



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES

CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

EVALUACIÓN DE LA RIZOABSORCIÓN EN PLANTAS (*Tessaria integrifolia* L., *Ricinus communis* L. y *Piper aduncum* L.) DE LA RIBERA DEL RÍO TULUMAYO (CHANCHAMAYO, JUNÍN)  
INFLUENCIADAS POR EFLUENTES MINEROS

Tesis para optar el título de:

INGENIERO AMBIENTAL

Presentado por:

Bach. Rodrigo Rojas Albengrin **0000000341710757**

Asesor:

Blgo. Gustavo Ricardo Dreyfus Raymond

Co-Asesora:

Dra. Susan Mery Medina Canzio **0000000325747728**

Lima – Perú

2020

**COPIA DE ACTA DE SUSTENTACIÓN**



**ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS**

Lima, \_2\_ de \_octubre\_ de 2020.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidente: Dr. Brenton Mark Ladd	<input type="checkbox"/>
Miembro: Mg. Mirtha Rosario Nazario Ramirez	
Miembro: Mg. Karol Natalie Lavado Solis	

Se reúnen para evaluar la tesis titulada: "Evaluación de la rizoabsorción en plantas (*Tessaria integrifolia* L., *Ricinus communis* L. y *Piper aduncum* L.) de ribera del río tulumayo (Chanchamayo, Junín) influenciadas por efluentes mineros"

Presentada por el bachiller:

- Rodrigo Rojas Albengrin

Para optar el Título Profesional de ingeniero ambiental.

Asesorada por: Blgo Gustavo Ricardo Dreyfus Raymond y coasesorado por: Dra. Susan Mery Medina Canzio

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño de los estudiantes de la carrera de ingeniería ambiental en la sustentación, concluyen de manera unánime ( X ) por mayoría simple ( ) calificar a: 17

Tesis: Rodrigo Rojas Albengrin			Nota (en letras): Diecisiete
Aprobado ( )	Aprobado - Muybuena (x)	Aprobado - Sobresaliente ( )	Desaprobado ( )

Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.

Dr. Brenton Mark Ladd **Presidente del Jurado**

Blgo Gustavo Ricardo Dreyfus Raymond **Asesor**

Mg. Mirtha Rosario Nazario Ramirez **Miembro del jurado**

Dra. Susan Mery Medina Canzio **Co-asesora**

Mg. Karol Natalie Lavado Solis **Miembro del jurado**

T // (51) 610 6738  
informes@cientifica.edu.pe  
cientifica.edu.pe

## DEDICATORIA

Este proyecto de tesis está dedicado principalmente a Dios, por haberme dado la vida y por haberme dejado concluir esta etapa de mi vida. Así mismo, a mi padre, a pesar de que no estamos físicamente juntos, este momento hubiera sido algo muy especial para ti. También, esto va dedicado para mi madre, que quien fue la que me enseñó que el conocimiento es la mejor arma para afrontar la vida y; por último, a mi hermano, que fue uno de los principales motivos que me motivó para culminar la tesis.

### **AGRADECIMIENTOS**

Quisiera empezar agradecer a mis familiares y amistades (mis padrinos Linda y Cali, Úrsula, Karina y Max), por haberme apoyado hasta el final de este proyecto, también agradezco; a mi mejor amigo Kief, mi tía Glenda y a mi tío Kief; que estuvieron pendiente de mí de cómo iba el proyecto y no dejarme caer cuando las cosas no salían como esperaba. También agradezco a mis amigos de la universidad; Jonathan, Vanessa, Estefany y Milagros; que también me apoyaron en todo momento.

Por otro lado; de manera muy especial, quisiera agradecer a mi co-asesora de tesis; Susan Medina, por haberme guiado en este proyecto y aparecer como un ángel en la recta final de mi carrera universitaria. También estoy agradecido enormemente con Paul y Nadia por acogerme en su casa como uno más de la familia y apoyarme en todo momento en este proyecto. También, a Laura por apoyarme con su fundo (Fundo Selva Verde) en donde pude realizar este proyecto y, por último; agradezco a la Universidad Científica del Sur, por haberme apoyado con el uso de sus laboratorios.

**INDICE GENERAL**

Resumen.....	5
Abstract.....	6
Artículo versión inglés.....	7
Artículo versión español.....	53
Resumen.....	53
Introducción.....	54
Metodología.....	57
Resultados.....	64
Discusión.....	80
Conclusiones.....	88
Conflicto de intereses.....	89
Contribución de autor.....	89
Recursos.....	89
Agradecimientos.....	89
Referencias.....	90
Material suplementario.....	100
Anexos.....	101

## RESUMEN

Las zonas amazónicas del Perú abarcan áreas agronómicas y ríos que están siendo influenciados por actividades mineras de extracción de metales pesados que operan desde hace más de 20 años como en la cuenca del río Tulumayo, donde las plantas nativas pueden tener potencial de fitorremediación. Esta investigación evaluó una línea base del contenido de Pb y Zn en el suelo y agua de la cuenca del río Tulumayo en Perú, así como los factores de crecimiento, bioconcentración y translocación de estos metales en *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* en condiciones de campo durante 8 semanas en monocultivo e intercalado bajo riego de agua limpia, contaminada y de río, analizando muestras de suelo, sedimentos, agua y plantas a través de espectrometría de masas. El contenido de Pb y Zn se registró para la línea base a lo largo de la cuenca del río Tulumayo, donde las zonas no influenciadas por la minería tienen menor concentración de metales. Asimismo, el ensayo de fitorremediación de las tres especies indicó que acumulan y trasladan diferentes tasas de metales. *Tessaria integrifolia* fue el mayor bioacumulador de Pb y Zn en la biomasa más baja mientras se riega con agua de río y podría ser una potencial planta fitorremediadora para recuperar de manera sustentable los ambientes amazónicos.

## ABSTRACT

The Amazonian zones in Peru cover agronomic areas and rivers that are being influenced by mining activities of heavy metal extraction operating for more than 20 years like in Tulumayo River basin where native plants may have phytoremediation potential. This research had evaluated a baseline of Pb and Zn content in soil and water of Tulumayo basin in Perú, as well as the growth, bioconcentration and translocation factors of these metals in *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* under field conditions during 8 weeks in monocrop and intercrop set up under irrigation of clean, contaminated and river water, analyzing soil, sediments, water and plant samples through mass spectrometry. The Pb and Zn content was recorded for baseline along the Tulumayo basin where the zones not influenced by mining have lower concentration of metals. Likewise, phytoremediation trial of the three species indicated that they accumulate and translocate different rates of metals. *Tessaria integrifolia* was the greater bioaccumulator of Pb and Zn in the lowest biomass while irrigated with river contaminated water and could be potential phytoremediator plant to recover in a sustainable way the Amazonian environments.

## I. ARTÍCULO VERSIÓN INGLÉS

**METAL ACCUMULATION IN AMAZONIAN  
 PLANTS (*Tessaria integrifolia* L., *Ricinus communis* L.  
 and *Piper aduncum* L.) OF THE AROUND  
 TULUMAYO RIVERBANK IN PERU INFLUENCED  
 BY MINE EFFLUENTS**

**Abstract**

The Amazonian zones in Peru cover agronomic areas and rivers that are being influenced by mining activities of heavy metal extraction operating for more than 20 years like in Tulumayo River basin where native plants may have phytoremediation potential. This research had evaluated a baseline of Pb and Zn content in soil and water of Tulumayo basin in Perú, as well as the growth, bioconcentration and translocation factors of these metals in *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* under field conditions during 8 weeks in monocrop and intercrop set up under irrigation of clean, contaminated and river water, analyzing soil, sediments, water and plant samples through mass spectrometry. The Pb and Zn content was recorded for baseline along the Tulumayo basin where the zones not influenced by mining have lower concentration of metals. Likewise, phytoremediation trial of the three species indicated that they accumulate and translocate different rates of metals. *Tessaria integrifolia* was the greater bioaccumulator of Pb and Zn in the lowest biomass while irrigated with river contaminated water and could be potential phytoremediator plant to recover in a sustainable way the Amazonian environments.

**Introduction**

Amazon rivers are vital for jungle ecosystems which in born in Oriental Andean and reach the Atlantic Ocean in Peru, Colombia and Brazil (Campoblanco, 2000; Barthem et



al., 2005). This last years their water is being impacted by metal residues from mining and refineries (Schweitzer, 2018; Castro 2017), specially by metal sediments which pollute the soil and water that used for human and animal consume as well as for agriculture (Cardenas, 2015) being a potential future conflict due to water quality in the populations around those rivers (Alvarez et al., 2014). This is actually happening in many Peruvian central highlands like Pasco (Van Geel, 2012), also in jungle zones of Junin like the Tulumayo river which was affected by the residues of Pb and Zn of San Ignacio de Morococha Mining Company S.A.A. (SIMSA S.A.A.) mining unit and exploits minerals such as Pb and Zn (BVL, 2017), and reports like No. 1314-2014-OEFA / DFSAI / PAS from National Organization for Environmental Evaluation and Inspection (OEFA) found faults in their waste treatment (OEFA, 2013, 2014).

Metals like Pb and Zn are toxic for terrestrial and aquatic flora and fauna (Jaramillo, 2012; OEFA, 2013, 2014), they could unite as hydroxides and oxides adsorbed in the sediments or in the organic matter (Quispe et al., 2017), then generate toxic effects in the biological systems affecting the nutrient assimilation and accumulating themselves in the tissues (Navarro et al., 2007). The residues from mining companies might be well treated to reduce its negative impact on water bodies, but in Peru this is the main cause of water contamination (Jara-Peña et al., 2017) causing significant environmental and ecological degradation as high risk of metal contamination in humans (Byrne et al., 2012; OEFA, 2013, 2014) through accumulation of these metals in the aquatic trophic networks from bacteria and detritivores organisms to invertebrates, plants, fish, and humans (Rubio-Franchini, 2011; Londoño et al., 2016). In humans, its bioaccumulation in the kidney, liver, brain and bones inhibits hemoglobin synthesis and cause

neurological deficiency, hypertension, cardiovascular as gastric diseases and risk of prostate cancer (Ilgic et al., 2002; Rubio et al., 2007; Plum et al., 2010; Gonzalez-Reimers, 2017). Also, it may affect crops productivity (Fernández, 2012; Cuadra, 2018) causing delays in growth, diminution of new shoots, fruits and seeds, alteration in the enzymatic activity and hydric imbalance (Chavez, 2014; Forsythe et al., 2010; Amezcua, 2017). Moreover, the advantage of plants that grow this polluted zones which that have been largely exposed to metals develop tolerance and potential phytoremediation properties that could be an option to restore and those environment that now are not being attended by the government because the National standards of Environmental Quality (ECA) are not very strict with metal limits, neither its effects. Also, needed remediation alternatives have not yet been studied in jungle zones in Peru where pollution by metals still being a huge problem (Jara-Peña et al., 2017).

Phytoremediation is an environmental friendly and affordable technology to recover natural resources that have been modified or impacted by different pollutants that leach to soil or water (Khan et al., 2013; EPA, 1999), in order to stabilize, reduce, or accumulate the heavy metal in plants (Núñez et al., 2004) through metabolic pathways related with roots microbes (Cubillos et al., 2014; Agudelo et al., 2005; EPA, 1999) to clean soil, sediments or water (Kabra et al., 2012) through a relatively slow process. Ideally is necessary to find tolerant plants because only less than 0.2% of angiosperms have this ability (Ginocchio, 2004). The plants might be able to absorb the metals by the roots and highly translocate it to the shoot (Marquès et al., 2004; EPA, 1999). I.e, the phytotolerance to Pb and Zn can also result in phyto-stabilization in roots avoiding high translocation to upper parts of the plant minimizing the metal bioavailability in the soil

(Reeves, 2006; Dueck et al., 1986; Morales et al., 2015; Shivendra, 2014) or rhizofiltration (EPA, 1999) like happens with Pb, Cd, Cu, Ni, Zn and Cr in soils and groundwater (Etim, 2012), most of this studies had been only tested under controlled conditions but not at real polluted locations. Moreover, Amazon riverside vegetation participate in ecosystem regulation and stabilize pollutants towards water bodies (Rodriguez, 1990; Gamarra et al., 2018), the species like *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* are already adapted to this humid and warm climate of this zone (Douseau et al., 2014) and had been surrounded to water with metals during long time and probably developed metal tolerance. Also are considerable drought resistance (DiTomaso, 2013), not edible for animals (Brako and Zaruchi, 1993; Gupta et al., 2011), so this Tulumayo river plants could be an alternative to phytoremediation in this environment.

In this research, a biological and feasible phytoremediation alternative will be investigated for the recovery of jungle soils through the species mentioned above, to study their bioaccumulation and translocation index due to the adverse conditions in the research area under same jungle conditions (Chavez, 2014; López, 2014).

In Peru, all the efforts are needed to develop biotechnologies to recover the rivers since they constitute the irrigation waters for crops, fruit trees or for purification, avoiding potential bioaccumulation phenomena in animals, fruits and humans as a great risk for human health and environmental quality.

## Methodology

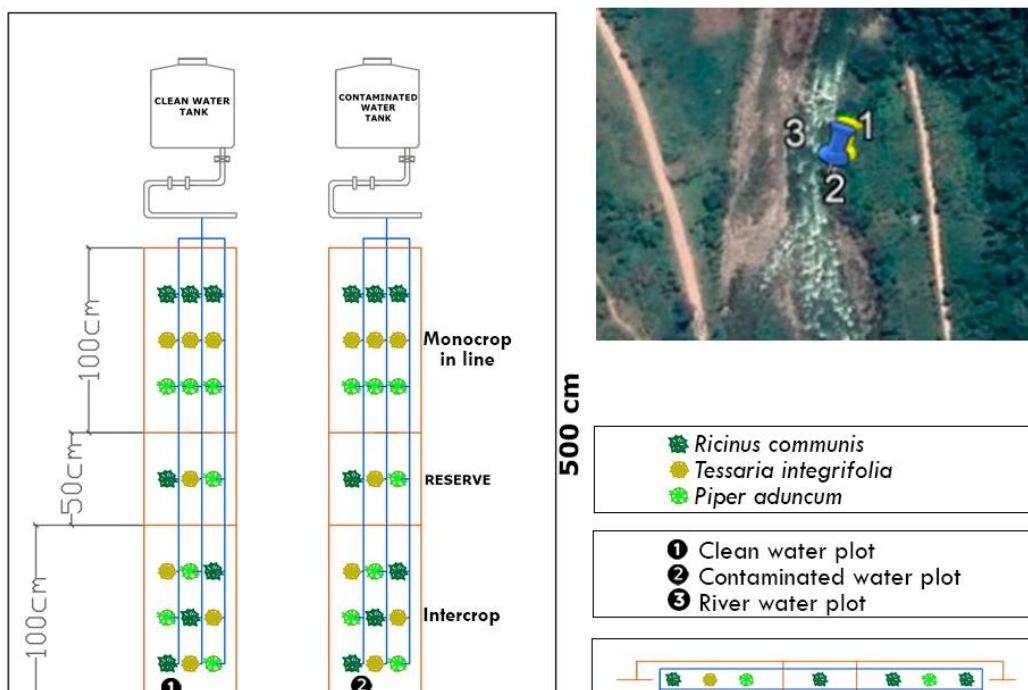
### 1. Biological material and field area

This research tested the potential phytoremediation capacity of three native species from the Amazonian jungle (Silva et al., 2018): *Tessaria integrifolia* (Pajaro bobo), *Piper aduncum* (Matico) and *Ricinus communis* (Higuerilla) under field conditions nearby the Tulumayo river located at San Ramón in the province of Chanchamayo (Junín, Peru), that species are not edible for animals and grow naturally in the humid roadsides and riverbanks of the zone (Durán, 2010; Brako, 1993; Gupta et al., 2011; DiTomaso et al 2013), Along Tulumayo valley was performed the baseline for Zn and Pb in soil and water. The phytoremediation assay was established in the Selva Verde Ecological Field. (18L, E = 463286.75m, S = 8764605.96m) from July 24 to November 14 in 2019 under field conditions of temperature (18.83-27.64°C), relative humidity (55.06-93.83%) and precipitation (4.72-6.95 mm.day<sup>-1</sup>) recorded by a multiparameter (T-RH Elitech RC-51H).

### 2. Phytoremediation set up for Pb and Zn uptake

To test the capacity of bioaccumulation and translocation of lead (Pb) and zinc (Zn) under field conditions, first plantlets of *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* were collected from riverside under authorization granted by the National Forest and Wildlife Service - SERFOR (SERFOR- General Management Resolution N. 422-2019-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS). Then they were propagated by cuttings in clean substrates (20% organic soil and 80% sand for *Tessaria*; 60% organic soil and 40 % sand for *Ricinus* and *Piper*) under greenhouse conditions and were watered every two days at 100% soil capacity during 30 days at vegetative stage. Then, the plants transferred into three plots (1, 2 and 3 of 2.5m x 0.5m x 0.5m deep, see figure 1) at field conditions

with clean agricultural soil and 1.5mm geomembrane, with lines distanced by 30cm and watered at soil capacity. Each plot had inside a monocrop subplot (1m x 0.5m with three plants of each specie ordered in each line), an intercrop subplot (1m x 0.5m with three plants of each specie mixed in all lines), and reserve plants were established in a central separation band (0.5m x 0.5m) between both subplots (see figure 1). The plot 1 was watered with clean water collected from the nearby waterfall with very low metal content (Pb: 0.0010 mg.l<sup>-1</sup> and Zn: <0.0026 mg.l<sup>-1</sup>), the plots 2 and 3 were watered with water collected from the Tulumayo river aside the field which carried metals due to the influence of the mining residues upstream (Pb: 0.0086 mg.l<sup>-1</sup> and Zn: 0.04 mg.l<sup>-1</sup>). For plots 1 and 2, the water was stored in a water tank (750Lt) and connected to the plot by a dropping irrigation system, also mesh fence was placed (5m x 4m); the plot 3 was established at the riverbank and watered by infiltration. Whole plants were assayed for 8 weeks (see figure 1). During the whole experiment, temperature, salinity, conductivity, dissolved oxygen, total dissolved solids and pH of each irrigation water (500ml sample) were measured using a multi-parameter (Ampera model AL316) and an oximeter (Milwaukee Model MW600).



**Figure 1.** Design of the plots located in the Selva Verde Ecological Field. Distributed as follows: Plot 1, watered with clean water extracted from the waterfall; plot 2, irrigated with contaminated water taken from the river and plot 3, constantly irrigated on the riverbank. Likewise, each plot was divided into three sub plots called ordered, disorderly and reserve, where the species *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* were sown.

Physiological parameters in plants were collected each week, likewise, leaf area recorded by remote sensing with “Easy Plant Leaf Area App”. Height measured with a ruler from the base to the top part of the plant, also the shoot temperature of whole plants was recorded using a temperature gun. At the end of the experiment, whole plants were harvested, the root was washed and the whole plant was placed into big plastic bags and transported under cold conditions to the Molecular Genetics and Biotechnology Laboratory of the Universidad Científica del Sur (Lima). In the lab, photographs were taken of each plant where the area and length were measured using “Image J” software with the ruler tool, the fresh biomass of shoot, stem and roots were recorded with 1kg balance.

To determine the metal concentration of plants, each biomass section (shoot, root and stem) was finely grinded and dissolved in 100ml of distilled water, each sample was filtered to remove big tissue residues and transferred to sterile plastic bottles, after that those 45 samples were carried to SGS laboratory and tested for polymetallic concentration by ICP-Mass spectrometry EPA 2008 method (Rev 5.4: 1994.

Determination of Trace Elements in Waters and Wastes by Inductively Coupled Plasma) where an aliquot of a well-mixed aqueous sample was allowed to settle overnight prior the analysis (turbidity <1 NTU), then nitric acid was added and the sample was diluted to a predetermined volume. Finally, the sample and the internal standards were introduced by pneumatic nebulization into a radiofrequency plasma for desolvation, atomization and ionization. The ions were separated based on their mass to-charge ratio, transmitted through the quadrupole and detected by an electron multiplier; thus, its information was processed by a data handling system and the laboratory reported the polymetallic concentration of each sample. The samples discharge was conducted according to the lab protocols, their metal concentrations did not exceed ECA allowed limits (Peruvian Environmental Quality standards - OEFA, 2013).

