

**UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN**  
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



*Una Institución Adventista*

**Potencial de fitorremediación de *Schinus molle* y *Acacia macracantha*,  
en suelos contaminados con metales pesados en Canta-Lima 2021**

Tesis para obtener el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

**Autor:**

Glenny Marilyn Chuptaya Cruz  
Julio Cesar Molina Cabezas

**Asesor:**

Mag. Joel Hugo Fernandez Rojas

Lima, abril

## DECLARACIÓN JURADA DE AUTORÍA DE TESIS

Mg. Ing. Joel Hugo Fernandez Rojas, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Peruana Unión.

DECLARO:

Que la presente investigación titulada: “**Potencial de fitorremediación de *Schinus molle* y *Acacia macracantha*, en suelos contaminados con metales pesados en Canta-Lima 2021**” constituye la memoria que presenta el (la) / los Bachiller(es) Glenny Marilyn Chuptaya Cruz y Julio Cesar Molina Cabezas para obtener el título de Profesional de Ingeniero Ambiental, cuya tesis ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

Las opiniones y declaraciones en este informe son de entera responsabilidad del autor, sin comprometer a la institución.

Y estando de acuerdo, firmo la presente declaración en la ciudad de Lima, a los 8 días del mes de abril del año 2022.



---

Joel Hugo Fernandez Rojas

## ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

En Lima, Ñaña, Villa Unión, a los 08 días día(s) del mes de abril del año 2022 siendo las 09:30 horas, se reunieron en modalidad virtual u online sincrónica, bajo la dirección del Señor Presidente del jurado: **Mg. Iliana Del Carmen Gutiérrez Rodríguez**, el secretario: **Ing. Orlando Alan Poma Porras**, y los demás miembros: **Mg. Milda Amparo Cruz Huaranga** e **Ing. Ferrer Canaza Rojas**, y el asesor, **Mg. Joel Hugo Fernández Rojas** con el propósito de administrar el acto académico de sustentación de la tesis titulada: "Potencial de fitorremediación de Schinus molle y Acacia macracantha, en suelos contaminados con metales pesados en Canta-Lima 2021"

de el(los)/la(las) bachiller/es: a) **JULIO CESAR MOLINA CABEZAS**

.....b) **GLENNY MARILYN CHUPTAYA CRUZ**

conducente a la obtención del título profesional de **INGENIERO AMBIENTAL**

(Nombre del Título profesional)

con mención en.....

El Presidente inició el acto académico de sustentación invitando al (los)/a(la)(las) candidato(a)/s hacer uso del tiempo determinado para su exposición. Concluida la exposición, el Presidente invitó a los demás miembros del jurado a efectuar las preguntas, y aclaraciones pertinentes, las cuales fueron absueltas por el(los)/la(las) candidato(a)/s. Luego, se produjo un receso para las deliberaciones y la emisión del dictamen del jurado.

Posteriormente, el jurado procedió a dejar constancia escrita sobre la evaluación en la presente acta, con el dictamen siguiente:

Candidato (a): ..... **JULIO CESAR MOLINA CABEZAS** .....

CALIFICACIÓN	ESCALAS			Mérito
	Vigesimal	Literal	Cualitativa	
APROBADO	17	B +	MUY BUENO	SOBRESALIENTE

Candidato (b): ..... **GLENNY MARILYN CHUPTAYA CRUZ** .....

CALIFICACIÓN	ESCALAS			Mérito
	Vigesimal	Literal	Cualitativa	
APROBADO	17	B+	MUY BUENO	SOBRESALIENTE

(\*) Ver parte posterior

Finalmente, el Presidente del jurado invitó al(los)/a(la)(las) candidato(a)/s a ponerse de pie, para recibir la evaluación final y concluir el acto académico de sustentación procediéndose a registrar las firmas respectivas.

\_\_\_\_\_  
Presidente  
Mg. Iliana del Carmen  
Gutiérrez Rodríguez

\_\_\_\_\_  
Secretario  
Ing. Orlando Alan  
Poma Porras

\_\_\_\_\_  
Asesor  
Mg. Joel Hugo  
Fernández Rojas

\_\_\_\_\_  
Miembro  
Mg. Milda Amparo  
Cruz Huaranga

\_\_\_\_\_  
Miembro  
Ing. Ferrer Canaza  
Rojas

\_\_\_\_\_

Candidato/a (a)  
Julio Cesar Molina  
Cabezas

\_\_\_\_\_

Candidato/a (b)  
Glenny Marilyn  
Chuptaya Cruz

# PHYTOREMEDIATION POTENTIAL OF *Schinus molle* AND *Acacia macracantha*, IN SOILS CONTAMINATED WITH HEAVY METALS IN CANTA-LIMA 2021

Potencial de fitorremediación de *Schinus molle* y *Acacia macracantha*, en suelos contaminados con metales pesados en Canta-Lima 2021

Glenny CHUPTAYA<sup>1</sup> \*, Julio MOLINA<sup>1</sup>, Joel FERNANDEZ<sup>1</sup>

<sup>1</sup>EP. Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión, Perú

\*Autor de correspondencia: glennychuptaya@upeu.edu.pe

**Key words:** Canta-Lima, pollution, bioconcentration and translocation

## ABSTRACT

The presence of heavy metals in ecosystems is one of the most important causes of environmental contamination because they are difficult to eliminate and are very persistent in nature. Given this, phytoremediation is presented as an ecologically viable alternative due to its bioaccumulation and degradation mechanism. The objective of this article was to evaluate the phytoremediation potential of *Schinus molle* and *Acacia macracantha* in soils contaminated with heavy metals in Canta - Lima. 8 soil samples and 18 plant sub-samples (root, stem and leaves) were obtained from 6 plant samples, which were analyzed by the Analytical Laboratory E.I.R.L. The phytoremediation potential of the plants was found by calculating the bioconcentration factor (BCF) and the translocation factor (TF). The soil samples of both species exceeded the standards regarding As, Cd, Cu, Pb and Zn; while Ba, Cr, Ni, Se, Tl and Hg were within the limit. *Schinus molle* accumulated significant amounts of Sr and Tl throughout its structure. *Acacia macracantha* accumulated Sr only in the stem and Tl in its leaves; and showed a potential for hyperaccumulation of Tl in root and stem. Both species showed a potential for Hg hyperaccumulation throughout the plant. In addition, *Acacia macracantha* showed a Phytoextraction potential for Sr and *Schinus molle* for Hg. The phytoremediation potential of *Schinus molle* and *Acacia macracantha* for the treatment of soils contaminated with heavy metals was evidenced.

**Palabras clave:** Canta-Lima, contaminación, bioconcentración y translocación

## RESUMEN

La presencia de los metales pesados en los ecosistemas es una de las más importantes causas de contaminación ambiental debido a que son difíciles de eliminar y son muy persistentes en la naturaleza. Ante ello la fitorremediación se presenta como una alternativa ecológicamente viable por su mecanismo de bioacumulación y degradación. El objetivo del presente artículo fue evaluar el potencial de fitorremediación de *Schinus molle* y *Acacia macracantha* en suelos contaminados con metales pesados en Canta - Lima. Se obtuvieron 8 muestras de suelo y 18 sub muestras vegetales (raíz, tallo y hojas) extraídas de 6 muestras de plantas, que fueron analizadas por el laboratorio Analytical Laboratory E.I.R.L. El potencial de fitorremediación de las plantas se halló calculando el factor de bioconcentración (FBC) y el factor de translocación (FT). Las muestras de suelo de ambas especies superaron los estándares respecto a As, Cd, Cu, Pb y Zn; mientras que Ba, Cr, Ni, Se, Tl y Hg se encontraban dentro del límite. *Schinus molle* acumuló cantidades significativas de Sr y Tl en toda su estructura. *Acacia macracantha* acumuló Sr solo en tallo y Tl en sus hojas; y demostró un potencial de hiperacumulación de Tl en raíz y tallo. Ambas especies demostraron un potencial de hiperacumulación de Hg en toda la planta. Además, *Acacia macracantha* evidenció un potencial de Fitoextracción para Sr y *Schinus molle* para Hg. Se evidenció el potencial de fitorremediación de *Schinus molle* y *Acacia macracantha* para el tratamiento de suelos contaminados con metales pesados.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es la introducción de elementos tóxicos, potencialmente dañinos para los seres vivos, al aire, agua o suelos de los ecosistemas causando perjuicios a la estabilidad de las cadenas tróficas y alterando su normal desarrollo (Gonzales et al., 2014).

