide con la investigación realizada por Obeidy et al. en 2016, que indica que estos dos elementos están fuertemente correlacionados con la solubilización de carbonatos de Ca, lo que podría haber impulsado la solubilización de Fe y también haber influido en el aumento de As.

Además, se observó que, en el caso del geranio, las cantidades de As absorbidas por la parte aérea fueron inferiores al límite mínimo de detección (0.07 mg/kg) para todas las concentraciones evaluadas desde el control hasta los niveles 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, lo cual sugiere que posiblemente esta especie logra estabilizar el As en las raíces lo que se conoce como fitoestabilización. Es bien conocido que las plantas acumuladoras son capaces de tolerar elevadas concentraciones de ciertos metales en el suelo, y de acumular cantidades de estos metales entre 100 y 1000 veces superiores a las que se encuentran en la mayoría de las demás especies, sin que esto tenga efectos adversos en su desarrollo (Prieto et al., 2009). Siendo el arsénico un elemento que no es necesario para el crecimiento de las plantas, cuando se encuentra en altas concentraciones puede interrumpir los procesos metabólicos y resultar en la inhibición del crecimiento, causando morfo-fitotoxicidad con clorosis, senescencia temprana en las hojas maduras y en la muerte de las plantas (Danh et al., 2014).

En el suelo donde se cultivó geranio, se encontró que la concentración de Cd en las raíces para el control fue menor al límite mínimo de detección, que es inferior a 0.04 mg/kg. No obstante, para las concentraciones de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (0.29 mg/kg, 0.25 mg/kg, 0.07 mg/kg y 0.23 mg/kg, respectivamente), se observa un aumento en los valores de Cd conforme se incrementa la concentración a excepción de la concentración de 25% posiblemente por la sobresaturación durante la absorción de Cd en el geranio como también lo sugiere con Obeso-Obando y Vejarano (2020). Según lo informado por Tinkov et al. en 2016, la concentración típica de cadmio en las plantas varía entre 0.20 mg/kg y 0.80 mg/kg. En el contexto de este estudio, los resultados obtenidos se mantienen por debajo de dicho límite. En lo que respecta al cadmio absorbido por la parte aérea del geranio, se observó que las concentraciones del control y para los niveles de 6.25% y 25% se mantuvieron por debajo del límite establecido (0.04 mg/kg). Sin embargo, se registraron valores superiores al límite en las concentraciones del 12.5% y 37.5%, con niveles de 0.08 mg/kg y 0.22 mg/kg, respectivamente. Al igual que en el caso del As, se observó que las concentraciones de Cd en las raíces fueron mayores que en la parte aérea, lo que sugiere que el llantén también puede actuar como fitoestabilizador para el Cd. Como también lo demuestran Orroño et al. (2012), donde observaron menores concentraciones de Cd en hojas y flores, que indican una importante restricción del transporte interno de metales y pueden estar relacionadas con una estrategia de exclusión (Baker et al., 1981). Sin embargo, según el estudio presentado por Gul et al. (2019), se indica que *P. zonale* y *P. hortorum* tienen la capacidad de transferir el cadmio del suelo a la parte aérea de la planta, al igual que lo informado por Ahmadi et al. en 2013, donde los resultados presentaron tendencias similares.

Los resultados indican que la absorción de Pb en las raíces del geranio varía según las diferentes concentraciones desde el control (0.12 mg/kg) y los niveles de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, con concentraciones fluctuantes (5.65 mg/kg, 0.48 mg/kg, 0.44 mg/kg y 0.36 mg/kg respectivamente). La concentración más alta se observa en el nivel de 6.25% y hay

una tendencia a disminuir a partir de la tercera concentración (12.5%, 25% y 37.5%), probablemente por la sobresaturación del Pb en la raíz a partir de esa concentración. En cuanto a la absorción de Pb en la parte aérea, se observa que todos los niveles desde el control (0.07 mg/kg) y las concentraciones de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% tienen valores variables (0.49 mg/kg, 1.42 mg/kg, 0.72 mg/kg y 0.95 mg/kg). A partir de la tercera concentración (12.5%, 25% y 37.5%), la parte aérea presenta una mayor concentración de Pb que la raíz, esto sugiere la posibilidad de que se acumule Pb en las hojas y flores de la planta como resultado de la translocación del metal desde las raíces. Varios estudios, incluyendo los de Rehman et al. (2017), Ali et al. (2013), Singh y Prasad (2011) y, Hooda (2007), han demostrado la capacidad del geranio para remover Pb del suelo y raíces, y trasladarlo hacia las partes aéreas de la planta. Además, en el estudio presentado por Gul et al. (2019), demostraron que *P. zonale* y *P. hortorum* acumularon la mayor cantidad de Pb en los brotes que en las raíces, lo que una vez más indica la traslocación de las plantas desde la rizósfera hacia la parte aérea.

Respecto al análisis morfológico, se observó una tendencia creciente en el tamaño y ramificación de las raíces de *P. zonale* a medida que aumentaba la concentración de los metales pesados. Específicamente, se encontró que las raíces más grandes y con mayor ramificación se presentaron en el grupo con una concentración del 37.5%, seguido de los grupos con concentraciones del 25%, 12.5%, 6.25%, y el control, respectivamente.

Por otro lado, se observó una clara disminución en el crecimiento de las hojas y tallos de *P. zonale*, lo que sugiere una posible sobrecarga de metales pesados como As, Cd y Pb. Este efecto se manifestó a través del marchitamiento rápido de las hojas, que contrastaba con el control (0%). Además, de la disminución de la biomasa seca de las plantas de geranio puede ser atribuida a la fitotoxicidad de los metales pesados, lo que puede afectar la actividad fotosintética y otros procesos fisiológicos, como las relaciones planta-agua, la biosíntesis de clorofila, las tasas de transpiración, las actividades

enzimáticas, la absorción de nutrientes, la producción de biomasa y el crecimiento (Levizou et al., 2016). Esta disminución de la biomasa vegetal también podría deberse al estrés por metales pesados, al daño oxidativo y al aumento de la permeabilidad de la membrana (Gul et al., 2019). En consonancia con estos resultados, otros estudios (Dresler et al., 2014; Fernández-Martínez et al., 2014) también han demostrado que los niveles elevados de metales pesados en las plantas interfieren e inhiben varios procesos fisiológicos. Sin embargo, un estudio anterior (Levizou et al., 2016) reveló que el geranio pudo promover el crecimiento en suelos contaminados, lo que sugiere una posible variabilidad en la respuesta a los metales pesados dependiendo de factores ambientales específicos.

4.3.4 Análisis de resultados de concentraciones de metales pesados en suelos tratados con geranio y llantén

Después de sembrar el llantén a las muestras iniciales de suelo con concentraciones de As en el control (con valor inicial de 8.61 mg/kg) y los niveles de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con valores iniciales de 136.8 mg/kg, 291.2 mg/kg, 582.05 mg/kg y 666,85 mg/kg, respectivamente), se observó una disminución significativa en las concentraciones de As en el suelo en todos los niveles desde el control (con valor de 5.11 mg/kg) y los niveles de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con valores finales de 87.66 mg/kg, 61.69 mg/kg, 348.63 mg/kg y 358.69 mg/kg respectivamente). Las especies de *Plantago* han sido ampliamente estudiadas por su capacidad para acumular metales tóxicos en el suelo en sus raíces y hojas, lo que las convierte en útiles biomonitores de la contaminación ambiental (Petrova et al., 2014; Haddadian et al., 2013). Esta acumulación puede ocurrir debido a la regulación de la absorción de metales del suelo. El estudio realizado por D'yakova et al. (2018), al igual que en esta investigación, demostró la capacidad del *Plantago major* para disminuir significativamente la concentración de arsénico en las capas superiores del suelo tratado con esta especie. Por otro lado, se registró una reducción importante en las concentraciones de As en el suelo al emplear geranio a las concentraciones iniciales en el control (con valor final de 7.64 mg/kg) y los mismos niveles

de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con valores finales de 38.87 mg/kg, 166.93 mg/kg, 159.07 mg/kg y 251.76 mg/kg, respectivamente). Como también lo demostró Obeso-Obando y Vejarano (2020), donde las concentraciones de As, disminuyeron en muestras de suelo a lo largo del período de cultivo, mostrando una importante tolerancia de las plantas de geranio hacia el arsénico con una disminución de hasta en un 74%. Por otro lado, se puede deducir que la remoción de As fue mayor al aplicar llantén en el control y el nivel de concentración de 12.5%, mientras que en los niveles de 6.25%, 25% y 37.5%, la remoción fue mejor al aplicar geranio.

Después de aplicar llantén a las muestras iniciales de suelo con concentraciones de Cd en el control (con valor inicial de 1.19 mg/kg) y los niveles de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con valores iniciales de 8.54 mg/kg, 17.17 mg/kg, 33.19 mg/kg y 40.08 mg/kg, respectivamente), se observó una disminución significativa en las concentraciones de Cd en el suelo en el control (con valor final de 1.1 mg/kg) y las concentraciones de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con valores finales de 7.31 mg/kg, 4.55 mg/kg, 13.42 mg/kg y 19.87 mg/kg, respectivamente). De manera similar, se observó una disminución significativa en las concentraciones de Cd en el suelo al aplicar geranio a las concentraciones iniciales en el control (con valor de 2.69 mg/kg) y los niveles de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con valores de 4.53 mg/kg, 11.74 mg/kg, 10.99 mg/kg y 15.15 mg/kg, respectivamente). Investigaciones anteriores de Patel y Patra (2014) y Hernandez (2008) han documentado la habilidad de las especies de plantas pertenecientes al género *Pelargonium* para extraer y acumular el Cd del suelo. Esto refleja en una disminución en la concentración de este metal en las muestras de suelo, en comparación con los niveles iniciales también indicado por Obeso-Obando y Vejarano (2020). Los mecanismos de tolerancia que se han observado con respecto a niveles altos de Cd incluyen la acumulación en la pared celular en brotes y raíces, la síntesis de compuestos quelantes de polipéptidos como las fitoquelatinas y el almacenamiento de Cd como complejos en el citoplasma o como complejos insolubles de fosfato en las células epidérmicas. de tallos Se ha sugerido que el

Cd que ingresa a la célula se une primero a las moléculas de fitoquelatina y luego se precipita como Cd-fosfato o en cristales de Ca-oxalato (Orcutt y Nilsen, 2000). Se puede deducir que al igual que en el caso del As, la remoción de Cd fue mayor al aplicar llantén en el control y el nivel de concentración de 12.5%, mientras que en los niveles de 6.25%, 25% y 37.5%, la remoción fue mejor al aplicar geranio.

Después de aplicar llantén a las muestras iniciales de suelo con concentraciones de Pb en el control (con valor inicial de 7.45 mg/kg) y los niveles de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con valores iniciales de 1153.93 mg/kg, 2498.30 mg/kg, 4761.68 mg/kg y 5779.69 mg/kg, respectivamente), se observó una disminución significativa en las concentraciones de Pb en el suelo en el control (con valor final de 5.5 mg/kg) y las concentraciones de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con valores finales de 771.06 mg/kg, 421.85 mg/kg, 2221.90 mg/kg y 2934.70 mg/kg, respectivamente). Una investigación realizada por Ali Romeh et al. (2016) también proporciona evidencia adicional sobre la capacidad de las plantas para reducir los niveles de plomo en el suelo. En este estudio, se demostró que la planta *Plantago major L.* tenía la capacidad de reducir significativamente los niveles de plomo en el suelo, lo que sugiere que la planta tiene una estrategia de exclusión que contribuye a su tolerancia a metales. Este hallazgo indica la capacidad de la planta para la fitoestabilización, lo que puede llevar a la disminución del plomo en el suelo.

De manera similar, se observó una disminución significativa en las concentraciones de Pb en el suelo al aplicar geranio a las concentraciones iniciales en el control (con valores de 8.02 mg/kg) y niveles de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (254.89 mg/kg, 1123.60 mg/kg, 1003 mg/kg y 1705.20 mg/kg, respectivamente). Se puede deducir que al igual que en el caso del As y Cd, la remoción de Pb fue mayor al aplicar llantén en el control y el nivel de concentración de 12.5%, mientras que en los niveles de 6.25%, 25% y 37.5%, la remoción fue mejor al aplicar geranio. La habilidad del geranio para remover plomo del suelo ha sido objeto de numerosos estudios científicos. Un ejemplo destacado de esto es la investigación

llevada a cabo por Hooda en 2007, donde se demostró la capacidad de esta planta para eliminar de manera significativa el plomo del suelo. Este resultado también fue respaldado por el estudio de Shahid et al. (2012), quienes encontraron que las variedades de *Pelargonium* podrían ser cultivadas en suelos moderadamente contaminados con metales pesados, como el plomo, para reducir las fracciones disponibles de estos elementos. Concretamente, su estudio mostró que los cultivos de *Pelargonium* podrían ser utilizados para disminuir la concentración de plomo en suelos con menos de 2000 mg/kg.

4.3.5 Análisis de resultados de coeficiente de transferencia, factor de bioconcentración y traslocación de los metales pesados encontrados en el geranio y llantén

En cuanto al coeficiente de transferencia (TC) del As, se puede observar que los valores en el llantén son inferiores a 1 en el control (0.07) y todas las concentraciones analizadas: 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, con valores de 0.01, 0.03, 0.01 y 0.005 respectivamente. Los valores en geranio también son inferiores a 1 en el control (0.01) todas las concentraciones analizadas: 0%, 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, con valores de 0.02, 0.0008, 0.0009 y 0.0006 respectivamente. Esto difiere con lo obtenido por Fayiga y Saha en 2016, donde los resultados de As para *P. vittata* (TC igual a 52), *P. biaurita* (TC igual a 20), *P. quadriaurita* (TC igual a 27), *P. cretica* (TC igual a 18), *P. ryukyuensis* (TC igual a 35), *P. longifolia* (TC igual a 15), *P. umbrosa* (TC igual a 20) y *Pitrogramma calomenos* (TC igual a 15) son mayores a 1, por lo tanto, son considerados hiperacumuladoras del arsénico.

Por otro lado, en el caso del TC de Cd, se encontró que todos los valores en llantén son menores a 1 en las concentraciones de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, incluido el control, el cual tuvo un valor de 0.07. Estos valores fueron de 0.2, 0.5, 0.4 y 0.4 respectivamente. De manera similar, en el caso del geranio, se encontró que todos los valores son menores a 1 en el control (0.03) y en las concentraciones de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5% (con

valores de 0.07, 0.03, 0.01 y 0.03 respectivamente). Estos resultados son similares a lo encontrado por Levizou et al. (2016) en *P. zonale* con un valor de TC de 0.36 en suelos con historial de actividad industrial pesada. Mientras que difiere con los estudios realizados por Galala y Shehatab (2015), quienes encontraron un valor de TC de 1.8 en *Plantago major L.*

En cuanto al TC del Pb, se observó que los valores en el llantén fueron inferiores a 1 en el control (0.02) y todas las concentraciones estudiadas, es decir 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, con valores de 0.01, 0.02, 0.008 y 0.005 respectivamente. Asimismo, en el caso del geranio, los valores también fueron inferiores a 1 en el control (0.02) y todas las concentraciones analizadas: 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, con valores de 0.02, 0.002, 0.001 y 0.0008 respectivamente. Resultados que concuerdan con lo obtenido por Kapourchal et al. en 2009, donde los valores de TC para Pb en *Raphanus sativus L.* fueron menores a la unidad.

Por lo tanto, en cuanto al TC de As, Cd y Pb para geranio y llantén, indica que ambas plantas tienden a excluir eficazmente estos metales (Uka et al., 2013), lo que implica una acumulación mínima, incluso en condiciones de variación en las concentraciones del suelo.

En referencia a los factores de bioconcentración en la raíz ($BCF_{raíz}$) del llantén, se observa que todos los valores de Arsénico (As) fueron inferiores a 1 en el control (0.03) y todas las concentraciones evaluadas: 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%. Los resultados obtenidos fueron de 0.009, 0.007, 0.006 y 0.002, respectivamente. De manera similar, en el caso del geranio, todos los valores de As fueron inferiores a 1 en el control (0.008) y en las mismas concentraciones evaluadas, con resultados de 0.005, 0.0002, 0.0001 y 0.0001, respectivamente. Según el estudio realizado por Shahid et al. (2012), se observó un resultado notablemente contrastante en cuanto al $BCF_{raíz}$ de As en *Pelargonium*,

obteniéndose un valor de 1.5. Estos resultados indican que tanto el llantén como el geranio presentan una capacidad limitada de acumulación de As en las raíces, ya que los valores de BCF_{raiz} se mantienen por debajo de 1 en todas las concentraciones evaluadas. La variación en los resultados de BCF_{raiz} de As menores y mayores a la unidad, pueden atribuirse a diversos factores, entre los cuales destaca la diversidad de propiedades del suelo debido a su complejidad, que abarca una amplia gama de minerales, componentes sólidos, minerales primarios y otros elementos. Estos aspectos influyen en la capacidad de los metales pesados para interactuar y moverse en el suelo. Además, la composición química del suelo, los diferentes tipos de especies vegetales y las condiciones climáticas ejercen un impacto significativo en la absorción de estos metales por las plantas (Thangavel y Subhuram, 2004).

De manera similar, en el caso del BCF_{raiz} de Cd en llantén, se encontró que en el control (0.03) y todos los valores fueron menores a 1 en las mismas concentraciones (6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%), con resultados de 0.13, 0.08, 0.08 y 0.14, respectivamente. En el caso del geranio, también se observó que todos los valores fueron inferiores a 1 en el control (0.03) y en las mismas concentraciones, con resultados de 0.03, 0.01, 0.002 y 0.006, respectivamente. Estos resultados son consistentes con los obtenidos por Gucwa-Przepióra et al. (2016), quienes reportaron valores de BCF en raíz de *P. major* de 0.24, 0.07 y 0.04. Sin embargo, en el estudio de Gul et al. (2019), se encontró una diferencia significativa, ya que en *P. zonale* el valor alcanzó 1.9 en una concentración de 50 mg/kg de Cd. Estos resultados sugieren que tanto el llantén como el geranio muestran una capacidad restringida de acumulación de Cd en las raíces, ya que los valores se mantienen por debajo de 1 en todas las concentraciones analizadas.