The bioaccumulation in plants and tissues were calculated following the equation 1, then the Bioaccumulation Factor (BCF) was calculated to determine metal tolerance indexes in plants following the equation 2, and the Translocation Factor (TF) was determined to show the movement of metals from the roots to the aerial zone according to the equation 3. Also, Growth Rate (GR%) and Tolerance Index (TI%) were calculated with the equations 4 and 5 assuming the species that absorbs the most by type of irrigation and considering it the best species as the one with the highest bioaccumulation.

$$[Metal]_{biomass} = \frac{Metal\ content\ (mg)}{Biomass\ (kg)} \dots (1)$$

$$BCF = \frac{[Metal]_{root}}{[Metal]_{soil}} \dots (2)$$



$$TF = \frac{[Metal] \text{ aerial zone}}{[Metal] \text{ soil}} \dots (3)$$

$$GR\% = \frac{(Growth) \text{ condition 1}}{(Growth) \text{ condition 2}} \dots (4)$$

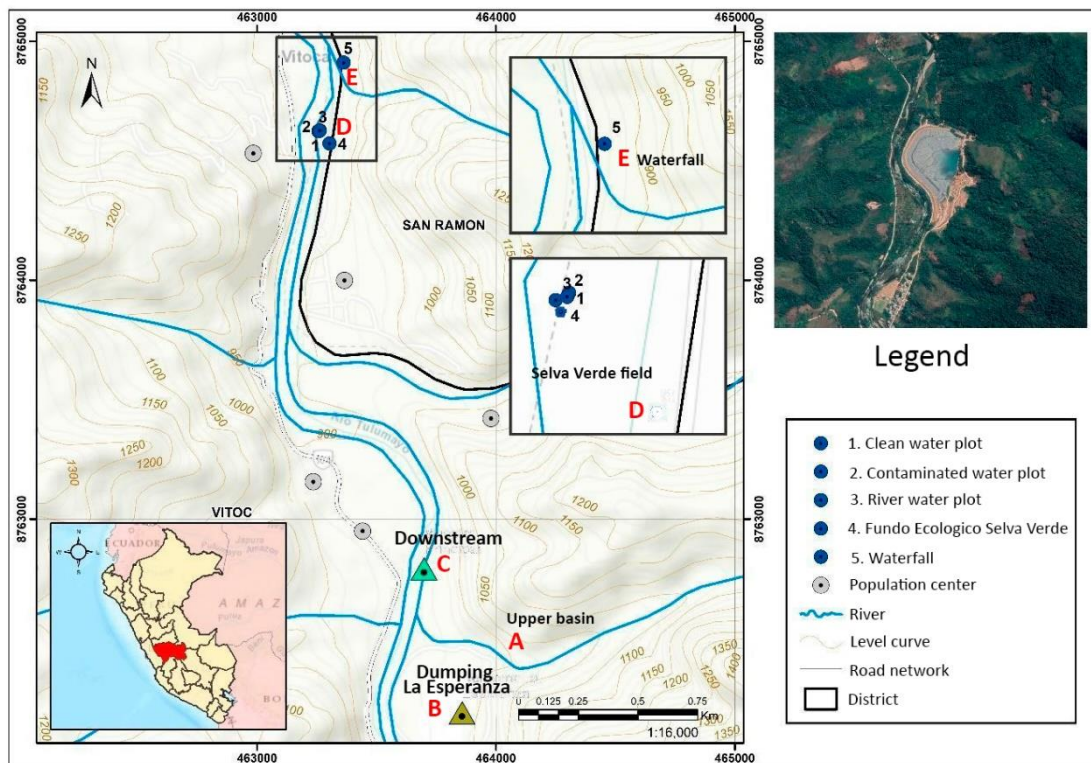
$$TI\% = \frac{[Metal] \text{ biomass1}}{[Metal] \text{ biomass2}} \dots (5)$$

### 3. Water Pb-Zn concentration baseline

To determine the metal concentration in Tulumayo river and its direct and indirect influence of SIMSA mining unit, three points were established (see figure 2): A, 50-100m upstream La Esperanza dumping treatment pool; B, nearby La Esperanza dumping treatment pool; C, 50-100m downstream La Esperanza dumping treatment pool; D, next to field set up at the phytoremediation assay was established in the Selva Verde Ecological Field and E, a blank sample taken in the waterfall with clean water. The samples were taken by at the beginning of the experiment in order to establish a base line of the zone according to the methodology reported by the National Water Authority (ANA, 2016) in 500ml sterile plastic bottles, they were transported in refrigerated conditions SGS laboratory for testing their polymetallic content according to EPA method 2008, Rev 5.4: 1994. *Determination of Trace Elements in Waters and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry* as described in the section above. The



Pb and Zn concentrations of the samples were contrasted with the current ECAs for water (No. 003-2017-MINAM).



**Figure 2.** Location of the sampling points of the plots with an aerial view of the pool of the effluent treatment. A, 50-100m upstream La Esperanza dumping treatment pool; B,

nearby La Esperanza dumping treatment pool; C, 50-100m downstream La Esperanza dumping treatment pool; D, next to field set up at Selva Verde Ecological Field and E, a blank sample taken in the waterfall with clean water.

#### 4. Soil Pb-Zn concentration baselines

To determine the metal concentration in sediments, the samples were taken from the same points of water samples (A, B, C and D, see figure 2) using the methodology reported by Carpio (2016), the 500g surface samples were taken with a PVC pipe (5-10cm deep) on the riverbanks and at the plots soil. They were placed in sterilized plastic containers delivered to the SGS laboratory into refrigerated boxes for the polymetallic analysis using the EPA method 3051A: 2007 method (Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils / EPA method 6020B: 2014) by Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry in SGS laboratory. This method required a previous sedimentation of the sample that was diluted in ultra-pure water followed by the same steps like for water samples. Then, the results were contrasted with the current ECAs for soil (No. 011-2017-MINAM) and the referential legislation of the Canadian Sediment Quality Guide for Aquatic Life Protection (CCME, 2001) due to the lack of national sediment legislation.

#### 5. Statistical analysis

The data was collected by triplicate. All data was normal and homogeneous, then tests of analysis of variance (ANOVA) and mean differentiation by multivariable model and Tukey test were performed. Whole analysis and graphs were done with SPSS statistical software version 25.0.

## Results

### 1. Baseline of Pb and Zn concentration in water and sediments around the Tulumayo river

The water samples analyzed along the riverbank of Tulumayo river showed higher amounts of metals at B point where the dumping is located, also higher amounts of Pb and Zn downstream the dumping at Selva Verde Ecological Field (D) than ones in the upper basin (A) and waterfall (E) where water is clean. But all of them did not overcome the limits (see table 1). While the content of Zn and Pb in agricultural soil and riverbank sediments overcame the Peruvian soil limits of Pb at the river sediment of the dumping zone (B) and downstream in the Selva Verde Ecological Field (D). Moreover, considering the Canadian PEL limit both sediments of the plot watered with fluent water from the river (D3) and the sediment of a natural influx channel next to the discharge zone of the dumping pipe were highly overcome. By other side in the case of Zn, all sediments of the dumping zone (B), stream influx at the pipe discharge (C), sediment of the plot watered with river flow (D3) and other point of sediments at Selva Verde Ecological Field downstream the dumping displayed really higher amounts than both ISQL and PEL Canadians limits due to lack of Peruvian regulation (see table 1).

**Table 1.** Baseline of Pb and Zn concentration in water and soil-sediment around the Tulumayo river compared to the metal concentration permissible limits for drinking water and cropping irrigation and cropping soil.

Sampling Point		[Metal] Water		[Metal] Soil	
<i>Baseline</i>		Pb (mg. l <sup>-1</sup> )	Zn (mg. l <sup>-1</sup> )	Pb (mg.kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg.kg <sup>-1</sup> )
A	<i>Upper Basin of Tulumayo river</i>	<0.0006	<0.0026	<i>Riverbank sediment</i> 4.469	40.699
B	<i>Dumping zone</i>	0.0483	0.5937	<i>Riverbank sediment</i> 135.013	1585.66
C	<i>Downstream – dumping point</i>	0.0012	0.0063	<i>Riverbank sediment</i> 62.838	472.647

D (1)	Selva Verde field - clean water tank	0.00095	0.0026	Cropping soil	10.9165	76.882
D (2)	Selva Verde field - contaminated water tank	0.0046	0.02945	Cropping soil	12.504	89.752
D (3)	Selva Verde field - agua de río que fluye	0.0229	0.10645	Riverbank sediment	<b>56.901</b>	<b>559.01</b>
D (4)	Selva Verde field - river water	0.0229	0.10645	Riverbank sediment	<b>550.6</b>	<b>917.864</b>
E (5)	Waterfall clean water	0.00095	0.0026		-	-
ECA limit (Perú)	Drinking water- 1	0.01	3	-	-	-
	Cropping irrigation -3	0.05	5	Cropping soil	70	-
ISQG limit (Canada)				Soil- sediment	91.3	315
PEL limit (Canada)				Soil- sediment	35	123

## 2. Plant growth

The evaluation of average plant growth of whole plants of three species (see table 2) showed that *Piper aduncum* plants had significantly bigger average fresh biomass (FW) than *Ricinus communis*, being *Tessaria integrifolia* the smallest one. Moreover, the average length (L) and area (A) were significantly higher in *Piper aduncum* and *Ricinus communis* compared to *Tessaria integrifolia* which had the smallest biomass. Comparing the tissues growth, the fresh biomass in the aerial zone was significantly four times higher than root zones, there were no differences between stem and shoots (see table 2). Regarding the effects of watering, the plants were showed a progressive increase of their leaf area during the eight weeks trial, there was a significantly higher leaf area when the plants were irrigated with clean water (837.98a cm<sup>2</sup>) compared to ones irrigated with river water (590.07b cm<sup>2</sup>) or contaminated water (704.22ab cm<sup>2</sup>). Also, the 3 species showed significantly different leaf growth curves (see figure 3) where *Piper aduncum* showed the highest leaf growth, followed by *Ricinus communis* and *Tessaria*

*integrifolia* was the smallest. Nevertheless, there was a similar biomass, length, area (see table 2) or temperature (see figure 3) due to irrigation conditions. Moreover, the comparison between growth in monoculture and intercrop showed only greater fresh biomass in *Tessaria integrifolia* in monocrop (30.1a g) compared to intercrop (17.4b g) but no differences in length or area compared to intercrop ones, neither in leaf area development (see table 2) neither in the other two species.

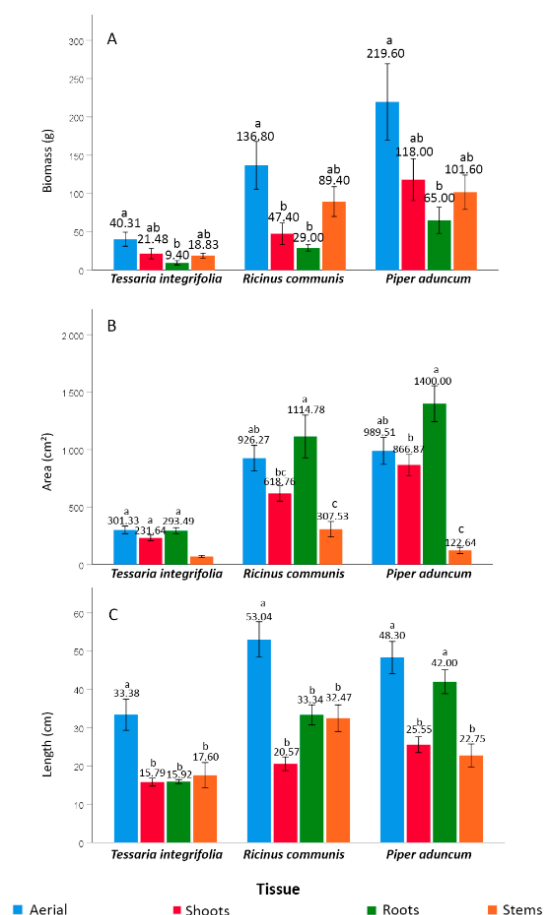
**Table 2.** Comparison of average growth and Pb and Zn bioaccumulation for three plant species of Tulumayo riverbanks: *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum*, in root and aerial (shoot and stem) tissues and watering categories of the plants.

	<b>Biomass (g)</b>	<b>Length (cm)</b>	<b>Area (cm<sup>2</sup>)</b>	<b>[Pb]<sub>biomass</sub> (mg Zn / Kg biomass)</b>	<b>[Zn]<sub>biomass</sub> (mg Zn / Kg biomass)</b>
<b>Specie</b>					
<i>Tessaria integrifolia</i>	<b>22.51c</b>	<b>20.67b</b>	<b>224.04b</b>	<b>2.35a</b>	<b>18.01a</b>
<i>Ricinus communis</i>	75.65b	34.86a	741.83a	0.59b	6.42b
<i>Piper aduncum</i>	126.05a	34.65a	844.76a	0.39b	4.04b
<b>Tissue</b>					
Root	34.47b	30.42b	936.09a	1.35a	<b>17.25a</b>
Stem <sup>1</sup>	69.94ab	24.27b	<b>166.62b</b>	0.63a	7.63ab
Shoot <sup>2</sup>	62.29b	20.63b	572.42a	1.53a	12.16a
Aerial <sup>(1+2)</sup>	<b>132.24a</b>	<b>44.91a</b>	739.04a	0.94a	<b>0.92b</b>
<b>Irrigation</b>					
Contaminated water	72.54a	30.84a	639.58a	0.73b	7.67a
River water	46.93a	25.01a	529.27a	<b>2.76a</b>	16.81a
Clean water	90.83a	31.81a	604.64a	0.66b	7.65a
<b>Cropping</b>					
Monocrop	77.34a	652.22a	31.71a	0.56b	59.39b
Intercrop	73.00a	571.09a	28.96a	<b>1.48a</b>	<b>118.57a</b>

#### A. Growth differences between *Piper aduncum*, *Ricinus communis* and *Tessaria integrifolia* in plant tissue development

The differentiated growth of root and aerial (stem and shoot) tissues the three species showed that *Tessaria integrifolia* showed significantly greater biomass (see figure 4A) and length (see figure 4C) development in the aerial zone by 4 and 2 times the root zone respectively, but the area was similar (see figure 4B). Also, there was no difference between stems or shoots growth parameters. Similarly, *Ricinus communis* biomass and

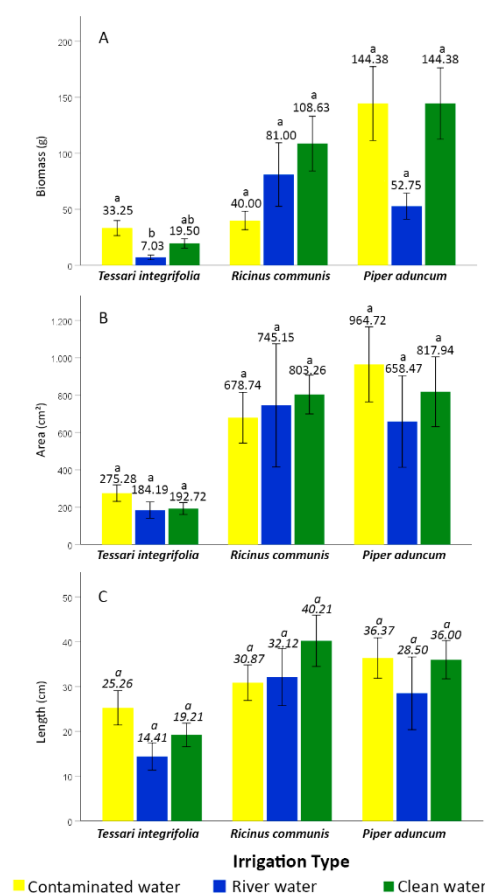
length were significantly higher in the aerial zone compared to the roots, as well as higher than leaves biomass (see figure 4 A-C). Also, *Piper aduncum* showed significantly 3 times larger biomass in the aerial zone (see figure 4A) than the roots. Moreover, root area and length of were significantly greater than shoots and stems (see figure 4 B-C), but like the aerial zone.



**Figure 4.** Development of the aerial and root zone of *Piper aduncum*, *Ricinus communis* and *Tessaria integrifolia*. Development of stem (orange) and leaf (red) tissues from the aerial zone (blue) as well as from the root zone (green) after 8 weeks of testing next to the Tulumayo river. Considering the growth parameters Humid biomass Bio.T (A), Area A.T (B), and Length L.T (C), the letters above the bars indicate the differentiation of measurements by the Tuckey test.

B. Growth differences between *Piper aduncum*, *Ricinus communis* and *Tessaria integrifolia* under three irrigation conditions

The differentiated growth under field irrigation with clean water, contaminated water and river water showed that *Tessaria integrifolia* developed significantly greater biomass when watering was conducted with contaminated water in comparison with clean water, but was equal when the irrigation was performed with clean water (see figure 5A); no differences were found between the three irrigation conditions in area or length development of the plants (see figures 5 B-C). Both *Ricinus communis* and *Piper aduncum* did not show any significant difference in biomass, length or area development due to the irrigation water during the trial (see figures 5 A-B-C).



**Figure 5.** Development of the *Piper aduncum*, *Ricinus communis* and *Tessaria integrifolia* species respect to irrigation conditions. The irrigation was performed with clean water



(green), contaminated water (yellow) and contaminated water from the flowing river (blue) for 8 weeks in the field trial next to Tulumayo river. Considering the growth parameters Humid biomass Bio.T (A), Area A.T (B), and Length L.T (C), the letters above the bars indicate the differentiation of measurements by the Tukey test.

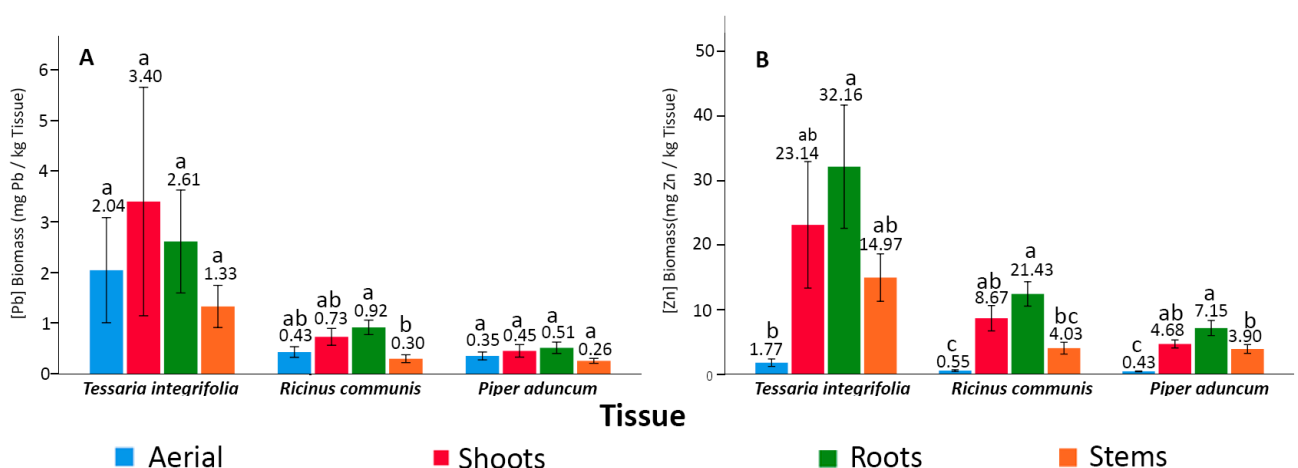
### 3. Plant bioaccumulation of Pb and Zn

The average amount of bioaccumulation of metals concentration in fresh biomass per plant ( $[\text{Metal}]_{\text{biomass}}$ ) was significantly higher for both Pb and Zn in *Tessaria integrifolia* than *Ricinus communis* and *Piper aduncum*. In average, the aerial length and biomass of the aerial zone of whole plants was larger than roots, while the area was similar between both zones (see table 2). Comparing tissues there was no significant difference in Pb bioaccumulation between them. However, the Zn bioaccumulation in roots was 18 times significantly higher than the aerial zone, but no difference was found between stem, shoot or root (see table 2). Furthermore, the amount of Pb bioaccumulated in plants irrigated with river water was significantly higher than those irrigated with clean and contaminated water; while Zn bioaccumulation was equal at any irrigation condition (see table 2). Moreover, the bioaccumulation of Pb and Zn in the biomass was greater in intercrop (Pb: 0.84 and Zn: 24.47mg Pb. kg biomass<sup>-1</sup>) compared to monocrop (see table 2), as well as *Tessaria integrifolia* that showed highly biomass accumulation in intercrop (Pb: 3.35a and Zn: 24.47a mg Pb. kg biomass<sup>-1</sup>) compared to monocrop (Pb: 0.84b and Zn: 8.33b mg Pb. kg biomass<sup>-1</sup>), no difference was found in the other two species.