Entre los más importantes causantes de la contaminación ambiental de los suelos se encuentran los metales pesados, que se caracterizan por poseer una densidad mayor a  $5\text{gr/cm}^3$ , una masa atómica mayor a los  $22.99\text{ g/mol}$  y un número atómico superior al del calcio (23) (Medina & Montano, 2014). Los metales pesados que se destacan son el mercurio, cadmio, plomo, níquel, cobre, cobalto y zinc (Jara & Gómez, 2017). Estos se incorporan al ambiente a través de procesos naturales como el ciclo geológico y de manera antropogénica por actividades industriales, mineras, petrolíferas, procesos de fundición, tráfico vehicular, la agricultura y demás sistemas que liberen metales pesados al aire, agua o suelo en cualquiera de sus formas y compuestos (Parra, 2014).

Además, de manera natural, estos elementos mantienen una dinámica que les permite distribuirse en todo el ecosistema afectado por su presencia a través de su movilización a los cuerpos de agua superficiales y subterráneos, transferencias a la atmosfera por procesos de volatilización, absorción por las plantas y posterior incorporación a las redes tróficas y la retención de los mismos en los suelos ya sean disueltos o fijados o por fenómenos de adsorción, complejación y precipitación (Peña & Beltrán, 2017). En el suelo, los metales pesados se caracterizan por bioacumularse en los organismos y ser elementos muy persistentes debido a las elevadas concentraciones que llegan a alcanzar conforme avanzan en los eslabones de la cadena alimenticia; asimismo, se convierten en contaminantes altamente tóxicos gracias a la imposibilidad del organismo afectado de mantener los niveles de excreción adecuados, superando las concentraciones del producto químico en el ambiente (Munive, 2018).

Entre las principales afectaciones de los metales pesados hacia los seres vivos se encuentra el desplazar a los iones de las biomoléculas esenciales, bloquear la formación de los grupos funcionales,

impedir la conformación de enzimas y polinucleótidos, destrucción de biomoléculas y modificar a otros agentes biológicamente activos (Cañizares, 2000). De la misma manera, se relacionan con la genotoxicidad en animales y plantas, debido a que participan en la formación de radicales libres que causan estrés oxidativo e inhiben la reparación del ADN, provocando la muerte celular por necrosis o apoptosis (Parra, 2014).

Por otra parte, los metales pesados no pueden ser destruidos o eliminados de manera natural o biológica, ya que no tienen funciones metabólicas específicas en los seres vivos (Peña & Beltrán, 2017). Ante esta problemática se han desarrollado diversas técnicas o alternativas de tratamiento que se clasifican de acuerdo a la naturaleza del comportamiento de los contaminantes en métodos fisicoquímicos, que utilizan las propiedades físico-químicas de los contaminantes o del medio contaminado para inmovilizar, transformar o separar los metales pesados; y biológicos que se concentran en el aprovechamiento del metabolismo de los seres vivos para limpiar los suelos contaminados, razón por la cual se conocen como biorremediación (Riojas et al., 2010).

Así pues, dentro de la biorremediación se engloba un conjunto de técnicas que utilizan organismos unicelulares y pluricelulares para la absorción, transformación, acumulación y degradación de contaminantes, con la finalidad de reducir su presencia y toxicidad en el ambiente (Ferrera et al., 2006). Sin embargo, es un proceso que puede tardar períodos de tiempo muy largos para completar la recuperación y restauración del suelo contaminado, dependiendo de la cantidad de contaminantes en el ambiente y condiciones ambientales favorables para el desarrollo y proliferación de los organismos biorremediadores, por lo cual se destaca la participación de las plantas (fitorremediación) para descontaminar los suelos, gracias a sus periodos de desarrollo más prolongados y que garantizan una mayor incidencia en su remediación (Prieto, González, Román, & Prieto, 2008).

Por lo tanto, la fitorremediación consiste en una alternativa biológicamente viable para desplazar o transformar los contaminantes del aire, agua y suelos, con el uso y selección de especies vegetales por su capacidad para tolerar y asimilar sustancias tóxicas gracias a sus tasas de crecimiento, profundidad de las raíces y su habilidad para bioacumular y degradar contaminantes; ayudando así

en la recuperación y remediación de suelos contaminados con metales pesados (Madera, Peña, & Solarte, 2014). Además presentan un menor impacto ambiental frente a otras técnicas invasivas y con efectos secundarios negativos (Prieto et al., 2008).

No obstante, el reconocimiento de las especies fitorremediadoras significativas resulta una complicación principalmente debido a que se requieren estudios previos y la determinación de ciertos indicadores: factor de bioconcentración (FBC) y factor de translocación (FT), para el análisis y evaluación de su potencial de fitorremediación (Medina & Montano, 2014).

El objetivo del presente artículo es evaluar el potencial de fitorremediación de dos especies vegetales en suelos contaminados con metales pesados en la provincia de Canta, región Lima.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La zona de estudio se encuentra ubicada en el distrito de Huamantanga y provincia de Canta, esta última comprendida entre las coordenadas geográficas 11°20'00"-12°15'00" Latitud Sur y 76°24'00"-77° 10'00" Longitud Oeste, una altitud entre 600 a 4800 msnm, superficie equivalente a 1687 Km<sup>2</sup>, con clima variable y temperaturas que oscilan entre 19.9 °C a 5° C y precipitaciones de 18.2 a 1000 mm/año; una economía 60% andina, sustentada principalmente en la agricultura, ganadería y el turismo ecológico (De la Cruz, Zevallos, & Vilcapoma, 2016).

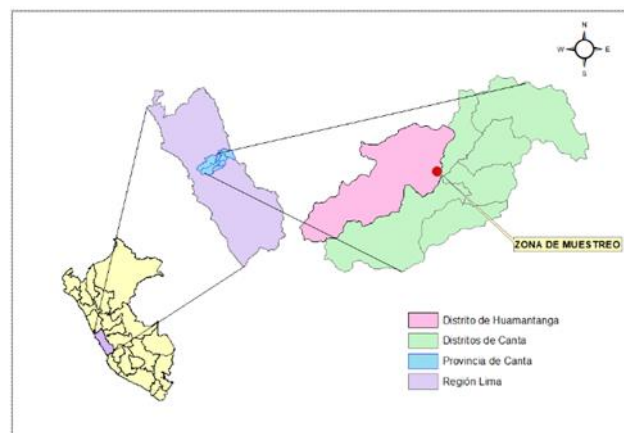


Fig. 1 Localización de la zona de muestreo basado en el Plano general del distrito de Huamantanga.



## **Muestreo y preparación de muestras**

Para las muestras vegetales se realizó un muestreo no probabilístico en 6 puntos del área de estudio, profundizando hoyos con una palana a una profundidad (0 a 30 cm) limitante entre las raíces y el suelo de cada planta. De las 6 muestras recolectadas se obtuvieron 6 sub muestras de las hojas, 6 de tallos y 6 de raíces; 4 de los puntos de muestreo se ubicaron en suelo contaminado y los otros 2 en suelos no contaminados por metales pesados.