Por otro lado, en cuanto al BCF_{raiz} de Pb en llantén, se evidenció que los valores también fueron inferiores a 1 en el control (0.005) y en todas las concentraciones (6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%), con resultados de 0.009, 0.003, 0.003 y 0.003, respectivamente. En

el caso del geranio, también se observó que los valores fueron inferiores a 1 en el control (0.016) y en todas las concentraciones mencionadas, con resultados de 0.005, 0.0002, 0.0001 y 0.0001, respectivamente. Es importante destacar que, según Gul et al. (2019), en *P. zonale* se encontró un resultado inferior a 1 sin la aplicación de EDTA, mientras que con su aplicación se obtuvo un valor superior a 1 cuando se aplicó EDTA. Esto se debe a que el EDTA potencia la movilización y solubilización de los metales, facilitando su acumulación en diversas partes de la planta. Es fundamental recordar que el éxito de la fitorremediación depende de la disponibilidad de metales pesados para las plantas. Para mejorar la eficacia de este proceso, se recurre a la utilización del biochar, ácido cítrico, bacterias endófitas, compost, fertilizantes, y quelantes como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), EDDS, DTPA y NTA, etc. (Araujo et al., 2005; Gul et al., 2019; Kafle et al., 2022). Además, con relación a la especie *Plantago subulata*, Jakovljević et al. (2020) reportaron valores de 0.04 y 0.13. Estos hallazgos indican que, tanto en el llantén como en el geranio, la capacidad de acumulación de Pb en las raíces es limitada, ya que los valores se mantienen por debajo de 1 en todas las concentraciones evaluadas.

En lo concerniente a los factores de bioconcentración en la parte aérea ($BCF_{a\acute{e}rea}$) del llantén, se puede observar que todos los valores de As fueron inferiores a 1 en el control (0.06) y en todas las concentraciones evaluadas: 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%. Los resultados obtenidos fueron de 0.01, 0.03, 0.01 y 0.005 respectivamente. En el caso del geranio, se puede observar que todos los valores de As fueron inferiores a 1 en el control (0.01) y en todas las concentraciones mencionadas con resultados obtenidos de 0.02, 0.0004, 0.0004 y 0.0003 respectivamente. Según D'yakova et al. (2018), se reportaron resultados similares de $BCF_{a\acute{e}rea}$ de 0.17 y 0.54 para *P. major*. De la misma manera, en el estudio de Shahid et al. (2012), se encontró un resultado de 0.05 en Pelargonium. Estos hallazgos indican que tanto el llantén como el geranio presentan una capacidad de acumulación limitada de As en la parte aérea, ya que los valores de $BCF_{a\acute{e}rea}$ se mantienen por debajo de 1 en todas las concentraciones evaluadas.

De manera similar, en el caso del $BCF_{a\acute{e}rea}$ de Cd en el llantén, se encontró que todos los valores fueron menores a 1 en el control (0.04) y en las mismas concentraciones (6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%), con resultados de 0.16, 0.33, 0.20 y 0.28, respectivamente. En el caso del geranio, también se observa que todos los valores fueron inferiores a 1 en el control (0.01) y en las mismas concentraciones, con resultados de 0.06, 0.02, 0.006 y 0.02 respectivamente. Estos hallazgos son consistentes con los resultados obtenidos por D'yakova et al. (2018), quienes reportaron valores de BCF en brotes de *P. major* entre 0.01 y 1.89. Sin embargo, en el caso de *P. zonale*, los valores de BCF fueron superiores a 1, lo cual puede atribuirse a la movilidad y disponibilidad del cadmio para la absorción en las plantas, como se menciona en el estudio de Gul et al. (2019).

Por otro lado, en cuanto al $BCF_{a\acute{e}rea}$ de Pb en el llantén, se evidenció que los valores también fueron inferiores a 1 en el control (0.007) y en todas las concentraciones (6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%), con resultados de 0.01, 0.02, 0.01 y 0.01, respectivamente. En cuanto al geranio, también se observa que los valores fueron inferiores a 1 en el control (0.02) y en todas las concentraciones mencionadas, con resultados de 0.02, 0.0004, 0.0004 y 0.0002, respectivamente. De acuerdo con D'yakova et al. (2018), se reportan valores para *P. major* entre 0.05 y 0.46, lo cual indica una capacidad de acumulación más alta en comparación con los resultados obtenidos en el llantén y el geranio. Sin embargo, en el caso de *P. zonale*, se observaron valores de BCF superiores a 1, lo cual podría atribuirse a la mayor movilidad y disponibilidad del plomo para la absorción en las plantas, tal como se menciona en el estudio de Gul et al. (2019).

En lo que respecta al factor de traslocación (TF) de As, se ha observado que los valores en el llantén son inferiores a 1 en el control (0.23) y en todas las concentraciones analizadas, incluyendo el 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%. Los resultados obtenidos fueron 0.06, 0.04, 0.02 y 0.04 respectivamente. Por otro lado, se ha notado que, en el geranio, los

valores de As presentan el valor de 1, en el control y en todas las concentraciones evaluadas, excepto en el caso de 6.25% donde se obtuvo un valor de 0.09. Estos hallazgos difieren de los resultados reportados por Shahid et al. (2012) para *Pelargonium*, quienes obtuvieron valores de 0.8 y 1.3. La evidencia sugiere que el llantén pierde su capacidad de traslocación a medida que aumenta la concentración de As, mostrando una mayor eficiencia en retener el metal en la raíz y evitar su translocación hacia otras partes de la planta. Por otro lado, en el caso del geranio, en su mayoría, se observa que a medida que aumenta la concentración de As, también aumenta su capacidad de traslocación.

En contraste, al analizar el TF del Cd en llantén, se observó que los valores fueron menores a 1 en las concentraciones de 6.25%, 12.5% y 37.5%, a excepción del control 0% y la concentración de 25%, que obtuvieron valores de 1. Los demás valores fueron de 0.36, 0.57 y 0.29 respectivamente. Asimismo, se encontró que todos los valores en geranio fueron inferiores a 1 en las concentraciones de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, excepto en el control 0%, que presentó un valor de 1. Los valores restantes se situaron en 0.14, 0.32, 0.57 y 0.96 respectivamente. Estos resultados son consistentes con los obtenidos por Gucwa-Przepióra et al. (2016) en *Plantago major* y *Plantago lanceolata*, donde encontraron valores menores a 1 en relación con el Cd. Por otro lado, estos valores contrastan con los hallazgos de Gul et al. (2019), quienes obtuvieron valores mayores a 1 en todos los casos, de 2.8 con *P. zonale* (con 50 mg/kg de Cd) y 1.8 con *P. hortorum* (con 25 mg/kg de Cd); al igual que lo obtenido por Galala y Shehatab (2015) en cuanto al TF de Cd, que fue de 1.8. Esto sugiere que, en su mayoría, tanto el llantén como el geranio pierden su capacidad de traslocación a medida que aumenta la concentración de Cd, siendo más eficientes en retener el metal en la raíz y evitar su translocación hacia otras partes de la planta. Por otro lado, la diferencia de los resultados varía dependiendo de la biodisponibilidad de los metales pesados que está condicionada por procesos de redistribución entre la fase sólida y líquida, que a su vez se ven influenciados por factores como la especie del metal, la carga del suelo, su envejecimiento y sus propiedades intrínsecas. Asimismo, la composición

química del suelo, la configuración de las especies vegetales y las condiciones climáticas desempeñan un papel de gran relevancia en la capacidad de las plantas para asimilar estos metales. (Thangavel y Subharam, 2004).

En relación con el TF del Pb, se observó que en el llantén los valores fueron inferiores a 1 en las concentraciones de 6.25%, 12.5%, 25% y 37.5%, a excepción del control 0% que tuvo un valor de 1.4. Los valores correspondientes fueron 0.04, 0.16, 0.20 y 0.03 respectivamente. Por otro lado, en el caso del geranio, los valores superaron 1 en las concentraciones de 12.5%, 25% y 37.5%, alcanzando los valores de 2.96, 1.64 y 2.64 respectivamente. Para el control y la concentración de 6.25%, los resultados fueron de 0.58 y 0.09 respectivamente. Estos resultados son consistentes con los reportados por Gul et al. (2019), quienes obtuvieron valores de 13.4 en 250 mg/kg de Pb y 16.2 en 500 mg/kg de Pb. Además, se asemejan a los resultados de Shahid et al. (2012) en *Pelargonium*, donde se reportaron valores de 1.6 y 1.9. Por otro lado, se asemejan de los resultados obtenidos por Gucwa-Przepióra et al. (2016) en *Plantago major* y *Plantago lanceolata*, quienes encontraron valores menores a 1 en relación con el Pb. La evidencia sugiere que el llantén pierde su capacidad de traslocación a medida que aumenta la concentración de plomo (Pb), mostrando una mayor eficiencia en retener el metal en la raíz y evitar su translocación hacia otras partes de la planta. Por otro lado, en el caso del geranio, en su mayoría, se observa que a medida que aumenta la concentración de Pb, también aumenta su capacidad de traslocación. Es importante considerar las diferencias observadas en *P. major* y *P. zonale*, donde factores como la diversidad de propiedades del suelo debido a su complejidad, que engloba una amplia gama de minerales, componentes sólidos, minerales primarios y otros elementos, movilidad y solubilidad; pueden influir en la capacidad de acumulación del arsénico en la parte aérea de las plantas. Asimismo, la composición química del suelo, las características fisicoquímicas de las especies vegetales y las condiciones climáticas ejercen un impacto significativo en la absorción de estos metales por las plantas (Thangavel y Subharam, 2004).

4.3.6 Análisis de resultados de comparación de concentraciones de metales pesados de los suelos tratados con llantén versus el ECA Suelo

De acuerdo con los resultados obtenidos (ver Tabla 24), se puede afirmar que, en relación con el cultivo de llantén, el suelo del control 0% cumple con los valores establecidos en el Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para los elementos químicos de As (50 mg/kg), Cd (10 mg/kg) y Pb (140 mg/kg) tanto para la concentración de suelo inicial y suelo final, tanto para la muestra inicial de As (8.61 mg/kg), Cd (1.19 mg/kg) y Pb (7.45 mg/kg) como la muestra final del suelo en As (5.11 mg/kg), Cd (1.10 mg/kg) y Pb (5.50 mg/kg).

En relación con la concentración del 6.25% de *Plantago major* (ver Tabla 24), se observa que los valores de concentración de As en el suelo exceden el ECA Suelo (50 mg/kg), tanto en la muestra de suelo inicial (registrando 136.80 mg/kg) como en la muestra de suelo final (87.66 mg/kg) después de la aplicación del llantén. No obstante, se evidencia que los valores de Cd cumplen con lo establecido por la normativa (10 mg/kg), siendo de 8.54 mg/kg en el suelo inicial y 7.31 mg/kg en el suelo final. Por otro lado, se encontró que los valores de Pb también superan el ECA (140 mg/kg), tanto en la muestra de suelo inicial (registrando 1153.93 mg/kg) como en la muestra de suelo final (771.06 mg/kg) después de la aplicación del llantén.

Para la concentración del 12.5% de la especie de *Plantago* (ver Tabla 24), se han observado niveles de concentración de As en el suelo que exceden el ECA para suelo, fijado en 50 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (registrado con 291.20 mg/kg) como en la muestra de suelo final (registrado con 61.69 mg/kg) tras la aplicación de la planta de llantén. No obstante, se ha podido comprobar que los niveles de Cd cumplen con los valores establecidos por la normativa (10 mg/kg) para el suelo final (registrado con 4.55 mg/kg), aunque no se cumple en el suelo inicial (registrado con 17.17 mg/kg). Además, se han encontrado niveles de Pb que también sobrepasan el ECA (establecido en 140 mg/kg),

tanto en la muestra de suelo inicial (registrado con 2498.30 mg/kg) como en la muestra de suelo final (registrado con 421.85 mg/kg) después de la aplicación del llantén.

Respecto a la concentración del 25% de la planta mencionada (ver Tabla 24), se han observado concentraciones de As en el suelo que superan el ECA para el suelo, que es de 50 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (582.05 mg/kg) como en la muestra de suelo final (348.63 mg/kg) después de la aplicación del llantén. También se ha encontrado que los niveles de Cd no cumplen con los valores establecidos por la normativa (10 mg/kg) tanto para el suelo inicial (33.19 mg/kg) como para el suelo final (13.42 mg/kg). Además, se han registrado concentraciones de Pb que exceden el ECA establecido en 140 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (4761.68 mg/kg) como en la muestra de suelo final (2221.92 mg/kg) después de la aplicación de *Plantago major*.

En relación con la concentración más elevada (37.5%) del llantén (ver Tabla 24), se han detectado niveles de As en el suelo que superan el ECA establecido para el suelo, cuyo límite máximo es de 50 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (con un valor de 666.85 mg/kg) como en la muestra de suelo final (con un valor de 358.69 mg/kg) después de la aplicación del llantén. Asimismo, se ha constatado que los niveles de Cd no cumplen con los valores establecidos por la normativa (10 mg/kg) tanto para el suelo inicial (con un valor de 40.08 mg/kg) como para el suelo final (con un valor de 19.87 mg/kg). Adicionalmente, se han registrado niveles de Pb que superan el ECA establecido en 140 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (con un valor de 5779.69 mg/kg) como en la muestra de suelo final (con un valor de 2934.72 mg/kg) después de la aplicación de la mencionada especie vegetal.

4.3.7 Análisis de resultados de comparación de concentraciones de metales pesados de los suelos tratados con geranio versus el ECA Suelo

Según los resultados obtenidos (ver Tabla 24), se puede concluir que, el suelo del control cultivado con geranio cumple con los límites establecidos en el Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para los elementos químicos de As (50 mg/kg), Cd (10 mg/kg) y Pb (140 mg/kg), tanto para la muestra inicial de As (8.61 mg/kg), Cd (1.19 mg/kg) y Pb (7.45 mg/kg) como la muestra final del suelo en As (7.64 mg/kg), Cd (2.69 mg/kg) y Pb (8.02 mg/kg); al igual que los resultados con la especie vegetal.

En relación con la concentración del 6.25% de *Pelargonium zonale* (ver Tabla 24), se observa que los valores de concentración de As en el suelo exceden el ECA Suelo (50 mg/kg), tanto en la muestra de suelo inicial (registrando 136.8 mg/kg) como en la muestra de suelo final (38.87 mg/kg) después de la aplicación del geranio. No obstante, se evidencia que los valores de Cd cumplen con lo establecido por la normativa (10 mg/kg), siendo de 8.54 mg/kg en el suelo inicial y 4.53 mg/kg en el suelo final. Por otro lado, se encontró que los valores de Pb también superan el ECA (140 mg/kg), tanto en la muestra de suelo inicial (registrando 1153.93 mg/kg) como en la muestra de suelo final (254.89 mg/kg) después de la aplicación del geranio.

Para la concentración del 12.5% de la especie de *Pelargonium* (ver Tabla 24), se han observado niveles de concentración de As en el suelo que exceden el ECA para suelo, fijado en 50 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (registrado con 291.20 mg/kg) como en la muestra de suelo final (registrado con 166.93 mg/kg) tras la aplicación de la planta de geranio. Los niveles de Cd tampoco cumplen con los valores establecidos por la normativa (10 mg/kg), ni en el suelo inicial (registrado con 17.17 mg/kg) ni para el suelo final (registrado con 11.74 mg/kg). Además, se han encontrado niveles de Pb que también sobrepasan el ECA (establecido en 140 mg/kg), tanto en la muestra de suelo inicial

(registrado con 2498.3 mg/kg) como en la muestra de suelo final (registrado con 1123.58 mg/kg) después de la aplicación del geranio.

Respecto a la concentración del 25% de la planta mencionada (ver Tabla 24), se han observado concentraciones de As en el suelo que superan el ECA para el suelo, que es de 50 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (582.05 mg/kg) como en la muestra de suelo final (159.07 mg/kg) después de la aplicación del geranio. También se ha encontrado que los niveles de Cd no cumplen con los valores establecidos por la normativa (10 mg/kg) tanto para el suelo inicial (33.19 mg/kg) como para el suelo final (10.99 mg/kg). Además, se han registrado concentraciones de Pb que exceden el ECA establecido en 140 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (4761.68 mg/kg) como en la muestra de suelo final (1003 mg/kg) después de la aplicación de *Pelargonium zonale*.

En relación con la concentración más elevada (37.5%) del geranio (ver Tabla 24), se han detectado niveles de As en el suelo que superan el ECA establecido para el suelo, cuyo límite máximo es de 50 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (con un valor de 666.85 mg/kg) como en la muestra de suelo final (con un valor de 251.76 mg/kg) después de la aplicación del geranio. Asimismo, se ha constatado que los niveles de Cd no cumplen con los valores establecidos por la normativa (10 mg/kg) tanto para el suelo inicial (con un valor de 40.08 mg/kg) como para el suelo final (con un valor de 15.15 mg/kg). Adicionalmente, se han registrado niveles de Pb que superan el ECA establecido en 140 mg/kg, tanto en la muestra de suelo inicial (con un valor de 5779.69 mg/kg) como en la muestra de suelo final (con un valor de 1705.24 mg/kg) después de la aplicación de la mencionada especie vegetal.

4.3.8 Análisis del diseño experimental DBCA para el geranio

Los resultados del ANOVA para el geranio, presentados en la Tabla 27, muestran que tanto las posiciones de las macetas en el invernadero (valor $p = 0.1127$) como la exposición de las muestras a diferentes concentraciones de relave minero UNI (valor $p = 0.1844$) exceden el nivel de significancia del 0.05, lo que refuta la hipótesis nula. Por consiguiente, indican que no se encontraron diferencias significativas ni entre las posiciones de las macetas en el invernadero ni entre la exposición de las muestras a las diferentes concentraciones de relave minero UNI.

En la Figura 51 se muestra el gráfico de barras de las ubicaciones de las macetas dentro del invernadero (bloque I, II y III), mientras que en la Figura 52 se exhibe el gráfico de barras del de las exposiciones de las muestras a las distintas concentraciones de relave minero UNI (tratamientos G1, G2, G3, G4 y G5) del geranio. Dado que todos los resultados muestran consistentemente el mismo valor "A", esto sugiere que no existe una distinción significativa entre ellos.

Se halló suficiente evidencia para rechazar la hipótesis nula de homogeneidad de varianza entre los bloques según la Tabla 30 (valor $p = 0.2122$) y homogeneidad de varianza entre los tratamientos según la Tabla 31 (valor $p = 0.5796$) del geranio, que superan el nivel de significancia (0.05). Esto indica que entre los bloques y los tratamientos del geranio existen homogeneidad de varianza, lo que sugiere que las muestras pertenecen a la misma población y presentan una distribución normal.

La Tabla 32 exhibe el análisis estadístico de la normalidad llevado a cabo mediante la prueba de Shapiro-Wilk para el cultivo de geranios. El valor p asociado a la normalidad es de 0.5389, superando así el nivel de confianza del 95%. Este resultado sugiere que los datos se ajustan a una distribución normal, lo cual rechaza la hipótesis nula y concuerda con los criterios establecidos para la validez del análisis estadístico.

La Tabla 33 proporciona el análisis estadístico de la autocorrelación de datos realizado mediante la prueba de Durbin-Watson para el cultivo de geranios. Se obtuvo un valor de Durbin-Watson (DW) de 1.331, con un valor p asociado de 0.0552. Dado que este valor DW es menor a 2 y el valor p es mayor a 0.05, se concluye que no hay evidencia de correlación entre los datos. Esto respalda la independencia entre los errores y rechaza la hipótesis nula, cumpliendo así con uno de los criterios fundamentales para el análisis estadístico.