A. Metal bioaccumulation differences between *Piper aduncum*, *Ricinus communis* and *Tessaria integrifolia* in plant tissue development.

The differentiated Pb and Zn bioaccumulation in root and aerial (stem and shoot) tissues biomass of the three species showed that *Tessaria integrifolia* had similar Pb bioaccumulation in its whole tissues (see figure 6A) neither any difference between the aerial and root zones. While its Zn bioaccumulation was 18 times significantly higher in the root zone than the aerial one, no difference was found between root, shoots or stems (see figure 6B). In the case of *Ricinus communis*, Pb bioaccumulation was significantly higher in roots compared to stems, but not different to the aerial zone, neither to shoots (see figure 6A), By other side, the Zn bioaccumulation was 39 times significantly higher in the root than the aerial zone, but it did not showed any difference with shoot or stem either (see figure 6B). Lastly, in *Piper aduncum*, the bioaccumulation of Pb (see figure 6A) did not show any difference between tissues, while Zn bioaccumulation in roots was 16 times significantly higher compared to the aerial zone, not different to the shoots but higher than stems (see figure 6B).

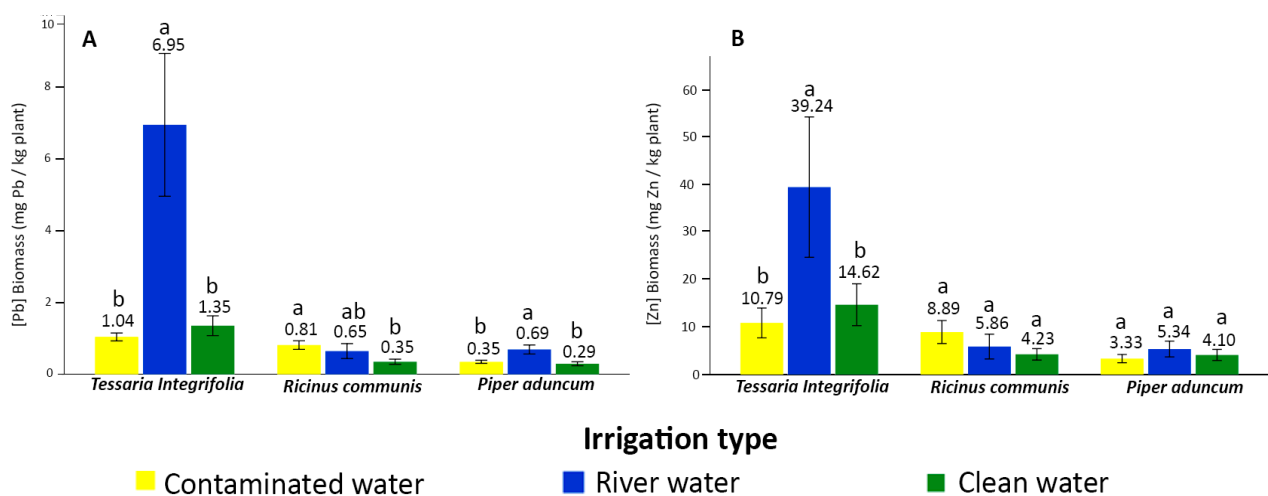


**Figure 6.** Pb and Zn bioaccumulation in biomass the aerial and root zone of *Piper aduncum*, *Ricinus communis* and *Tessaria integrifolia*. Pb and Zn variation in stem (orange), shoots (red) tissues from the aerial zone (blue) as well as the root zone (green)

for 8 weeks trial next to the Tulumayo river. The letters above the bars indicate the differentiation of measurements by the Tukey test.

B. Metal bioaccumulation differences of *Piper aduncum*, *Ricinus communis* and *Tessaria integrifolia* at plant tissue development and irrigation conditions

The differentiated Pb and Zn bioaccumulation according to the irrigation set up with clean water, contaminated water and river water showed that *Tessaria integrifolia* had greatly significant bioaccumulation of Pb and Zn when irrigation was conducted with river water in comparison with both clean and contaminated water (see figure 7A). In the case of *Ricinus communis*, only the Pb bioaccumulation was significantly higher when the irrigation was done with contaminated water than clean water (see figure 7A), but in the Zn bioaccumulation did not differ between the three types of water (see figure 7B). Lastly, in *Piper aduncum* bioaccumulated significantly higher Pb amounts under river water irrigation than clean or contaminated water, with both later ones were similar (see figure 7A), while Zn bioaccumulation was equal under the three types of irrigation (see figure 7B).



**Figure 7.** Accumulation of Pb and Zn in the species of *Piper aduncum*, *Ricinus communis* and *Tessaria integrifolia*. Lead and zinc variation in plants according to irrigation water: clean water (green), polluted water (yellow) and polluted river water (blue) at 8 weeks

of testing along the Tulumayo river. Considering the accumulation parameters by Humid biomass of Pb by Bio.T (A) and Zn by Bio.T (B); the letters above the bars indicate the differentiation of measurements by Tukey test.

C. Tolerance Index (TI%) to Pb and Zn and Growth Rate (GR%) *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* of different plant tissues and under different types of irrigation

The Tolerance Index (TI%) that show the capacity of a species tissue to tolerance the metal assuming as the 100% the species which absorbs the most or the irrigation with clean water. The species that bioaccumulate more Zn and Pb was *Tessaria integrifolia* (see table 2), therefore, it was the 100% for the TI of tissues showed in table 3. The tissues of *Ricinus communis* as much reached 38% of Zn tolerance and 35% in Pb tolerance in roots, being lower in stems and shoots. Also, as specie only showed 25% and 35% correspondingly to total Pb and Zn tolerance of *Tessaria integrifolia* (100%). While *Piper aduncum* showed lower tolerance, only reached 16% and 22% of tolerance to Pb and Zn in regard to *Tessaria integrifolia*.

**Table 3.** Tolerance Index (TI%) of Pb and Zn biomass of the aerial and root zones of *Ricinus communis* and *Piper aduncum* respect to *Tessaria integrifolia*.

Species	Tissues	Pb TI%	Zn TI%	Species	Tissues	Pb TI%	Zn TI%
<b><i>Ricinus communis</i> respect to <i>Tessaria integrifolia</i></b>	Root	35.13	38.66	<b><i>Piper aduncum</i> respect to <i>Tessaria integrifolia</i></b>	Root	19.70	22.23
	Stem <sup>1</sup>	22.51	26.91		Stem <sup>1</sup>	19.27	26.06
	Shoot <sup>2</sup>	21.50	37.45		Shoot <sup>2</sup>	13.34	20.20
	Aerial (1+2)	21.07	30.95		Aerial (1+2)	17.29	24.28
	<b>Total RC</b>	<b>25.10</b>	<b>35.64</b>		<b>Total PA</b>	<b>16.60</b>	<b>22.42</b>

The Tolerance Index (TI%) and the Growth Rate (GR%) of the development while irrigated with contaminated water, river water with respect to clean water (100%) in

each specie is shown in table 4. Both *Tessaria integrifolia* and *Piper aduncum* develop less biomass, area and length when irrigation was done naturally by the flowing river water, at the same time both accumulated and tolerated higher amounts of Pb and Zn, showing TIs of 513% for Pb and 268% for Zn in *Tessaria integrifolia* (see table 4). While those TIs were 235% and 130% for Pb and Zn respectively in *Piper aduncum* (see table 4). The specie *Ricinus communis* displayed the lowest GRs when irrigated with contaminated water, under this irrigation type their Pb and Zn TIs were 233% and 210% respectively (see table 4). Therefore, *Tessaria integrifolia* is the one that showed the highest tolerance to Pb and Zn with less biomass development.

**Table 4.** Tolerance Index (TI%) and Growth Rate (GR%) of the type of irrigation of the three species of plants (P) of the banks of the Tulumayo river of the development in contaminated water (CW) and river water (RW) compared to clean water (CLW).

Species	Type of irrigation	Growth Rate (GR%)			Tolerance Index (TI%)	
		Biomass %	Length %	Area %	Pb %	Zn %
<i>Tessaria integrifolia</i>	CW / CLW	170.51	131.50	142.84	76.94	73.86
	RW / CLW	<b>36.05</b>	<b>75.01</b>	<b>95.57</b>	<b>513.74</b>	<b>268.46</b>
<i>Ricinus communis</i>	CW / CLW	<b>36.82</b>	<b>76.76</b>	<b>84.50</b>	<b>233.26</b>	<b>210.31</b>
	RW / CLW	74.57	79.86	92.77	185.38	138.47
<i>Piper aduncum</i>	CW / CLW	100.00	101.05	117.94	118.95	81.24
	RW / CLW	<b>36.54</b>	<b>79.17</b>	<b>80.50</b>	<b>235.93</b>	<b>130.20</b>

D. Bioconcentration Factor of Zn and Pb (BCF) in *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* under different types of irrigation

The Bioconcentration Factor (BCF) for the three types of irrigation in the species *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* (see table 5) did not exceed or equal the value of 1, so none of these species was hyperaccumulative, although the species *Tessaria integrifolia* displayed the highest BCF values respect to *Ricinus communis* and *Piper aduncum*, therefore, it tends to develop in soils with greater amount of Pb and Zn

bioconcentration the metals in its roots, and at the same time develops the lowest biomass, being a potential candidate for a phytoremediation process. In average *Tessaria integrifolia* showed a BCF of 36% for Pb and 41% for Zn, which were higher than the BCFs of *Ricinus communis* and *Piper aduncum*. It is notably that the higher BCF were displayed in clean water, reaching 46% for Pb and 78% for Zn.

**Table 5.** Bioconcentration Factor (BCF) of Pb and Zn of *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* respect to irrigation with clean water (CLW), contaminated water (CW) and river water (RW).

BCF	Root/soil		Root/soil		Root/soil		Plant/soil		Plant/soil		Plant/soil		Plant/soil	
	CLW		CW		RW		CLW		CW		RW		average	
	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn
<i>Tessaria integrifolia</i>	0.2	0.3	0.1	0.2	0.1	0.1	0.4	0.7	0.3	0.5	0.3	0.3	0.3	0.4
<i>Ricinus communis</i>	1	6	4	9	0	4	6	8	4	8	4	2	6	1
<i>Piper aduncum</i>	0.0	0.1	0.1	0.2	0.0	0.0	0.1	0.2	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.1
	7	2	2	3	2	2	2	3	8	8	4	5	7	2
	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	5	1	4	7	1	2	0	2	1	8	3	4	5	8

E. Translocation Factor of Zn and Pb (TF) in *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* under different types of irrigation.

The Translocation Factor (TF) for the three species (see table 6) explain how the plants tend to transport a greater amount of metal from the root to the top (shoots), these TF desirable values are close or exceed the value 1. *Tessaria integrifolia*, when exposed to irrigation by flowing river water, showed a TF for Pb almost 200% (1.92) and 91% for Zn,

this plant was translocating these metals from the root to the shoot. Under clean water irrigation it also translocates the highest amounts compared to the other species. *Piper aduncum* showed that it accumulates the same amount Pb in the root and shoot when it was irrigated with and river water (110%) almost with contaminated water (107%). Finally, *Ricinus communis* almost accumulate similar amounts of Pb and Zn in both root and shoot under river water irrigation showing a TF of 96% for Zn and Pb. No one of the species translocate relevant amounts of metal from the root to the stems.

**Table 6.** Translocation Factor (TF) of Pb and Zn of *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* and *Piper aduncum* respect to irrigation with clean water (CLW), contaminated water (CW) and river water (RW).

<i>Translocation Factor (TF)</i>		CLW		CW		RW	
Tissue	Species	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn
<b>Aerial / Root</b>	<i>Tessaria integrifolia</i>	0.55	0.06	0.73	0.05	<b>0.95</b>	0.06
	<i>Ricinus communis</i>	0.37	0.04	0.58	0.05	0.35	0.04
	<i>Piper aduncum</i>	0.48	0.05	0.92	0.07	0.72	0.08
<b>Shoot / Root</b>	<i>Tessaria integrifolia</i>	<b>0.68</b>	<b>0.69</b>	0.72	0.46	<b>1.92</b>	<b>0.91</b>
	<i>Ricinus communis</i>	0.54	0.52	0.87	0.71	<b>0.96</b>	<b>0.96</b>
	<i>Piper aduncum</i>	0.54	0.50	<b>1.10</b>	0.78	<b>1.07</b>	0.81
<b>Stem / Root</b>	<i>Tessaria integrifolia</i>	0.44	0.51	0.79	0.52	0.44	0.40
	<i>Ricinus communis</i>	0.26	0.33	0.41	0.35	0.22	0.23
	<i>Piper aduncum</i>	0.40	0.43	0.71	0.60	0.43	0.71

## Discussion

### 1. Pb and Zn concentration baseline in the water, sediments and plant roots along the Tulumayo basin

The waterfall water was distributed through a pipe to the lower part of the valley where the farms are located whose Pb concentrations was really lower than other points in the Tulumayo basin, this values are lower than the ECA limits, so still being used as drinking water for humans in the zone (ECA, 2017). While the water from the river is used for irrigation of crop fields, it is evident that the river carries the metal which probably are transported to the soil through drainage, other factor is that the dumping pool does not have an stronger mesh to avoid transportation of the residues by the wind. Reports of citizens and local authorities indicate that during the high torrent season of the river, there were discharges through the pipe that comes from the dumping pool which contain mining residues. Likewise, other studies also found that the content of metals (Fe, Zn, Pb and Mn) in places influenced by mines which exceed normal ranges of soils and water promoting high tolerance to metals in the species of the zone (Nouri et al., 2011; Pan et al., 2019). In the case of Zn, it worries that its concentration in the river were 66 times higher than in clean water, that also may affect the cropping fields, fishing and animals that grow around the basin. This study is the first one that makes a baseline in the amount of Pb and Zn in this basin.

On the other hand, the sediments, at the upstream part they seem to be not influenced by the residues of Pb where cropping soil is collected for greenhouse cropping activities in the zone soil. But riverbank sediments showed Pb concentration almost 15 times higher than clean soil, also the Zn in the sediment was approximately 10 times higher

than that of clean soil too. Moreover, the quantities found nearby the dumping zone were really higher than clean soil evidencing a lack of treatment and care of this riverbanks there might be a contamination influx. Previous studies reported differences between the amounts of Pb metals in deep clean soils and surface soils surrounding mines (Nouri et al., 2011; Hashemi, 2012) as in our case. It is possible a transmission through wind, fog or rain from the dumping pool residual powder or any irresponsible discharge to the river, in agreement with other studies that have shown higher concentrations of Pb and Zn in soils influenced by mining activities in contrast to agricultural soils, exceeding the limits by approximately 40-80% metal content than clean soils (Pan et al., 2019).

## 2. Mining impact in the Tulumayo basin and plant phytoremediation potential

### A. Pb and Zn accumulation in Amazonian plants like *Ricinus communis*, *Tessaria integrifolia* and *Piper aduncum*

The growth analyses of the three species in their Amazon forest habitat (Peruvian jungle in Tulumayo basin) show that *Tessaria integrifolia* to develop less biomass and simultaneously is capable to bioaccumulate a greatest amount of metals like Pb ( $2.35\text{mg.kg}^{-1}$ ) and Zn ( $18\text{mg.kg}^{-1}$ ), bioaccumulating four times more than *Ricinus communis* and *Piper aduncum* under field conditions considering all environmental factor in a natural soil environment, contrasting with studies carried out under controlled conditions where high quantities of metal were added to sunflower and mustard crops, which bioaccumulates Pb among  $50\text{-}200\text{ mg mg.kg}^{-1}$  (Niu et al., 2007). Likewise, other studies also found metal bioaccumulation (Fe, Zn, Pb and Mn) capacities in 12 species developed in zones influences by mines (Nouri et al., 2011; Pan et al.,



2019). The plants adapted to this Amazonian zone showed in the trial that tend to develop more their aerial zone (stems and leaves) where mostly bioaccumulate the Zn compared to the root zone where display higher Pb concentration.

In *Ricinus communis* for Pb bioaccumulation was higher in the roots, contrary to *Tessaria integrifolia* and *Piper aduncum* no difference was found between the root and aerial zones according to another studies (Yoon et al., 2006; Subhashini et al., 2013), but in contrast with reports of *Ricinus* which bioaccumulates higher Pb concentrations in the aerial zone than in the roots (NIU et al., 2007). While the Zn was highly bioaccumulated in roots in the three species compared to the aerial zone corresponding to some previous reports where roots have greater power to absorb heavy metals (Carrol, 1968b; Yoon et al., 2006; Marques et al., 2007). Similarly, other studies had highlighted that in some species both Pb and Zn were more concentrated in the roots compared to shoots (Mahdavian et al., 2015 Carrol, 1968a; Fernández et al., 2016; Salama et al., 2016). However, contrasting to our research, other studies demonstrated that *Piper aduncum* showed greater Zn accumulation in leaves tissues (Hartemink, 2011) as well as studies in other species that found the same (Udiba et al., 2020). Moreover, other reports do not show difference between the aerial and root zones for Zn bioaccumulation (Wilkinson et al., 1968), all this evidence a high variability between species and the bioaccumulation capability of root and aerial tissues.

B. Pb and Zn accumulation in *Ricinus communis*, *Tessaria integrifolia* and *Piper aduncum* according to their irrigation water metal content and cropping set up.

Irrigation with flowing river water is the one that presented the highest amount of Pb and Zn bioaccumulated in the plants. *Tessaria integrifolia* demonstrated to accumulate more Zn in the biomass under these conditions; according to other studies that found that plants tend to accumulate more metals when grown in soils with higher accumulation of metals (Hashemi, 2012). While *Ricinus communis* and *Piper aduncum* did not show concentration differences respect to irrigation, especially about Zn bioaccumulation, contrasting with studies were plants watered with a lower metal concentration absorb a greater amounts than ones grown under very polluted water (Khalid et al., 2017). Moreover, when the plants were irrigated with the water stored in tanks, with clean water they developed greater biomass compared to irrigation with contaminated water where the length was greater. This variances might be a result of the adaptation and growth mechanism when submitted to variances in the metal content of the soil environment, and probably an stress adaptation of metal tolerance of the roots and its trend to develop longer tissues under irrigation with contaminated coinciding with previous studies (Manan et al., 2015). Nevertheless, other research mentioned that plants grown in uncontaminated soils tend to absorb lower concentrations of metals than those grown in contaminated soils (Yoon et al., 2006).

*Tessaria integrifolia* had a greater bioaccumulation of both metals without difference between intercrop or monocrop lines, also it developed higher biomass when grown in monocrop conditions, contrasting reports in *Pteris vittata* which presented lower Pb and Zn bioaccumulation when grown in intercrop lines (Zeng et al., 2019). *Ricinus*

*communis* and *Piper aduncum* did not present difference with respect to the cropping set up, in contrast with other studies that demonstrated that *Ricinus communis* planted with *Medicago sativa* accumulated more Cd than sole crop (Xiong et al., 2018).

C. Phytoremediation potential of *Ricinus communis*, *Tessaria integrifolia* and *Piper aduncum* for Amazonian environments: Bioconcentration and Translocation

The Bioconcentration Factor (BCF) is an index that indicates the potential of a plant to be considered as phytoremediator. *Tessaria integrifolia* species was shown to absorb almost 4-6 times more amount of Pb and Zn than what *Ricinus communis* and *Piper aduncum* their BCF values below 1 under field conditions with usual amounts of metals in the irrigation water and soil of this Amazonian zone. Being the *Tessaria integrifolia* the one with the highest BCF, while other experiments had generally reported BCFs upper than 1 in controlled conditions and over biodisponibility of metals due to a higher intake of them in the soil, in order to be ideally considered a hyperaccumulatory plant to phytoextraction, but most of those trials are performed under unreal environmental conditions where plant response is not the same that under field conditions (Manan et al., 2015; Xiong et al., 2018). Nevertheless, studies performed under conditions more similar to real environments, the BCF reported was 0.1 to 0.2 in *Centella asiatica* and other plants (Manan et al., 2015; Yoon et al., 2006), in agreement with our research where our BCF for Zn and Pb varies from 0.2 to 0.6, those plants also can be reported as phytoremediation potential species, specially *Tessaria integrifolia* since its higher BCF and low biomass rate gives it extra capacity for phytoremediation processes according to Xiong et al. (2018) and Udiba et al. (2020). As the later studies, others reported BCF of 0.47 to 1 close to our experiment and their plants were considered ideal for

phytoextraction (Marques et al., 2007). Moreover, *Ricinus communis* was reported as not hyperaccumulator of Zinc by Olivares et al. (2013) according to our results.