En el caso del muestreo de suelo, los puntos correspondieron con los sustratos de las muestras vegetales en un total de 6, cuya profundidad menor a 1 metro corresponde con el límite de las raíces de las plantas; además, se tomaron 2 muestras compuestas representativas de suelos (MINEM, 2000), obtenidas a partir de 12 sub muestras de 500 gr – 1 Kg de suelo (profundidad de 0 a 30 cm) en dos áreas colindantes, correspondientes a zonas donde no creció ninguna planta y no han sufrido de ninguna alteración por parte de alguna especie vegetal, a las cuales se les aplico el método del cuarteo hasta obtener 500 gr de cada suelo para el análisis en laboratorio (MINAM, 2014). Se obtuvieron un total de 8 muestras de suelo.

Tanto las muestras vegetales como de suelo fueron analizadas por el laboratorio Analytical Laboratory E.I.R.L

## **Caracterización de suelos**

Se analizó la materia orgánica (MA) y el pH de cada muestra de suelo. El método utilizado por el laboratorio para determinar el contenido de MA corresponde con la NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RETNAC-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis; y en el caso del pH, fue por el método EPA SW-846, Method 9045D, Revisión 4.

## **Análisis de metales pesados en suelos y plantas**

El contenido de metales pesados de cada muestra de suelo fue analizado según el método EPA 3050 B rev. 2, 1996 Espectrometría de masas por plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) / Digestión ácida de sedimentos, lodos y suelos.

Por otro lado, el contenido de metales pesados de cada muestra vegetal fue analizado según el método EPA 200.3 Rev.1.0 1991 Procedimiento de preparación de muestras para la determinación espectroquímica del total de elementos recuperables en tejidos biológicos / Determinación de metales y oligoelementos en aguas y desechos mediante espectrometría de emisión atómica-plasma acoplada inductivamente.

## **Calculo y análisis de factores ecológicos**

Para determinar el potencial de fitorremediación de las plantas, es necesario conocer la capacidad de absorción y acumulación de contaminantes que posee cada una de las especies y la eficiencia en el transporte de metales pesados desde la raíz hasta las partes aéreas de la planta (Covarrubias & Peña, 2017); para esto se utilizaron las ecuaciones del método utilizado por Ñañez (2016) y Callirgos (2014), que establecen la relación entre la concentración de metales pesados en la parte aérea, raíz y suelos de las especies vegetales, los cuales se detallan a continuación:

- Factor de bioconcentración

$$\mathbf{FBC\ Raíz} = \mathbf{[Raíz]/[Suelo]}$$

$$\mathbf{FBC\ Aérea} = \mathbf{[Parte\ aérea]/[Suelo]}$$

Donde:

FBC Raíz = Factor de bioconcentración en la raíz

FBC Aérea = Factor de bioconcentración en la parte aérea

[Raíz] = Concentración del metal pesado en la raíz

[Parte aérea] = Concentración del metal pesado en la parte aérea (tallo y/o hojas)

[Suelo] = Concentración del metal pesado en el suelo

De acuerdo a Ñañez (2016) el FBC es una herramienta para la evaluación de la capacidad de acumulación o estabilización de metales pesados y su potencial fitorremediador; concluyendo que una especie es indicadora si el FBC Raíz es menor a 1 y tolerante si el mismo es mayor a 1, e hiperacumuladora si el FBC Aérea es mayor que el FBC Raíz. Por otro lado, Covarrubias & Peña (2017) expresan que la planta es excluyente si el FBC <1 y acumuladora si FBC >1 de manera general. Asimismo, la especie presenta un potencial de estabilización si su FBC Aérea <1 y su FBC Raíz >1 (Loch, 2017). No obstante, también se utilizó la referencia de ciertos autores que establecen el potencial de hiperacumulación para determinados metales pesados tomando en cuenta ciertos parámetros como los siguientes:

#### CUADRO I CLASIFICACIÓN DE PLANTAS SEGÚN EL FBC EN PARTE AÉREA Y RAÍZ.

FBC	Clasificación	Referencias
FBC aéreo o raíz <1	Excluyente	(Baker, S.P., Reeves, &
1<FBC aéreo o raíz <10	Acumuladora	Smith, 2000) and (Baker, 1981)
FBC aéreo o raíz >10	Hiperacumuladora	

Fuente: Medina & Montano (2014)

#### CUADRO II PLANTAS HIPERACUMULADORAS SEGÚN LAS CONCENTRACIONES EN PARTE AÉREA.

Metal	Concentración mg/Kg	Referencia
Cd	>100	(Brooks, Lee, Reeves,
Co, Cu, Ni, Pb	>1000	& Jaffre, 1977) and
Mn, Zn	>10000	(Baker et al., 2000)

Fuente: Medina & Montano (2014)

- Factor de translocación

$$\mathbf{FT= [Parte aérea]/ [Raíces]}$$

Donde:

FT: Factor de translocación de la planta

[Parte aérea] = Concentración del metal (tallo)

[Raíces] = Concentración del metal en raíces

Callupe & Lara (2018) mencionan que el FT es utilizado como indicador de la capacidad de transporte de metales pesados desde la raíz hacia el vástago del vegetal y valores de FT mayores a 1, expresan que la planta posee un eficiente sistema de transporte de metales pesados y una gran capacidad de almacenamiento en las vacuolas de las hojas y el apoplasto; por lo que le corresponde un potencial de fitoextracción de metales pesados (Audet & Charest, 2007). Por otro lado, si el FT obtenido tiene un valor menor a 1, significa que el transporte de metales y su capacidad de acumulación en tejidos aéreos es ineficiente, por lo que le corresponde un potencial de fitoestabilización de metales pesados (Audet & Charest, 2007).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CUADRO III COMPARACIÓN DE MUESTRAS REPRESENTATIVAS DE SUELO CON ESTÁNDARES.

Elemento	MSR1	MSR2	CEQG	ECA SUELO
	(mg/Kg)	(mg/Kg)	(mg/Kg)	(mg/Kg)
Arsénico (As)	108.1	1,296.8	12	50
Bario (Ba)	206.4	531.9	750	750
Cadmio (Cd)	7.557	67.1	1.4	1.4
Cobre (Cu)	125.4	3,355.6	63	-
Cromo (Cr)	6.27	1.49	64	-
Mercurio(Hg)	<0,04	<0,04	6.6	6.6
Niquel (Ni)	3.75	2.31	45	-
Plomo (Pb)	829.8	12,086.3	70	70
Selenio (Se)	<0,20	<0,20	1	-
Talio (Tl)	<0,04	<0,04	1	-
Zinc (Zn)	358.7	4,157.8	250	-

MRS1: Muestra representativa de suelo

MRS2: Muestra representativa de suelo

CEQG: Canadian Environmental Quality Guidelines

En el cuadro III se observan las concentraciones de 11 de los 18 metales pesados analizados en las muestras representativas de suelo, los resultados fueron comparados con las normas de calidad ambiental de Canadá para suelo agrícola y los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelos del Perú. Los parámetros de As, Cd y Pb superan ambos estándares en más del 100%. En el caso de Cu y Zn, solo se tiene referencia en la norma canadiense, superan los estándares establecidos para ambos metales; esto debido a que en suelos contaminados con Pb es común encontrar Zn y Cd a causa de sus propiedades y características similares (Cervantes & Pimiento, 2017). Por otro lado, los

resultados de Cr, Ni, Se y Tl no superaron las concentraciones estándar de CEQG. Asimismo, las cantidades de Ba y Hg no superaron ninguna norma.

CUADRO IV RESULTADOS DE MUESTRAS DE SUELO.