En la Figura 53, se observa que el bloque II del cultivo de geranios, posicionado en el centro donde se ubicaron las macetas, muestra una altura notablemente mayor por sobre las otras zonas, lo que sugiere que estas condiciones son óptimas para el crecimiento del geranio. Se observa que niveles adecuados de luz y humedad favorecen el desarrollo de esta planta. Sin embargo, debido a la naturaleza variable de los organismos vivos, es fundamental reconocer que las respuestas pueden diferir entre individuos, lo que podría manifestarse en la presencia de valores atípicos.

4.3.9 Análisis del diseño experimental DBCA para el llantén

Los resultados del ANOVA para el llantén, presentados en la Tabla 35, revelan que no se encontraron diferencias significativas entre las posiciones de las macetas en el invernadero (con un valor p de 0.9386), ya que este valor supera el nivel de significancia de 0.05. Por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula en este caso. Sin embargo, en cuanto a la exposición de las muestras a diferentes concentraciones de relave minero UNI, el valor p asociado (0.0440) es inferior a 0.05, indicando así una diferencia significativa entre los tratamientos con un nivel de confianza del 95% y aceptando la hipótesis nula. Este resultado sugiere que al menos uno de los tratamientos difiere significativamente de los demás en términos de su efecto en el cultivo de llantén.

En la Figura 56 se presenta el gráfico de barras de las ubicaciones de las macetas dentro del invernadero (bloque I, II y III). La constante repetición del valor "A" en todos los resultados sugiere la falta de una diferencia significativa entre ellos. Por otro lado, la Figura 57 muestra el gráfico de barras de las exposiciones de las muestras a las diferentes concentraciones de relave minero UNI (tratamientos L1, L2, L3, L4 y L5) del llantén. Se observa que los grupos L1 a L4 tienen el mismo valor "B", mientras que el grupo L5 muestra el valor "A", lo que sugiere una distinción significativa entre los grupos L1 a L4 y el grupo L5 en el llantén.

Se encontró evidencia suficiente para descartar la hipótesis nula de homogeneidad de varianza entre los bloques, según lo indicado en la Tabla 38 (con un valor $p = 0.4184$), así como entre los tratamientos, como se evidencia en la Tabla 39 (con un valor $p = 0.6872$), ya que ambos valores superan el nivel de significancia de 0.05 para el llantén. Estos resultados sugieren que tanto entre los bloques como entre los tratamientos existe homogeneidad de varianza, lo cual implica que las muestras provienen de la misma población y presentan una distribución normalizada.

La Tabla 40 refleja el análisis estadístico de la normalidad realizado mediante la prueba de Shapiro-Wilk para el cultivo de llantén. Con un valor p de 0.9847, el cual supera ampliamente el nivel de confianza del 95%, se sugiere que los datos se ajustan a una distribución normal. Este resultado, al refutar la hipótesis nula, respalda la validez del análisis estadístico según los criterios establecidos.

La Tabla 41 presenta el análisis estadístico de la autocorrelación de datos realizado mediante la prueba de Durbin-Watson para el llantén. Se obtuvo un valor de Durbin-Watson (DW) de 1.5532, con un valor p asociado de 0.1137. Dado que el valor DW es mayor a 2 y el valor p es mayor a 0.05, se concluye que no hay evidencia de correlación entre los datos.

Este resultado respalda la independencia entre los errores y refuta la hipótesis nula, lo que satisface uno de los criterios esenciales para el análisis estadístico.

En la Figura 58, se destaca que los bloques se ven notablemente afectados por las diversas condiciones del suelo, lo que incide en su comportamiento y, por ende, también en su altura de los cultivos de llantén. Dada la complejidad inherente a los organismos vivos, es crucial reconocer que las respuestas pueden variar entre individuos, lo que podría resultar en la identificación de valores atípicos.

4.4 Contrastación de hipótesis

Los resultados indican que el llantén presenta capacidad fitorremediadora en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI. Esto se demuestra ya que en la mayoría de los casos el Factor de Traslocación (TF) no supera el valor de 1, es decir, presenta capacidad fitoestabilizadora ya que muestran una mayor capacidad de acumulación de As, Cd y Pb en las raíces en comparación con la parte aérea.

En el caso del geranio, los resultados también señalan su capacidad fitorremediadora en suelos contaminados provenientes del relave minero de la UNI. El TF del geranio en As y Cd no supera el valor de 1, respaldando así la presencia de un proceso de fitoestabilización. Sin embargo, es importante destacar que en el caso del TF del geranio en Pb, este supera la unidad a partir del 12.5% de relave minero, sugiriendo un potencial de traslocación de las raíces a las partes aéreas del geranio en relación con el Pb, proceso conocido como fitoacumulación.

Por otro lado, para las concentraciones de As, Cd y Pb en el geranio y llantén tampoco superan el valor de 1 para el Coeficiente de Transferencia (TC) y el Factor de Bioconcentración (BCF) de la raíz y la parte aérea, lo cual indicaría que no serían especies hiperacumuladoras. Sin embargo, su contribución al proceso de fitoestabilización de As,

Cd y Pb en llantén, y también de As y Cd en el geranio; junto con la fitoacumulación de Pb en el geranio, proporcionan evidencia sólida de su potencial para remediar suelos contaminados. En consecuencia, se confirma la validez de la hipótesis nula: el geranio y el llantén presentan la capacidad de fitorremediación en suelos contaminados por el relave minero de la UNI.

Conclusiones

Según los resultados obtenidos en esta investigación se concluye que, el geranio (*Pelargonium zonale*) y el llantén (*Plantago major*), son especies vegetales que demostraron una capacidad para reducir las concentraciones de arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb) en suelos contaminados por relaves mineros de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI). Se observó una mayor remoción de estos contaminantes del suelo cuando se utilizó el llantén (*Plantago major*) en la concentración del 12.5% del relave minero de la UNI respecto al suelo agrícola, donde la reducción del As de suelo inicial respecto al final fue de 78.82%, del cadmio 73.50% y plomo 83.11%. Por otro lado, se encontró que el geranio (*Pelargonium zonale*) fue más efectivo en la remoción de estos metales pesados en el suelo en los niveles de 6.25%, 25% y 37.5% del relave minero de la UNI respecto al suelo agrícola; con una eliminación del 71.59% de As, 46.96% de Cd y 77.91% de Pb para el nivel de 6.25%; 72.67% de As, 66.89% de Cd y 78.94% de Pb para el nivel de 25%; y 62.25% de As, 62.20% de Cd y 70.50% de Pb para el nivel de 37.5%.

La acumulación de metales pesados se debe a la biodisponibilidad de estos elementos en el suelo, así como a la capacidad de retención de metales en la rizósfera, que varía según la especie vegetal. Además, factores como las condiciones óptimas de crecimiento, que incluyen el uso de invernaderos, la exposición adecuada a la luz solar y un riego apropiado, ejercen una influencia en el proceso de fitorremediación de suelos contaminados. Por lo tanto, se puede concluir que estos factores desempeñan un papel fundamental en dicho proceso.

Los resultados de este estudio presentan implicaciones significativas en el contexto de la fitorremediación de suelos contaminados. El Factor de Traslocación (TF) en la mayoría de los casos de As, Cd y Pb en llantén, así como el TF de As y Cd en geranio no superan el valor de 1, por lo que demuestra una tendencia de acumulación en las raíces

en comparación con la parte aérea de la planta, indicando una capacidad para llevar a cabo el proceso de fitoestabilización. Por otro lado, el TF de Pb en el geranio supera la unidad, indicando un potencial en el proceso de fitoacumulación, es decir, de traslocación de las raíces a las partes aéreas del geranio en relación con el Pb.

Por otro lado, para el Factor de Bioconcentración (BCF) en las raíces y la parte aérea de las plantas, y el Coeficiente de Transferencia (TC) en el geranio y llantén tampoco supera la unidad, lo que indica que no son especies hiperacumuladoras. No obstante, la destacada capacidad de fitoestabilización de As, Cd y Pb en llantén, y As y Cd en geranio, y fitoacumulación de Pb en geranio, subraya su capacidad de fitorremediación en suelos contaminados con relaves mineros de la UNI.

En cuanto al cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Suelos, se puede observar que para la concentración de 6.25% en el suelo inicial del geranio excede el ECA respecto al As, mientras que en el suelo final cumple con el estándar. Al igual que en la concentración del 12.5% en el suelo inicial del llantén supera el ECA respecto al Cd, mientras que en el suelo final logra cumplir con el estándar. No obstante, en las demás concentraciones y para el As, Cd y Pb, tanto en el suelo inicial como en el suelo final, se supera el ECA establecido para los metales pesados mencionados.

Con respecto al crecimiento del geranio, se observa que las diferentes concentraciones de relave minero UNI no tienen un impacto significativo en su desarrollo. Sin embargo, se destaca su notable capacidad para la absorción de metales. Por otro lado, se evidencia que el llantén es considerablemente afectado por las concentraciones de relave minero, lo que se refleja en cambios significativos en su comportamiento, especialmente en las diversas alturas alcanzadas en las distintas concentraciones de relave.

Finalmente, se constata que, en el caso del geranio, no existen diferencias significativas entre las posiciones de las macetas en el invernadero ni entre las exposiciones a diferentes concentraciones de relave minero UNI, sugiriendo condiciones óptimas de crecimiento en la posición central de las macetas. En cuanto al cultivo del llantén, se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos de exposición a diferentes concentraciones de relave minero UNI, especialmente en el tratamiento a 37.5% de concentración con respecto a los demás, pero no hubo diferencias significativas entre las posiciones de las macetas en el invernadero.

Recomendaciones

Respecto a las condiciones de las plantas, se sugiere la creación de invernaderos con suficiente luz directa y equitativa para todas las plantas con el fin de mejorar la eficacia de las investigaciones sobre plantas fitorremediadoras. Debido a que la falta de luz proporcional a todas las plantas puede limitar el crecimiento y la capacidad de fitorremediación de las especies vegetales. Por otro lado, el uso de invernaderos puede mejorar significativamente la calidad y la cantidad de biomasa de las plantas fitorremediadoras, ya que protege a las plantas contra condiciones climáticas extremas y ayuda al control de plagas y enfermedades.

Se sugiere la construcción de un invernadero en el jardín de la FIA UNI para tratar los suelos contaminados mezclados con suelo agrícola. La concentración a utilizar del relave minero UNI debe ser no mayor a 6.25%, y la especie a sembrar sería el llantén (*Plantago major*). El fundamental que el sustrato contenga materia orgánica procedente de suelo agrícola, y se deben llevar a cabo evaluaciones periódicas de los metales pesados en el suelo y especies vegetales.

Se plantea utilizar compuestos que optimicen las concentraciones de materia orgánica, pH del suelo, condiciones de riego o uso de nutrientes en la fitorremediación, como el biochar, ácido cítrico, bacterias endófitas, compost, fertilizantes, quelantes como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), EDDS, DTPA y NTA. Estas estrategias pueden reducir el tiempo de tratamiento y mejorar la eficacia de la fitorremediación en suelos contaminados.

Referencias bibliográficas

- Adhikari, K., & Hartemink, A. E. (2016). *Linking soils to ecosystem services — A global review*. Elsevier B.V. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.009.
- Ahmadi, M., Ziarati, P., Manshadi, M., Asgarpanah, J., & Mousavi, Z. (2013). *The phytoremediation technique for cleaning up contaminated soil by Geranium (Pelargonium roseum)*. *International Journal of Farming and Allied Sciences*, 2(15), 477-481.
- Ali, A., & AL-Homaidan, A. (2007). *Removal of lead ions from polluted water using Plantago major L. and Phaseolus vulgaris L.* *Aust J Basic Appl Sci*, 1(4), 467.
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). *Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications*. *Chemosphere*, 91(7), 869–881.
- Ali Romeh, A., Anwar Khamis, M., & Mohamed Metwally, S. (2016). *Potential of Plantago major L. for phytoremediation of lead-contaminated soil and water*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(9), 338. doi: 10.1007/s11270-015-2687-9.
- Alloway, B. J. (2013). *Sources of cadmium in the environment*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 96, 163-169. doi: 10.1016/0147-6513(83)90044-1.
- Araujo, I., Angulo, N., Cardenas, C., Méndez, M., Morante, M., & Machado, M. (2005). *Biorremediación de suelos con consorcio bacteriano, compostaje y fertilización*. *Biológico*, 38(3), 186–202.

- Awa, S. H., & Hadibarata, T. (2020). *Removal of Heavy Metals in Contaminated Soil by Phytoremediation Mechanism: a Review*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(8), 382. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4426-0>.
- Baker, A. J. M. (1981). *Accumulators and excluders -strategies in the response of plants to heavy metals*. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1–4), 643–654. doi: 10.1080/01904168109362867.
- Barrios Ponte, M. F., Garcilazo Saez, A. (2019). *Capacidad fitorremediadora de Ricinus communis “Higuerilla” sobre Arsénico y Plomo de suelos contaminados del sector La Porfía Pataz, 2019*. [Tesis de Pregrado, Universidad César Vallejo]. Repositorio de la Universidad César Vallejo.
- Bekteshi, A., & Gezim, B. (2013). *Uptake of heavy metals from Plantago major in the region of Durres, Albania*. *Pol J Environ Stud*, 22(5), 1881–1885.
- Bhattacharya, P., Welch, A. H., Stollenwerk, K. G., McLaughlin, M. J., Bundschuh, J., & Panullah, G. (2007). *Arsenic in the environment: biology and chemistry*. Science Publishers.
- Blanco, B., Garro, A., & Saborio, G. (2008). *Descripción Anatómica, Propiedades Medicinales y Uso Potencial de Plantajo major (Llantén mayor)*. *Revista Tecnología En Marcha*, 21(2), 17-24.
- Blum, W. E. H. (2005). *Functions of soil for society and the environment*. *Environmental Science and Bio/Technology*, 5(4), 277–297. doi: 10.1007/s11157-005-2236-x.

- Bot, A., & Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter*. FAO Soil Bulletin 80 Editorial.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle, J. S., & Baker, A. J. M. (1994). *Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and *Bladder campion* for zinc and cadmium contaminated soil*. *Journal of Environmental Quality*, 23(6), 1151-1157.
- Dresler, S., Bednarek, W., & Wójcik, M. (2014). *Effect of cadmium on selected physiological and morphological parameters in metalicolous and non-metallicolous populations of *Echium vulgare* L.* *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104, 332-338.
- Charles, D. J. (2012). *Geranium*. *En Antioxidant Properties of Spices, Herbs and Other Sources* (pp. 329-334). Springer Editorial. doi: 10.1007/978-1-4614-4310-0_28.
- Chen, J., Li, Y., Li, H., Li, X., & Li, S. (2021). *Soil arsenic exposure and cancer incidence: A cohort study in an arsenic-endemic area in China*. *Environmental Pollution*, 275, 116563.
- Chirinos Chumbimuni, G. R., Fernandez Romero, M. Y. (2022). *Comparación de especies vegetales con capacidad fitorremediadora para el tratamiento de suelos contaminados con metales pesados*. [Tesis de Pregrado, Universidad Privada del Norte]. Repositorio Institucional – Universidad Privada del Norte.
- Chowdhury, M. A., Rahman, M., Khan, M. M. H., Karim, M. R., & Smith, W. (2020). *Long-term arsenic exposure and mortality from cardiovascular disease, cancer and respiratory disease: A systematic review and meta-analysis*. *Environmental Health Perspectives*, 128(1), 16001.

- Cortez-Lugo, M., Díaz-Barriga, F., Batres-Esquivel, L. E., Ornelas-Aguirre, J. M., Ávila-Costa, M. R., & Pérez-Maldonado, I. N. (2021). *Association of low-level lead exposure with renal function in young adults*. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(8), 9946–9954.
- Cunningham, S. D., Berti, W. R., & Huang, J. W. (1995). *Phytoremediation of contaminated soils*. *Trends in Biotechnology*, 13, 393–397. doi: 10.1016/S0167-7799(00)88987-8.
- Danh, L. T., Truong, P., Mammucari, R., & Foster, N. (2014). *A critical review of the arsenic uptake mechanisms and phytoremediation potential of Pteris vittata*. *International Journal of Phytoremediation*, 16(5), 429-453.
- Dávila Mego, N. K., Walter Villegas, L. C. (2018). *Capacidad fitorremediadora de las especies de flora herbácea silvestre con mayor valor de importancia en la zona de pasivos mineros El Sinchao, distrito de Chugur, provincia de Hualgayoc, Cajamarca – Perú 2017*. [Tesis de Pregrado, Universidad Privada del Norte]. Repositorio Institucional – Universidad Privada del Norte.
- Dan, T. V., Krishnaraj, S., & Saxena, P. K. (2002). *Cadmium and nickel uptake and accumulation in scented geranium (Pelargonium sp. 'Frensham')*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 137, 355–364.
- Díaz Cadavid, A. (1993). *Diseño estadístico de experimentos* (2nd ed.). Editorial Universidad de Antioquia.
- D'yakova, N.A., Samylina, I.A., Slivkin, A.I., Gaponov, S.P., & Myndra, A.A. (2018). *Contenido estimado de metales pesados y arsénico en materias primas de plantas*

medicinales de la región de Voronezh. Revista de Química Farmacéutica, 52(3), 289-293.

EPA. (2012). *Basic Information about Lead in Drinking Water*. United States Environmental Protection Agency. Recuperado de <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/basic-information-about-lead-drinking-water>

Fayiga, A.O., Ma, L.Q., Cao, X., & Rathinasabapathi, B. (2004). *Effects of heavy metals on growth and arsenic accumulation in the arsenic hyperaccumulator Pteris vittata L.* Environmental Pollution, 132, 289–296.

Fayiga, A. O., & Saha, U. K. (2016). *Arsenic hyperaccumulating fern: Implications for remediation of arsenic contaminated soils*. Geoderma, 284, 132–143. doi: 10.1016/j.geoderma.2016.09.003

Fernández-Martínez, J., Zacchini, M., Fernández-Marín, B., García-Plazaola, J. I., & Fleck, I. (2014). *Gas-exchange, photo- and antioxidant protection, and metal accumulation in I-214 and Eridano populus sp. clones subjected to elevated zinc concentrations*. Environmental and Experimental Botany, 107, 144-153.

Filipović-Trajković, R., Zoran, S., Ljubomir, Š., & Snežana, A. (2012). *The potential of different plant species for heavy metals accumulation and distribution*. J Food Agric Environ, 10(1), 959–964.

Fonnegra Gómez, R. J., & Jiménez Ramírez, S. L. (2007). *Plantas medicinales aprobadas en Colombia*. Editorial Universidad de Antioquia, 2, 167.

Franchi, E., Ferrini, F., Salis, L., Cerboneschi, M., Grossi, N., Tognetti, R., & Pardossi, A. (2019). *Evaluation of Pelargonium spp. for phytoremediation of heavy metals contaminated soil*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(9), 1-12.