The Translocation Factor (TF) show the capacity of the plant to translocate the metals from the roots to the upper part, for the three species their TFs showed that the in this trial the constantly exposure of the plants to higher concentrations of Pb and Zn carries an effect of the infiltration of contaminated water from rivers and watering pipes in the soil, which also happen from the riverbed to the riverbank and to the cropping farms. So, those native plants might be adapted to this flow and tend to absorb the metal by their roots, then transfer it towards the upper part according to other studies where the TFs were closer to 1 in species like *Capsicum annuum*, *Phyllanthus niruri*, *Clidemia Sp*, *Plectramthus sp*, *Inga Edulis*, *Centella asiatica* and *Orthosiphon stamineus* (Manan et al., 2015; Marrugo et al., 2016). In our case, *Tessaria integrifolia*, when exposed to irrigation by constantly flowing river water, constantly transferred to the leaves almost 200% (TF: 0.91Pb to 1.95Zn) of what the root accumulates, *Piper aduncum* only transferred most of Zn and Pb absorbed in its root to the shoots showing TFs from 1.07 and 0.81 respectively, but *Ricinus communis* did not translocate the root metal concentration.

Thus, the species with the best phytoremediator profile under field conditions is *Tessaria integrifolia*, given its capability to bioaccumulate a greater amount of Pb and Zn in less biomass, developing fewer leaves with thicker and resistant stems. and stabilize the metal in its aerial zone facilitating a next step for metal removal and dry biomass immobilization. While *Ricinus communis* has phytoextractor and phytostabilizing potential, transferring the metal accumulated in the root to the aerial

zone, but developing more biomass. Finally, *Piper aduncum* is not a potential phytoremediation due to its lower capacity to absorb and stabilize metals in its roots. Therefore, *Tessaria integrifolia* could be a potential plant to phytoremediate Amazonian zones impacted by mining contamination.

### 3. Future applications of the species of *Tessaria integrifolia*

Throughout the world, natural resources and ecosystems have suffered strong degradation due to intensive use and irrational management due to mining activities in Peru. Large areas of soils had been directly and indirectly contaminated by metals, nowadays this effect reversed in a sustainable way through to eco-friendly technologies such as phytoremediation of metals using plant species with accumulator/extractor potential. This technique can reduce the concentrations of metals in the soils and water bodies in long terms, avoiding environment degradation, and bioaccumulation of metals in agronomic fruit or crops that may be edible by humans and animals. As a result of this research, *Tessaria integrifolia* is a greater option to recover the Amazonian environments like the Tulumayo Basin in Peru due to its potential phytoremediator capacity. Sadly, there are no studies like this in the Amazonian area of Peru where metal contamination mitigation is a strong need for this environments, i.e. Madre de Dios region and other zones where mining in the main legal and illegal activity that risks the health of the population (Osores et al., 2012). This specie does not require monocropping, its better performance as phytoremediator is in intercrop as in wild conditions. Moreover, the implementation of phytoremediation with native plants has lower cost of implementation due to previous adaptation to environmental conditions and reduces the risk of ecological impacts of habitat loosing due to introduction of

foreign species. In this perspective, our proposal would have a great positive and eco-friendly environmental impact as a sustainable option to bioremediate soils and water bodies according to previous reports (Argüelles et al., 2006; De Barros et al., 2016).

### **Conclusions**

The three species from the Tulumayo riverbank bio accumulated Pb and Zn and grew well when constantly irrigated with river water in field conditions, they are vital part of the ecological restoration system of the Tulumayo river, mitigating the effects of metal contamination in the surrounding agricultural soils.

The concentrations of Pb and Zn found in the sediments and water bodies of Tulumayo river were lower at the upper basin compared to dumping zones and downstream basin in cropping fields. None of water samples overcome the water quality limits, but some soil samples overcame soil quality limits nearby the dumping zone.

*Tessaria integrifolia* showed greater absorption, bioconcentration and translocation capacity of Pb and Zn in less biomass development than *Piper aduncum* and *Ricinus communis*. All three species tend to accumulate and translocate more metals to upper part when irrigated with flowing river water.

*Tessaria integrifolia* is the one with best phyto mediator potential for recovery of mining impacted environments as a sustainable option for Amazonian zones in Perú.

### **Conflict of interest**

The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

### **Funding**

This research was fully founded by RRA.

### **Acknowledgments**

We thank to Laura Parra Mandujano the owner of Selva Verde Ecological Field at San Ramon, Chanchamayo where the experiment was developed and to the Research Laboratories of Universidad Científica del Sur where we did sample processing, and the professor Gustavo Dreyfus for encourage as to research in Amazonian basins.

### **References**

- Agudelo, L., Macias, K., and Suárez, A. (2005). Revista Lasallista de investigación. *Rev. Lasallista Investig. ISSN 2*, 57–60. Available at: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=69520110%0Ahttps://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4315762>.
- Alvarez, C. A., Vergara Murrillo, F. M., Acevedo Barrios, R. L., and Severiche Sierra, C. A. (2014). Evaluación Analítica Para La Determinación De Arsénico Y Selenio En Aguas Por Espectroscopía De Absorción Atómica. *Rev. Boliv. Química* 31, 10–14.
- Amezcu, J., and LLra, M. (2017). El Zinc en las Plantas. *Ciencia*, 28–35. Available at: <http://www.smart-fertilizer.com/es/articles/zinc-in-plants>.
- ANA (2016). Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales (Resolución jefatural N° 010-2016-ANA). 59.

Argüelles Capdevila, L., Iglesias García, Á., Orueta, J. F., and Zilletti, B. (2006). *Especies Exóticas Invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*.

Barthem, R., Marques, M., Charvet-Almeida, P., and Montag, L. F. A. (2005). Amazon River Basin : I – characterization and environmental impacts due to deforestation. *Ecosyst. Sustain. Dev. V 81*, 615–625. doi:10.2495/ECO050611.

Brako, L., and Zaruchi, J. (1993). *Catalogue of the Flowering Plants And Gymnosperms of Peru.* , ed. Missouri Botanical Garden.

BVL (2017). COMPAÑÍA MINERA SAN IGNACIO DE MOROCOCHA S. Available at: <https://www.bvl.com.pe/eeff/B20013/20180411183701/MEB200132017AIA01.PDF> [Accessed September 11, 2018].

Byrne, P., Wood, P. J., and Reid, I. (2012). The Impairment of River Systems by Metal Mine Contamination: A Review Including Remediation Options. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42, 2017–2077. doi:10.1080/10643389.2011.574103.

Campoblanco Díaz, H., and Gomero Torres, J. (2000). Summary for Policymakers. *Rev. Del Inst. Investig. La Fac. Ing. Geológica, Minera, Met. Y Geográfica* 3, 57–63. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2011.03.003><https://doi.org/10.1016/j.gr.2017.08.001><http://dx.doi.org/10.1016/j.precamres.2014.12.018><http://dx.doi.org/10.1016/j.precamres.2011.08.005><http://dx.doi.org/10.1080/00206814.2014.902757><http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2011.03.003>

CÁRDENAS MALDONADO, L. E. (2015). LOS RÍOS Y LAS COMUNIDADES AMAZÓNICAS. Available at: <http://hdl.handle.net/20.500.12404/6790> [Accessed September 11, 2018].

Carpio Rivera, Y. N. (2016). CUANTIFICACIÓN DE CADMIO (Cd) Y PLOMO (Pb) EN AGUA,



SEDIMENTO Y PLANTAS EN EL RÍO CHIMBO DEL CANTÓN MARCELINO MARIDUEÑA,  
 PROV. GUAYAS.

CARROLL, M. D., and LONERAGAN, J. F. (1968a). Response of Plant Species.

CARROLL, M. D., and LONERAGAN, J. F. (1968b). RESPONSE OF PLANT SPECIES.

CASTRO GUERRERO, R. C. (2017). CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS CADMIO Y  
 PLOMO EN AGUA, SEDIMENTO Y EN MEJILLÓN *Mytella guyanensis* (LAMARCK,  
 1819) EN LOS PUENTES 5 DE JUNIO Y PERIMETRAL (ESTERO SALADO, GUAYAQUIL-  
 ECUADOR. Available at:  
[http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/20970/1/TESIS\\_18\\_AGOSTO  
 ROBERTO\\_CARLOS\\_CASTRO\\_GUERRERO.pdf](http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/20970/1/TESIS_18_AGOSTO_ROBERTO_CARLOS_CASTRO_GUERRERO.pdf) [Accessed September 11, 2018].

CCME (2001). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.

Chavez Rodriguez, L. (2014). Fitoremediacion con Esppecies Nativas en suelos  
 Contaminados por Plomo. Available at:  
[http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=emed12&NEWS=  
 N&AN=355358205.](http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=emed12&NEWS=N&AN=355358205)

Cuadra, J. (2018). Importancia del agua para el planeta y el ser humano. *Ecol. Verde*.  
 Available at: [https://www.ecologiaverde.com/importancia-del-agua-para-el-  
 planeta-y-el-ser-humano-179.html](https://www.ecologiaverde.com/importancia-del-agua-para-el-planeta-y-el-ser-humano-179.html) [Accessed October 28, 2018].

De Barros Barreto, R., Mandelburger, D., Barreto, R., Fernández, R., Mereles, F., and  
 Vázquez, V. (2016). *Especies Exóticas Invasoras*. 61.

DiTomaso, J. M., Kyser, G. B., Oneto, S. R., Wilson, R. G., Orloff, S. B., Anderson, L. W., et  
 al. (2013). *Castorbean.* , ed. 2013 University of California Weed Research and  
 Information Center California: University of California Weed Research &  
 Information Center Available at: <https://wric.ucdavis.edu/information/natural>

areas/wr\_R/Ricinus.pdf.

DOUSSEAU, S., DE SOUZA CHAVES, I., DE CASTRO, E. M., ALVES DE ALVARENGA, A., ALVES, E., PEREIRA PINTO, J. E. B., et al. (2014). Caracterización del limbo de *Piper aduncum* L. (Piperaceae): Análisis estructurales, histoquímicos y de sus aceites esenciales. *Gayana. Botánica* 71, 147–162. doi:10.4067/S0717-66432014000100015.

Dueck, T. A., Visser, P., ERNST, W. H. O., and Schat, H. (1986). and H. *Soil Biol. Biochem.* 18, 331–333.

Durán Cuevas, P. A. (2010). Transferencia de metales de suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Prelitoral Catalana.

EPA (1999). PHYTONET (<http://www.dsa.unipr.it/phytonet>), a Thematic Network Devoted to the Scientific, Economical, Environmental, and Social Aspects of Phytoremediation. *Int. J. Phytoremediation* 1, 125–138. doi:10.1080/15226519908500011.

Etim, E. E. (2012). Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. *Int. J. Environ. Bioenergy Int. J. Environ. Bioenergy* 2, 120–136.

Fernández Cirelli, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva* 11, 147–170.

Fernández, Y. T., Diaz, O., Acuña, E., Casanova, M., Salazar, O., and Masaguer, A. (2016). Phytostabilization of arsenic in soils with plants of the genus *Atriplex* established in situ in the Atacama Desert. *Environ. Monit. Assess.* 188. doi:10.1007/s10661-016-5247-x.

Forsythe, K. W., Paudel, K., and Marvin, C. H. (2010). Geospatial Analysis of Zinc Contamination in Lake Ontario Sediments. *J. Environ. Informatics* 16, 1–10. doi:10.3808/jei.201000172.

Gamarra Torres, Ó. A., Barrena Gurbillón, M. Á., Ordinola Ramírez, C., Barboza Castillo, E., Leiva Tafur, D., Rascón Barrios, J., et al. (2018). Calidad del bosque de ribera en la cuenca del río Utcubamba, Amazonas, Perú. *Arnaldoa* 25, 653–678. doi:10.22497/arnaldoa.252.25218.

Ginocchio, R., and Baker, A. J. M. (2004). Metallophytes in Latin America: A remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77, 185–194. doi:10.4067/S0716-078X2004000100014.

Gonzalez-reimers, E. (2017). Intoxicación por zinc. *Majorensis* 13, 21–23.

Gupta, M. P., Santana, A. I., and Espinosa, A. (2011). Plantas medicinales de Corrientes. *OEA*, 490.

Hartemink, A. E. (2001). Biomass and nutrient accumulation of *Piper aduncum* and *Imperata cylindrica* fallows in the humid lowlands of Papua New Guinea. *Forest Ecology and Management*, 144(1–3), 19–32. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00655-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00655-1).

Hashemi, S. A. (2012). Phytoremediation of lead in urban polluted soils in the north of Iran. *Toxicol. Ind. Health* 28, 470–473. doi:10.1177/0748233711414612.

Igic, P. G., Lee, E., Harper, W., and Roach, K. W. (2002). Toxic effects associated with consumption of zinc. *Mayo Clin. Proc.* 77, 713–716. doi:10.4065/77.7.713.

Jara-Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Sánchez, T., Tapia, L., Cano, N., et al. (2017). Julio-Diciembre. *Arnaldoa* 24, 583–598. doi:10.22497/arnaldoa.242.24210.

Jaramillo Jumbo, M. D. C., and Flores Campoverde, E. D. (2012). Versid Dad Polit Ca Sa Se.

Kabra, A. N., Khandare, R. V., Waghmode, T. R., and Govindwar, S. P. (2012). Phytoremediation of textile effluent and mixture of structurally different dyes by

- Glandularia pulchella (Sweet) Tronc. *Chemosphere* 87, 265–272.  
 doi:10.1016/j.chemosphere.2011.12.052.
- Khalid, S., Shahid, M., Dumat, C., Niazi, N. K., Bibi, I., Gul Bakhat, H. F. S., et al. (2017). Influence of groundwater and wastewater irrigation on lead accumulation in soil and vegetables: Implications for health risk assessment and phytoremediation. *Int. J. Phytoremediation* 19, 1037–1046. doi:10.1080/15226514.2017.1319330.
- Khan, S., Afzal, M., Iqbal, S., and Khan, Q. M. (2013). Plant–bacteria partnerships for the remediation of hydrocarbon contaminated soils. *Chemosphere* 90, 1317–1332. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.09.045.
- Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T., and Muñoz Garcia, F. G. (2016). LOS RIESGOS DE LOS METALES PESADOS EN LA SALUD HUMANA Y ANIMAL. *Bioteología en el Sect. Agropecu. y Agroindustrial* 14, 145. doi:10.18684/BSAA(14)145-153.
- López Corrales, E. I. (2014). Alternativas de disposición para la fitorremediación de suelos contaminados por actividades mineras. Available at: [http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/1131/1/Fitorremediacion\\_suelos\\_contaminados\\_actividades\\_mineras.pdf](http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/1131/1/Fitorremediacion_suelos_contaminados_actividades_mineras.pdf).
- Mahdavian, K., Ghaderian, S. M., and Torkzadeh-mahani, M. (2015). Accumulation and phytoremediation of Pb, Zn, and Ag by plants growing on Koshk lead – zinc mining area, Iran. doi:10.1007/s11368-015-1260-x.
- Manan, F. A., Chai, T. T., Samad, A. A., and Mamat, D. D. (2015). Evaluation of the phytoremediation potential of two medicinal plants. *Sains Malaysiana* 44, 503–509. doi:10.17576/jsm-2015-4404-04.
- Marques, A. P. G. C., Rangel, A. O. S. S., and Castro, P. M. L. (2007). Zinc Accumulation in Plant Species Indigenous to a Portuguese Polluted Site. *J. Environ. Qual.* 36, 646–

653. doi:10.2134/jeq2006.0278.

Marquès, L., Cossegal, M., Bodin, S., Czernic, P., and Lebrun, M. (2004). Heavy metal specificity of cellular tolerance in two hyperaccumulating plants, *Arabidopsis halleri* and *Thlaspi caerulescens*. *New Phytol.* 164, 289–295. doi:10.1111/j.1469-8137.2004.01178.x.

Marrugo-Negrete, J., Marrugo-Madrid, S., Pinedo-Hernández, J., Durango-Hernández, J., and Díez, S. (2016). Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. *Sci. Total Environ.* 542, 809–816. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.10.117.

Ministerio del Ambiente. (2017). Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo (p. 4). El Peruano.

Ministerio del Ambiente. (2017). Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA). El Peruano, 6–9. <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>

Navarro Aviño, J. P., Aguilar Alonso, I., and López Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* 16, 10–25. doi:10.7818/re.2014.16-2.00.

NIU, Z. xin, SUN, L. na, SUN, T. heng, LI, Y. shuang, and WANG, H. (2007). Evaluation of phytoextracting cadmium and lead by sunflower, ricinus, alfalfa and mustard in hydroponic culture. *J. Environ. Sci.* 19, 961–967. doi:10.1016/S1001-0742(07)60158-2.

Nouri, J., Lorestani, B., Yousefi, N., Khorasani, N., Hasani, A. H., Seif, F., et al. (2011). Phytoremediation potential of native plants grown in the vicinity of Ahangaran lead-zinc mine (Hamedan, Iran). *Environ. Earth Sci.* 62, 639–644.

doi:10.1007/s12665-010-0553-z.

Núñez López, R. A., Vong, Y. M., Ortega Borges, R., and Olguín, E. J. (2004).

Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Fitorremediacion* 4, 15.

doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2.

OEFA (2013). Informe de cumplimiento de compromisos ambientales, residuos sólidos, medidas de prevención y control; efectuada en la Unidad Minera “San Vicente” de Compañía Minera San Ignacio de Morococha S.A.A. Reporte público del informe n° 00002-2013-0efa/ds-cmi rea.

OEFA (2014). Cumplimiento de compromisos ambientales residuos solidos medidas de prevención y control efectuada en la Unidad Minera San Vicente de Compañía Minera San Ignacio de Morococha S.A.A. Available at: [https://www.oefa.gob.pe/?wpfb\\_dl=14116](https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=14116).

Olivares, A., Carrillo-González, R., González-Chávez, M. del C. A., & Soto Hernández, R. M. (2013). Potential of castor bean (*Ricinus communis* L.) for phytoremediation of mine tailings and oil production. *Journal of Environmental Management*, 114, 316–323. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.023>

Osores Plenge, F., Rojas Jaimes, J., and Manrique Lara Estrada, C. (2012). Minería informal e ilegal y contaminación con mercurio en Madre de Dios: un problema de salud pública. *Acta Médica Peru.* 29, 38–42.

Pan, P., Lei, M., Qiao, P., Zhou, G., Wan, X., and Chen, T. (2019). Potential of indigenous plant species for phytoremediation of metal(loid)-contaminated soil in the Baoshan mining area, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 23583–23592. doi:10.1007/s11356-019-05655-4.