Elemento	<i>Schinus molle</i>				<i>Acacia macracantha</i>			
	MSM1	MSM2	MSM3	Promedio	MSA1	MSA2	MSA3	Promedio
Arsénico (As)	175.93	1,175.81	192.55	514.76	0.52	427.79	638.13	355.48
Bario (Ba)	365.75	456.47	350.87	391.03	106.97	411.94	625.81	381.57
Antimonio (Sb)	<0.2	<0.2	<0.2	-	<0.2	<0.2	<0.2	-
Cadmio (Cd)	10.669	55.980	26.279	30.98	2.287	39.841	46.399	29.51
Cobre (Cu)	207.190	2,339.588	1,139.753	1,228.84	47.078	3,539.876	3,952.342	2,513.1
Cromo (Cr)	6.85	3.61	3.25	4.57	7.03	0.80	5.07	4.3
Estroncio (Sr)	44.69	72.00	44.71	53.8	64.75	91.29	111.90	89.31
Fosforo (P)	1,293.17	1,580.34	1,055.48	1,309.66	671.73	2,260.07	2,606.71	1,846.17
Hierro (Fe)	42,793.81	103,684.48	100,150.60	82,209.63	15,884.33	109,090.17	128,364.20	84,446.23
Manganeso (Mn)	3,257.85	34,049.18	33,449.14	23,585.39	466.41	37,301.48	42,720.57	26,829.49
Níquel (Ni)	4.09	2.52	1.66	2.76	11.99	2.46	2.86	5.77
Plomo (Pb)	2,031.95	10,398.52	2,073.93	4,834.8	50.20	3,728.01	4,952.55	2,910.25
Selenio (Se)	<0.2	<0.2	<0.2	-	<0.2	<0.2	<0.2	-
Talio (Tl)	<0.04	<0.04	<0.04	-	<0.04	<0.04	<0.04	-
Vanadio (V)	62.90	8.62	8.45	26.66	19.89	9.79	17.03	15.57
Zinc (Zn)	690.57	3,489.78	1,088.58	1,756.31	177.95	1,916.04	2,213.33	1,435.77
Potasio (K)	2,283.69	1,732.30	1,843.00	1,953	657.46	2,215.36	2,749.25	1,874.02
Mercurio (Hg)	<0.04	<0.04	<0.04	-	<0.04	<0.04	<0.04	-
pH	7.61	7.53	8.16	7.77	8.14	8.04	8.06	8.08
Materia orgánica (gr/100gr)	3.83	3.73	0.78	2.78	2.13	2.15	1.35	1.88

MSM: Muestra de suelo de *Schinus molle*

MSA: Muestra de suelo de *Acacia macracantha*

Los resultados de los análisis físico-químicos de los suelos sobre los cuales crecieron ambas especies presentaron un pH con promedio de 7.92 clasificado como básico (Rivera, Sánchez, & Domínguez, 2018). De acuerdo al pH de las muestras, el suelo sobre el cual creció *Acacia macracanta* es ligeramente más alcalino que donde crecieron los especímenes de *Schinus molle*. La cantidad de materia orgánica registró un promedio de 2.33 que, de acuerdo a Soto, Hernández, Luna, Ortiz, & García (2016), es bajo por ser menor a 4% y ello puede deberse a la aplicación de laboreo, prácticas agrícolas y fertilizantes que provocan una degradación a la estructura de este. Asimismo, la MSM3 fue la única cuyo contenido de materia orgánica fue menor a 1%. Del mismo modo, las muestras de *Acacia macracanta* presentaron valores promedios cercanos y menores a los resultados para *Schinus molle*.

En el cuadro IV se muestra el contenido de los metales pesados. Se registraron valores que exceden en gran manera tanto el ECA como el CEQG para suelo en los parámetros de As, Cd, Cu, Pb y Zn en todas las muestras excepto MSA1. Por otro lado, los contenidos totales de estos metales en ambas especies promedian en 435.12 mg/Kg para As, 30.24 mg/Kg para Cd, 1,870.8 mg/Kg para Cu, 3,872.53 mg/Kg para Pb y 1,596.04 mg/Kg para Zn. Esto debe tomarse en cuenta para determinar el grado de contaminación del suelo al momento de aplicar una técnica de fitorremediación, ya que las plantas pueden inhibir su crecimiento o alterar su fisiología dependiendo de la concentración metálica a la que estén expuestas (García, Moreno, Hernández, & Polo, 2002).

Respecto a las concentraciones de Ba, Cr, Ni, Se, Tl y Hg de todas las muestras analizadas, ninguna superó los estándares establecidos por la norma nacional y canadiense; siendo sus valores promedios 386.3 mg/Kg, 4.44 mg/Kg y 4.26 mg/Kg para Ba, Cr, Ni, respectivamente; Tl y Hg con valores menores a 0.04 mg/Kg y Se con valores menores a 0.2 mg/Kg. Solo se consideran 11 de los 18 metales pesados ya que se tomará como referencia el ECA suelo y la norma canadiense CEQG.

## Muestras vegetales

CUADRO V CONCENTRACIONES DE BARIO POR MUESTRA.

Ba	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAIZ	9.43	<0.3	109.63	14.00	21.47	97.34
TALLO	5.53	2.34	<0.3	<0.3	0.90	25.90
HOJAS	12.93	5.91	21.55	0.36	5.15	14.72
SUELO	365.75	106.97	456.47	411.94	350.87	625.81

Para *Schinus molle* (S) la concentración de bario en los sustratos (suelo) es mucho mayor que en la raíz, hojas y tallos, en ese orden de acumulación para las muestras S2 y S3. Por otro lado, la muestra S1 presenta cantidades de bario en el orden suelo>hojas>raíz>tallo, donde la concentración en el tallo es superior en comparación con S2 y S3. Para *Acacia macracantha* (A) los resultados son análogos, las mayores concentraciones se hallaron en el suelo de las muestras, pero el orden de acumulación en la planta es diferente para cada muestra y se observa que a mayores concentraciones en el sustrato mayor es la acumulación en las raíces. Similares resultados a los de S1 se hallaron para muestras de *Senecio rudbeckiaefolius* donde las concentraciones del metal fueron mayores en las hojas que en la raíz (Papuico, 2018).

CUADRO VI CONCENTRACIONES DE COBRE POR MUESTRA.

Cu	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAIZ	<1	<1	155.20	14.28	52.28	53.31
TALLO	<1	<1	<1	<1	<1	4.43
HOJAS	<1	<1	5.38	<1	10.56	<1
SUELO	207.19	47.07	2,339.5	3,539.8	1,139.7	3,952.3



La concentración de cobre es superior en las muestras de sustrato para ambas especies y tiende a ser muy escasa en las plantas S1 y A1. No obstante, para *Schinus molle* las concentraciones en los tallos son ínfimas pero significativas en las raíces y hojas de S2 y S3, en ese orden de acumulación; y esto concuerda con lo hallado por Peña River & Beltrán Lázaro (2017) que mencionan que al penetrar del suelo a la planta las moléculas de Zn, Pb y Cu se inactivan y acumulan debido a la formación de compuestos solubles por el contacto con la materia orgánica.

Por otra parte, en la muestra A2 solo se presentan concentraciones significativas en las raíces y para A3 solo existe acumulación en la raíz y tallo, con ese orden de acumulación. Las bajas concentraciones de cobre en las partes de la planta y una mayor presencia en los suelos se deben a que el metal presenta una movilidad limitada, y por esto tiende a concentrarse en los suelos de sitios contaminados (Zubillaga, 2012).

CUADRO VII CONCENTRACIONES DE ESTRONCIO POR MUESTRA.