Galala, T. M., & Shehata, H. S. (2015). *Bioaccumulation and translocation of heavy metals by Plantago major L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution*. *Ecological Indicators*, 52, 208-216.

Gamboa Gaitán, M.A. (2007). *Morfoanatomía reproductiva de plantas vasculares: teoría y estudio de casos*. Pro-Offset Editorial.

García Enciso, E. L. (2011). *Fitoextracción de plomo de un suelo contaminado, por plantas con diferente densidad estomática*. [Tesis de Pregrado, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro]. Repositorio Digital – Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

García, J., & Escalante, E. (2019). *Impacto ambiental de la minería en el Perú*. *Revista Científica Tecnológica*, 20(1), 45-56.

Garibaldi, L. A., Oddi, F. J., Azuaga, G. D., Behnisch, A. N., & Aristimuño, F. J. (2023). *Modelos estadísticos en lenguaje R* (2nd ed.). Viedma: Universidad Nacional de Río Negro.

Ghosh, M., & Singh, S. P. (2005). *A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts*. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(1), 1-18.

- Gonzaga, M.I.S., Ma, L.Q., Santos, J.A.G., & Matias, M.I.S., (2009). *Rhizosphere characteristics of two arsenic hyperaccumulating Pteris ferns*. *Sci. Total Environ.* 407, 4711–4716.
- Gonzaga, M.I.S., Santos, J.A.G., & Ma, L.Q., (2006). *Arsenic chemistry in the rhizosphere of Pteris vittata L. and Nephrolepis exaltata L.* *Environmental Pollution*, 143, 254–260.
- Gonzales Valdivia, J. E., Acebedo, J., Armas, C., Custodio, M., García, M., Gonzales, A., León, B., Méndez, L., Ortiz, G., Paredes, E., Rodríguez, L., Tuesta, M., Ulloa, J., & Vásquez, M. (2016). *Fitorremediación de un suelo con exceso de cobre utilizando cuatro especies vegetales: girasol, alfalfa, geranio e higuera*. *Portal de revistas científicas de la Universidad Católica de Trujillo Benedicto XVI*.
- Guala, S. D., Vega, F. A., & Covelo, E. F. (2001). *The dynamics of heavy metals in plant-soil interactions*. *Ecological Modelling*, 221, 1148 – 1152.
- Gucwa-Przepióra, E., Nadgórska-Socha, A., Fojcik, B., & Chmura, D. (2016). *Enzymatic activities and arbuscular mycorrhizal colonization of Plantago lanceolata and Plantago major in a soil root zone under heavy metal stress*. *Environ Sci Pollut Res*, 23, 474–4755. doi: 10.1007/s11356-015-5695-9
- Gul, I., Manzoor, M., Silvestre, J., Rizwan, M., Hina, K., Kallerhoff, J., & Arshad, M. (2019). *EDTA-assisted phytoextraction of lead and cadmium by Pelargonium cultivars grown on spiked soil*. *International Journal of Phytoremediation*. doi: 10.1080/15226514.2018.1474441.
- Haddadian K, Haddadian K, & Zahmatkash M. (2013). *A review of Plantago plant*. *Indian J Tradit Know*, 13(4), 681–5.

Hernandez, A. (2008). *Contaminación por cadmio en suelos aledaños a Met-Mex Peñoles y retención de este metal por el geranio (Pelargonium spp)* [Tesis, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro]. Repositorio Digital -Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

Hooda, V. (2007). *Phytoremediation of toxic metals from soil and waste water*. J Environ Biol, 28(2 Suppl), 367–376.

Hussain, S., Akram, M., Abbas, G., Murtaza, B., Shahid, M., Shah, N. S., Bibi, I., & Khan Niazi, N. (2017). *Arsenic tolerance and phytoremediation potential of Conocarpus erectus L. and Populus deltoides L.* International Journal of Phytoremediation, 19(11), 1019–1025. doi: 10.1080/15226514.2017.1303815.

Instituto Nacional de Estadística e Informática. (15 de marzo de 2021). *PERÚ: Producto Bruto Interno por Años, según Actividades Económicas 2007 – 2020*. [Hoja de cálculo Cuadro 6 de Microsoft Excel]. <https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indicetematico/economia/>

Jakovljević, K., Mišljenović, T., Jovanović, S., Grujić, M., Mihailović, N., & Tomović, G. (2020). *Plantago subulata as indicator of potentially toxic elements in the substrate*. Environmental Science and Pollution Research, 28(25), 31825-31836. doi: 10.1007/s11356-020-11952-0.

Jelihovschi, E. G., & Faria, J. C. (2018). *Performing the Scott-Knott Clustering Algorithm in R: the Package ScottKnott*. The R Journal, Vol 10.

- Jiménez Reascos, E. G., & Ramos Collaguazo, B. A. (2019). *Evaluación de la eficiencia fitorremediadora de Lupines pubescens, Plantago major y Scirpus californicus en suelos contaminados con arsénico*. [Tesis de Pregrado, Universidad Politécnica Salesiana Sede Quito]. Repositorio Institucional de la Universidad Politécnica Salesiana.
- Kabala, C., & Singh, B. R. (2001). *Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter*. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 485–492. doi: 10.2134/jeq2001.302485x.
- Kabata-Pendias, A. (2001). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press LLC,3.
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., & Aryal, N. (2022). *Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents*. *Environmental Advances* Vol. 8.
- Kapourchal, S.A., Pazira, E., & Homae, M. (2009). *Assessing radish (Raphanus sativus L.) potential for phytoremediation of lead-polluted soils resulting from air pollution*. *Plant, Soil and Environment* 55(5):202-206. doi: 10.17221/8/2009-PSE
- Karaca, A. (2004). *Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel and zinc in soil*. *Geoderma*, 122, 297–303.
- Kim, K. H., Kabir, E., & Jahan, S. A. (2017). *Airborne bioaerosols and their role in occupational and environmental health*. *Journal of environmental science and health. Part C, Environmental carcinogenesis & ecotoxicology reviews*, 35(1), 17–69.

- Krachler, M., Mohan, M., & Shotyk, W. (2016). *Lead in terrestrial ecosystems: A review of its bioavailability and toxicity to biota*. *Environmental reviews*, 24(4), 400–413.
- Kumar, D., Kumar Tripathi, D., Liu, S., Kumar Singh, V., Sharma, S., Kishore Dubey, N., Mohan Prasad, S., & Kumar Chauhan, D. (2017). *Pongamia pinnata (L.) pierre tree seedlings offer a model species for arsenic phytoremediation*. *Plant Gene*, 11(B). doi: 10.1016/j.plgene.2017.06.002.
- Kurteva, M. K. (2009). *Comparative study on Plantago major and P. lanceolata (Plantaginaceae) as bioindicators of the pollution in the region of the Asarel. Copper dressing works*. *Phytol Balc*, 15, 261–271.
- Levizou, E., Antoniadis, V., & Papatheodorou, S. (2016). *Without exceeding the limits: industrial soil rich in Zn and Cd has no effect on purslane and lettuce but promotes geranium growth*. *Environ Earth Sci*. 75, 1256.
- Li, X., Huang, C., Zhang, X., Li, Y., Li, X., & Liu, Y. (2018). *Heavy metal pollution in soil, water, and forage in the Tibetan Plateau: A case study at Yaqu River watershed in Lhasa*. *Environmental science and pollution research international*, 25(11), 10867–10879.
- Lindbo, D., Kozlowski, D. A., & Robinson, C. (2012). *Know soil know life*. Soil Science Society of America Editorial.
- Londoña Soria, J. H. (2004). *Planta Piloto UNI* [Informe de Práctica Pre-profesional, Universidad Nacional de Ingeniería]. Facultad de Ingeniería Geológica, Minera y Metalúrgica – Universidad Nacional de Ingeniería.

Mandal, B. K., & Suzuki, K. T. (2002). *Arsenic round the world: a review*. *Talanta*, 58(1), 201–235.

Marcelo Silva, J. G. (2017). *Capacidad fitorremediadora de Urtica urens L. en suelos con metales pesados del sector Campanario, Quiruvilca, Santiago De Chuco, La Libertad*. [Tesis de Pregrado, Universidad César Vallejo]. Repositorio de la Universidad César Vallejo.

Martin, S., & Griswold, W. (2009). *Human Health Effects of Heavy Metals*. Environmental Science and Technology Briefs for Citizens - Center for Hazardous Substance Research.

McLaughlin, M. J., & Singh, B. R. (2012). *Cadmium in Soils and Plants*. Springer Science & Business Media Editor (Developments in Plant and Soil Sciences), 85.

McLaughlin, M. J., Tiller, K. G., Naidu, R., & Stevens, D. P. (1996). *Review: the behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers*. *Australian Journal of Soil Research*, 34(1), 1–54. doi: 10.1071/SR9960001.

Ministerio de Energía y Minas. (2021). *Inventario de Pasivos Ambientales Mineros* (Listado R.M. N° 200-2021-MINEM/DM). Recuperado de http://www.minem.gob.pe/descripcion.php/_detalle.php?idSector=1&idTitular=5769&idMenu=sub5768&idCateg=961.

Mirecki, N., Agič, R., Šunić, L., Milenković, L., & Ilić, Z. S. (2015). *Transfer factor as indicator of heavy metals content in plants*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(11).

- Mmolawa, K. B., Likuku, A. S., & Gaboutloeloe, G. K. (2011). *Assessment of heavy metal pollution in soils major roadside areas in Botswana*. African Journal of Environmental Science and Technology, 5, 186–196.
- Mohamed, I. K., Osama, M. A., Samiha M. A. E, & Zahrat, E. M. M. (2011). *Biochemical studies on Plantago major L. and Cyamopsis tetragonoloba L.* Academic Journals Editorial. International Journal of Biodiversity and Conservation, 3(3), 83–91.
- Moreno-Jiménez, E., Esteban, E., & Peñalosa, J. M. (2012). *The fate of arsenic in soil-plant systems*. In Environmental chemistry for a sustainable world, 1–23. Springer. doi: 10.1007/978-1-4614-1463-6_1.
- Moses Hale, E. (1875). *Materia Medica and Special Therapeutics of the New Remedies*. Boericke & Tafel, 4(1), 497.
- Mudgal, V., Madaan, N., & Mudgal, A. (2010). *Heavy metals in plant: phytoremediation: plants used to remediate heavy metal pollution*. Agric Biol J North Am, 1(1), 40.
- Muro-González, D., Mussali-Galante, P., Valencia-Cuevas, L., Flores-Trujillo, K., & Tovar-Sánchez, E. (2020). *Morphological, physiological, and genotoxic effects of heavy metal bioaccumulation in Prosopis laevigata reveal its potential for phytoremediation*. Environmental Science and Pollution Research. Springer Editorial.
- Natividad Alvarado, J. J. (2019). *Evaluación de la concentración de metales y metaloides en suelos de la Universidad Nacional de Ingeniería utilizando un equipo portátil de fluorescencia de rayos X*. [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional de Ingeniería]. Repositorio Institucional – Universidad Nacional de Ingeniería.

Nriagu, J. O. (2002). *Arsenic in the environment: part I. Cycling and characterization*. John Wiley & Sons.

Obeidy, C., Bravin, M.N., Bouchardon, J.-L., Conord, C., Moutte, J., Guy, B., & Faure, O. (2016). *Plants increase arsenic in solution but decrease the non-specifically bound fraction in the rhizosphere of an alkaline, naturally rich soil*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 23–29. doi: 10.1016/j.ecoenv.2015.12.010.

Obeso Obando, A. R. (2021). *Cultivo de geranio: uso potencial para remover arsénico (As), cadmio (Cd) y cobre (Cu) de suelos contaminados*. [Tesis de Pregrado, Universidad Privada del Norte]. Repositorio Institucional – Universidad Privada del Norte.

Obeso-Obando, A., & Vejarano, R. (2020). *Geranium cultivation: potential use for arsenic (As), cadmium (Cd) and copper (Cu) removal from contaminated soils*. 18th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology, Virtual Edition, 27–31.

Orcutt, D. M., & Nilsen, E. T. (2000). *Phytotoxicity and soil pollution: Heavy metals and xenobiotics*. In D. M. Orcutt & E. T. Nilsen (Eds.), *The physiology of plants under stress, soil and biotic factors*, 481–517. Wiley.

Organización Mundial de la Salud. (2018). *Arsénico*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>

Orroño, D. I., Schindler, V., & Lavado, R. S. (2012). *Heavy metal availability in Pelargonium hortorum rhizosphere: Interactions, uptake and plant accumulation*. *Journal of Plant Nutrition*, 35(9), 1374-1386. doi: 10.1080/01904167.2012.684129.

- Panuccio, M. R., Sorgonà, A., Rizzo, M., Cacco, G. (2009). *Cadmium adsorption on vermiculite, zeolite and pumice: batch experimental studies*. Journal of Environmental Manage, 90, 364–374.
- Patel, A., & Patra, D.D. (2014). *Phytoextraction capacity of Pelargonium graveolens L'Hér. grown on soil amended with tannery sludge - Its effect on the antioxidant activity and oil yield*. Ecological Engineering, 74, 20-27.
- Petrova, S., Velcheva, I., Yurukova, I., & Berova, M. (2014). *Plantago lanceolata L. as a biomonitor of trace elements in an urban area*. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 20, 325-326.
- Pizard, M. (2022). *Huertas: Guía de prácticas agroecológicas biointensivas*. Penguin Random House Grupo Editorial Uruguay.
- Porta Casanellas, J., López-Acevedo, M., Poch, R. M. (2019). *Edafología. Uso y protección de suelos*. Ediciones Mundi-Prensa, 4.
- Prieto Mendez, J., González Ramírez, C. A., Román Gutiérrez, A. D., & Prieto García, F. (2009). *Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua*. Tropical and Subtropical Agroecosystems, 10(1), 29.
- Raj, A., Singh, N. (2015). *Phytoremediation of Arsenic Contaminated Soil by Arsenic Accumulators: A Three Year Study*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 94. doi: 10.1007/s00128-015-1486-8.
- Ravenscroft, P., Brammer, H., & Richards, K. (2009). *Arsenic pollution: a global synthesis*. John Wiley & Sons.

- Rehman, M. Z., Rizwan, M., Ali, S., Ok, Y. S., Ishaque, W., Saifullah, S., Nawaz, M. F., Akmal, F., & Waqar, M. (2017). *Remediation of heavy metal contaminated soils by using Solanum nigrum: a review*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 143, 236-248.
- Ríos Rodríguez, A. F. (2017). *Comparación de las eficiencias fitorremediadoras de las especies Lolium perenne, Pelargonium hortorum y Fuertesimalva echinata en la reducción de la concentración de plomo en suelos agrícolas del distrito de Huamantanga, 2017*. [Tesis de Pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. Repositorio de la Universidad César Vallejo.
- Robinson, D. A., Hockley, N., Dominati, E., Lebron, I., Scow, K. M., Reynolds, B., Emmett, B. A., Keith, A. M., De Jonge, L. W., Schjønning, P., Moldrup, P., Jones, S. B., & Tuller, M. (2011). *Natural Capital, Ecosystem Services, and Soil Change: Why Soil Science Must Embrace an Ecosystems Approach*. *Vadose Zone Journal*.
- Romeh, A. (2015). *Evaluación del potencial de fitorremediación de tres especies de plantas para suelos contaminados con azoxistrobina*. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12, 3509–3518. doi: 10.1007/s13762-015-0772-7.
- Rosales Tabraj, B. E. (2020). *Concentración de metales pesados y la influencia del pH en suelos de Matahuasi y El Mantaro (Junín) en Cucurbita pepo*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio Institucional - Universidad Nacional del Centro del Perú

- Sánchez Duarte, N. E., & Jara Marini, M. E. (2016). *Evaluación de impacto ambiental por metales y metaloides*. Revista de Ciencias Biológicas y de la Salud – Universidad de Sonora, 19(1). doi: 10.18633/biotecnia.v19i1.363.
- Scott, A. J., & Knott, M. (1974). *A cluster analysis method for grouping means in the analysis of variance*. Biometrics, 30, 507-512.
- Senila, M., Tanaselia, C., & Rimba, E. (2013). *Investigations of arsenic mobility changes in rhizosphere of two ferns species using DGT technique*. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 8, 145–154.
- Serrano, H., Cotrim, H., Pinto, M., Martins-Loução, M., & Branquinho, C. (2017). *Metal hyperaccumulation patterns within Plantago phylogeny (Plantaginaceae)*. Planta Soil.
- Shahid, M., Arshad, M., Kaemmerer, M., Pinelli, E., Probst, A., Baque, D. & Dumat, C. (2012). *Long-Term Field Metal Extraction by Pelargonium: Phytoextraction Efficiency in Relation to Plant Maturity*. International Journal of Phytoremediation, 14(5), 493–505. doi: 10.1080/15226514.2011.604689.
- Singh, A., & Prasad, S. M. (2011). *Reduction of heavy metal load in food chain: technology assessment*. Rev Environ Sci Biotechnol, 10(3), 199–214.
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). *A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters*. Applied Geochemistry, 17(5), 517–568.

- Smical, A.I., Hotea, V., Oros, V., Juhasz, J., & Pop, E. (2008). *Studies on transfer and bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce*. Environmental Engineering and Management Journal, 7, 609–615.
- Soil Survey Staff (2010). *Keys to Soil Taxonomy*. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service, 11.
- Suarez Aruhuanca, R. (2003). *Planta Piloto de concentración de minerales UNI-EMEDES EIRL "EX-INGEMET"* [Informe de Práctica Pre-profesional, Universidad Nacional de Ingeniería]. Facultad de Ingeniería Geológica, Minera y Metalúrgica – Universidad Nacional de Ingeniería.
- Taleei, M. M., Karbalaee Ghomi, N., & Jozi, S. A. (2018). *Arsenic Removal of Contaminated Soils by Phytoremediation of Vetiver Grass, Chara Algae and Water Hyacinth*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 102. doi: 10.1007/s00128-018-2495-1.
- Tarradellas, J., Bitton, G., & Russel, D. (1996). *Soil Ecotoxicology*. CRC Lewis Publisher Editorial.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). *Heavy metal toxicity and the environment*. In: Luch, A. (eds) Molecular, Clinical and Environmental Toxicology. Experientia Supplementum, 101. Springer, Basel. doi: 10.1007/978-3-7643-8340-4_6.
- Thangavel, P., & Subbhuraam, C.V. (2004). *Phytoextraction: Role of Hyperaccumulators in Metal Contaminated Soils*. Proc. Indian natn. Sci. Acad. B70 No. 1, pp. 109-130.