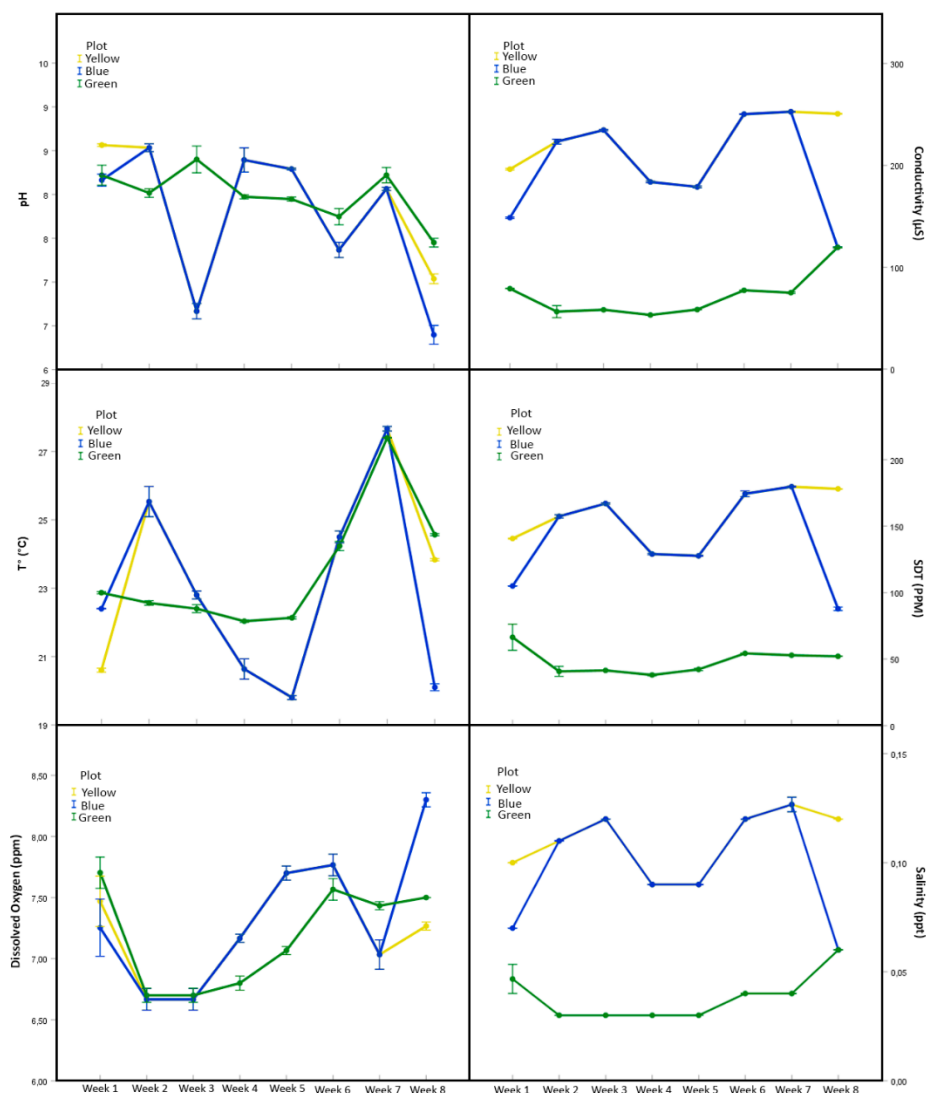
Plum, L. M., Rink, L., and Hajo, H. (2010). The essential toxin: Impact of zinc on human

- health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 7, 1342–1365. doi:10.3390/ijerph7041342.
- Quispe Baldeón, L., Arias Chavez, J. B., Martinez Suarez, C. F., and Cruz Huaranga, M. (2017). Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adaptación al medio en una laguna experimental. *Rev. Investig. Ciencia, Tecnol. y Desarro.* 3, 1689–1699. doi:10.17162/rictd.v3i1.650.
- Reeves, R. D. (2006). Hyperaccumulation of trace elements by plants. *Phytoremediation Met. Soils*, 25–52. doi:10.1007/1-4020-4688-x\_2.
- RODRÍGUEZ-ACHUNG, F. (1990). Los Suelos De Areas Inundables De La Amazonia Peruana: Potencial, Limitaciones Y Estrategia Para Su Investigacion. *Folia Amaz.* 2, 7–25. doi:10.24841/fa.v2i1-2.102.
- Rubio-Franchini, I., and Rico-Martínez, R. (2011). Evidence of lead biomagnification in invertebrate predators from laboratory and field experiments. *Environ. Pollut.* 159, 1831–1835. doi:10.1016/j.envpol.2011.03.021.
- Rubio, C., González Weller, D., Martín-Izquierdo, R. E., Revert, C., Rodríguez, I., and Hardisson, A. (2007). El zinc: Oligoelemento esencial. *Nutr. Hosp.* 22, 101–107.
- Salama, A. K., Osman, K. A., and Gouda, N. A. R. (2016). Remediation of lead and cadmium-contaminated soils. *Int. J. Phytoremediation* 18, 364–367. doi:10.1080/15226514.2015.1109597.
- Schweitzer, L., and Noblet, J. (2018). Water Contamination and Pollution. *Green Chem. An Incl. Approach*, 261–290. doi:10.1016/B978-0-12-809270-5.00011-X.
- Sharma, S., and Pathak, H. (2014). Basic techniques of phytoremediation. *Int. J. Sci. Eng. Res.* 5, 584–604.

- Silva-Correa, C. R., Cruzado-Razco, J. L., González-Blas, M. V., García-Armas, J. M., Ruiz-Reyes, S. G., Villarreal-La Torre, V. E., et al. (2018). Identificación y determinación estructural de un sesquiterpeno de las hojas de *Tessaria integrifolia* Ruiz & Pav. y evaluación de su actividad Leishmanicida. *Rev. Peru. Med. Exp. Salud Publica* 35, 221. doi:10.17843/rpmesp.2018.352.3140.
- Subhashini, V., Swamy, a V. V. S., Sciences, E., and Ap, G. (2013). Open Access Phytoremediation of Pb and Ni Contaminated Soils Using *Catharanthus roseus* ( L .) Abstract : 3, 465–472.
- Udiba, U. U., Antai, E. E., and Akpan, E. R. (2020). Assessment of lead (Pb) remediation potential of senna obtusifolia in Daretta Village, Zamfara, Nigeria. *J. Heal. Pollut.* 10, 1–11. doi:10.5696/2156-9614-10.25.200301.
- Wilkinson, H. F., Loneragan, J. F., & Quirk, J. P. (1968). The Movement of Zinc to Plant Roots 1 H. F. WILKINSON, J. F. LONERAGAN, AND J. P. QUIRK 2. SOIL SCI. SOC. AMER. PROC, VOL 32, 831–833.
- Xiong, P. peng, He, C. quan, OH, K., Chen, X., Liang, X., Liu, X., et al. (2018). *Medicago sativa* L. enhances the phytoextraction of cadmium and zinc by *Ricinus communis* L. on contaminated land in situ. *Ecol. Eng.* 116, 61–66. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.02.004.
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., and Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Total Environ.* 368, 456–464. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.01.016.
- Zeng, P., Guo, Z., Xiao, X., Peng, C., Feng, W., Xin, L., et al. (2019). Phytoextraction potential of *Pteris vittata* L. co-planted with woody species for As, Cd, Pb and Zn in contaminated soil. *Sci. Total Environ.* 650, 594–603. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.055.



Supplementary material



**Figure 1S.** Irrigation water physicochemical parameters: pH (A), temperature (B), dissolved oxygen in ppm (C), conductivity in  $\mu\text{S}$  (D), total dissolved solids in ppm (E), salinity in ppm (F). Clean water (Green Line), contaminated water (Yellow Line) and river water (Blue Line).

## II. VERSIÓN EN CASTELLANO

**EVALUACIÓN DE LA RIZOABSORCIÓN EN PLANTAS  
 (*Tessaria integrifolia* L., *Ricinus communis* L. and *Piper  
 aduncum* L.) DE LA RIBERA DEL RÍO TULUMAYO  
 (CHANCHAMAYO, JUNÍN) INFLUENCIADAS POR  
 EFLUENTES MINEROS**

**Resumen**

Las zonas amazónicas del Perú abarcan áreas agronómicas y ríos que están siendo influenciados por actividades mineras de extracción de metales pesados que operan desde hace más de 20 años como en la cuenca del río Tulumayo, donde las plantas nativas pueden tener potencial de fitorremediación. Esta investigación evaluó una línea base del contenido de Pb y Zn en el suelo y agua de la cuenca del río Tulumayo en Perú, así como los factores de crecimiento, bioconcentración y translocación de estos metales en *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* en condiciones de campo durante 8 semanas en monocultivo e intercalado bajo riego de agua limpia, contaminada y de río; analizando muestras de suelo, sedimentos, agua y plantas a través de espectrometría de masas. El contenido de Pb y Zn se registró para la línea base a lo largo de la cuenca del río Tulumayo, donde las zonas no influenciadas por la minería tienen menor concentración de metales. Asimismo, el ensayo de fitorremediación de las tres especies indicó que acumulan y trasladan diferentes tasas de metales. *Tessaria integrifolia* fue el mayor bioacumulador de Pb y Zn en la biomasa más baja mientras se riega con agua de río y podría ser una potencial planta fitorremediadora para recuperar de manera sustentable los ambientes amazónicos.

## Introducción

Los ríos amazónicos son vitales para los ecosistemas selváticos que nacen en la zona oriental andina y llegan al océano Atlántico en Perú, Colombia y Brasil (Campoblanco, 2000; Barthem et al., 2005). En estos últimos años el agua está siendo impactada por residuos metálicos de minería y refinerías (Schweitzer, 2018; Castro, 2017), especialmente por sedimentos metálicos que contaminan el suelo y el agua que se utiliza para el consumo humano y animal, así como para la agricultura (Cárdenas, 2015), siendo un potencial conflicto futuro debido a la calidad del agua en las poblaciones alrededor de esos ríos (Álvarez et al., 2014). Esto en realidad está sucediendo en muchas tierras altas centrales peruanas como Pasco (Van Geel, 2012), también en zonas selváticas de Junín como el río Tulumayo que fue afectado por los residuos de Pb y Zn de la Compañía Minera San Ignacio de Morococha S.A.A. (SIMSA S.A.A.), donde la unidad minera explota mineral como Pb y Zn (BVL, 2017). En la Resolución Directoral No. 671-2014-OEFA / DFSAI / PAS de la Organización Nacional de Evaluación e Inspección Ambiental (OEFA) encontraron fallas en sus residuos de tratamiento (OEFA, 2013, 2014).

Metales como el plomo y el zinc son tóxicos para la flora y fauna terrestre y acuática (Jaramillo, 2012; OEFA, 2013, 2014); podrían unirse como hidróxidos y óxidos adsorbidos en los sedimentos o en la materia orgánica (Quispe et al., 2017), luego generan efectos tóxicos en los sistemas biológicos afectando la asimilación de nutrientes y acumulándose en los tejidos (Navarro et al., 2007). Los residuos de las empresas mineras pueden estar bien tratados para reducir su impacto negativo en los cuerpos de agua, pero en Perú esta es la principal causa de contaminación del agua (Jara-Peña et al., 2017) causando una degradación ambiental y ecológica significativa como alto riesgo

de metales de contaminación en humanos (Byrne et al., 2012; OEFA, 2013, 2014), a través de la acumulación de estos metales en las redes tróficas acuáticas desde bacterias y organismos detritívoros hasta invertebrados, plantas, peces y humanos (Rubio-Franchini, 2011; Londoño et al., 2016). En el ser humano, su bioacumulación en riñón, hígado, cerebro y huesos inhibe la síntesis de hemoglobina y causa deficiencia neurológica, hipertensión, enfermedades cardiovasculares como gástricas y riesgo de cáncer de próstata (Igc et al., 2002; Rubio et al., 2007; Plum et al., 2010; González-Reimers, 2017). Asimismo, puede afectar la productividad de los cultivos (Fernández, 2012; Cuadra, 2018) provocando retrasos en el crecimiento y disminución de nuevos brotes, frutos y semillas, así como la alteración de la actividad enzimática y desequilibrio hídrico (Chavez, 2014; Forsythe et al., 2010; Amezcua, 2017). Además, la ventaja de las plantas que se cultivaron en estas zonas contaminadas ha estado en gran parte expuestas a metales que desarrollaron tolerancia y propiedades potenciales de fitorremediación que podrían ser una opción para restaurar aquellos ambientes que ahora no están siendo atendidos por el gobierno debido a los estándares nacionales de calidad (ECA), ya que no son muy estrictos con los límites del metal ni en sus efectos.

Por otro parte, las alternativas de remediación necesarias aún no se han estudiado en las zonas selváticas de Perú, donde la contaminación por metales sigue siendo un gran problema (Jara-Peña et al., 2017).

La fitorremediación es una tecnología amigable con el medio ambiente y asequible para recuperar recursos naturales que han sido modificados o impactados por diferentes contaminantes que se filtran al suelo o al agua (Khan et al., 2013; EPA, 1999), con el fin

de estabilizar, reducir o acumular metales pesados en plantas (Núñez et al., 2004), a través de vías metabólicas relacionadas con microbios de raíces (Cubillos et al., 2014; Agudelo et al., 2005; EPA, 1999) para limpiar suelos, sedimentos o agua (Kabra et al., 2012) a través de un proceso relativamente lento. Idealmente es necesario encontrar plantas tolerantes porque menos del 0,2% de las angiospermas tienen esta capacidad de absorber (Ginocchio, 2004). Las plantas podrían absorber los metales por las raíces y translocarlo en gran medida en el brote (Marquès et al., 2004; EPA, 1999); es decir, la fitotolerancia al Pb y al Zn también puede resultar en una fitoestabilización en las raíces evitando una alta translocación a las partes superiores de la planta minimizando la biodisponibilidad de metales en el suelo (Reeves, 2006; Dueck et al., 1986; Charma, 2014) o rizofiltración (EPA, 1999) como ocurre con el Pb, Cd, Cu, Ni, Zn y Cr en suelos y aguas subterráneas (Etim, 2012). La mayoría de estos estudios solo se habían probado en condiciones controladas, pero no en ubicaciones reales contaminadas; además, la vegetación ribereña del Amazonas participa en la regulación de los ecosistemas y estabiliza los contaminantes hacia los cuerpos de agua (Rodríguez, 1990; Gamarra et al., 2018); las especies, como *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* ya están adaptadas a este clima húmedo y cálido de esta zona del país (Douseau et al., 2014) y han estado rodeadas de agua con metales durante mucho tiempo y probablemente han desarrollado tolerancia a los metales. También se encuentran considerables resistencias a la sequía (DiTomaso, 2013), no comestibles para los animales (Brako y Zaruchi, 1993; Gupta et al., 2011), por lo que estas plantas del río Tulumayo podrían ser una alternativa a la fitorremediación en este ambiente.

En esta investigación se investigará una alternativa biológica y factible de fitorremediación para la recuperación de suelos selváticos a través de las especies mencionadas anteriormente, para estudiar su índice de bioacumulación y translocación debido a las condiciones adversas en el área de investigación bajo las mismas condiciones selváticas (Chávez, 2014; López, 2014).

En el Perú, se requieren todos los esfuerzos para desarrollar biotecnologías para recuperar los ríos ya que constituyen las aguas de riego para cultivos, frutales o para depuración; evitando potenciales fenómenos de bioacumulación en animales, frutos y humanos como un gran riesgo para la salud humana y la calidad ambiental.

## **Metodología**

### 1. Material biológico y área de campo

Esta investigación probó la potencial capacidad de fitorremediación de tres especies nativas de la selva amazónica (Silva et al., 2018): *Tessaria integrifolia* (Pájaro bobo), *Piper aduncum* (Matico) y *Ricinus communis* (Higuerilla), en condiciones de campo cercanas al río Tulumayo ubicado en San Ramón en la provincia de Chanchamayo (Junín, Perú).

Estas especies no son comestibles para los animales y crecen naturalmente en los bordes de caminos y riberas húmedas de la zona (Durán, 2010; Brako, 1993; Gupta et al., 2011; DiTomaso et al., 2013). A lo largo del valle del río Tulumayo se realizó la línea base para Zn y Pb en suelos y aguas. El ensayo de fitorremediación se estableció en el área de campo del Fundo Ecológico Selva Verde (18L, E = 463286.75m, S = 8764605.96m) del 24 de julio al 14 de noviembre de 2019, bajo condiciones de temperatura ambiente (18.83-

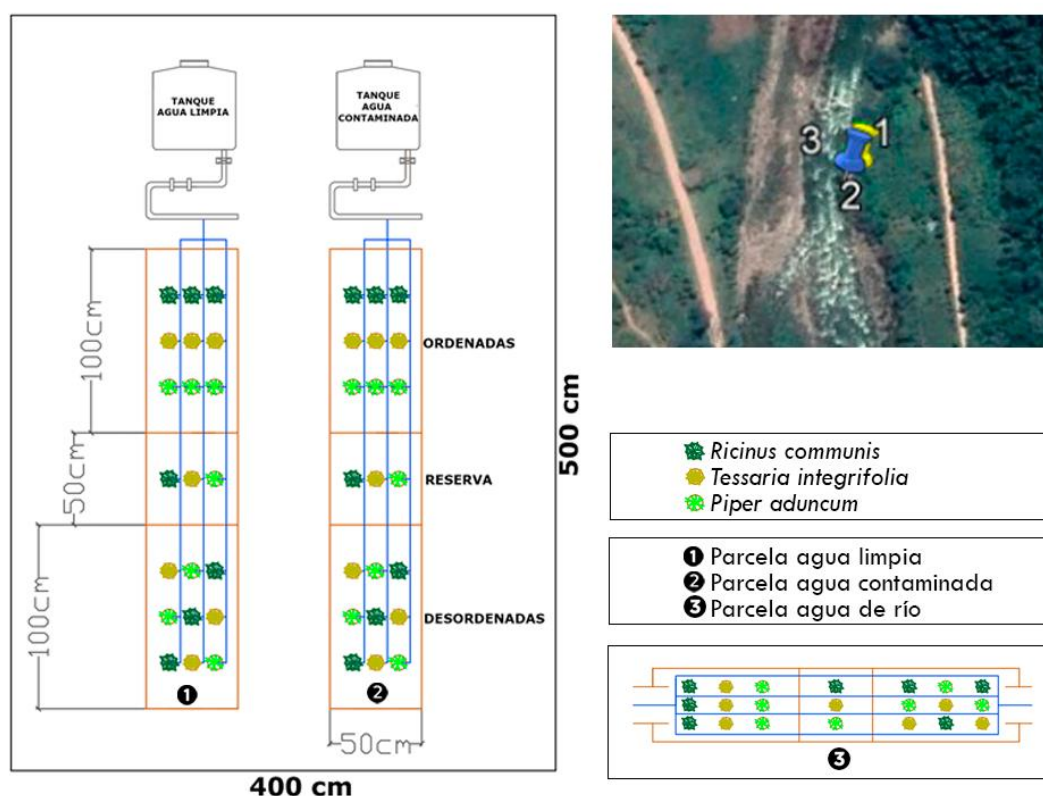
27.64°C), humedad relativa (55,06-93,83%) y precipitación (4,72-6,95 mm / día) registrados por un multiparamétrico (T-RH Elitech RC-51H).

## 2. Establecimiento de fitorremediación para la absorción de Pb y Zn

Para probar la capacidad de bioacumulación y translocación de plomo (Pb) y zinc (Zn) bajo condiciones de campo, se recolectaron las primeras plántulas de *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* de la ribera con la autorización de investigación otorgada por el Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR (SERFOR - Resolución de Dirección General N. 422-2019-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS). Luego se propagaron mediante esquejes en sustratos limpios (20% suelo orgánico y 80% arena para *Tessaria*; 60% suelo orgánico y 40% arena para *Ricinus* y *Piper*) bajo condiciones de invernadero y se regaron cada dos días al 100% de la capacidad del suelo durante 30 días en etapa vegetativa. A continuación, las plantas se trasladaron a tres parcelas (1, 2 y 3 de 2,5m x 0,5m x 0,5m de profundidad, ver figura 1) en condiciones de campo con suelo agrícola limpio y geomembrana de 1,5mm, con líneas distanciadas 30cm y regadas a capacidad del suelo. Cada parcela tenía dentro una subparcela de monocultivo (1m x 0.5m con tres plantas de cada especie ordenadas en cada línea), una subparcela intercalada (1m x 0.5m con tres plantas de cada especie mezcladas en todas las líneas), y las plantas de reserva se establecieron en una banda de separación central (0,5m x 0,5m) entre ambas subparcelas (ver figura 1). La parcela 1 se regó con agua limpia recogida de la cascada cercana con muy bajo contenido de metales (Pb: 0.0010mg.l<sup>-1</sup> y Zn: <0.0026 mg.l<sup>-1</sup>), las parcelas 2 y 3 se regaron con agua recolectada del río Tulumayo a un lado del campo que cargaba metales por la influencia de los residuos mineros aguas arriba (Pb: 0.0086mg.l<sup>-1</sup> y Zn: 0.04mg.l<sup>-1</sup>). Para las parcelas 1 y 2,



el agua se almacenó en un tanque de agua (750Lt) y se conectó a la parcela mediante un sistema de riego por goteo, además se colocó una cerca de malla (5m x 4m); la parcela 3 se estableció a la orilla del río y se regó por infiltración. Las plantas completas se analizaron durante 8 semanas (ver figura 1). Durante todo el experimento, se midieron la temperatura, salinidad, conductividad, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales y pH de cada tipo de riego (muestra de 500ml) utilizando un multiparámetro (modelo Ampera AL316) y un oxímetro (modelo Milwaukee MW600).