Sr	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAÍZ	54.53	12.06	120.13	85.02	103.33	18.46
TALLO	43.63	86.98	116.46	98.76	46.40	123.00
HOJAS	52.51	49.51	195.78	26.83	62.09	93.16
SUELO	44.69	64.75	72.00	91.29	44.71	111.90

El estroncio, de acuerdo al cuadro VII, presenta resultados significativos en todas las muestras y se distribuye en el orden raíz>hojas>tallo para las muestras S1 y S3 de *Schinus molle*, y en el caso de S2 hay mayor acumulación en las hojas. Dávila Mego & Walter Villegas (2017) obtuvieron resultados similares en la evaluación de la capacidad fitorremediadora en 4 de 5 especies herbáceas que crecieron en zonas mineras de Cajamarca, donde la concentración del metal fue mayor en las raíces que el tallo de la planta, excepto en *Lachebilla orbiculata* que al igual que las muestras de *Acacia macracantha* en este trabajo, presenta una mayor acumulación del metal en sus tallos que en el resto de la planta.

CUADRO VIII CONCENTRACIONES DE FÓSFORO POR MUESTRA.

P	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAÍZ	1,329.01	353.49	563.19	552.87	381.69	151.16
TALLO	1,046.20	1,032.77	361.03	453.15	222.51	744.04
HOJAS	1,747.21	2,009.08	2,316.13	292.70	877.16	727.19
SUELO	1,293.17	671.73	1,580.34	2,260.07	1,055.48	2,606.71

Las concentraciones de fósforo en las muestras de *Schinus molle* presentan una tendencia de acumulación en hojas>raíz>tallo. No obstante, en los resultados para *Acacia macracantha* no hay un patrón definido de acumulación. Además, se observa que las cantidades de fosforo son significativas en todos los resultados, esto debido a que es un elemento esencial para el desarrollo de las plantas por su participación en la formación de moléculas energéticas (ATP, UTP, CTP, GTP, AMPc, etc.), fosfolípidos y ácidos nucleicos que forman parte de todas las células vegetales (Fernandez, 2007).

CUADRO IX CONCENTRACIONES DE HIERRO POR MUESTRA.

Fe	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAÍZ	71.65	638.32	6,318.25	779.29	3,533.94	2,555.39
TALLO	49.42	11.18	44.86	41.62	586.39	475.53
HOJAS	79.81	212.08	710.00	39.77	311.62	357.75
SUELO	42,793.8	15,884.3	103,684.4	109,090.1	100,150.6	128,364.2

El cuadro IX muestra una elevada concentración de hierro en los sustratos de cada planta, y en el caso de las muestras vegetales de S2 y S3 una mayor acumulación en las raíces respecto a los demás resultados. Por otro lado, las muestras de *Acacia macracantha* presentan una tendencia de acumulación de hierro en sus raíces. Esto se debe principalmente a que el metal es muy abundante en el suelo, 5% de la corteza terrestre lo representa (Altamirano & Beltran, 2019). No obstante, su acumulación depende de la estrategia que tenga la planta (Covarrubias & Peña, 2017), como en este

caso ambas especies restringen su transporte a las partes aéreas cuanto mayor sea la concentración del metal en raíces.

CUADRO X CONCENTRACIONES DE MANGANESO POR MUESTRA.

Mn	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAÍZ	35.88	34.48	2,321.82	306.55	1,341.32	998.26
TALLO	24.77	15.44	115.98	18.58	243.10	132.32
HOJAS	125.96	70.81	357.53	20.78	432.37	99.28
SUELO	3,257.8	466.4	34,049.1	37,301.4	33,449.1	42,720.5

En el cuadro X las mayores concentraciones de manganeso en planta se registraron en la raíz de la muestra S2 de *Schinus molle* y las menores en el tallo de la muestra A1 de *Acacia macracantha*; asimismo la mayor concentración en sustrato de planta se muestra en el suelo de A3. Prieto et al. (2008) menciona que el Mn en los suelos tiene preferencia de absorción por parte de las plantas frente al Zn, Cd, Cu y Pb ya que puede sustituir al calcio y magnesio como elementos esenciales para las plantas, lo que explicaría su presencia en cantidades significativas dentro de ellas. Además de participar como molécula necesaria para el proceso de la fotosíntesis durante la fotólisis del agua (Paredes, López, & Quispe, 2017).

Por otro lado, se observa que las concentraciones de manganeso en las hojas son mayores que en las raíces para las muestras S1 y A1. Resultados similares obtuvieron Intawongse & Dean (2006), al encontrar mayores concentraciones de Mn en las hojas de rábano y espinacas que en sus raíces. Lo cual muestra su tendencia a movilizarse para llegar a las partes más altas u órganos de la planta, causando daños. No obstante, en los resultados de S2, S3, A2 y A3 las concentraciones de manganeso para ambas especies son menores en las hojas y tallos que en las raíces, lo cual demuestra que a concentraciones en el suelo superiores a 3257.8 mg/Kg el metal tiende a estabilizarse en las partes bajas de la planta.

CUADRO XI CONCENTRACIONES DE TALIO POR MUESTRA.

TI	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAÍZ	<0.3	2.14	9.08	15.22	25.71	14.64
TALLO	<0.3	<0.3	<0.3	4.88	<0.3	2.96
HOJAS	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
SUELO	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04

Para talio la acumulación se presenta principalmente en las raíces de las muestras y solo en A2 y A3 presentan concentraciones en el tallo. El talio es un elemento que se desplaza en el suelo debido principalmente a las actividades antropogénicas, y no es común su acumulación natural; sin embargo, las plantas pueden acumularlo en sus distintos órganos, principalmente en las raíces debido a que causa alteraciones en los fotosistemas responsables del proceso de la fotosíntesis en partes aéreas, por lo que su acumulación se da principalmente en partes bajas y lo hace en menor grado en plantas resistentes al metal (Valeria & Herrera, 2015).

CUADRO XII CONCENTRACIONES DE ZINC POR MUESTRA.

Zn	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAÍZ	<0.7	<0.7	481.27	23.70	79.74	36.55
TALLO	<0.7	<0.7	12.09	<0.7	<0.7	37.98
HOJAS	<0.7	<0.7	73.88	<0.7	71.03	77.14
SUELO	690.57	177.95	3,489.78	1,916.04	1,088.58	2,213.33

Para *Schinus molle* solo se presentan concentraciones de zinc en S2 y S3 en la raíz y hojas para ambas muestras; y solo S2 presenta acumulación significativa en el tallo. Donde al igual que lo hallado por Dávila Mego & Walter Villega (2017) para *Calamgristis tarmensis*, *Paspalum bonplandianum*, *Carex pichinchensis*, *Lachemilla orbiculata*, etc. en suelos contaminados por el metal, las concentraciones en las raíces son mayores a las del tallo en S2 y S3 de *Schinus molle*; por el contrario

en suelos no contaminados se hallaron resultados análogos a los de A3 de *Acacia macracantha* acumulando mayores concentraciones de zinc en el tallo que en las raíces de *Lachemilla orbiculata* y *Juncus conglomeratus*. Por otra parte, solo la muestra 3 de *Acacia macracantha* presenta concentraciones en toda la planta.

CUADRO XIII CONCENTRACIONES DE POTASIO POR MUESTRA.