- Tinkov, A. A., Nemereshina, O. N., Suliburska, J., Gatiatulina, E. R., Regula, J., Nikonorov, A. A., Skalny, A. V. (2016). *Comparative analysis of the trace element content of the leaves and roots of three plantago species*. *Biological Trace Element Research*, 171(1), 71-77. doi: 10.1007/s12011-016-0643-1.
- Trabanino, R., & Macías Arevalo, J. (1999). *Manejo, plagas y enfermedades del geranio en maceteros*. Escuela Agrícola Panamericana.
- Tu, C., & Ma, L. Q. (2002). *Effects of Arsenic Concentrations and Forms on Arsenic Uptake by the Hyperaccumulator Ladder Brake*. *Journal of Environmental Quality*, 31(2), 641-647. doi: 10.2134/jeq2002.6410.
- Ultra Jr, V.U., Tanaka, S., Sakurai, K., & Iwasaki, K. (2007). *Effects of arbuscular mycorrhiza and phosphorus application on arsenic toxicity in sunflower (Helianthus annuus L.) and on the transformation of arsenic in the rhizosphere*. *Plant and Soil*, 290,1-2, 29-41.
- Uka, U. N., Chukwuka, K. S., & Afoke, C. (2013). *Heavy metal accumulation by Telfairia occidentalis Hook f. grown on waste dumpsites in South-eastern Nigeria*. *Research Journal of Environmental Toxicology*, 7, 47–53.
- United States Environmental Protection Agency. (2007). *Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report, Twelfth Edition*. (EPA 542-R-07-012). U.S. EPA/National Service Center for Environmental Publications.
- Van Es, H. (2017). *A new definition of Soil*. *CSA News*, 62(10), 20–21. doi: 10.2134/csa2017.62.1016.

- Vega Picon, E.O. (2018). *“Capacidad de fitoacumulación de Zinc (Zn) y Plomo (Pb) utilizando las especies de chocho silvestre (Lupinus tomentosus) y llantén (Plantago mayor) del relave de la planta concentradora de minerales “Santa Rosa de Jangas”; Huaraz – Ancash – 2017.* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo]. Repositorio Institucional – Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo.
- Vysloužilová, M., Tlustoš, P., Száková, J., & Pavlikova, D. (2003). *As, Cd, Pb and Zn uptake by different Salix spp. Clones grown in soils enriched by high loads of these elements.* *Plant Soil and Environment*, 49, 191-196. doi: 10.17221/4112-PSE.
- Wang, M., Chen, Z., Song, W., Hong, D., Huang, L., & Li, Y. (2021). *A review on Cadmium Exposure in the Population and Intervention Strategies Against Cadmium Toxicity.* *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 106, pág. 65–74.
- Wei, C. Y., Chen, T. B., & Huang, Z. C. (2002). *Cretan brake (Pteris cretica): an arsenic accumulating plant.* *Acta Ecologica Sinica*, 22, 777-782.
- Wuana, R.A., & Okieimen, F.E. (2011). *Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation.* *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42, 111-122.
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). *Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site.* *Science of The Total Environment*, 368(2-3), 456–464.
- Zhang, Y., Yin, C., Cao, S., Cheng, L., Wu, G., & Guo, J. (2018). *Heavy metal accumulation and health risk assessment in soil-wheat system under different nitrogen levels.* *Science of The Total Environment*, 622-623, 1499–1508.


Zhuang, P., Zou, B., Li, N., Li, Z., & Ma, W. (2018). *Cadmium in soil-plant systems: A review of sources, mechanisms, and remediation strategies*. *Environmental and Experimental Botany*, 147, 210-220. doi: 10.1016/j.envexpbot.2017.11.016.

Anexos


	Pág.
Anexo 1	1
<i>Plano de Zonificación de Lima Metropolitana del distrito de Rímac</i>	1
Anexo 2	2
<i>Informe de ensayo de suelo y tejidos vegetales finales del geranio (Pelargonium zonale)</i>	2
Anexo 3	8
<i>Informe de ensayo de suelos antes y después de ser expuestos al llantén (Plantago major)</i>	8
.....	8
Anexo 4	12
<i>Informe de ensayo de tejidos vegetales finales de llantén (Plantago major)</i>	12
Anexo 5	16
<i>Informe de ensayo de tejidos vegetales iniciales de la Prueba 1 de geranio (Pelargonium zonale) y llantén (Plantago major)</i>	16
Anexo 6	19
<i>Informe de ensayo de suelos de la Prueba 1</i>	19
Anexo 7	23
<i>Cadena de custodia de Informe de ensayo de suelos antes y después de ser expuestos al llantén</i>	23
Anexo 8	24
<i>Cadena de custodia de Informe de ensayo de tejidos vegetales de llantén luego de ser expuestos a suelos contaminados</i>	24
Anexo 9	25
<i>Cadena de custodia de Informe de ensayo de tejidos vegetales de geranio y suelos después de ser expuestos al relave minero UNI</i>	25

Anexo 2

Informe de ensayo de suelo y tejidos vegetales finales del geranio (Pelargonium zonale).




LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



ACCREDITED
Testing Laboratory

LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INACAL
DA - Perú
Laboratorio de Ensayo
Acreditado
Registro N° LE - 047

INFORME DE ENSAYO N° 165667-2022 CON VALOR OFICIAL

RAZÓN SOCIAL	: TENORIO ZANABRÍA MARCIA LENA
DOMICILIO LEGAL	: SECTOR 2 GRUPO 20 MANZANA E LOTE 15, VILLA EL SALVADOR - LIMA - LIMA
SOLICITADO POR	: TENORIO ZANABRÍA MARCIA LENA
REFERENCIA	: INVERNADERO CASERO
PROCEDECIA	: PROYECTO DE INVESTIGACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS DEL RELAVE MINERO DE LA UNI
FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS	: 2022-09-09
FECHA(S) DE ANÁLISIS	: 2022-09-09 AL 2022-09-27
FECHA(S) DE MUESTREO	: 2022-09-07
MUESTREO POR	: EL CLIENTE
CONDICIÓN DE LA MUESTRA	: LOS RESULTADOS DE ANÁLISIS SE APLICAN A LA MUESTRA(S) TAL COMO SE RECIBIÓ.

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C	Unidades
SUELO			
Dry Material (Materia seca) Según D.S. 015-2017-VIVIENDA para lodos de PTAR.	SMEWW-APHA-AWWA-WEF: Part 2540 G, 23rd Ed. 2017. Total, Fixed, and Volatile Solids and Semisolid Samples	0.04	%
Metales: Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Boro, Berilio, Cadmio, Calcio, Cerio, Cromo, Cobalto, Cobre, Hierro, Plomo, Litio, Magnesio, Manganeso, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Fósforo, Potasio, Selenio, Plata, Sodio, Estroncio, Talio, Estaño, titanio, Vanadio, Zinc.	EPA 3050-B (1996) / Method 200.7 Rev. 4.4 EMMC Version (1994). Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry.	---	mg/kg
TEJIDO			
Total Metals (In Vegetable Tissues): Aluminum (Al), Antimony (Sb), Arsenic (As), Barium (Ba), Beryllium (Be), Cadmium (Cd), Calcium (Ca), Chromium (Cr), Cobalt (Co), Copper (Cu), Iron (Fe), Lead (Pb), Lithium (Li), Magnesium (Mg), Manganese (Mn), Mercury (Hg), Molybdenum (Mo), Nickel (Ni), Phosphorus (P), Potassium (K), Selenium (Se), Silver (Ag), Sodium (Na), Strontium (Sr), Thallium (Tl), Uranium (U), Vanadium (V), Zinc (Zn).	EPA Method 200.3, Rev. 1, April, 1991. Metals, Total Recoverable in Biological Tissues / EPA Method 200.7, Rev.4.4. EMMC Version 1994.		mg/Kg
Contenido de Materia seco en vegetales	Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 ítem 7.1.5 AS-05 - Método Gravimétrico (31 de Diciembre 2002). Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.	0.50	%

L.C.: límite de cuantificación.

Mariú Tello Paucar
Ing. Mariú Tello Paucar
Director Técnico
C.I.P. N° 219624
Servicios Analíticos Generales S.A.C.

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorios Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y Pasaje Clorinda Malto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Cod. FI 004 / Versión 03 / FE...06/2022

Página 1 de 6

Nota: SAG SAC.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 165667-2022 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Suelo	Suelo	Suelo
Matriz analizada	Suelo	Suelo	Suelo
Fecha de muestreo	2022-09-07	2022-09-07	2022-09-07
Hora de inicio de muestreo (h)	09:00	09:00	09:00
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada	Conservada
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 0% de suelo final de geranio	Concentración 6.25% de suelo final de geranio	Concentración 12.5% de suelo final de geranio
Código del Cliente	C0-SFG	C6.25-SFG	C12.5-SFG
Código del Laboratorio	22091204	22091205	22091206
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS-829			
Ensayo	Unidades	Resultados	
Dry Material (Materia seca) Según D.S. 015-2017-VIVIENDA para lodos de PTAR.	%	81.81	81.37 70.33
ENSAYO ACREDITADO ANTE INACAL-DA (SEDE LIMA 1)			
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados
Metales			
Plata (Ag)	0.06	mg/kg	<0.06 <0.06 2.87
Aluminio (Al)	1.4	mg/kg	7886.4 7910.9 8737.4
Arsénico (As)	0.17	mg/kg	7.64 38.87 166.93
Boro (B)	0.2	mg/kg	6.6 6.9 8.4
Bario (Ba)	0.23	mg/kg	27.89 41.65 81.91
Berilio (Be)	0.021	mg/kg	<0.021 <0.021 <0.021
Calcio (Ca)	2.4	mg/kg	9786.5 8913.5 11750.1
Cadmio (Cd)	0.03	mg/kg	2.69 4.53 11.74
Cerio (Ce)	0.3	mg/kg	25.0 25.8 26.3
Cobalto (Co)	0.05	mg/kg	3.34 3.71 5.47
Cromo (Cr)	0.05	mg/kg	4.74 5.07 5.65
Cobre (Cu)	0.07	mg/kg	9.25 30.24 137.00
Hierro (Fe)	0.24	mg/kg	9370.04 9760.57 13020.31
Mercurio (Hg)	0.10	mg/kg	<0.10 1.11 4.75
Potasio (K)	3.5	mg/kg	2453.7 2675.7 4016.7
Litio (Li)	0.3	mg/kg	9.7 9.7 13.3
Magnesio (Mg)	3.7	mg/kg	4196.7 4068.0 4398.9
Manganeso (Mn)	0.08	mg/kg	185.55 217.18 472.37
Molibdeno (Mo)	0.14	mg/kg	0.24 0.43 2.10
Sodio (Na)	3.9	mg/kg	564.5 583.1 659.0
Níquel (Ni)	0.06	mg/kg	2.11 2.36 10.04
Fósforo (P)	0.3	mg/kg	1132.7 1016.4 1104.9
Plomo (Pb)	0.08	mg/kg	8.02 254.89 1123.58
Antimonio (Sb)	0.22	mg/kg	<0.22 2.53 10.55
Selenio (Se)	0.4	mg/kg	<0.4 <0.4 <0.4
Estaño (Sn)	0.10	mg/kg	0.28 0.69 1.68
Estroncio (Sr)	0.07	mg/kg	55.76 49.58 61.44
Titanio (Ti)	0.03	mg/kg	200.13 198.47 187.86
Talio (Tl)	0.4	mg/kg	<0.4 <0.4 <0.4
Vanadio (V)	0.05	mg/kg	22.84 23.15 23.92
Zinc (Zn)	0.23	mg/kg	33.78 341.45 1465.89

L.D.M.: límite de detección del método.
Resultados de Suelo reportados en base seca.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Cod. FI 004 / Versión 03/ FE.: 06/2022

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de perechibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorios Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 2 de 6

Nota: SAG SAC.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 165667-2022 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Suelo	Suelo
Matriz analizada	Suelo	Suelo
Fecha de muestreo	2022-09-07	2022-09-07
Hora de inicio de muestreo (h)	09:00	09:00
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 25% de suelo final de geranio	Concentración 37.5% de suelo final de geranio
Código del Cliente	C25-SFG	C37.5-SFG
Código del Laboratorio	22091207	22091208

ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS-829			
Ensayo	Unidades	Resultados	
Dry Material (Materia seca) Según D.S. 015-2017-VIVIENDA para lodos de PTAR.	%	78.20	80.17

ENSAYO ACREDITADO ANTE INACAL-DA (SEDE LIMA 1)			
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados
Metales			
Plata (Ag)	0.06	mg/kg	2.54
Aluminio (Al)	1.4	mg/kg	9056.5
Arsénico (As)	0.17	mg/kg	159.07
Boro (B)	0.2	mg/kg	9.2
Bario (Ba)	0.23	mg/kg	86.85
Berilio (Be)	0.021	mg/kg	<0.021
Calcio (Ca)	2.4	mg/kg	11215.4
Cadmio (Cd)	0.03	mg/kg	10.99
Cerio (Ce)	0.3	mg/kg	27.8
Cobalto (Co)	0.05	mg/kg	5.27
Cromo (Cr)	0.05	mg/kg	5.41
Cobre (Cu)	0.07	mg/kg	132.74
Hierro (Fe)	0.24	mg/kg	13029.70
Mercurio (Hg)	0.10	mg/kg	4.58
Potasio (K)	3.5	mg/kg	3781.0
Litio (Li)	0.3	mg/kg	12.9
Magnesio (Mg)	3.7	mg/kg	4681.4
Manganeso (Mn)	0.08	mg/kg	451.42
Molibdeno (Mo)	0.14	mg/kg	2.27
Sodio (Na)	3.9	mg/kg	809.2
Níquel (Ni)	0.06	mg/kg	3.29
Fósforo (P)	0.3	mg/kg	1094.0
Plomo (Pb)	0.08	mg/kg	1003.00
Antimonio (Sb)	0.22	mg/kg	14.27
Selenio (Se)	0.4	mg/kg	<0.4
Estañio (Sn)	0.10	mg/kg	1.75
Estroncio (Sr)	0.07	mg/kg	62.15
Titanio (Ti)	0.03	mg/kg	204.93
Talio (Tl)	0.4	mg/kg	<0.4
Vanadio (V)	0.05	mg/kg	24.29
Zinc (Zn)	0.23	mg/kg	1393.93

L.D.M.: límite de detección del método.
Resultados de Suelo reportados en base seca.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Cod. FI 004 / Versión 03 / F.E.: 06/2022

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio: Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y Pasaje Clorinda Malto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 3 de 6

Nota: SAG SAC.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 165667-2022 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal		
Matriz analizada	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal		
Fecha de muestreo	2022-09-07	2022-09-07	2022-09-07	2022-09-07		
Hora de inicio de muestreo (h)	09:00	09:00	09:00	09:00		
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada	Conservada	Conservada		
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 0% de raíz del geranio	Concentración 0% de parte aérea del geranio	Concentración 6.25% de raíz del geranio	Concentración 6.25% de parte aérea del geranio		
Código del Cliente	C0-GR	C0-GA	C6.25-GR	C6.25-GA		
Código del Laboratorio	22091194	22091195	22091196	22091197		
Ensayo	Unidades	Resultados				
*Contenido de Materia seco en vegetales	%	28.74	14.72	25.26	11.03	
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS-829						
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados			
Metales totales						
Silver / Plata (Ag)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Aluminium / Aluminio (Al)	0.7	mg/kg	4.3	8.7	16.7	8.1
Arsenic / Arsénico (As)	0.07	mg/kg	<0.07	<0.07	0.74	<0.07
Boron / Boro (B)	0.10	mg/kg	3.97	2.39	3.24	3.09
Barium / Bario (Ba)	0.09	mg/kg	0.11	0.10	1.40	0.42
Beryllium / Berilio (Be)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
Calcium / Calcio (Ca)	1.4	mg/kg	2203.7	1160.4	4298.1	1969.2
Cadmium / Cadmio (Cd)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04	0.29	<0.04
Cerium / Cerio (Ce)	0.14	mg/kg	<0.14	<0.14	0.17	0.19
Cobalt / Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
Chromium / Cromo (Cr)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04	0.05	<0.04
Copper / Cobre (Cu)	0.05	mg/kg	0.68	0.89	2.14	0.74
Iron / Hierro (Fe)	0.12	mg/kg	10.15	26.28	59.73	20.55
Mercury / Mercurio (Hg)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Potassium / Potasio (K)	1.8	mg/kg	1750.0	4502.2	4191.2	5387.4
Lithium / Litio (Li)	0.14	mg/kg	0.59	0.38	0.81	0.40
Magnesium / Magnesio (Mg)	1.9	mg/kg	884.3	376.6	557.0	631.7
Manganese / Manganeso (Mn)	0.04	mg/kg	2.84	3.99	8.92	3.66
Molybdenum / Molibdeno (Mo)	0.07	mg/kg	0.14	0.18	0.08	<0.07
Sodium / Sodio (Na)	1.6	mg/kg	985.5	328.9	1560.5	785.6
Nickel / Niquel (Ni)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	0.09	<0.05
Phosphorus / Fósforo (P)	0.15	mg/kg	433.66	605.99	262.22	668.45
Lead / Plomo (Pb)	0.04	mg/kg	0.12	0.07	5.65	0.49
Antimony / Antimonio (Sb)	0.10	mg/kg	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Selenium / Selenio (Se)	0.16	mg/kg	<0.16	<0.16	<0.16	<0.16
Tin / Estaño (Sn)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Strontium / Estroncio (Sr)	0.04	mg/kg	11.25	4.03	21.81	12.03
Titanium / Titanio (Ti)	0.04	mg/kg	0.18	0.44	1.11	0.38
Tellurium / Talio (Tl)	0.15	mg/kg	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15
Vanadium / Vanadio (V)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	0.15	<0.05
Zinc (Zn)	0.14	mg/kg	5.29	6.30	48.61	28.51
Uranium / Uranio (U)	0.15	mg/kg	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15

L.D.M.: Límite de detección del método

* Los resultados obtenidos corresponden a métodos que no han sido acreditados por el INACAL-DA y el IAS.