**Figura 1.** Diseño de las parcelas ubicadas en el Fundo Ecológico Selva Verde. Distribuida de la siguiente manera: Parcela 1, regada con agua limpia extraída de la catarata; parcela 2, regada con agua contaminada extraída del río y parcela 3, regada constantemente por agua de río en la ribera. Asimismo, cada parcela se dividió en tres subparcelas denominadas ordenadas, desordenadas y reserva, donde se sembraron las especies *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum*.

Se recogieron semanalmente los parámetros fisiológicos de las plantas, así mismo se registró el área foliar por teledetección con la aplicación "Easy Plant Leaf Area". La altura



medida con una regla desde la base hasta la parte superior de la planta, también se registró la temperatura de los brotes de plantas enteras usando una pistola de temperatura. Al final del experimento, se recolectaron plantas enteras, se lavó la raíz y se colocó toda la planta en grandes bolsas de plástico y se transportó en frío al laboratorio de Genética Molecular y Biotecnología de la Universidad Científica del Sur (Lima). En el laboratorio, se tomaron fotografías de cada planta donde se midió el área y la longitud usando el software "Image J" con la herramienta de regla; la biomasa fresca de brote, tallos y raíces se registró con una balanza de 1kg.

Para determinar la concentración de metales de las plantas, cada sección de biomasa (brote, raíz y tallo) se trituró finamente y se disolvió en 100ml de agua destilada, cada muestra se filtró para eliminar los grandes residuos de tejido y se transfirió a botellas de plástico estériles, luego de eso, 45 muestras fueron llevados al laboratorio de SGS y se analizaron para determinar la concentración polimetálica mediante el método ICP-espectrometría de masas EPA 2008 (Rev 5.4: 1994. Determinación de oligoelementos en aguas y desechos por plasma acoplado inductivamente)

La bioacumulación en plantas y tejidos se calculó siguiendo la ecuación 1, luego se calculó el Factor de Bioconcentración (FBC) para determinar los índices de tolerancia a metales en plantas siguiendo la ecuación 2, y se determinó el Factor de Translocación (FT) para mostrar el movimiento de metales desde las raíces a la zona aérea según la ecuación 3. Asimismo, se calculó la Tasa de Crecimiento (TC%) y el Índice de Tolerancia

(IDT%) con las ecuaciones 4 y 5, asumiendo la especie que más absorbe por tipo de riego y considerándola mejor especie como la de mayor bioacumulación.

$$[Metal]_{biomasa} = \frac{\text{Contenido de metal (mg)}}{\text{Biomasa (kg)}} \dots (1)$$

$$\text{Factor de bioacumulación} = \frac{[Metal]_{raíz}}{[Metal]_{suelo}} \dots (2)$$

$$\text{Factor de translocación} = \frac{[Metal]_{zona\ aérea}}{[Metal]_{suelo}} \dots (3)$$

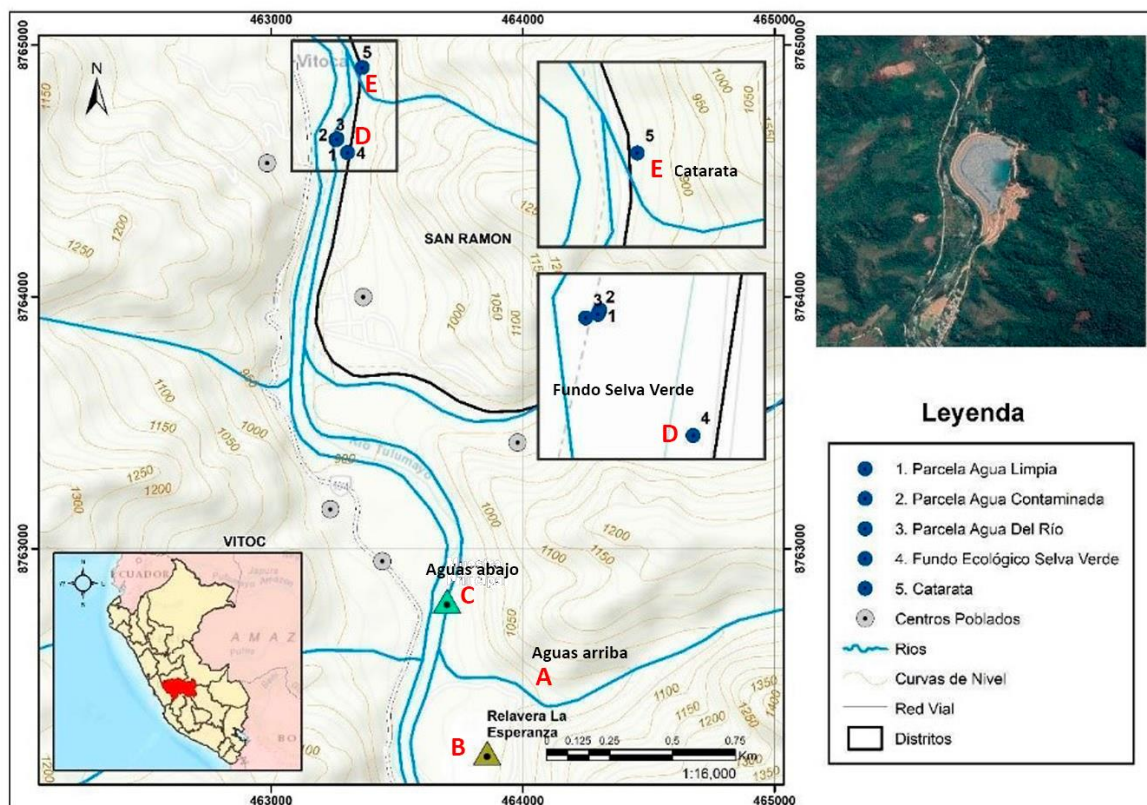
$$TC\% = \frac{(\text{Crecimiento})\ \text{condición}\ 1}{(\text{Crecimiento})\ \text{condición}\ 2} \dots (4)$$

$$IDT\% = \frac{[Metal]_{biomasa}\ 1}{[Metal]_{biomasa}\ 2} \dots (5)$$

### 3. Línea Base de la concentración de Pb-Zn en agua

Para determinar la concentración de metales en el río Tulumayo y su influencia directa e indirecta de la unidad minera SIMSA, se establecieron tres puntos (ver figura 2): A, 50-100m aguas arriba de la piscina de tratamiento del vertedero La Esperanza; B, cerca de la piscina de tratamiento del vertedero La Esperanza; C, 50-100m aguas abajo de la piscina de tratamiento del vertedero La Esperanza; D, junto al campo instalado en Fundo Ecológico Selva Verde y E, una muestra en blanco tomada en la catarata con agua limpia. Las muestras se tomaron al inicio del experimento con el fin de establecer una línea base de la zona según la metodología reportada por la Autoridad Nacional del Agua (ANA, 2016) en botellas plásticas estériles de 500ml, se transportaron en condiciones refrigeradas al laboratorio SGS para determinar su contenido polimetálico de acuerdo con el método EPA 2008, Rev 5.4: 1994. Determinación de oligoelementos en aguas y desechos por plasma acoplado inductivamente - Espectrometría de masas como se

describe en la sección anterior. Las concentraciones de Pb y Zn de las muestras se contrastaron con las ECA actuales para agua (No. 003-2017-MINAM).



**Figura 2.** Ubicación de los puntos de muestreo de las parcelas con vista aérea de una piscina de los tratamientos de efluentes. A, 50-100m aguas arriba de la piscina de tratamiento del vertedero La Esperanza; B, cerca de la piscina de tratamiento del vertedero La Esperanza; C, 50-100m aguas abajo de la piscina de tratamiento del vertedero La Esperanza; D, junto al campo instalado en Fundo Ecológico Selva Verde y E, una muestra en blanco tomada en la catarata con agua limpia

#### 4. Línea base de concentración de Pb-Zn en el suelo

Para determinar la concentración de metales en sedimentos, las muestras se tomaron de los mismos puntos de muestras de agua (A, B, C y D, ver figura 2) utilizando la metodología reportada por Carpio (2016). Las muestras superficiales de 500g se tomaron con una tuvo de PVC (5- 10cm de profundidad) en las riberas y en el suelo de las parcelas. Se colocaron en recipientes de plástico esterilizados y se entregaron al

laboratorio de SGS en cajas refrigeradas para el análisis polimetálico utilizando el método EPA 3051A: 2007 (digestión ácida asistida por microondas de sedimentos, lodos, suelos y aceites / método EPA 6020B: 2014) por acoplamiento inductivo de espectrometría de masas de plasma en el laboratorio SGS. Este método requirió una sedimentación previa de la muestra que fue diluida en agua ultrapura, seguida de los mismos pasos que para las muestras de agua. Luego, los resultados se contrastaron con las ECA vigentes para suelos (No. 011-2017-MINAM) y la legislación referencial de la Canadian Sediment Quality Guide for Aquatic Life Protection (CCME, 2001) debido a la falta de legislación nacional sobre sedimentos.

### 5. Análisis estadístico

Los datos se recopilaron por triplicado. Todos los datos fueron normales y homogéneos, luego se realizaron pruebas de análisis de varianza (ANOVA) y diferenciación de medias por modelo multivariable y la prueba de Tukey. El análisis completo y los gráficos se realizaron con el software estadístico SPSS versión 25.0.

## **Resultados**

### 1. Línea base de concentración de Pb y Zn en agua y sedimentos alrededor del río Tulumayo

Las muestras de agua analizadas a lo largo de la ribera del río Tulumayo mostraron mayores cantidades de metales en el punto B donde se encuentra el vertido, también mayores cantidades de Pb y Zn en aguas abajo del vertido en el Fundo Selva Verde (D) que en la cuenca superior (A) y catarata (E) donde el agua está limpia. Pero todos ellos no superaron los límites (ver tabla 1). Mientras que el contenido de Zn y Pb en el suelo

agrícola y los sedimentos de ribera superó los límites del suelo peruano de Pb en el sedimento del río de la zona de vertimiento (B) y aguas abajo en el Fundo Selva Verde (D). Además, considerando los límites de la norma canadiense (PEL), tanto los sedimentos de la parcela regada con agua fluida del río (D3) como el sedimento de un canal de afluencia natural junto a la zona de descarga de la tubería de descarga fueron altamente superados. Por otro lado, en el caso de Zn, todos los sedimentos de la zona de vertimiento (B), afluencia de arroyos en la descarga de la tubería (C), sedimentos de la parcela regada con flujo de río (D3) y otros puntos de sedimentos en el Fundo Selva Verde aguas debajo de la piscina de la relavera mostró cantidades realmente más altas que los límites de ISQL y PEL canadienses debido a la falta de regulación peruana (ver tabla 1).

**Tabla 1.** Línea de base de concentración de Pb y Zn en agua y suelo-sedimento alrededor del río Tulumayo en comparación con los límites permisibles de concentración de metales para agua potable y riego de cultivos y suelo de cultivo.

Puntos de muestreo	Línea base	[Metal] agua			[Metal] suelo	
		Pb (mg. l <sup>-1</sup> )	Zn (mg. l <sup>-1</sup> )		Pb (mg.kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg.kg <sup>-1</sup> )
A	Cuenca alta del río Tulumayo	<0.0006	<0.0026	<i>Sedimento de ribera</i>	4.469	40.699
B	Zona de vertido	<b>0.0483</b>	0.5937	<i>Sedimento de ribera</i>	<b>135.013</b>	<b>1585.66</b>
C	Aguas abajo - punto de descarga	0.0012	0.0063	<i>Sedimento de ribera</i>	62.838	<b>472.647</b>
D (1)	Fundo Selva Verde - tanque de agua limpia	0.00095	0.0026	<i>Suelo de cultivo</i>	10.9165	76.882
D (2)	Fundo Selva Verde -tanque de agua contaminada	0.0046	0.02945	<i>Suelo de cultivo</i>	12.504	89.752
D (3)	Fundo Selva Verde - Agua de río	0.0229	0.10645	<i>Sedimento de ribera</i>	56.901	<b>559.010</b>

D (4)	Fundo Selva Verde– Agua de río	0.0229	0.10645	Sedimento de ribera	550.600	917.864
E (5)	Catarata de agua limpia	0.00095	0.0026		-	-
ECA Limite (Perú)	Agua potable - tipo 1	0.01	3		-	-
	Riego de cultivos - tipo 3	0.05	5	Suelo de cultivo	70	-
ISQG Limite (Canadá)				Suelo-sedimento	91.3	315
PEL Limite (Canadá)				Suelo-sedimento	35	123

## 2. Crecimiento de la planta

La evaluación del crecimiento promedio de plantas enteras de tres especies (ver tabla 2) mostró que las plantas de *Piper aduncum* tenían una biomasa fresca promedio (BF) significativamente mayor que *Ricinus communis*, siendo *Tessaria integrifolia* la más pequeña. Además, la longitud promedio (L) y el área (A) fueron significativamente mayores en *Piper aduncum* y *Ricinus communis* en comparación con *Tessaria integrifolia*, que tenía la menor biomasa. Comparando el crecimiento de los tejidos, la biomasa fresca en la zona aérea fue significativamente cuatro veces mayor que en las zonas de raíces, no hubo diferencias entre tallo y brotes (ver tabla 2). En cuanto a los efectos del riego, las plantas mostraron un aumento progresivo de su área foliar durante las ocho semanas de prueba, hubo un área foliar significativamente mayor cuando las plantas fueron irrigadas con agua limpia (837.98a cm<sup>2</sup>) en comparación con las irrigadas con agua de río. (590.07b cm<sup>2</sup>) o agua contaminada (704.22ab cm<sup>2</sup>). Además, las tres especies mostraron curvas de crecimiento foliar significativamente diferentes (ver figura 3) donde *Piper aduncum* mostró el mayor crecimiento foliar, seguido de *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia* fue la más pequeña. Sin embargo, tuvieron una biomasa, longitud, área (ver tabla 2) y temperatura (ver figura 3) similares debido a las condiciones de riego. Además, la comparación entre el crecimiento en monocultivo y el



cultivo intercalado mostró solo una mayor biomasa fresca en *Tessaria integrifolia* en monocultivo (30.1a g) en comparación con el cultivo intercalado (17.4b g) pero no hubo diferencias en longitud o área en comparación con cultivos intercalados, ni en el desarrollo del área foliar (ver tabla 2) ni en las otras dos especies.

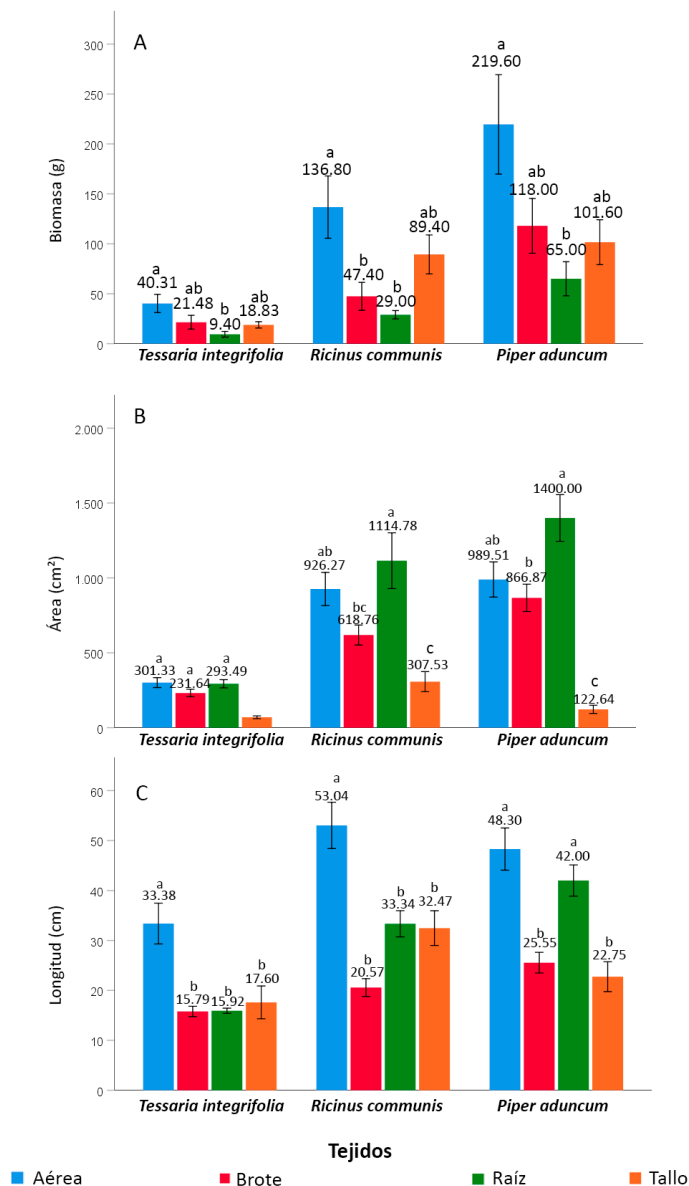
**Tabla 2.** Comparación de crecimiento promedio y bioacumulación de Pb y Zn para tres especies de plantas de las riberas del río Tulumayo: *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum*, en tejidos radicales y aéreos (brote y tallo) y tipos de riego de las plantas.

	<b>Biomasa (g)</b>	<b>Longitud (cm)</b>	<b>Área (cm<sup>2</sup>)</b>	<b>[Pb]<sub>biomasa</sub> (mg Pb / Kg biomasa)</b>	<b>[Zn]<sub>biomasa</sub> (mg Zn / Kg biomasa)</b>
<b>Especie</b>					
<i>Tessaria integrifolia</i>	<b>22.51c</b>	<b>20.67b</b>	<b>224.04b</b>	<b>2.35a</b>	<b>18.01a</b>
<i>Ricinus communis</i>	75.65b	34.86a	741.83a	0.59b	6.42b
<i>Piper aduncum</i>	126.05a	34.65a	844.76a	0.39b	4.04b
<b>Tejido</b>					
Raíz	<b>34.47b</b>	<b>30.42b</b>	936.09a	1.35a	<b>17.25a</b>
Tallo <sup>1</sup>	69.94ab	<b>24.27b</b>	<b>166.62b</b>	0.63a	7.63ab
Hoja <sup>2</sup>	<b>62.29b</b>	<b>20.63b</b>	572.42a	1.53a	12.16a
Aérea <sup>(1+2)</sup>	132.24a	44.91a	739.04a	0.94a	<b>0.92b</b>
<b>Tipo de riego</b>					
Agua contaminada	72.54a	30.84a	639.58a	0.73b	7.67a
Agua de río	46.93a	25.01a	529.27a	<b>2.76a</b>	16.81a
Agua limpia	90.83a	31.81a	604.64a	0.66b	7.65a
<b>Tipo de cultivo</b>					
Ordenadas	77.34a	652.22a	31.71a	0.56b	59.39b
Desordenadas	73.00a	571.09a	28.96a	<b>1.48a</b>	<b>118.57a</b>

A. Diferencias de crecimiento entre *Piper aduncum*, *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia* en el desarrollo de tejidos vegetales

El crecimiento diferenciado de los tejidos de la raíz y la zona aérea (tallo y brote) de las tres especies mostró que *Tessaria integrifolia* tuvo un desarrollo de biomasa (ver figura 4A) y longitud (ver figura 4C) significativamente mayor en la zona aérea en 4 y 2 veces la zona de la raíz respectivamente, pero el área era similar (ver figura 4B). Además, no hubo diferencia entre los parámetros de crecimiento de tallos o brotes. De manera similar, la biomasa y longitud de *Ricinus communis* fue significativamente mayor en la zona aérea en comparación con las raíces, así como mayor que la biomasa de las hojas (ver figura 4 A-C). Además, *Piper aduncum* mostró una biomasa significativamente 3

veces mayor en la zona aérea (ver figura 4A) que en las raíces. Por otra parte, el área de la raíz y la longitud fueron significativamente mayores que los brotes y tallos (ver figura 4 B-C), pero como la zona aérea.