K	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAÍZ	8,725.97	3,610.78	12,802.30	3,057.34	13,724.60	954.57
TALLO	9,792.12	5,682.59	13,306.80	3,374.12	8,751.54	5,187.08
HOJAS	19,159.10	10,569.40	39,956.25	2,462.78	19,943.80	4,322.85
SUELO	2,283.69	657.46	1,732.30	2,215.36	1,843.00	2,749.25

Se observa en el cuadro XIII que las mayores concentraciones de potasio se alojan en las hojas de todas las muestras de *Schinus molle*, pero solo en S1 y S2 las concentraciones en tallo son mayores a la raíz. Con respecto a las muestras de *Acacia* estas no presentan un patrón de acumulación, pero sí presentan resultados significativos. Todas las muestras, excepto A3, presentan mayores concentraciones del elemento en la planta que en su sustrato. Esto se debe principalmente a que el potasio es el catión más abundante en las células vegetales, y se encarga de la regulación del funcionamiento de las células estomáticas, necesarias para el proceso de fotosíntesis; además junto al nitrógeno y el fósforo son nutrientes esenciales para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Latsague, Sáez, & Mora, 2014).

CUADRO XIV CONCENTRACIONES DE MERCURIO POR MUESTRA.

Hg	S1	A1	S2	A2	S3	A3
RAÍZ	129.06	127.78	127.65	124.18	128.56	143.41
TALLO	130.46	126.30	128.22	127.28	135.39	133.20
HOJAS	129.48	132.50	319.18	126.05	125.43	134.65
SUELO	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04

En lo concerniente al mercurio los resultados para *Acacia macracantha* y *Schinus molle* son similares. Las muestras de cada especie no presentan un patrón de acumulación, pero en todas las concentraciones son exponencialmente mayores a las que presenta el suelo. Algunas muestras coinciden con Vidal, Marrugo Negrete, Jaramillo, & Perez (2010) que al tener un patrón de acumulación raíz>hojas>tallo, concluyeron que esto se debe a que las raíces son la parte más expuesta a las concentraciones de Hg, por lo que sus átomos se adhieren a la superficie de la rizodermis, uniéndose a las fitoquelatinas secretadas por la planta para evitar su traslocación al tallo; y su mayor concentración en las hojas es a causa de su acumulación en las vacuolas como mecanismo de defensa toxica.

A partir de las plantas recolectadas y el análisis de las muestras de *Schinus molle* y *Acacia macracantha* se obtuvieron los cuadros XV, XVI y XVII que corresponden a los FBC obtenidos para las raíces, tallos y hojas, respectivamente. Ninguna de las especies presentó resultados favorables para la acumulación o estabilización de As, Ba, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, V y Zn. No obstante, en el caso del Cr para *Acacia macracantha* y Ni para *Schinus molle* se observaron 2 resultados (menores a 1.2 mg/Kg) aparentemente positivos en acumulación para raíz, tallo y hojas de las muestras A2 y S3, respectivamente. Por lo tanto, ambas especies solo servirían como indicadoras de la presencia de dichos metales (Ñañez, 2016).

En el caso de Sr, solo las muestras de *Schinus molle* presentaron FBC mayores a 1 para raíz, tallo y hojas; mientras que las de *Acacia macracantha* presentaron valores mayores a 1 solo para tallo, lo

que indica que *Schinus molle* tiene la capacidad de acumular el metal favorablemente en toda su estructura y *Acacia macracantha* solo en su tallo (Covarrubias & Peña, 2017).

CUADRO XV FBC EN LAS RAÍCES.

Nombre científico	Código muestra	Factor de Bioconcentración Raíz (FBCR)													
		As	Ba	Cd	Cu	Cr	Sr	Fe	Mn	Ni	Pb	Tl	V	Zn	Hg
<i>Schinus molle</i>	S1	0.0017	0.0258	0.0281	0.0048	<0.0048	<b>1.2202</b>	0.0017	0.011	<0.489	0.0015	<7.5	0.0159	0.001	>3226.5
	S2	0.0003	0.2402	0.0054	0.0663	<0.277	<b>1.6685</b>	0.0609	0.0682	<0.7937	0.0003	>227	0.116	0.1379	>3191.3
	S3	0.0005	0.0612	0.0114	0.0459	<0.3077	<b>2.3111</b>	0.0353	0.0401	<1.2048	0.0014	>642.75	0.1183	0.0733	>3214
<i>Acacia macracantha</i>	A1	0.5769	0.0028	0.1312	0.0212	<0.1422	0.1863	0.0402	0.0739	<0.1668	0.0598	>53.5	0.0503	0.0039	>3194.5
	A2	0.0007	0.034	0.0075	0.004	<1.25	0.9313	0.0071	0.0082	<0.813	0.0008	>380.5	0.1021	0.0124	>3104.5
	A3	0.0005	0.1555	0.0065	0.0135	<0.1972	0.165	0.0199	0.0234	<0.6993	0.0006	>366	0.0587	0.0165	>3585.3

CUADRO XVI FBC EN LOS TALLOS.

Nombre científico	Código muestra	Factor de Bioconcentración Tallo (FBCT)													
		As	Ba	Cd	Cu	Cr	Sr	Fe	Mn	Ni	Pb	Tl	V	Zn	Hg
<i>Schinus molle</i>	S1	0.0017	0.0151	0.0281	0.0048	<0.14	0.9763	0.0012	0.0076	<0.489	0.0015	<7.5	0.0159	0.001	>3261.5
	S2	0.0003	0.0007	0.0054	0.0004	<0.27	<b>1.6175</b>	0.0004	0.0034	<0.7937	0.0003	<7.5	0.116	0.0035	>3205.5
	S3	0.0016	0.0026	0.0114	0.0009	<0.30	<b>1.0378</b>	0.0059	0.0073	<1.2048	0.0014	<7.5	0.1183	0.0006	>3384.8
<i>Acacia macracantha</i>	A1	0.5769	0.0219	0.1312	0.0212	<0.14	<b>1.3433</b>	0.0007	0.0331	<0.1668	0.0598	<7.5	0.0503	0.0039	>3157.5
	A2	0.0007	0.0007	0.0075	0.0003	<1.25	<b>1.0818</b>	0.0004	0.0005	<0.813	0.0008	>122	0.1021	0.0004	>3182
	A3	0.0005	0.0414	0.0065	0.0011	<0.19	<b>1.0992</b>	0.0037	0.0031	<0.6993	0.0006	>74	0.0587	0.0172	>3330

CUADRO XVII FBC EN LAS HOJAS.

Nombre científico	Código muestra	Factor de Bioconcentración Hojas (FBCH)													
		As	Ba	Cd	Cu	Cr	Sr	Fe	Mn	Ni	Pb	Tl	V	Zn	Hg
<i>Schinus molle</i>	S1	0.0017	0.0354	0.0281	0.0048	<0.146	<b>1.175</b>	0.0019	0.0387	<0.489	0.0015	<7.5	0.0159	0.001	>3237
	S2	0.0003	0.0472	0.0054	0.0023	<0.277	<b>2.7192</b>	0.0068	0.0105	<0.7937	0.0003	<7.5	0.116	0.0212	>7979.5
	S3	0.0016	0.0147	0.0114	0.0093	<0.3077	<b>1.3887</b>	0.0031	0.0129	<1.2048	0.0014	<7.5	0.1183	0.0653	>3135.8
<i>Acacia macracantha</i>	A1	0.5769	0.0552	0.1312	0.0212	<0.1422	0.7646	0.0134	0.1518	<0.1668	0.0598	<7.5	0.0503	0.0039	>3312.5
	A2	0.0007	0.0009	0.0075	0.0003	<1.25	0.2939	0.0004	0.0006	<0.813	0.0008	<7.5	0.1021	0.0004	>3151.3
	A3	0.0005	0.0235	0.0065	0.0003	<0.1972	0.8325	0.0028	0.0023	<0.6993	0.0006	<7.5	0.0587	0.0349	>3366.3

En cuanto a Tl, *Schinus molle* presentó concentraciones inferiores a 7.5 mg/Kg en su parte aérea, demostrando así el potencial de acumulación de Tl en su tallo y hojas; mientras que *Acacia macracantha* puede acumular Tl en sus hojas e hiperacumular (Tl >122 mg/Kg) en su tallo, Respecto

a los valores obtenidos de las raíces de *Schinus molle* se demostró su capacidad de acumular Tl en grandes cantidades ( $>642.75$  mg/Kg). De igual modo, las raíces de *Acacia macracantha* presentaron altas concentraciones de Tl, por lo que ambas especies se muestran hiperacumuladoras y son útiles para la fitoextracción de talio (Chavez, 2014); como una alternativa sustentable y de un costo relativamente bajo para la remediación y rehabilitación de sitios contaminados por este metal (Papuico, 2018).