Cod. FI 004 / Versión 03/ FE.: 06/2022

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Página 4 de 6

Laboratorio: Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte Lima y Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Nota: SAG SAC.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



**INFORME DE ENSAYO N° 165667-2022
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal		
Matriz analizada	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal		
Fecha de muestreo	2022-09-07	2022-09-07	2022-09-07	2022-09-07		
Hora de inicio de muestreo (h)	09:00	09:00	09:00	09:00		
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada	Conservada	Conservada		
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 12.5% de raíz del geranio	Concentración 12.5% de parte aérea del geranio	Concentración 25% de raíz del geranio	Concentración 25% de parte aérea del geranio		
Código del Cliente	C12.5-GR	C12.5-GA	C25-GR	C25-GA		
Código del Laboratorio	22091198	22091199	22091200	22091201		
Ensayo	Unidades	Resultados				
*Contenido de Materia seco en vegetales	%	34.57	15.38	36.97	51.85	
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS-829						
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados			
Metales totales						
Silver / Plata (Ag)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Aluminium / Aluminio (Al)	0.7	mg/kg	7.5	24.4	46.6	7.0
Arsenic / Arsénico (As)	0.07	mg/kg	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
Boron / Boro (B)	0.10	mg/kg	2.72	2.89	4.16	4.45
Barium / Bario (Ba)	0.09	mg/kg	0.28	0.23	1.82	0.51
Beryllium / Berilio (Be)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
Calcium / Calcio (Ca)	1.4	mg/kg	1917.1	698.8	3629.2	2126.5
Cadmium / Cadmio (Cd)	0.04	mg/kg	0.25	0.08	0.07	<0.04
Cerium / Cerio (Ce)	0.14	mg/kg	<0.14	0.26	0.33	<0.14
Cobalt / Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
Chromium / Cromo (Cr)	0.04	mg/kg	0.09	<0.04	<0.04	0.04
Copper / Cobre (Cu)	0.05	mg/kg	0.49	0.98	0.74	1.48
Iron / Hierro (Fe)	0.12	mg/kg	16.70	47.59	57.27	14.00
Mercury / Mercurio (Hg)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Potassium / Potasio (K)	1.8	mg/kg	5154.0	5152.9	3559.9	5779.3
Lithium / Litio (Li)	0.14	mg/kg	1.21	0.39	0.62	0.48
Magnesium / Magnesio (Mg)	1.9	mg/kg	863.1	377.7	763.5	210.0
Manganese / Manganeso (Mn)	0.04	mg/kg	9.47	18.02	9.32	0.91
Molybdenum / Molibdeno (Mo)	0.07	mg/kg	0.11	<0.07	<0.07	0.09
Sodium / Sodio (Na)	1.6	mg/kg	1511.1	436.7	1706.9	377.1
Nickel / Níquel (Ni)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	0.06	0.05
Phosphorus / Fósforo (P)	0.15	mg/kg	209.74	642.60	455.45	1000.12
Lead / Plomo (Pb)	0.04	mg/kg	0.48	1.42	0.44	0.72
Antimony / Antimonio (Sb)	0.10	mg/kg	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Selenium / Selenio (Se)	0.16	mg/kg	0.33	<0.16	0.17	<0.16
Tin / Estaño (Sn)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05	0.08
Strontium / Estroncio (Sr)	0.04	mg/kg	12.86	3.17	23.79	14.72
Titanium / Titanio (Ti)	0.04	mg/kg	0.25	1.38	1.07	0.43
Tellurium / Talio (Tl)	0.15	mg/kg	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15
Vanadium / Vanadio (V)	0.05	mg/kg	<0.05	0.07	0.40	<0.05
Zinc (Zn)	0.14	mg/kg	34.56	15.00	27.52	5.58
Uranium / Uranio (U)	0.15	mg/kg	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15

L.D.M.: Límite de detección del método

* Los resultados obtenidos corresponden a métodos que no han sido acreditados por el INACAL-DA y el IAS.

Cod. FI 004 / Versión 03 / FE.: 06/2022

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para comprobar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Página 5 de 6

Laboratorios Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte Lima y Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Nota: SAG SAC.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 165667-2022 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	
Matriz analizada	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	
Fecha de muestreo	2022-09-07	2022-09-07	
Hora de inicio de muestreo (h)	09:00	09:00	
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada	
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 37.5% de raíz del geranio	Concentración 37.5% de parte aérea del geranio	
Código del Cliente	C37.5-GR	C37.5-GA	
Código del Laboratorio	22091202	22091203	
Ensayo	Unidades	Resultados	
*Contenido de Materia seco en vegetales	%	46.19 37.03	
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS-829			
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados
Metales totales			
Silver / Plata (Ag)	0.05	mg/kg	<0.05 <0.05
Aluminium / Aluminio (Al)	0.7	mg/kg	38.8 15.4
Arsenic / Arsénico (As)	0.07	mg/kg	<0.07 <0.07
Boron / Boro (B)	0.10	mg/kg	8.53 4.63
Barium / Bario (Ba)	0.09	mg/kg	1.74 1.02
Beryllium / Berilio (Be)	0.04	mg/kg	<0.04 <0.04
Calcium / Calcio (Ca)	1.4	mg/kg	3697.8 1430.6
Cadmium / Cadmio (Cd)	0.04	mg/kg	0.23 0.22
Cerium / Cerio (Ce)	0.14	mg/kg	0.25 <0.14
Cobalt / Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	<0.04 <0.04
Chromium / Cromo (Cr)	0.04	mg/kg	0.06 <0.04
Copper / Cobre (Cu)	0.05	mg/kg	1.14 0.96
Iron / Hierro (Fe)	0.12	mg/kg	56.74 31.65
Mercury / Mercurio (Hg)	0.05	mg/kg	<0.05 <0.05
Potassium / Potasio (K)	1.8	mg/kg	3819.2 5991.3
Lithium / Litio (Li)	0.14	mg/kg	0.76 0.83
Magnesium / Magnesio (Mg)	1.9	mg/kg	609.8 701.1
Manganese / Manganeso (Mn)	0.04	mg/kg	9.77 4.58
Molybdenum / Molibdeno (Mo)	0.07	mg/kg	0.19 <0.07
Sodium / Sodio (Na)	1.6	mg/kg	1802.6 896.5
Nickel / Niquel (Ni)	0.05	mg/kg	0.07 0.07
Phosphorus / Fósforo (P)	0.15	mg/kg	551.11 951.81
Lead / Plomo (Pb)	0.04	mg/kg	0.36 0.95
Antimony / Antimonio (Sb)	0.10	mg/kg	<0.10 <0.10
Selenium / Selenio (Se)	0.16	mg/kg	<0.16 <0.16
Tin / Estaño (Sn)	0.05	mg/kg	<0.05 <0.05
Strontium / Estroncio (Sr)	0.04	mg/kg	22.13 11.04
Titanium / Titanio (Ti)	0.04	mg/kg	0.67 0.45
Talium / Talio (Tl)	0.15	mg/kg	<0.15 <0.15
Vanadium / Vanadio (V)	0.05	mg/kg	0.57 <0.05
Zinc (Zn)	0.14	mg/kg	35.99 86.53
Uranium / Uranio (U)	0.15	mg/kg	<0.15 <0.15

L.D.M.: Límite de detección del método

* Los resultados obtenidos corresponden a métodos que no han sido acreditados por el INACAL-DA y el IAS.

Lima, 27 de Setiembre del 2022.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de preservabilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTIFICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.


Página 6 de 6

Laboratorios Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com


Nota: SAG SAC.

Anexo 3

Informe de ensayo de suelos antes y después de ser expuestos al llantén (Plantago major).



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL-DA CON REGISTRO N° LE - 047



INACAL
DA - Perú
Laboratorio de Datos
Acreditado
Registro N° LE - 047

**INFORME DE ENSAYO N° 163740-2022
CON VALOR OFICIAL**

RAZÓN SOCIAL : TENORIO ZANABRIA MARCIA LENA

DOMICILIO LEGAL : SECTOR 2 GRUPO 20 MANZANA E LOTE 15, VILLA EL SALVADOR - LIMA - LIMA

SOLICITADO POR : TENORIO ZANABRIA MARCIA LENA

REFERENCIA : INVERNADERO CASERO

PROCEDENCIA : PROYECTO DE INVESTIGACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS DEL RELAVE MINERO DE LA UNI

FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS : 2022-06-25

FECHA(S) DE ANÁLISIS : 2022-06-25 AL 2022-07-12

FECHA(S) DE MUESTREO : 2022-06-25

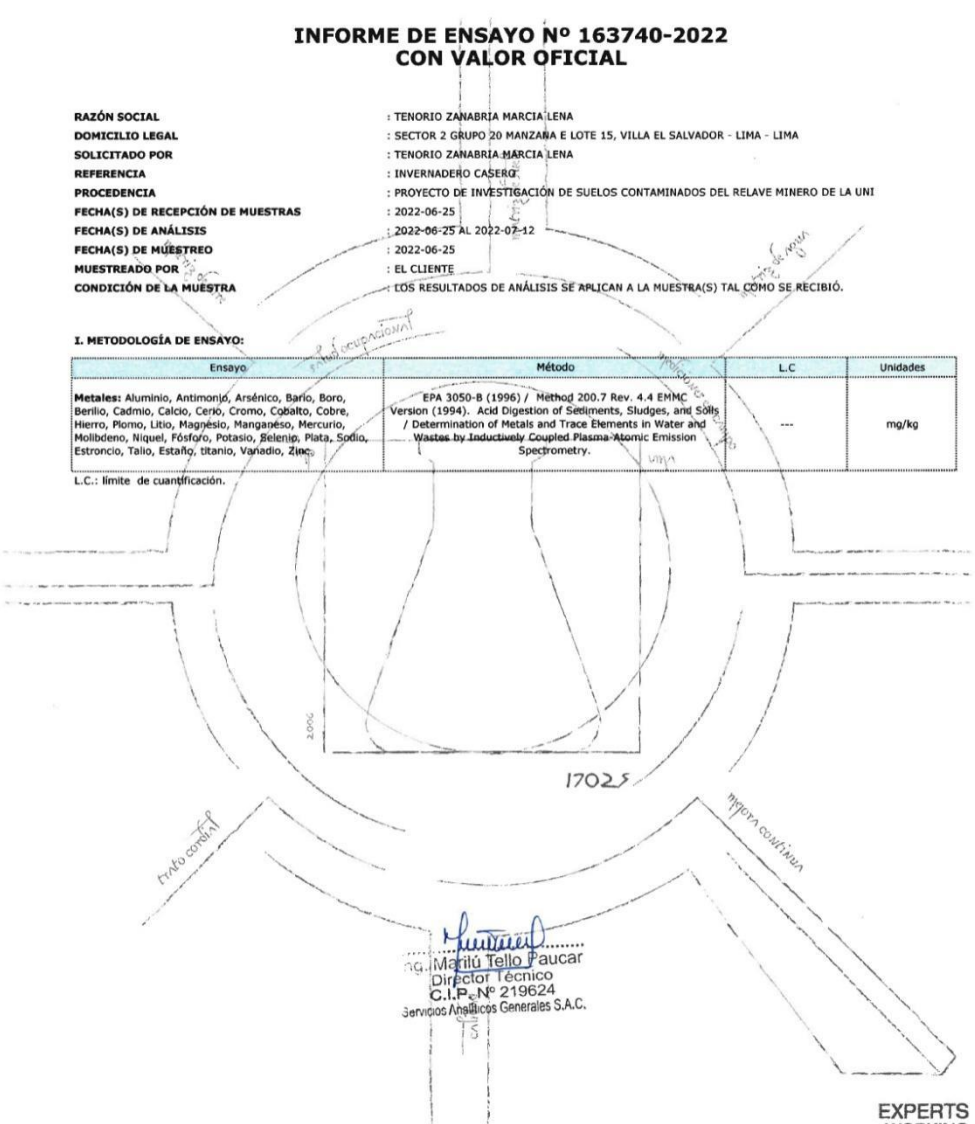
MUESTREO POR : EL CLIENTE

CONDICIÓN DE LA MUESTRA : LOS RESULTADOS DE ANÁLISIS SE APLICAN A LA MUESTRA(S) TAL COMO SE RECIBIÓ.

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C.	Unidades
Metales: Aluminio, Antimonio, Arsénico, Bario, Boro, Berilio, Cadmio, Calcio, Cerio, Cromo, Cobalto, Cobre, Hierro, Plomo, Litio, Magnesio, Manganeseo, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Fósforo, Potasio, Selenio, Plata, Sodio, Estroncio, Talio, Estaño, titanio, Vanadio, Zinc	EPA 3050-B (1996) / Method 200.7 Rev. 4.4 EMMC Version (1994). Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils / Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry.	---	mg/kg

L.C.: limite de cuantificación.



[Signature]
 Mg. **Marilú Tello Paucar**
 Director Técnico
 C.I.P. N° 219624
 Servicios Analíticos Generales S.A.C.

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de preservabilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

Cod. FI.002 / Versión 10 / F.E.: 05/2022

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.
 Laboratorios Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y Pasaje Clorinda Malto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
 • Central Telefónica (511) 425-8885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 1 de 4

Nota: SAG SAC.



INFORME DE ENSAYO N° 163740-2022 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Suelo	Suelo	Suelo	Suelo
Matriz analizada	Suelo	Suelo	Suelo	Suelo
Fecha de muestreo	2022-06-25	2022-06-25	2022-06-25	2022-06-25
Hora de inicio de muestreo (h)	15:16	15:16	15:16	15:16
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada	Conservada	Conservada
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 0% de suelo inicial de flúntén	Concentración 0% de suelo final de flúntén	Concentración 6.25% de suelo inicial de flúntén	Concentración 6.25% de suelo final de flúntén
Código del Cliente	CO-SIL	CO-SFL	C6.25-SIL	C6.25-SFL
Código del Laboratorio	22063277	22063278	22063279	22063280

ENSAYO ACREDITADO ANTE INACAL-DA (SEDE LIMA 1)				
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados	
Metales				
Plata (Ag)	0.06	mg/kg	<0.06	<0.06
Aluminio (Al)	1.4	mg/kg	4777.6	3854.3
Arsénico (As)	0.17	mg/kg	8.61	5.11
Boro (B)	0.2	mg/kg	10.8	5.1
Bario (Ba)	0.23	mg/kg	21.84	9.85
Berilio (Be)	0.021	mg/kg	<0.021	<0.021
Calcio (Ca)	2.4	mg/kg	12699.0	14722.7
Cadmio (Cd)	0.03	mg/kg	1.19	1.10
Cerio (Ce)	0.3	mg/kg	23.3	20.1
Cobalto (Co)	0.05	mg/kg	3.81	3.07
Cromo (Cr)	0.05	mg/kg	7.27	6.39
Cobre (Cu)	0.07	mg/kg	9.03	6.52
Hierro (Fe)	0.24	mg/kg	10167.46	8828.43
Mercurio (Hg)	0.10	mg/kg	<0.10	<0.10
Potasio (K)	3.5	mg/kg	1137.4	767.7
Litio (Li)	0.3	mg/kg	11.3	7.7
Magnesio (Mg)	3.7	mg/kg	3765.7	3418.4
Manganeso (Mn)	0.08	mg/kg	182.04	145.05
Moilbdeno (Mo)	0.14	mg/kg	0.19	<0.14
Sodio (Na)	3.9	mg/kg	547.7	304.4
Níquel (Ni)	0.06	mg/kg	2.52	2.34
Fósforo (P)	0.3	mg/kg	1319.6	1342.6
Plomo (Pb)	0.08	mg/kg	7.45	5.50
Antimonio (Sb)	0.22	mg/kg	<0.22	<0.22
Selenio (Se)	0.4	mg/kg	<0.4	<0.4
Estaño (Sn)	0.10	mg/kg	0.16	0.12
Estroncio (Sr)	0.07	mg/kg	57.17	49.85
Titanio (Ti)	0.03	mg/kg	362.33	267.51
Talio (Tl)	0.4	mg/kg	<0.4	<0.4
Vanadio (V)	0.05	mg/kg	29.73	23.73
Zinc (Zn)	0.23	mg/kg	29.25	24.59

L.D.M.: límite de detección del método.
Resultados de Suelo reportados en base seca.

EXPERTS WORKING FOR YOU

Cod. FI 002 / Versión 10 / F.E.: 05/2022

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorios Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6685 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 2 de 4

Nota: SAG SAC.



INFORME DE ENSAYO N° 163740-2022 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Suelo	Suelo	Suelo	Suelo
Matriz analizada	Suelo	Suelo	Suelo	Suelo
Fecha de muestreo	2022-06-25	2022-06-25	2022-06-25	2022-06-25
Hora de inicio de muestreo (h)	15:16	15:16	15:16	15:16
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada	Conservada	Conservada
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 12.5% de suelo inicial de llantén	Concentración 12.5% de suelo final de llantén	Concentración 25% de suelo inicial de llantén	Concentración 25% de suelo final de llantén
Código del Cliente	C12.5-SIL	C12.5-SFL	C25-SIL	C25-SFL
Código del Laboratorio	22063281	22063282	22063283	22063284

ENSAYO ACREDITADO ANTE INACAL-DA (SEDE LIMA 1)				
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados	
Metales				
Plata (Ag)	0.06	mg/kg	5.87	<0.06
Aluminio (Al)	1.4	mg/kg	4925.0	4133.1
Arsénico (As)	0.17	mg/kg	291.20	61.69
Boro (B)	0.2	mg/kg	9.9	4.0
Bario (Ba)	0.23	mg/kg	70.22	34.38
Berilio (Be)	0.021	mg/kg	<0.021	<0.021
Calcio (Ca)	2.4	mg/kg	14459.4	9315.5
Cadmio (Cd)	0.03	mg/kg	17.17	4.55
Cerio (Ce)	0.3	mg/kg	8.1	14.2
Cobalto (Co)	0.05	mg/kg	6.90	3.75
Cromo (Cr)	0.05	mg/kg	7.70	5.75
Cobre (Cu)	0.07	mg/kg	260.51	53.68
Hierro (Fe)	0.24	mg/kg	15012.49	9075.12
Mercurio (Hg)	0.10	mg/kg	9.80	2.03
Potasio (K)	3.5	mg/kg	1229.8	902.9
Litio (Li)	0.3	mg/kg	12.2	7.7
Magnesio (Mg)	3.7	mg/kg	3739.5	3031.1
Manganeso (Mn)	0.08	mg/kg	573.47	280.12
Moibdeno (Mo)	0.14	mg/kg	3.62	0.91
Sodio (Na)	3.9	mg/kg	633.3	280.8
Niquel (Ni)	0.06	mg/kg	4.55	2.87
Fósforo (P)	0.3	mg/kg	1201.4	1348.8
Plomo (Pb)	0.08	mg/kg	2468.30	421.85
Antimonio (Sb)	0.22	mg/kg	35.63	5.07
Selenio(Se)	0.4	mg/kg	<0.4	<0.4
Estafio (Sn)	0.10	mg/kg	4.84	0.99
Estroncio (Sr)	0.07	mg/kg	60.44	39.47
Titanio (Ti)	0.03	mg/kg	302.12	260.68
Talio(Tl)	0.4	mg/kg	<0.4	<0.4
Vanadio (V)	0.05	mg/kg	25.69	20.76
Zinc (Zn)	0.23	mg/kg	2720.10	559.01

L.D.M.: límite de detección del método.
Resultados de Suelo reportados en base seca.

EXPERTS WORKING FOR YOU

Cod. FI 002 / Versión 10 / F.E.: 05/2022

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorios Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Nota: SAG SAC.