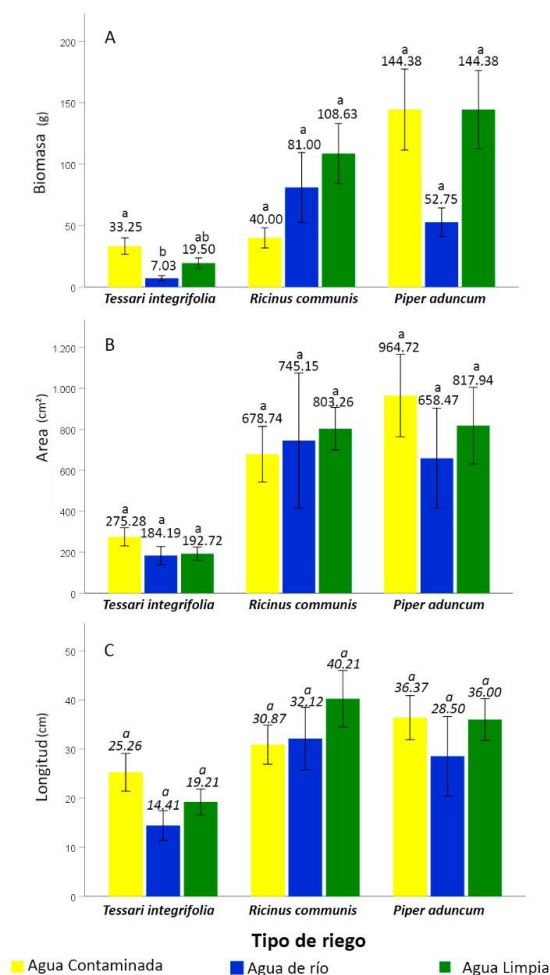
**Figura 4.** Desarrollo de la zona aérea y radicular de *Piper aduncum*, *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia*. Desarrollo de tejidos de tallo (naranja) y hoja (rojo) tanto de la zona aérea (azul) como de la zona radicular (verde) luego de 8 semanas de pruebas junto al río Tulumayo, considerando los parámetros de crecimiento biomasa húmeda Bio.T (A),



Área A.T (B) y Longitud L.T (C). Las letras sobre las barras indican la diferenciación de las medidas por la prueba de Tukey.

B. Diferencias de crecimiento entre *Piper aduncum*, *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia* bajo tres condiciones de riego

El crecimiento diferenciado bajo riego de campo con agua limpia, agua contaminada y agua de río mostró que *Tessaria integrifolia* desarrolló una biomasa significativamente mayor cuando el riego se realizó con agua contaminada en comparación con agua limpia, pero igual cuando el riego se realizó con agua limpia (ver figura 5A); no se encontraron diferencias entre las tres condiciones de riego en el área o desarrollo de la longitud de las plantas (ver figuras 5 B-C). Tanto *Ricinus communis* como *Piper aduncum* no mostraron ninguna diferencia significativa en la biomasa, la longitud o el desarrollo del área debido al tipo de riego durante la prueba (ver figuras 5 A-B-C).



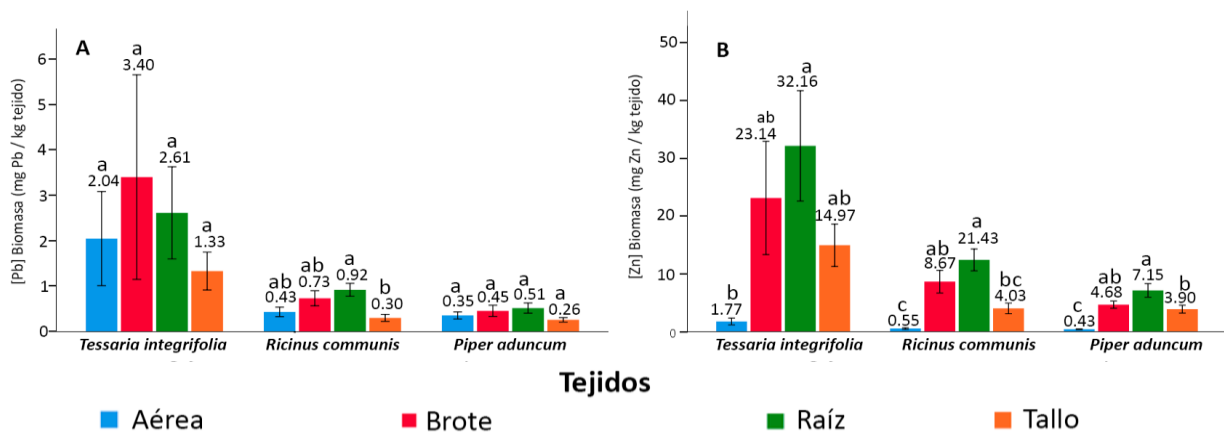
**Figura 5.** Desarrollo de las especies *Piper aduncum*, *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia* respecto a los tipos de riego. El riego se realizó con agua limpia (verde), agua contaminada (amarilla) y agua de río (azul) que fluye durante 8 semanas en la prueba de campo junto al río Tulumayo, considerando los parámetros de crecimiento Biomasa húmeda Bio.T (A), Área A.T (B) y Longitud L.T (C). Las letras sobre las barras indican la diferenciación de las medidas por la prueba de Tukey.

### 3. Bioacumulación de la planta de Pb y Zn

La cantidad promedio de bioacumulación de concentración de metales en biomasa fresca por planta ( $[\text{Metal}]_{\text{biomasa}}$ ) fue significativamente mayor tanto para Pb como para Zn en *Tessaria integrifolia* que en *Ricinus communis* y *Piper aduncum*. En promedio, la longitud aérea y la biomasa de la zona aérea de plantas enteras fue mayor que las raíces, mientras que el área fue similar entre ambas zonas (ver tabla 2). Al comparar los tejidos, no hubo diferencias significativas en la bioacumulación de Pb entre ellos; sin embargo, la bioacumulación de Zn en raíces fue 18 veces significativamente mayor que en la zona aérea, pero no se encontraron diferencias entre tallo, brote o raíz (ver tabla 2). Además, la cantidad de Pb bioacumulado en plantas irrigadas con agua de río fue significativamente mayor que aquellas irrigadas con agua limpia y contaminada; mientras que la bioacumulación de Zn fue igual en cualquier tipo de riego (ver tabla 2). Además, la bioacumulación de Pb y Zn en la biomasa fue mayor en cultivos intercalados (Pb: 0.84 y Zn: 24.47mg Pb.kg biomasa<sup>-1</sup>) en comparación con el monocultivo (ver tabla 2), así como *Tessaria integrifolia* que mostró una alta acumulación de biomasa en cultivo intercalado (Pb: 3.35a y Zn: 24.47a mg Pb. kg biomasa<sup>-1</sup>) comparado con monocultivo (Pb: 0.84b y Zn: 8.33b mg Pb. kg biomasa<sup>-1</sup>), no se encontraron diferencias en las otras dos especies.

A. Diferencias de bioacumulación de metales entre *Piper aduncum*, *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia* en el desarrollo de tejidos vegetales

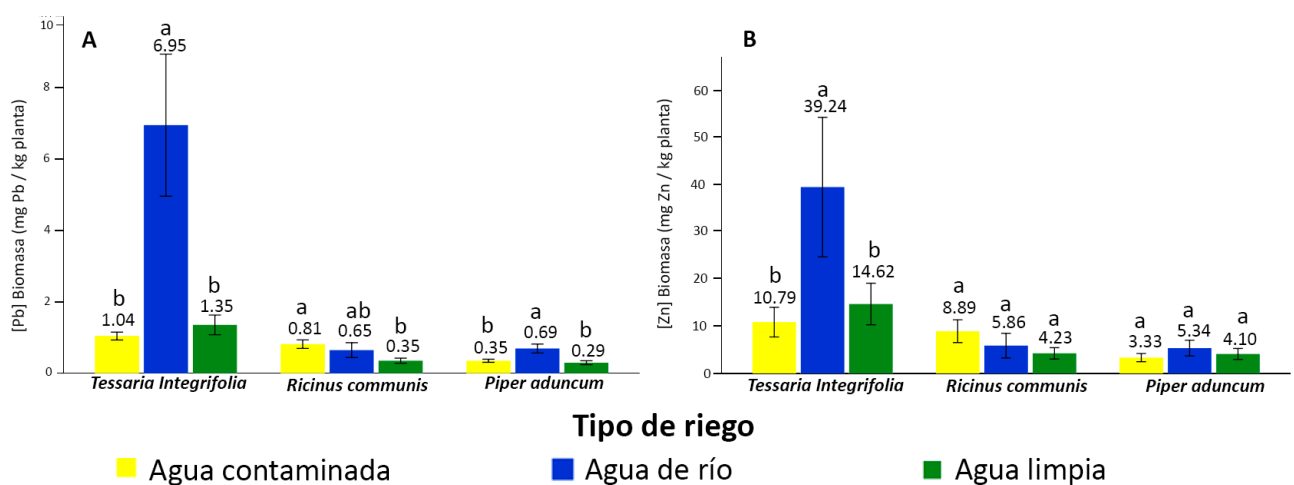
La bioacumulación diferenciada de Pb y Zn en la biomasa de tejidos radiculares y aéreos (tallo y brote) de las tres especies mostró que *Tessaria integrifolia* tuvo una bioacumulación de Pb similar en todos sus tejidos (ver figura 6A) ni ninguna diferencia entre las zonas aérea y radicular. Si bien su bioacumulación de Zn fue 18 veces significativamente mayor en la zona radicular que en la aérea, no se encontraron diferencias entre raíz, brotes o tallos (ver figura 6B). En el caso de *Ricinus communis*, la bioacumulación de Pb fue significativamente mayor en raíces que en tallos, pero no diferente a la zona aérea, ni a brotes (ver figura 6A). Por otro lado, la bioacumulación de Zn fue 39 veces significativamente mayor en la raíz que la zona aérea, pero tampoco mostró diferencia con brote o tallo (ver figura 6B). Por último, en *Piper aduncum*, la bioacumulación de Pb (ver figura 6A) no mostró diferencia entre tejidos, mientras que la bioacumulación de Zn en raíces fue 16 veces significativamente mayor en comparación con la zona aérea, no diferente a los brotes, pero superior a los tallos (ver figura 6B).



**Figura 6.** Bioacumulación de Pb y Zn en la biomasa de la zona aérea y radicular de *Piper aduncum*, *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia*. Variación de Pb y Zn en los tejidos del tallo (naranja), de los brotes (rojo) y de la zona aérea (azul), así como de la zona radicular (verde) durante un ensayo de 8 semanas junto al río Tulumayo. Las letras sobre las barras indican la diferenciación de medidas por la prueba de Tukey.

B. Diferencias de bioacumulación de metales de *Piper aduncum*, *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia* en el desarrollo del tejido vegetal y las condiciones de riego

La bioacumulación diferenciada de Pb y Zn según el tipo de riego con agua limpia, agua contaminada y agua de río mostró que *Tessaria integrifolia* tenía una bioacumulación de Pb y Zn muy significativa cuando el riego se realizó con agua de río en comparación con agua limpia y contaminada (ver figura 7A). En el caso de *Ricinus communis*, solo la bioacumulación de Pb fue significativamente mayor cuando el riego se realizó con agua contaminada que con agua limpia (ver figura 7A), pero en el Zn la bioacumulación no difirió entre los tres tipos de riego (ver figura 7B). Por último, en *Piper aduncum* se bioacumularon cantidades significativamente mayores de Pb bajo riego con agua de río que con agua limpia o contaminada, siendo ambas posteriores similares (ver figura 7A), mientras que la bioacumulación de Zn fue igual bajo los tres tipos de riego (ver figura 7B).



**Figura 7.** Acumulación de Pb y Zn en las especies de *Piper aduncum*, *Ricinus communis* y *Tessaria integrifolia*. Variación de plomo y zinc en plantas según el tipo de riego: agua limpia (verde), agua contaminada (amarilla) y agua de río (azul) a las 8 semanas de prueba a lo largo del río Tulumayo, considerando los parámetros de acumulación por Biomasa húmeda de Pb por Bio.T (A) y Zn por Bio.T (B); las letras encima de las barras indican la diferenciación de medidas mediante la prueba de Tukey.

C. Índice de Tolerancia (IDT%) a Pb y Zn y Tasa de Crecimiento (TC%) de *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* de diferentes tejidos vegetales y bajo diferentes tipos de riego

El Índice de Tolerancia (IDT%) que muestra la capacidad del tejido de una especie para tolerar el metal asumiendo como 100% la especie que más absorbe o el riego con agua limpia. La especie que bioacumula más Zn y Pb fue *Tessaria integrifolia* (ver tabla 2), por lo tanto, fue el 100% para el IDT de los tejidos mostrado en la tabla 3. Los tejidos de *Ricinus communis* alcanzaron el 38% de tolerancia al Zn y el 35% de tolerancia al Pb en raíces, siendo menor en tallos y brotes. Además, como especie solo mostró un 25% y un 35% correspondientemente de tolerancia total al Pb y Zn de *Tessaria integrifolia* (100%). Si bien *Piper aduncum* mostró menor tolerancia, solo alcanzó el 16% y el 22% de tolerancia a Pb y Zn con respecto a *Tessaria integrifolia*.

**Tabla 3.** Índice de Tolerancia (IDT%) de la biomasa de Pb y Zn de las zonas aéreas y radiculares de *Ricinus communis* y *Piper aduncum* respecto a *Tessaria integrifolia*.

Especies	Tejidos	Pb IDT%	Zn IDT%	Especies	Tejidos	Pb IDT%	Zn IDT%
<i>Ricinus communis</i> respecto a <i>Tessaria integrifolia</i>	Raíz	35.13	38.66	<i>Piper aduncum</i> respecto a <i>Tessaria integrifolia</i>	Raíz	19.70	22.23
	Tallo <sup>1</sup>	22.51	26.91		Tallo <sup>1</sup>	19.27	26.06
	Hoja <sup>2</sup>	21.50	37.45		Hoja <sup>2</sup>	13.34	20.20
	Aérea <sup>(1+2)</sup>	21.07	30.95		Aérea <sup>(1+2)</sup>	17.29	24.28
	<b>Total RC</b>	<b>25.10</b>	<b>35.64</b>		<b>Total PA</b>	<b>16.60</b>	<b>22.42</b>

El Índice de Tolerancia (IDT%) y la Tasa de Crecimiento (TC%) del desarrollo mientras se riega con agua contaminada, agua de río con respecto al agua limpia (100%) en cada especie se muestra en la tabla 4. Tanto *Tessaria integrifolia* como *Piper aduncum* desarrolló menos biomasa, área y longitud cuando el riego se hizo de forma natural por el flujo del agua del río, al mismo tiempo acumularon y toleraron mayores cantidades de Pb y Zn, mostrando IDTs de 513% para Pb y 268% para Zn en *Tessaria integrifolia* (ver tabla 4), mientras que esos IDTs fueron 235% y 130% para Pb y Zn respectivamente en *Piper aduncum* (ver tabla 4). La especie *Ricinus communis* presentó los TCs más bajos cuando se riega con agua contaminada, bajo este tipo de riego sus IDTs de Pb y Zn fueron 233% y 210% respectivamente (ver tabla 4). Por tanto, *Tessaria integrifolia* es la que presentó mayor tolerancia a Pb y Zn con menor desarrollo de biomasa.

**Tabla 4.** Índice de Tolerancia (IDT%) y Tasa de Crecimiento (TC%) del tipo de riego de las tres especies de plantas (P) de las riberas del río Tulumayo, del desarrollo en agua contaminada (AC) y agua de río (AR) en comparación con el agua limpia (AL).

Especies	Tipo de riego	Tasa de crecimiento (TC%)			Índice de tolerancia (IDT%)	
		Biomasa %	Longitud %	Área %	Pb %	Zn %
<i>Tessaria integrifolia</i>	AC / AL	170.51	131.50	142.84	76.94	73.86
	AR / AL	<b>36.05</b>	<b>75.01</b>	<b>95.57</b>	<b>513.74</b>	<b>268.46</b>
<i>Ricinus communis</i>	AC / AL	<b>36.82</b>	<b>76.76</b>	<b>84.50</b>	<b>233.26</b>	<b>210.31</b>
	AR / AL	74.57	79.86	92.77	185.38	138.47
<i>Piper aduncum</i>	AC / AL	100.00	101.05	117.94	118.95	81.24
	AR / AL	<b>36.54</b>	<b>79.17</b>	<b>80.50</b>	<b>235.93</b>	<b>130.20</b>

D. Factor de Bioconcentración de Zn y Pb (FBC%) en *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* bajo diferentes tipos de riego

El Factor de Bioconcentración (FBC%) para los tres tipos de riego en las especies *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* (ver tabla 5) no superó ni igualó el valor

de 1, por lo que ninguna de estas especies fue hiperacumulativa, aunque la especie *Tessaria integrifolia* presentó los valores más altos de FBC% con respecto a *Ricinus communis* y *Piper aduncum*; por lo tanto, tiende a desarrollarse en suelos con mayor cantidad de Pb y Zn bioconcentrando los metales en sus raíces, y al mismo tiempo desarrolla la menor biomasa, siendo un potencial candidato para un proceso de fitorremediación. En promedio, *Tessaria integrifolia* mostró un FBC% de 36% para Pb y 41% para Zn, que fueron más altos que los FBC% de *Ricinus communis* y *Piper aduncum*. Es notablemente que los FBC% más altos se mostraron en agua limpia, alcanzando el 46% para Pb y el 78% para Zn.

**Tabla 5.** Factor de Bioconcentración (FBC%) de Pb y Zn de *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* respecto al riego con agua limpia (AL), agua contaminada (AC) y agua de río (AR).

FBC%	Raíz / Suelo AL		Raíz / Suelo AC		Raíz / Suelo AR		Planta / Suelo AL		Planta / Suelo AR		Planta / Suelo AR		Planta / Suelo Promedio	
	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn
	Especies / metal													
<i>Tessaria integrifolia</i>	0.21	0.36	0.14	0.29	0.10	0.14	0.46	0.78	0.34	0.58	0.34	0.32	0.36	0.41
<i>Ricinus communis</i>	0.07	0.12	0.12	0.23	0.02	0.02	0.12	0.23	0.28	0.48	0.04	0.05	0.07	0.12
<i>Piper aduncum</i>	0.05	0.11	0.04	0.07	0.01	0.02	0.10	0.22	0.11	0.18	0.03	0.04	0.05	0.08

E. Factor de Translocación de Zn y Pb (FT) en *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* bajo diferentes tipos de riego

El Factor de Translocación (FT) para las tres especies (ver tabla 6) explica cómo las plantas tienden a transportar una mayor cantidad de metal desde la raíz a la parte superior (brotes), donde estos valores deseables de FT están cerca o superan el valor de



1. *Tessaria integrifolia*, cuando se expuso al riego por el flujo de agua de río, mostró un FT para Pb de casi 200% (1,92) y 91% para Zn; donde esta planta, estaba trasladando estos metales de la raíz al brote. También, bajo riego con agua limpia, trasladaba las mayores cantidades en comparación con las otras especies. *Piper aduncum* mostró que acumula la misma cantidad de Pb en la raíz y brote cuando se riega con agua de río (110%), casi con agua contaminada (107%). Finalmente, *Ricinus communis* casi acumula cantidades similares de Pb y Zn tanto en raíces como en brotes bajo riego con agua de río, mostrando una FT del 96% para Zn y Pb. Ninguna de las especies trasladaba cantidades importantes de metal de la raíz a los tallos.

**Tabla 6.** Factor de Translocación (FT) de Pb y Zn de *Tessaria integrifolia*, *Ricinus communis* y *Piper aduncum* respecto al riego con agua limpia (AL), agua contaminada (AC) y agua de río (AR).