Asimismo, para el Hg, todos los resultados fueron favorables para la hiperacumulación del metal en ambas especies; por lo tanto, se podría catalogar a *Schinus molle* y *Acacia macracantha* como plantas hiperacumuladoras de Hg ya que todos los valores presentan un FBC  $>100$  (Cuadro I), debido a que las muestras de suelo mostraron una concentración muy ínfima del elemento ( $<0.04$ ) en comparación con las partes de la planta, donde hay una gran capacidad de estabilización (FBC $>3,151.3$ ). Demostrando que las especies analizadas tienen potencial de hiperacumulación y son útiles para la fitoextracción de Hg, siendo capaces de absorberlo, transportarlo y acumularlo en su biomasa aérea (tallos, hojas, etc.), representando una alternativa de bajo costo y que permite la conservación de los recursos del suelo afectados por la acumulación de este metal pesado (Gómez et al., 2018).

De la misma manera al analizar los resultados de este estudio ninguna de las especies acumuló concentraciones de Cd  $>100$  mg/Kg, Cu, Cr, Ni o Pb  $>1000$  mg/Kg y para el Mn o Zn  $> 10000$  mg/Kg en las partes aéreas de la planta, por lo que ninguna de ellas es hiperacumuladora de estos metales (Cuadro II).

Tomando en cuenta los resultados del cuadro XVIII y lo mencionado por Callupe & Lara, (2018); *Schinus molle* presenta un factor de translocación (FT) mayor a 1 para el Hg en las 3 muestras. Estos resultados evidenciaron que dicha especie traslada eficazmente el metal a las partes aéreas de la planta por lo que puede hiperacumular Hg en su estructura demostrando un eficiente sistema de transporte de metales pesados y una gran capacidad de almacenamiento en las vacuolas de las hojas, siendo útil para su uso en la fitoextracción de metales pesados (Audet & Charest, 2007). De la misma manera *Acacia macracantha* muestra resultados favorables con un FT mayor a 1 en las muestras A1 para Ba



y Sr, A2 para Sr y Hg, y A3 para Sr y Zn; por lo que observa que la especie hiperacumula el Sr de manera uniforme, pero en el caso de Ba y Hg deben intervenir otros factores para que se favorezca su hiperacumulación.

Por el contrario, *Schinus molle* muestra una capacidad ineficiente de acumulación y transporte de metales en tejidos aéreos para el caso del As, Ba, Cd, Cu, Cr, Sr, Fe, Mn, Ni, Pb, Tl, V y Zn, por lo que le corresponde un potencial de Fitoestabilización en estos casos (Audet & Charest, 2007). Asimismo, *Acacia macracantha* presenta la misma dificultad para el As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Tl y el V.

#### CUADRO XVIII FACTORES DE TRANSLOCACIÓN.

Nombre científico	Código muestra	Factor de traslocación(FT)													
		As	Ba	Cd	Cu	Cr	Sr	Fe	Mn	Ni	Pb	Tl	V	Zn	Hg
<i>Schinus molle</i>	S1	<1	0.5864	<1	<1	<1	0.8001	0.6897	0.6904	<1	<1	<1	<1	<1	<b>1.0108</b>
	S2	<1	0.0027	<1	0.0064	<1	0.9694	0.0071	0.05	<1	<1	0.033	<1	0.0251	<b>1.0045</b>
	S3	<1	0.0419	<1	0.0191	<1	0.449	0.1659	0.1812	<1	<1	0.0117	<1	0.0088	<b>1.0531</b>
<i>Acacia macracantha</i>	A1	<1	<b>7.8</b>	<1	<1	<1	<b>7.2123</b>	0.0175	0.4478	<1	<1	0.1402	<1	<1	0.9884
	A2	<1	0.0214	<1	0.07	<1	<b>1.1616</b>	0.0534	0.0606	<1	<1	0.3206	<1	0.0295	<b>1.025</b>
	A3	<1	0.2661	<1	0.0831	<1	<b>6.6631</b>	0.1861	0.1326	<1	<1	0.2022	<1	<b>1.0391</b>	0.9288

#### CONCLUSIONES

Las muestras de suelo analizadas para ambas especies presentaron un alto contenido de metales pesados, superando la normativa ambiental peruana e internacional en el caso del As, Cd, Cu, Pb y Zn; mientras que Ba, Cr, Ni, Se, Tl y Hg cumplían con las normativas.

*Schinus molle* acumuló cantidades significativas de Sr y Tl en toda su estructura y demostró un potencial de hiperacumulación de Hg. Asimismo, *Schinus molle* realiza un eficiente transporte del mercurio desde las raíces a sus partes aéreas y posee una gran capacidad de almacenamiento en las vacuolas de las hojas y el apoplasto.

*Acacia macracantha* presentó un potencial de acumulación para el Sr solo en tallo y un potencial de hiperacumulación de Tl en raíz y tallo. También acumuló Tl en sus hojas, y demostró un potencial de

hiperacumulación de Hg en toda la planta. Además, *Acacia macracantha* evidenció un potencial de Fitoextracción por haber transportado eficientemente el Sr desde la raíz hacia las partes aéreas de la planta;

Finalmente, al evaluar los factores de bioconcentración y traslocación de los metales pesados se evidenció el potencial de fitorremediación de *Schinus molle* y *Acacia macracantha* para el tratamiento de suelos contaminados con metales pesados en la provincia de Canta, región Lima.

## REFERENCIAS

- Altamirano, C., & Beltran, K. (2019). *Nivel de absorción de la raíz de Cortaderia rudiusscula Stapf. "cortadera" al plomo y hierro, en condiciones de laboratorio.*
- Audet, P., & Charest, C. (2007). *Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: Meta-analytical and conceptual perspectives.*
- Baker, A. J. M. (1981). *Accumulators and excluders: strategies in the response of plants to heavy metals.*
- Baker, A. J. M., S.P., M., Reeves, R. D., & Smith, J. A. C. (2000). Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In N. Terry & G. Bañuelos (Eds.), *Phytoremediation of contaminated soil and water.* (pp. 85–107).
- Brooks, R. R., Lee, J., Reeves, R. D., & Jaffre, T. (1977). Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, 7(C), 49–57. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(77\)90074-7](https://doi.org/10.1016/0375-6742(77)90074-7)
- Callirgos Rodriguez, C. M. (2014). *"Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la especie Chrysopogon zizanioides mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros."* Univerdad Agraria La Molina.
- Callupe, Y., & Lara, A. (2018). *"Capacidad acumuladora de mercurio y zinc por Phyla nodiflora"*

*expuesta en suelos contaminados por relaves mineros.*” Universidad Nacional de Trujill.

Cañizares, R. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana.

*Revista Latinoamericana de Microbiología*, 1(42), 131–143.