INFORME DE ENSAYO N° 163740-2022 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados	
Metales				
Plata (Ag)	0.06	mg/kg	17.23	13.27
Aluminio (Al)	1.4	mg/kg	5149.5	6529.0
Arsénico (As)	0.17	mg/kg	666.85	358.69
Boro (B)	0.2	mg/kg	10.0	6.6
Bario (Ba)	0.23	mg/kg	97.65	187.39
Berilio (Be)	0.021	mg/kg	0.027	<0.021
Calcio (Ca)	2.4	mg/kg	17153.5	14972.6
Cadmio (Cd)	0.03	mg/kg	40.08	19.87
Cerio (Ce)	0.3	mg/kg	<0.3	<0.3
Cobalto (Co)	0.05	mg/kg	11.66	8.02
Cromo (Cr)	0.05	mg/kg	8.70	7.17
Cobre (Cu)	0.07	mg/kg	582.28	316.10
Hierro (Fe)	0.24	mg/kg	21539.67	16320.11
Mercurio (Hg)	0.10	mg/kg	21.24	13.62
Potasio (K)	3.5	mg/kg	1439.2	1636.4
Litio (Li)	0.3	mg/kg	13.6	11.8
Magnesio (Mg)	3.7	mg/kg	3970.5	3898.6
Manganeso (Mn)	0.08	mg/kg	1274.07	722.99
Molibdeno (Mo)	0.14	mg/kg	12.45	4.47
Sodio (Na)	3.9	mg/kg	938.4	447.6
Níquel (Ni)	0.06	mg/kg	7.07	5.21
Fósforo (P)	0.3	mg/kg	977.7	1421.8
Plomo (Pb)	0.08	mg/kg	5779.69	2934.72
Antimonio (Sb)	0.22	mg/kg	81.91	49.16
Selenio (Se)	0.4	mg/kg	<0.4	<0.4
Estañio (Sn)	0.10	mg/kg	9.75	5.66
Estroncio (Sr)	0.07	mg/kg	67.79	61.37
Titanio (Ti)	0.03	mg/kg	251.14	264.07
Talio (Tl)	0.4	mg/kg	0.6	<0.4
Vanadio (V)	0.05	mg/kg	21.42	23.94
Zinc (Zn)	0.23	mg/kg	>5000	3075.32

L.D.M.: límite de detección del método.
Resultados de Suelo reportados en base seca.

Lima, 18 de Julio del 2022.

EXPERTS WORKING FOR YOU

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente Informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este laboratorio es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorios Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com


Página 4 de 4

Cod. F. 002 / Versión 10 / F.E.: 05/2022


Nota: SAG SAC.

Anexo 4

Informe de ensayo de tejidos vegetales finales de llantén (Plantago mayor).



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829**



**INFORME DE ENSAYO Nº 163741-2022
CON VALOR OFICIAL**

RAZÓN SOCIAL : TENORIO ZANABRIA MARCIA LENA

DOMICILIO LEGAL : SECTOR 2 GRUPO 20 MANZANA E LOTE 15, VILLA EL SALVADOR - LIMA - LIMA

SOLICITADO POR : TENORIO ZANABRIA MARCIA LENA

REFERENCIA : INVERNADERO CASERO

PRECEDENCIA : PROYECTO DE INVESTIGACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS DEL RELAVE MINERO DE LA UNI

FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS : 2022-06-25

FECHA(S) DE ANÁLISIS : 2022-06-25 AL 2022-07-06

FECHA(S) DE MUESTREO : 2022-06-25

MUESTREADO POR : EL CLIENTE

CONDICIÓN DE LA MUESTRA : LOS RESULTADOS DE ANÁLISIS SE APLICAN A LA MUESTRA(S) TAL COMO SE RECIBIÓ.

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C.	Unidades
Total Metales (En Vegetable Tissue): Aluminum (Al), Antimony (Sb), Arsenic (As), Barium (Ba), Beryllium (Be), Cadmium (Cd), Calcium (Ca), Chromium (Cr), Cobalt (Co), Copper (Cu), Iron (Fe), Lead (Pb), Lithium (Li), Magnesium (Mg), Manganese (Mn), Mercury (Hg), Molybdenum (Mo) Nickel (Ni), Phosphorus (P), Potassium (K), Selenium (Se), Silver (Ag), Sodium (Na), Strontium (Sr), Thallium (Tl), Uranium (U), Vanadium (V), Zinc (Zn).	EPA Method 200.3, Rev. 1, April, 1991, Metals, Total Recoverable in Biological Tissues / EPA Method 200.7, Rev.4.4, EMMC Version 1994.		mg/kg

L.C.: límite de cuantificación.

[Firma]
Ing. Mario Tejo Paucar
 Director Técnico
 C.I.P. Nº 219624
 Servicios Analíticos Generales S.A.C.

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

Cod.: FI 0065/Version: 02/F.E.04/2021

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de preservación del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.
 Laboratorio Av. Naciones Unidas Nº 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Oficinas Administrativas Pasaje Clorinda Matto de Turner Nº 2079 - Lima
 • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 1 de 4

Nota: SAG SAC.



**INFORME DE ENSAYO N° 163741-2022
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal
Matriz analizada	Tejido	Tejido	Tejido	Tejido
Fecha de muestreo	2022-06-25	2022-06-25	2022-06-25	2022-06-25
Hora de inicio de muestreo (h)	15:16	15:16	15:16	15:16
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada	Conservada	Conservada
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 0% de raíz del llantén	Concentración 0% de parte aérea del llantén	Concentración 6.25% de raíz del llantén	Concentración 6.25% de parte aérea del llantén
Código del Cliente	CO-1R	CO-1A	CE.25-1R	CE.25-1A
Código del Laboratorio	22063287	22063288	22063289	22063290
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS-829				
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados	
Metales totales				
Silver / Plata (Ag)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05
Aluminum / Aluminio (Al)	0.7	mg/kg	7.5	4.7
Arsenic / Arsénico (As)	0.07	mg/kg	0.30	1.21
Boron / Boro (B)	0.10	mg/kg	3.48	6.31
Barium / Bario (Ba)	0.09	mg/kg	1.11	1.05
Beryllium / Berilio (Be)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04
Calcium / Calcio (Ca)	1.4	mg/kg	891.83	902.87
Cadmium / Cadmio (Cd)	0.04	mg/kg	0.04	1.15
Cerium / Cerio (Ce)	0.14	mg/kg	<0.14	<0.14
Cobalt / Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04
Chromium / Cromo (Cr)	0.04	mg/kg	<0.04	0.05
Copper / Cobre (Cu)	0.05	mg/kg	3.15	4.39
Iron / Hierro (Fe)	0.12	mg/kg	25.05	18.04
Mercury / Mercurio (Hg)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05
Potassium / Potasio (K)	1.8	mg/kg	4533.6	4485.2
Lithium / Litio (Li)	0.14	mg/kg	0.23	0.35
Magnesium / Magnesio (Mg)	1.9	mg/kg	323.5	1351.1
Manganese / Manganeso (Mn)	0.04	mg/kg	1.77	5.81
Molybdenum / Molibdeno (Mo)	0.07	mg/kg	<0.07	<0.07
Sodium / Sodio (Na)	1.6	mg/kg	391.75	714.02
Nickel / Níquel (Ni)	0.05	mg/kg	<0.05	0.07
Phosphorus / Fósforo (P)	0.15	mg/kg	578.06	311.24
Lead / Plomo (Pb)	0.04	mg/kg	<0.04	0.06
Antimony / Antimonio (Sb)	0.10	mg/kg	<0.10	<0.10
Selenium / Selenio (Se)	0.16	mg/kg	0.25	<0.16
Tin / Estaño (Sn)	0.05	mg/kg	0.20	0.09
Strontium / Estroncio (Sr)	0.04	mg/kg	5.91	8.56
Titanium / Titanio (Ti)	0.04	mg/kg	0.36	0.18
Talium / Talio (Tl)	0.15	mg/kg	<0.15	<0.15
Vanadium / Vanadio (V)	0.05	mg/kg	0.21	0.06
Zinc (Zn)	0.14	mg/kg	3.56	169.64
Uranium / Uranio (U)	0.15	mg/kg	<0.15	<0.15

L.D.M.: Límite de detección del método

Cod.:FI 005/versión: 02/FEC-4/2021

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Oficinas Administrativas Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 - Lima
• Central Teletónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 2 de 4

Nota: SAG SAC.



**INFORME DE ENSAYO Nº 163741-2022
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal
Matriz analizada	Tejido	Tejido	Tejido	Tejido
Fecha de muestreo	2022-06-25	2022-06-25	2022-06-25	2022-06-25
Hora de inicio de muestreo (h)	15:16	15:16	15:16	15:16
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada	Conservada	Conservada
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 17.5% de raíz del llantén	Concentración 12.5% de parte aérea del llantén	Concentración 25% de raíz del llantén	Concentración 25% de parte aérea del llantén
Código del Cliente	C12-S-LR	C12-S-LA	C25-LR	C25-LA
Código del Laboratorio	22063291	22063292	22063293	22063294

ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS-829					
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados		
Metales totales					
Silver / Plata (Ag)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05
Aluminum / Aluminio (Al)	0.7	mg/kg	11.04	4.5	13.5
Arsenic / Arsénico (As)	0.07	mg/kg	1.88	<0.07	3.41
Boron / Boro (B)	0.10	mg/kg	6.91	4.77	8.34
Berium / Bario (Ba)	0.09	mg/kg	1.46	0.99	3.28
Beryllium / Berilio (Be)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04	<0.04
Calcium / Calcio (Ca)	1.4	mg/kg	825.13	1234.0	242.0
Cadmium / Cadmio (Cd)	0.04	mg/kg	1.50	0.85	2.73
Cerium / Cerio (Ce)	0.14	mg/kg	<0.14	<0.14	<0.14
Cobalt / Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	<0.04	<0.04	0.05
Chromium / Cromo (Cr)	0.04	mg/kg	<0.04	0.16	<0.04
Copper / Cobre (Cu)	0.05	mg/kg	3.96	1.12	3.97
Iron / Hierro (Fe)	0.12	mg/kg	16.84	5.09	23.78
Mercury / Mercurio (Hg)	0.05	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05
Potassium / Potasio (K)	1.8	mg/kg	5728.9	6727.4	5474.0
Lithium / Litio (Li)	0.14	mg/kg	0.31	0.23	0.34
Magnesium / Magnesio (Mg)	1.9	mg/kg	970.27	486.6	982.7
Manganese / Manganeso (Mn)	0.04	mg/kg	14.28	33.70	14.44
Molybdenum / Molibdeno (Mo)	0.07	mg/kg	<0.07	<0.07	<0.07
Sodium / Sodio (Na)	1.6	mg/kg	635.7	683.6	825.1
Nickel / Niquel (Ni)	0.05	mg/kg	0.21	0.14	0.23
Phosphorus / Fósforo (P)	0.15	mg/kg	1110.66	351.36	866.69
Lead / Plomo (Pb)	0.04	mg/kg	7.45	1.18	14.66
Antimony / Antimonio (Sb)	0.10	mg/kg	<0.10	0.11	0.18
Selenium / Selenio (Se)	0.16	mg/kg	<0.16	<0.16	0.28
Tin / Estaño (Sn)	0.05	mg/kg	<0.05	0.06	<0.05
Strontium / Estroncio (Sr)	0.04	mg/kg	9.25	9.15	8.43
Titanium / Titanio (Ti)	0.04	mg/kg	0.23	0.14	0.33
Talium / Talio (Tl)	0.15	mg/kg	<0.15	<0.15	<0.15
Vanadium / Vanadio (V)	0.05	mg/kg	0.15	<0.05	0.11
Zinc (Zn)	0.14	mg/kg	299.26	64.25	341.12
Uranium / Uranio (U)	0.15	mg/kg	0.27	<0.15	<0.15

L.D.M.: Límite de detección del método

Cod.:FI.005/versión: 02/FE.04/2021

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1666 Urb. Chacra Ríos Norte Lima • Oficinas Administrativas Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2070 - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 3 de 4

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Nota: SAG SAC.



**INFORME DE ENSAYO Nº 163741-2022
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Tejido Vegetal	Tejido Vegetal
Matriz analizada	Tejido	Tejido
Fecha de muestreo	2022-06-25	2022-06-25
Hora de inicio de muestreo (h)	15:16	15:16
Condiciones de la muestra	Conservada	Conservada
Descripción del Punto de Muestreo	Concentración 37.5% de raíz del llantén	Concentración 37.5% de parte aérea del llantén
Código del Cliente	C37.5-LR	C37.5-LA
Código del Laboratorio	22063295	22063296

ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS-829			
Ensayo	L.D.N.	Unidades	Resultados
Metales totales			
Silver / Plata (Ag)	0.05	mg/kg	0.11
Aluminium / Aluminio (Al)	0.7	mg/kg	23.8
Arsenic / Arsénico (As)	0.07	mg/kg	1.62
Boron / Boro (B)	0.10	mg/kg	6.34
Barium / Bario (Ba)	0.09	mg/kg	1.95
Beryllium / Berilio (Be)	0.04	mg/kg	<0.04
Calcium / Calcio (Ca)	1.4	mg/kg	844.4
Cadmium / Cadmio (Cd)	0.04	mg/kg	5.64
Cerium / Cerio (Ce)	0.14	mg/kg	<0.14
Cobalt / Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	0.06
Chromium / Cromo (Cr)	0.04	mg/kg	<0.04
Copper / Cobre (Cu)	0.05	mg/kg	5.02
Iron / Hierro (Fe)	0.12	mg/kg	42.11
Mercury / Mercurio (Hg)	0.05	mg/kg	<0.05
Potassium / Potasio (K)	1.8	mg/kg	5131.6
Lithium / Litio (Li)	0.14	mg/kg	0.35
Magnesium / Magnesio (Mg)	1.9	mg/kg	1239.7
Manganese / Manganeso (Mn)	0.04	mg/kg	41.54
Molybdenum / Molibdeno (Mo)	0.07	mg/kg	<0.07
Sodium / Sodio (Na)	1.6	mg/kg	744.8
Nickel / Níquel (Ni)	0.05	mg/kg	0.29
Phosphorus / Fósforo (P)	0.15	mg/kg	956.76
Lead / Plomo (Pb)	0.04	mg/kg	15.05
Antimony / Antimonio (Sb)	0.10	mg/kg	0.26
Selenium / Selenio (Se)	0.16	mg/kg	<0.16
Tin / Estaño (Sn)	0.05	mg/kg	0.08
Silverium / Estencio (Sr)	0.04	mg/kg	8.54
Titanium / Titanio (Ti)	0.04	mg/kg	0.68
Talium / Talio (Tl)	0.15	mg/kg	<0.15
Vanadium / Vanadio (V)	0.05	mg/kg	0.20
Zinc (Zn)	0.14	mg/kg	514.21
Uranium / Uranio (U)	0.15	mg/kg	<0.15

L.D.N.: Límite de detección del método

Lima, 16 de Julio del 2022.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Cod.:FI.005/Version: 02/FE-04/2021

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perechibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@saggeru.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.


Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Oficinas Administrativas Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.saggeru.com • Contacto Electrónico saggeru@saggeru.com

Página 4 de 4


Nota: SAG SAC.

Anexo 5

Informe de ensayo de tejidos vegetales iniciales de la Prueba 1 de geranio (*Pelargonium zonale*) y llantén (*Plantago major*).



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829**



INFORME DE ENSAYO Nº 156567 - 2021 CON VALOR OFICIAL

RAZÓN SOCIAL : TENORIO ZANABRIA MARCIA LENA

DOMICILIO LEGAL : SECTOR 2 GRUPO 20 MANZANA E LOTE 15- VILLA EL SALVADOR - LIMA- LIMA

SOLICITADO POR : TENORIO ZANABRIA MARCIA LENA

REFERENCIA : FITORREMEDIACIÓN DE ESPECIES VEGETALES EN SUELOS CONTAMINADOS CON RELAVE MINERO DE LA UNI

PROCEDENCIA : HUERTO DE PLANTAS ORNAMENTALES

FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS : 2021-11-22/ 23

FECHA(S) DE ANÁLISIS : 2021-11-23 AL 2021-12-03

FECHA(S) DE MUESTREO : 2021-11-22/ 23

MUESTREADO POR : EL CLIENTE

CONDICIÓN DE LA MUESTRA : LOS RESULTADOS DE ANÁLISIS SE APLICAN A LA MUESTRA(S) TAL COMO SE RECIBIÓ.

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C	Unidades
Total Metals (In Vegetable Tissues): Aluminum (Al), Antimony (Sb), Arsenic (As), Barium (Ba), Beryllium (Be), Cadmium (Cd), Calcium (Ca), Chromium (Cr) Cobalt (Co), Copper (Cu), Iron (Fe), Lead (Pb), Lithium (Li), Magnesium (Mg) Manganese (Mn), Mercury (Hg), Molybdenum (Mo) Nickel (Ni), Phosphorus (P), Potassium (K), Selenium (Se), Silver (Ag), Sodium (Na), Strontium (Sr), Thallium (Tl), Uranium (U), Vanadium (V), Zinc (Zn).	EPA Method 200.3, Rev. 1, April, 1991. Metals, Total Recoverable in Biological Tissues / EPA Method 200.7, Rev.4.4. EMCC Version 1994.	---	mg/Kg

L.C.: límite de cuantificación.

[Signature]
Ing. Mariño Tello Paucar
 Director Técnico
 C.I.P. Nº 219624
 Servicios Analíticos Generales S.A.C.

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

Cod.: FI 005/ Versión: 02/FE.04/2021

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.
 Laboratorio Av. Naciones Unidas Nº 1565 Urb. Chacra Rios Norte - Lima • Oficinas Administrativas Pasaje Clorinda Matto de Turner Nº 2079 - Lima
 • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 1 de 3

Nota: SAG SAC.



**INFORME DE ENSAYO N° 156567 - 2021
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

Producto declarado		Tejido Vegetal	
Matriz analizada		Tejido Vegetal	
Fecha de muestreo		2021-11-22	
Hora de inicio de muestreo (h)		08:00	
Condiciones de la muestra		Conservada	
Código del Cliente		G-PU-1	
Código del Laboratorio		21111474	
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados
Metales totales			
Silver / Plata (Ag)	0.08	mg/kg	<0.08
Aluminum / Aluminio (Al)	1.2	mg/kg	40.8
Arsenic / Arsénico (As)	0.1	mg/kg	<0.1
Boron / Boro (B)	0.2	mg/kg	5.0
Barium / Bario (Ba)	0.2	mg/kg	0.7
Beryllium / Berilio (Be)	0.03	mg/kg	<0.03
Calcium / Calcio (Ca)	3.1	mg/kg	1851.8
Cadmium / Cadmio (Cd)	0.05	mg/kg	<0.05
Cerium / Cerio (Ce)	0.2	mg/kg	0.5
Cobalt / Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	0.04
Chromium / Cromo (Cr)	0.05	mg/kg	0.33
Copper / Cobre (Cu)	0.08	mg/kg	0.92
Iron / Hierro (Fe)	0.2	mg/kg	99.4
Mercury / Mercurio (Hg)	0.1	mg/kg	<0.1
Potassium / Potasio (K)	3.8	mg/kg	791.9
Lithium / Litio (Li)	0.3	mg/kg	2.1
Magnesium / Magnesio (Mg)	3.1	mg/kg	344.2
Manganese / Manganeso (Mn)	0.05	mg/kg	16.35
Molybdenum / Molibdeno (Mo)	0.2	mg/kg	<0.2
Sodium / Sodio (Na)	2.2	mg/kg	2137.2
Nickel / Niquel (Ni)	0.07	mg/kg	0.12
Phosphorus / Fósforo (P)	0.3	mg/kg	269.5
Lead / Plomo (Pb)	0.06	mg/kg	0.06
Antimony / Antimonio (Sb)	0.2	mg/kg	<0.2
Selenium / Selenio (Se)	0.3	mg/kg	0.6
Tin / Estaño (Sn)	0.1	mg/kg	<0.1
Strontium / Estroncio (Sr)	0.1	mg/kg	11.9
Titanium / Titanio (Ti)	0.03	mg/kg	3.56
Tellurium / Talio (Tl)	0.3	mg/kg	<0.3
Vanadium / Vanadio (V)	0.06	mg/kg	0.25
Zinc (Zn)	0.3	mg/kg	2.8
Uranium / Uranio (U)	0.7	mg/kg	<0.7

L.D.M.: límite de detección del método.