Cervantes, D., & Pimiento, D. (2017). Evaluación de compuestos tóxicos: Plaguicidas

organoclorados y metales pesados en suelos agrícolas del distrito de riego de repelón-atlántico

(Vol. 53). Retrieved from

<https://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/236/1140881790>

1045734323.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Chavez, L. (2014). “*Fitoremediación con especies nativas en suelos contaminados por Plomo*”

(Universidad Nacional Agraria La Molina). Retrieved from

<http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=emed12&NEWS=N&AN=3>

55358205

Covarrubias, S., & Peña, J. (2017). “Contaminación ambiental por metales pesados en México:

Problemática y estrategias de fitorremediación.” *Revista Internacional de Contaminacion*

*Ambiental*, 33(1), 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>

Dávila Mego, N. K., & Walter Villegas, L. C. (2017). 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. Retrieved from

[http://repositorio.upn.edu.pe/bitstream/handle/11537/13482/Dávila Mego%2C Nancy](http://repositorio.upn.edu.pe/bitstream/handle/11537/13482/Dávila%20Mego%20Nancy)

[Karina%3B Walter Villegas%2C Lorena Chabeli.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.upn.edu.pe/bitstream/handle/11537/13482/Dávila%20Mego%20Nancy)

De la Cruz, H., Zevallos, P. A., & Vilcapoma, G. (2016). “Status” De Conservación De Las

Especies Vegetales Silvestres De Uso Tradicional En La Provincia De Canta, Lima–Perú.

*Ecología Aplicada*, 4(1–2), 9. <https://doi.org/10.21704/rea.v4i1-2.292>

Fernandez, M. (2007). Fósforo: amigo o enemigo. *ICIDCA : Sobre Los Derivados de La Caña de*

*Azúcar*, 41(2), 51–57.

Ferrera, R., Rojas, N. G., Poggi, H. M., Alarcón, A., & Cañizares, R. O. (2006). Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 48(2), 179–187.

García, C., Moreno, J., Hernández, M., & Polo, A. (2002). Metales pesados y sus implicaciones en la calidad del suelo. *Ciencia y Medio Ambiente- CCMA-CSIC*, 125–138. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10261/111812>

Gómez, S., Barrutia, O., Hernández, A., Garbisu, C., García, P., Fernández, M., & Becerril, J. (2018). *Rumex acetosa* L.: ¿Es esta pseudometalofita una “caja del tesoro” para la fitorremediación de suelos contaminados con Zn, Cd y Pb? *CICS2018, VIII*, 299–302. Retrieved from [https://digital.csic.es/bitstream/10261/200017/1/Rumex acetosa.pdf](https://digital.csic.es/bitstream/10261/200017/1/Rumex%20acetosa.pdf)

Gonzales, G., Zevallos, A., Gonzales, C., Nuñez, D., Gastañaga, C., Cabezas, C., ... Steenland, K. (2014). Contaminación ambiental, variabilidad climática y cambio climático: Una revisión del impacto en la salud de la población peruana. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica*, 31(3), 547–556. <https://doi.org/10.17843/rpmesp.2014.313.94>

Intawongse, M., & Dean, J. R. (2006). Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract. *Food Additives and Contaminants*, 23(1), 36–48. <https://doi.org/10.1080/02652030500387554>

Jara, E., & Gómez, J. (2017). “Acumulación de metales pesados en *Calamagrostis rigida* (Kunth) Trin. ex Steud. (Poaceae) y *Myriophyllum quitense* Kunth (Haloragaceae) evaluadas en cuatro humedales altoandinos del Perú.” *Arnaldoa*, 24(2), 583–598. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.242.24210>

Latsague, M., Sáez, P., & Mora, M. (2014). Efecto de la fertilización con nitrógeno, fósforo y potasio, sobre el contenido foliar de carbohidratos, proteínas y pigmentos fotosintéticos en

plantas de *Berberidopsis corallina* Hook.f. *Gayana - Botanica*, 71(1), 37–42.

<https://doi.org/10.4067/S0717-66432014000100007>

Loch, B. (2017). “*Evaluación del uso de Atriplex nummularia con la aplicación de enmiendas húmicas para la fitoestabilización de relaves mineros.*” Universidad de Chile.

Madera, C. A., Peña, E. J., & Solarte, J. A. (2014). Efecto de la concentración de metales pesados en la respuesta fisiológica y capacidad de acumulación de metales de tres especies vegetales tropicales empleadas en la fitorremediación de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. *Ingeniería y Competitividad*, 16(188)(2), 179–188.

Medina, K., & Montano, Y. (2014). “*Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el Juncus arcticus willd. y Cortaderia rudiusscula Stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero Alianza - Ancash 2013.*” Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.

MINAM. (2014). “*Guía para el muestreo de suelos*” (p. 72). p. 72. Retrieved from <http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wp-content/uploads/sites/22/2013/10/GUIA-PARA-EL-MUESTREO-DE-SUELOS-final.pdf>

MINAM. (2017). Aprueban estándares de calidad ambiental (ECA) para suelo. *Normas Legales*, 12–15. Retrieved from [http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/12/DS\\_011-2017-MINAM.pdf](http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/12/DS_011-2017-MINAM.pdf)

MINEM. (2000). *GUIA PARA EL MUESTREO Y ANÁLISIS DE SUELO* (p. 21). p. 21. Lima: Dirección General de Asuntos Ambientales.

Munive, R. (2018). *Recuperación de suelos degradados por contaminación con metales pesados en el Valle del Mantaro mediante compost de Stevia y fitorremediación.*

Ñañez, D. (2016). “*Estudio y selección de especies vegetales con potencial biorremediador en drenajes ácidos de roca y relaves minerales de la cuenca del río Santa (Áncash, Perú).*”

Universidad Peruana Cayetano Heredia.

- Papuico, K. (2018). “*Técnica de fitorremediación en la extracción de metales pesados con la planta Yaluzai (Senecio rudbeckiaefolius) en la relavera de Quiulacocha del distrito de Simón Bolívar de Rancas.*” Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión.
- Paredes, R., López, W., & Quispe, P. (2017). *Biología y anatomía* (Sexta reim; Asociación fondo de investigadores y editores, Ed.). Lima: Lumbrera Editores.
- Parra, E. (2014). Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. *CES Salud Pública*, 5(1), 59–69.
- Peña River, F. D. M., & Beltrán Lázaro, E. (2017). Aplicación de la fitorremediación en suelos contaminados por metales pesados utilizando *Helianthus annuus* L. en la estación experimental El Mantaro. *Prospectiva Universitaria*, 9(1), 31. <https://doi.org/10.26490/uncp.1990-7044.2012.1.291>
- Prieto, J., González, C., Román, A., & Prieto, F. (2008). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 19–44.
- Riojas, H., Torres, L., Mondaca, I., Balderas, J., & Gortáres, P. (2010). Efectos de los surfactantes en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Revista Química Viva*, 9(3), 3–27.
- Rivera, E., Sánchez, M., & Domínguez, H. (2018). pH como factor de crecimiento en plantas. *Revista de Iniciación Científica*, 4(1), 101–105. <https://doi.org/10.33412/rev-ric.v4.0.1829>
- Soto, E., Hernández, M., Luna-Zendejas, H., Ortiz, E., & García, E. (2016). Evaluación del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas y su relación carbono/nitrógeno. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 3(5), 8.
- Valeria, A., & Herrera, B. (2015). *Evaluación del potencial de fitorremediación de Paspalum*

*conjugatum P. J. Bergius y hongos autóctonos en sedimentos contaminados por metales y metaloides del Botadero La Estrella, Santo Domingo, Chontales. (Vol. 151).*

<https://doi.org/10.1145/3132847.3132886>

Vidal, J., Marrugo Negrete, J., Jaramillo, B., & Perez, L. (2010). Remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando guarumo (*Cecropia peltata*). *Ingeniería y Desarrollo*, *1*(27), 1–35.

Zubillaga, M. S. (2012). *Remediación de suelos forrajeros contaminados con metales pesados. Impacto de la aplicación de residuos orgánicos y fitoextracción.*