Cod. FI 005/versión: 02/F: E.04/2021

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Oficinas Administrativas Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

Nota: SAG SAC.



**INFORME DE ENSAYO N° 156567 - 2021
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

Producto declarado		Tejido Vegetal	
Matriz analizada		Tejido Vegetal	
Fecha de muestreo		2021-11-23	
Hora de inicio de muestreo (h)		12:30	
Condiciones de la muestra		Conservada	
Código del Cliente		LL-PV-01	
Código del Laboratorio		21111794	
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados
Metales totales			
Silver / Plata (Ag)	0.08	mg/kg	<0.08
Aluminium / Aluminio (Al)	1.2	mg/kg	25.3
Arsenic / Arsénico (As)	0.1	mg/kg	<0.1
Boron / Boro (B)	0.2	mg/kg	2.5
Barium / Bario (Ba)	0.2	mg/kg	1.4
Beryllium / Berilio (Be)	0.03	mg/kg	<0.03
Calcium / Calcio (Ca)	3.1	mg/kg	3853.6
Cadmium / Cadmio (Cd)	0.05	mg/kg	<0.05
Cerium / Cerio (Ce)	0.2	mg/kg	0.4
Cobalt / Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	<0.04
Chromium / Cromo (Cr)	0.05	mg/kg	0.08
Copper / Cobre (Cu)	0.08	mg/kg	1.20
Iron / Hierro (Fe)	0.2	mg/kg	61.2
Mercury / Mercurio (Hg)	0.1	mg/kg	<0.1
Potassium / Potasio (K)	3.8	mg/kg	2461.1
Lithium / Litio (Li)	0.3	mg/kg	1.4
Magnesium / Magnesio (Mg)	3.1	mg/kg	503.2
Manganese / Manganeso (Mn)	0.05	mg/kg	4.73
Molybdenum / Molibdeno (Mo)	0.2	mg/kg	<0.2
Sodium / Sodio (Na)	2.2	mg/kg	1790.8
Nickel / Níquel (Ni)	0.07	mg/kg	0.10
Phosphorus / Fósforo (P)	0.3	mg/kg	436.3
Lead / Plomo (Pb)	0.06	mg/kg	<0.06
Antimony / Antimonio (Sb)	0.2	mg/kg	<0.2
Selenium / Selenio (Se)	0.3	mg/kg	<0.3
Tin / Estaño (Sn)	0.1	mg/kg	0.1
Strontium / Estroncio (Sr)	0.1	mg/kg	16.8
Titanium / Titanio (Ti)	0.03	mg/kg	1.94
Talium / Talio (Tl)	0.3	mg/kg	<0.3
Vanadium / Vanadio (V)	0.06	mg/kg	0.15
Zinc (Zn)	0.3	mg/kg	7.14
Uranium / Uranio (U)	0.7	mg/kg	<0.7

L.D.M.: límite de detección del método.

Lima, 06 de Diciembre del 2021.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Doc.FI 005/Revisión: 02/F: E:04/2021

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de percepción del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.


Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Oficinas Administrativas Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 - Lima
• Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 3 de 3


Nota: SAG SAC.

Anexo 6

Informe de ensayo de suelos de la Prueba 1.




LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



ACCREDITED
Testing Laboratory

LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INACAL
DA - Perú
Laboratorio de Ensayo
Acreditado
Registro N° LE - 047


INFORME DE ENSAYO N° 156566 - 2021 CON VALOR OFICIAL

RAZÓN SOCIAL : TENORIO ZANABRÍA MARCIA LENA
DOMICILIO LEGAL : SECTOR 2 GRUPO 20 MANZANA E LÓTE 15- VILLA EL SALVADOR - LIMA- LIMA
SOLICITADO POR : TENORIO ZANABRÍA MARCIA LENA
REFERENCIA : FITORREMIEDIACIÓN DE ESPECIES VEGETALES EN SUELOS CONTAMINADOS CON RELAVE MINERO DE LA UNI
PROCEDENCIA : RELAVE MINERO DE LA UNI
FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS : 2021-11-22
FECHA(S) DE ANÁLISIS : 2021-11-22 AL 2021-12-03
FECHA(S) DE MUESTREO : 2021-11-21
MUESTREADO POR : EL CLIENTE
CONDICIÓN DE LA MUESTRA : LOS RESULTADOS DE ANÁLISIS SE APLICAN A LA MUESTRA(S) TAL COMO SE RECIBIÓ.

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C	Unidades
Aniones inorgánicos: Cloruro (Cl ⁻)	EPA Method 300.0:1993 Rev. 2.1. Determination of Inorganic Anions by Ion Chromatography.	0.70	mg/kg
Aniones inorgánicos: Fluoruro (F ⁻)		0.40	mg/kg
Aniones inorgánicos: Nitrato (NO ₃ ⁻ , NO ₂ -N)		0.20	NO3-N mg/kg
Aniones inorgánicos: Nitrito-N (NO ₂ ⁻ , NO ₂ -N)		0.20	NO ₂ -N mg/kg
Aniones inorgánicos: Fosfato (PO ₄ ⁻³)		0.20	mg/kg
Aniones inorgánicos: Sulfato (SO ₄ ⁻²)		0.70	mg/kg
Carbono orgánico total (COT)	Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 ítem 7.1.7, Método AS-07. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Materia Orgánica. 2002.	0.13	%
Kjeldahl Total Nitrogen (Nitrógeno total Kjeldahl)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-Norg-C, 23rd Ed. 2017. Semi-Micro-Kjeldahl Method.	0.05	N %
Metales: Aluminum (Al), Antimony (Sb), Arsenic (As), Barium (Ba), Boron (B), Beryllium (Be), Cadmium (Cd), Calcium (Ca), Chromium (Cr), Cobalt (Co), Copper (Cu), Iron (Fe), Lead (Pb), Lithium (Li), Magnesium (Mg), Manganese (Mn), Mercury (Hg), Molybdenum (Mo), Nickel (Ni), Phosphorus (P), Potassium (K), Selenium (Se), Silica (SiO ₂), Silver (Ag), Sodium (Na), Strontium (Sr), Thallium (Tl), Estafío, Titanium (Ti), Vanadium (V), Zinc (Zn), Thorium (Th), Uranium (U), Tungsten (W)	EPA 3050-B (1996) Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils // SW-846 Method EPA 6010D, Rev. 5, 2018. Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry (ICP-OES).		mg/kg
*Textura	Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 ítem 7.1.9 Método AS-09 (31 de Diciembre 2002). Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.	---	%

L.C.: límite de cuantificación.


Ing. Marilú Tello Paucar
 Director Técnico
 C.I.P. N° 219624
 Servicios Analíticos Generales S.A.C.

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.
Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 1 de 4

Nota: SAG SAC.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



**INFORME DE ENSAYO N° 156566 - 2021
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Suelo	
Matriz analizada	Suelo	
Fecha de muestreo	2021-11-21	
Hora de inicio de muestreo (h)	08:00	
Condiciones de la muestra	Conservada	
Código del Cliente	SU-PJ-1	
Código del Laboratorio	21111473	
ENSAYO ACREDITADO ANTE INACAL-DA		
Ensayo	Unidades	Resultados
Carbono orgánico total (COT)	%	1.62
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS		
Ensayo	Unidades	Resultados
ANIONES INORGANICOS		
Cloruro (Cl ⁻)	mg/kg	1536.95
Fluoruro (F ⁻)	mg/kg	7.086
Nitrato (NO ₃ ⁻ , NO ₃ -N)	NO ₃ -N mg/kg	222.553
Nitrito-N (NO ₂ ⁻ , NO ₂ -N)	NO ₂ -N mg/kg	<0.20
Fosfato (PO ₄ ³⁻)	mg/kg	<0.20
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg/kg	19563.063
Kjeldahl Total Nitrogen (Nitrógeno total Kjeldahl)	N %	0.13

Resultados de Suelo reportado en base seca.

Cod. FI 009/Version 02/FE.: 09/2020

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al período de perechibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. • Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. • Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Rios Norte - Lima • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 2 de 4

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

Nota: SAG SAC.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



**INFORME DE ENSAYO N° 156566 - 2021
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Suelo		
Matriz analizada	Suelo		
Fecha de muestreo	2021-11-21		
Hora de inicio de muestreo (h)	08:00		
Condiciones de la muestra	Conservada		
Código del Cliente	SU-PU-1		
Código del Laboratorio	21111473		
ENSAYO ACREDITADO ANTE IAS			
Ensayo	L.D.M.	Unidades	Resultados
Metales			
Plata (Ag)	0.08	mg/kg	29.58
Aluminio (Al)	1.2	mg/kg	8139.4
Arsénico (As)	0.1	mg/kg	1010.6
Boro (B)	0.2	mg/kg	1.8
Bario (Ba)	0.2	mg/kg	115.6
Berilio (Be)	0.03	mg/kg	0.27
Calcio (Ca)	3.1	mg/kg	18477.9
Cadmio (Cd)	0.05	mg/kg	62.23
Cerio (Ce)	0.2	mg/kg	23.0
Cobalto (Co)	0.04	mg/kg	16.34
Cromo (Cr)	0.05	mg/kg	9.79
Cobre (Cu)	0.1	mg/kg	958.1
Hierro (Fe)	0.2	mg/kg	>20000
Mercurio (Hg)	0.1	mg/kg	31.5
Potasio (K)	3.8	mg/kg	2633.6
Litio (Li)	0.3	mg/kg	12.1
Magnesio (Mg)	4.1	mg/kg	4250.4
Manganeso (Mn)	0.05	mg/kg	>2000
Molibdeno (Mo)	0.2	mg/kg	14.6
Sodio (Na)	2.2	mg/kg	1366.0
Níquel (Ni)	0.07	mg/kg	10.04
Fósforo (P)	0.3	mg/kg	1054.7
Plomo (Pb)	0.05	mg/kg	>5000
Antimonio (Sb)	0.2	mg/kg	102.1
Selenio (Se)	0.3	mg/kg	<0.3
Estaño (Sn)	0.1	mg/kg	15.3
Estroncio (Sr)	0.1	mg/kg	62.4
Torio (Th)	0.2	mg/kg	<0.2
Titanio (Ti)	0.03	mg/kg	182.64
Talio (Tl)	0.3	mg/kg	1.0
Uranio (U)	0.3	mg/kg	29.4
Vanadio (V)	0.06	mg/kg	25.60
Wolframio (W)/Tungsteno	0.2	mg/kg	<0.2
Zinc (Zn)	0.3	mg/kg	>5000

L.D.M.: límite de detección del método.
Resultados de Suelo reportados en base seca.

Cod. FI 004/Versión 02/FE: 09/2020

OBSERVACIONES: * Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. * Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. * Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. * Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comuníquese al correo laboratorio@sagperu.com. * Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables podrán ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 3 de 4

**EXPERTS
WORKING
FOR YOU**

Nota: SAG SAC.



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



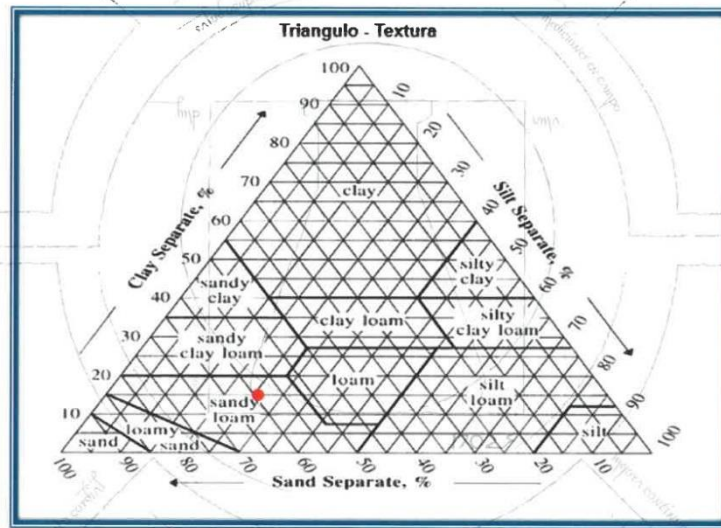
**INFORME DE ENSAYO N° 156566-2021
CON VALOR OFICIAL**

II. RESULTADOS:

*ANÁLISIS DE TEXTURA EN SUELO										
IDENTIFICACIÓN				Peso de muestra y porcentaje de sólidos			COMPOSICIÓN			Denominación
Código de cliente	Código de laboratorio	Fecha de muestreo	Hora de muestreo	Muestra secada al aire (g)	% Sólidos	Muestra en base seca (g)	% Arena	% Limo	% Arcilla	
SU-PU-1	21111473	2021-11-21	08:00	50	91.77	46	59	26	15	FRANCO ARENOSO

A= Arena; A.Fr.= Arena franca; Fr.A.= Franco arenoso; Fr.= Franco; L.= Limoso; Fr.L.= Franco limoso; Fr.Ar.A.= Franco arcillo arenoso; Fr.Ar.= Franco arcilloso; Fr.Ar.L.= Franco arcillo limoso; Ar.A.= Arcillo arenoso; Ar.= Arcilloso; Ar.L.= Arcillo limoso
* El método indicado no ha sido acreditado por el INACAL-DA e IAS.

Gráfico de Clasificación Textural:



Lima, 07 de Diciembre del 2021.

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Cod. FI 004/Versión 02/FE.: 09/2020

OBSERVACIONES: * Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. * Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. * Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego serán eliminadas. * Para corroborar la AUTENTICIDAD del presente informe comunicarse al correo laboratorio@sagperu.com. * Cualquier modificación no autorizada, fraude o falsificación del contenido o de la apariencia de este documento es ilegal y los culpables pueden ser procesados de acuerdo a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.


Laboratorio Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima • Central Telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico sagperu@sagperu.com

Página 4 de 4

Nota: SAG SAC.

Anexo 7

Cadena de custodia de Informe de ensayo de suelos antes y después de ser expuestos al llantén.



CADENA DE CUSTODIA DE MONITOREO - DE AGUAS Y SUELOS

F. Ve.
F. E.
Página.....

Cliente: Tenorio Zanabria, Marcia Leva Contacto: Roger Aparicio E-mail: intervenios2@un.pe Telef.(s) 985705256
 Lugar: Mezaderos Casero Empresa: Personal Planta: - Proyecto: -

Carta/Cotización: 2022-06V-91.1 / 2022-06V-102 MUESTREO POR SAG MUESTREO POR CLIENTE

PUNTO DE MUESTREO o CÓDIGO DEL CLIENTE	MUESTREO		TIPO DE MATRIZ	PARAMETROS IN SITU		ANÁLISIS DE LABORATORIO	N° Informe: <u>163740-2022</u>
	FECHA	HORA		PARAMETROS	UNIDADES		
1	CO-SIL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063277
2	CO-SFL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063278
3	C625-SIL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063279
4	C625-SFL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063280
5	C125-SIL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063281
6	C125-SFL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063282
7	C25-SIL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063283
8	C25-SFL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063284
9	C375-SIL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063285
10	C375-SFL	25-06-22	3:16pm	Suelo			72063286

SERVICIOS ANALITICOS GENERALES
RECIBIDO
25 JUN 2022
 RECEPCION DE MUESTRAS SAG
 15:30 P.M.


Observaciones de Muestreo: _____

Nombre(s) y Apellido(s) del Responsable del muestreo: Marcia Leva Tenorio Zanabria Firma(s): [Firma] Recibido en laboratorio: 15:30
 Nombre(s) y Apellido(s) del Responsable o Supervisor en campo: _____ Firma(s): _____ Dia/Hora: _____

Nota: SAG SAC.

Anexo 8

Cadena de custodia de Informe de ensayo de tejidos vegetales de llantén luego de ser expuestos a suelos contaminados.



CADENA DE CUSTODIA DE MONITOREO - DE AGUAS Y SUELOS

Página: 1
Ve F.E.

Cliente: Tenorio Zanabria, Marcia Lena Contacto: Roger Aparicio E-mail: mtensi.o2@unipe Telef.(s) 985905 856
 Lugar: Inventadero Cajero Empresa: Personal Planta: - Proyecto: Investigación de tesis
 Carta/Cotización: 2022-06VC-91-1 / 2022-06VC-108-2 MUESTREO POR SAG MUESTREO POR CLIENTE

PUNTO DE MUESTREO o CÓDIGO DEL CLIENTE	MUESTREO			PARAMETROS IN SITU	ANÁLISIS DE LABORATORIO		N° Informe:	
	FECHA	HORA	TIPO DE MATRIZ				CÓDIGO DE LABORATORIO	DATOS ADICIONALES
1. C0-LR	25-06-22	3:16pm	tejido vegetal					
2. C0-LA	25-06-22	3:14pm	tejido vegetal					
3. C6-25-LR	25-06-22	3:16pm	tejido vegetal					
4. C6-25-LA	25-06-22	3:14pm	tejido vegetal					
5. C12-5-LR	25-06-22	3:16pm	tejido vegetal					
6. C12-5-LA	25-06-22	3:16pm	tejido vegetal					
7. C75-LR	25-06-22	3:14pm	tejido vegetal					
8. C75-LA	25-06-22	3:14pm	tejido vegetal					
9. C37-5-LR	25-06-22	3:14pm	tejido vegetal					
10. C37-5-LA	25-06-22	3:14pm	tejido vegetal					

Observaciones de Muestreo: La provisto de análisis de los metales es: As, Cd, Pb, Cr, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, de mayor a menor importancia. Si se pide de los demás metales que sea en orden alfabético.

Nombre(s) y Apellido(s) del Responsable del muestreo: Marcia Lena Quispe Zanabria Firma(s): [Firma] Recibido en laboratorio: 15:30
 Nombre(s) y Apellido(s) del Responsable o Supervisor en campo: _____ Firma(s): _____ Día/Hora: _____

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES

RECIBIDO

25 JUN 2022

RECEPCIÓN DE MUESTRAS SAG

15:30pm

Nota: SAG SAC.