Factor de Translocación (FT)		AL		AC		AR	
Tejidos	Especies	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn
Aérea / Raíz	<i>Tessaria integrifolia</i>	0.55	0.06	0.73	0.05	<b>0.95</b>	0.06
	<i>Ricinus communis</i>	0.37	0.04	0.58	0.05	0.35	0.04
	<i>Piper aduncum</i>	0.48	0.05	<b>0.92</b>	0.07	0.72	0.08
Hoja / Raíz	<i>Tessaria integrifolia</i>	0.68	0.69	0.72	0.46	<b>1.92</b>	<b>0.91</b>
	<i>Ricinus communis</i>	0.54	0.52	0.87	0.71	<b>0.96</b>	<b>0.96</b>
	<i>Piper aduncum</i>	0.54	0.50	<b>1.10</b>	0.78	<b>1.07</b>	0.81
Tallo / Raíz	<i>Tessaria integrifolia</i>	0.44	0.51	0.79	0.52	0.44	0.40
	<i>Ricinus communis</i>	0.26	0.33	0.41	0.35	0.22	0.23
	<i>Piper aduncum</i>	0.40	0.43	0.71	0.60	0.43	0.71



## Discusión

### 1. Línea base de concentración de Pb y Zn en el agua, sedimentos y raíces de plantas a lo largo de la cuenca del río Tulumayo

El agua de la catarata se distribuyó a través de una tubería hacia la parte baja del valle donde se ubican los fundos, cuyas concentraciones de Pb fueron realmente menores que en otros puntos de la cuenca del río Tulumayo; es decir, estos valores fueron menores a los límites permisibles (ECA), por lo que aún se utiliza como agua potable para personas en la zona (ECA, 2017). Si bien el agua del río se utiliza para el riego de los campos de cultivo, es evidente que el río transporta el metal que probablemente se transporta al suelo por medio del drenaje, otro factor es que el vertedero no cuenta con una malla más fuerte para evitar el transporte de los residuos por el viento. Informes de ciudadanos y autoridades locales indican que, durante la temporada de altos torrentes del río, se produjeron vertidos a través de la tubería que proviene del botadero que contienen residuos mineros. Asimismo, otros estudios también encontraron que el contenido de metales (Fe, Zn, Pb y Mn) en lugares influenciados por minas que exceden rangos normales de suelos y agua, promueve una alta tolerancia a metales en las especies de la zona (Nouri et al., 2011; Pan et al., 2019). En el caso del Zn, preocupa que su concentración en el río sea 66 veces mayor que en el agua limpia, lo que también puede afectar los campos de cultivo, la pesca y los animales que crecen alrededor de la cuenca. Este estudio es el primero que establece una línea de base en la cantidad de Pb y Zn en esta cuenca.

Por otro lado, los sedimentos, en aguas arriba, parecen no estar influenciados por los residuos de Pb donde se recolecta el suelo para actividades de cultivo en invernadero

en el suelo de la zona. Pero los sedimentos de la ribera mostraron una concentración de Pb casi 15 veces mayor que la del suelo limpio, además, el Zn que se encontró en el sedimento fue aproximadamente 10 veces mayor que el del suelo limpio también. Además, las cantidades encontradas cerca de la zona de vertido fueron realmente superiores a las de suelo limpio, lo que evidenciaba una falta de tratamiento y cuidado de estas riberas, que podría haber una evidencia de contaminación. Estudios anteriores informaron diferencias entre las cantidades de metales de Pb en suelos limpios profundos y suelos superficiales que rodean las minas (Nouri et al., 2011; Hashemi, 2012) como en nuestro caso. Es posible una transmisión a través del viento, niebla o lluvia por el polvo que se genera en la relavera o cualquier descarga irresponsable al río; en acuerdo con otros estudios que han mostrado concentraciones más altas de Pb y Zn en suelos influenciados por actividades mineras en contraste con suelos agrícolas, superando los límites en aproximadamente un 40-80% de contenido de metal que los suelos limpios (Pan et al., 2019).

## 2. Impacto minero en la cuenca del río Tulumayo y potencial de fitorremediación de plantas

### A. Acumulación de Pb y Zn en plantas amazónicas como *Ricinus communis*, *Tessaria integrifolia* y *Piper aduncum*

Los análisis de crecimiento de las tres especies en su hábitat de bosque amazónico (Selva peruana en la cuenca de Tulumayo) muestran, que *Tessaria integrifolia* desarrolla menos biomasa y simultáneamente es capaz de bioacumular la mayor cantidad de metales como Pb ( $2.35 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) y Zn ( $18 \text{ mg.kg}^{-1}$ ); bioacumulando 4 veces más que

*Ricinus communis* y *Piper aduncum* en condiciones de campo, considerando todos los factores en un ambiente de suelo natural; en contraste con estudios realizados bajo condiciones controladas donde se agregaron altas cantidades de metal a cultivos de girasol y mostaza, que bioacumulan Pb entre 50-200mg mg.kg<sup>-1</sup> (Niu et al., 2007). Asimismo, otros estudios también encontraron capacidades de bioacumulación de metales (Fe, Zn, Pb y Mn) en 12 especies desarrolladas en zonas de influencia de minas (Nouri et al., 2011; Pan et al., 2019). Las plantas adaptadas a esta zona amazónica mostraron en el ensayo que tienden a desarrollar más su zona aérea (tallos y hojas) donde mayoritariamente bioacumula el Zn en comparación con la zona radicular donde presentan mayor concentración de Pb.

En *Ricinus communis*, para la bioacumulación de Pb fue mayor en las raíces; a diferencia de *Tessaria integrifolia* y *Piper aduncum* que no presentaron diferencias entre las zonas radicular y aérea según otros estudios (Yoon et al., 2006; Subhashini et al., 2013), pero en contraste con reportes de *Ricinus* que bioacumula mayores concentraciones de Pb en la zona aérea que en las raíces (Niu et al., 2007), mientras que el Zn fue altamente bioacumulado en raíces por las tres especies en comparación con la zona aérea correspondiente a algunos reportes anteriores donde las raíces tienen un mayor poder para absorber metales pesados (Carrol, 1968b; Yoon et al., 2006; Marques et al., 2007). De igual forma, otros estudios habían destacado que en algunas especies tanto Pb como Zn estaban más concentrados en las raíces que en los brotes (Mahdavian et al., 2015; Carrol, 1968a; Fernández et al., 2016; Salama et al., 2016); sin embargo, en contraste con nuestra investigación, otros estudios demostraron que *Piper aduncum* mostró una mayor acumulación de Zn en los tejidos de los brotes (Hartemink, 2011); así como

estudios, en otras especies que encontraron lo mismo (Udiba et al., 2020). Además, otros informes no mostraron diferencia entre las zonas aéreas y radicales para la bioacumulación de Zn (Wilkinson et al., 1968); todo esto evidencia una alta variabilidad entre especies y la capacidad de bioacumulación de los tejidos radicales y aéreos.

B. Acumulación de Pb y Zn en *Ricinus communis*, *Tessaria integrifolia* y *Piper aduncum* según el contenido metálico del tipo de riego y la configuración del cultivo

El riego con agua de río es el que presentó mayor cantidad de Pb y Zn bioacumulado en las plantas. *Tessaria integrifolia* demostró acumular más Zn en la biomasa en estas condiciones; según otros estudios que encontraron que las plantas tienden a acumular más metales cuando se cultivan en suelos con mayor acumulación de metales (Hashemi, 2012). Si bien *Ricinus communis* y *Piper aduncum* no mostraron diferencias de concentración con respecto al riego, especialmente en la bioacumulación de Zn, a diferencia de los estudios, las plantas regadas con una menor concentración de metales absorben una mayor cantidad, que las cultivadas en aguas muy contaminadas (Khalid et al., 2017). Además, cuando las plantas fueron regadas con agua limpia, desarrollaron mayor biomasa en comparación con el riego de agua contaminada, donde la longitud fue mayor. Estas variaciones pueden ser el resultado del mecanismo de adaptación y crecimiento cuando se someten a variaciones en el contenido de metales del ambiente del suelo, y probablemente una adaptación al estrés de la tolerancia a los metales en las raíces y su tendencia a desarrollar tejidos más largos, bajo riego con contaminantes coincidiendo con anteriores estudios (Manan et al., 2015). No obstante, otra investigación mencionó que las plantas que crecen en suelos no contaminados tienden

a absorber concentraciones más bajas de metales que las que crecen en suelos contaminados (Yoon et al., 2006).

*Tessaria integrifolia* tuvo una mayor bioacumulación de ambos metales sin diferencia entre líneas intercaladas o monocultivo; además, desarrolló mayor biomasa cuando se cultivó en condiciones de monocultivo; contrastando reportes en *Pteris vittata* que presentó menor bioacumulación de Pb y Zn cuando se cultivó en líneas intercaladas (Zeng et al., 2019); *Ricinus communis* y *Piper aduncum* no presentaron diferencia con respecto a la configuración del cultivo, en contraste con otros estudios que demostraron que *Ricinus communis* sembrado con *Medicago sativa* acumuló más Cd que cuando se cultivó solo (Xiong et al., 2018).

### C. Potencial de fitorremediación de *Ricinus communis*, *Tessaria integrifolia* y *Piper aduncum* para ambientes amazónicos: bioconcentración y translocación

El Factor de Bioconcentración (FBC) es un índice que indica el potencial de una planta para ser considerada fitorremediadora. Se demostró que la especie *Tessaria integrifolia* absorbe casi 4-6 veces más cantidad de Pb y Zn que *Ricinus communis* y *Piper aduncum*; sus valores de FBC por debajo de 1 en condiciones de campo con cantidades habituales de metales en el agua de riego y en el suelo de esta zona amazónica, siendo la *Tessaria integrifolia* la de mayor FBC, mientras que otros experimentos generalmente reportaron FBC superiores a 1 en condiciones controladas y sobre biodisponibilidad de los metales debido a una mayor ingesta de los mismos en el suelo, para ser idealmente considerada una planta hiperacumuladora para fitoextracción, pero la mayoría de esos ensayos se realizaron en condiciones ambientales irreales donde la respuesta de la planta no es la

misma que en condiciones de campo (Manan et al., 2015; Xiong et al., 2018). Sin embargo, en estudios realizados en condiciones más similares a ambientes reales, el FBC reportado fue de 0.1 a 0.2 en *Centella asiática* y otras plantas (Manan et al., 2015; Yoon et al., 2006), de acuerdo con nuestra investigación donde nuestro FBC para Zn y Pb varía de 0.2 a 0.6, esas plantas también pueden ser reportadas como especies con potencial de fitorremediación, especialmente *Tessaria integrifolia* ya que su mayor FBC y baja tasa de biomasa le da una capacidad extra para procesos de fitorremediación según Xiong et al. (2018) y Udiba et al. (2020). En estudios posteriores, otros reportaron un FBC de 0.47 a 1, valores cercanos a nuestro experimento y sus plantas se consideraron ideales para la fitoextracción (Marques et al., 2007). Además, Olivares et al. (2013) informó que *Ricinus communis* no es hiperacumulador de Zn según nuestros resultados.

El Factor de Translocación (FT) muestra la capacidad de la planta para trasladar los metales de las raíces a la parte superior, para las tres especies sus FTs mostraron que en este ensayo la exposición constante de las plantas a concentraciones más altas de Pb y Zn conlleva un efecto de la infiltración de agua contaminada de ríos y conductos de riego en el suelo, que también ocurre desde el cauce hasta la ribera y hasta las zonas de cultivo. Entonces, esas plantas nativas podrían adaptarse a este flujo y tender a absorber el metal por sus raíces, luego trasladarlo hacia la parte superior según otros estudios donde los FTs estuvieron más cerca de 1 en especies como *Capsicum annum*, *Phyllanthus niruri*, *Clidemia sp*, *Plectramthus sp*, *Inga edulis*, *Centella asiática* y *Orthosiphon stamineus* (Manan et al., 2015; Marrugo et al., 2016). En nuestro caso, *Tessaria integrifolia*, al ser expuesta al riego por el flujo constante de agua del río, transfirió constantemente a las hojas casi el 200% (FT: 0.91Pb a 1.95Zn) de lo que

acumula la raíz, *Piper aduncum* solo transfirió la mayor parte del Zn y Pb absorbido en su raíz a los brotes que muestran un FT de 1.07 y 0.81 respectivamente, pero *Ricinus communis* no translocó la concentración de metal de la raíz.

Así, la especie con mejor perfil fitorremediador en condiciones de campo fue *Tessaria integrifolia*, dada su capacidad de bioacumular una mayor cantidad de Pb y Zn en menos biomasa, desarrollando menos hojas con tallos más gruesos y resistentes; y estabilizar el metal en su zona aérea facilitando un siguiente paso para la remoción de metal y la inmovilización de biomasa seca. Mientras que *Ricinus communis* tiene potencial fitoextractor y fitoestabilizador, transfiriendo el metal acumulado en la raíz a la zona aérea, pero desarrollando más biomasa. Finalmente, *Piper aduncum* no es un fitorremediador potencial debido a su menor capacidad para absorber y estabilizar metales en sus raíces. Por lo tanto, *Tessaria integrifolia* podría ser una planta potencial para fitorremediar zonas amazónicas impactadas por la contaminación minera.

### 3. Aplicaciones futuras de la especie *Tessaria integrifolia*

En todo el mundo, los recursos naturales y los ecosistemas han sufrido una fuerte degradación debido al uso intensivo y al manejo irracional debido a las actividades mineras en el Perú. Grandes superficies de suelos han sido contaminadas directa e indirectamente por metales; hoy en día, estos efectos se revierten de manera sostenible a través de tecnologías ecológicas como la fitorremediación de metales utilizando especies vegetales con potencial acumulador/extractor. Esta técnica puede reducir las concentraciones de metales en los suelos y cuerpos de agua al largo plazo, evitando la degradación ambiental y la bioacumulación de metales en frutos o cultivos agronómicos

que puedan ser comestibles por humanos y animales. Como resultado de esta investigación, *Tessaria integrifolia* es una mayor opción para recuperar los ambientes amazónicos como la cuenca del río Tulumayo en Perú por su potencial capacidad fitorremediadora. Lamentablemente, no existen estudios como este en la zona amazónica del Perú donde la mitigación de la contaminación por metales es una fuerte necesidad para estos entornos; es decir, la región de Madre de Dios y otras zonas donde la minería es la principal actividad legal e ilegal que pone en riesgo la salud de la población. (Osores et al., 2012). Esta especie no requiere monocultivo, su mejor desempeño como fitorremediador es tanto en cultivos intercalados como en condiciones silvestres. Además, la implementación de fitorremediación con plantas nativas tiene menor costo de implementación debido a la adaptación previa a las condiciones ambientales, y reduce el riesgo de impactos ecológicos de pérdida de hábitat por introducción de especies foráneas. En esta perspectiva, nuestra propuesta tendría un gran impacto ambiental positivo y eco-amigable como una opción sostenible para biorremediar suelos y cuerpos de agua según reportes anteriores (Argüelles et al., 2006; De Barros et al., 2016).

### **Conclusiones**

Las tres especies de la ribera del río Tulumayo bioacumularon Pb y Zn y se desarrollaron en buen estado, al ser regadas constantemente con agua del río en condiciones de campo. Son parte vital del sistema de restauración ecológica del río Tulumayo, mitigando los efectos de la contaminación por metales en los suelos agrícolas circundantes.



Las concentraciones de Pb y Zn encontradas en los sedimentos y cuerpos de agua del río Tulumayo fueron más bajas en la cuenca alta, en comparación con las zonas de vertido y la cuenca aguas abajo en los campos de cultivo. Ninguna de las muestras de agua supera los límites de calidad del agua, pero algunas muestras de suelo superan los límites de calidad del suelo cerca de la zona de vertido.

*Tessaria integrifolia* mostró una mayor capacidad de absorción, bioconcentración y translocación de Pb y Zn en menor desarrollo de biomasa que *Piper aduncum* y *Ricinus communis*. Las tres especies tienden a acumular y trasladar más metales a la parte superior cuando se riegan con agua de río.

*Tessaria integrifolia* es la que tiene mejor potencial fitorremediador para la recuperación de ambientes impactados por la minería como una opción sustentable para las zonas amazónicas del Perú.

### **Conflicto de intereses**

Los autores declaran que la investigación se llevó a cabo en ausencia de relaciones comerciales o financieras que pudieran interpretarse como un posible conflicto de intereses.

### **Contribuciones de autor**

RRA y SM diseñaron el experimento, RRA y KB desarrollaron todo el experimento y SM supervisó todos los pasos. Luego, RRA, KB, CC y SM analizaron los resultados y escribieron el artículo. Todos los autores aprobaron el artículo.

### Recursos

Esta investigación fue totalmente financiada por RRA.

### Agradecimientos

Agradecemos a Laura Parra Mandujano propietaria de la estación de campo Selva Verde en San Ramón, Chanchamayo donde se desarrolló el experimento y a los Laboratorios de Investigación de la Universidad Científica del Sur donde hicimos el procesamiento de muestras, y al profesor Gustavo Dreyfus por incentivar la investigación en Cuencas amazónicas.

### Referencias

- Agudelo, L., Macias, K., and Suárez, A. (2005). Revista Lasallista de investigación. *Rev. Lasallista Investig. ISSN 2*, 57–60. Available at: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=695201110%0Ahttps://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4315762>.
- Alvarez, C. A., Vergara Murrillo, F. M., Acevedo Barrios, R. L., and Severiche Sierra, C. A. (2014). Evaluación Analítica Para La Determinación De Arsénico Y Selenio En Aguas Por Espectroscopía De Absorción Atómica. *Rev. Boliv. Química* 31, 10–14.
- Amezcu, J., and LLra, M. (2017). El Zinc en las Plantas. *Ciencia*, 28–35. Available at: <http://www.smart-fertilizer.com/es/articles/zinc-in-plants>.
- ANA (2016). Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales (Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA). 59.
- Argüelles Capdevila, L., Iglesias García, Á., Orueta, J. F., and Zilletti, B. (2006). *Especies Exóticas Invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*.

- Barthem, R., Marques, M., Charvet-Almeida, P., and Montag, L. F. A. (2005). Amazon River Basin : I – characterization and environmental impacts due to deforestation. *Ecosyst. Sustain. Dev.* V 81, 615–625. doi:10.2495/ECO050611.
- Brako, L., and Zaruchi, J. (1993). *Catalogue of the Flowering Plants And Gymnosperms of Peru.* , ed. Missouri Botanical Garden.
- BVL (2017). COMPAÑÍA MINERA SAN IGNACIO DE MOROCOCHA S. Available at: <https://www.bvl.com.pe/eeff/B20013/20180411183701/MEB200132017AIA01.PDF> [Accessed September 11, 2018].
- Byrne, P., Wood, P. J., and Reid, I. (2012). The Impairment of River Systems by Metal Mine Contamination: A Review Including Remediation Options. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42, 2017–2077. doi:10.1080/10643389.2011.574103.
- Campoblanco Díaz, H., and Gomero Torres, J. (2000). Summary for Policymakers. *Rev. Del Inst. Investig. La Fac. Ing. Geológica, Minera, Met. Y Geográfica* 3, 57–63. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2011.03.003><https://doi.org/10.1016/j.gr.2017.08.001><http://dx.doi.org/10.1016/j.precamres.2014.12.018><http://dx.doi.org/10.1016/j.precamres.2011.08.005><http://dx.doi.org/10.1080/00206814.2014.902757><http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2011.03.003>
- CÁRDENAS MALDONADO, L. E. (2015). LOS RÍOS Y LAS COMUNIDADES AMAZÓNICAS. Available at: <http://hdl.handle.net/20.500.12404/6790> [Accessed September 11, 2018].
- Carpio Rivera, Y. N. (2016). CUANTIFICACIÓN DE CADMIO (Cd) Y PLOMO (Pb) EN AGUA, SEDIMENTO Y PLANTAS EN EL RÍO CHIMBO DEL CANTÓN MARCELINO MARIDUEÑA, PROV. GUAYAS.

- CARROLL, M. D., and LONERAGAN, J. F. (1968a). Response of Plant Species.
- CARROLL, M. D., and LONERAGAN, J. F. (1968b). RESPONSE OF PLANT SPECIES.
- CASTRO GUERRERO, R. C. (2017). CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS CADMIO Y PLOMO EN AGUA, SEDIMENTO Y EN MEJILLÓN *Mytella guyanensis* (LAMARCK, 1819) EN LOS PUENTES 5 DE JUNIO Y PERIMETRAL (ESTERO SALADO, GUAYAQUIL-ECUADOR. Available at: [http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/20970/1/TESIS\\_18\\_AGO\\_2017\\_ROBERTO\\_CARLOS\\_CASTRO\\_GUERRERO.pdf](http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/20970/1/TESIS_18_AGO_2017_ROBERTO_CARLOS_CASTRO_GUERRERO.pdf) [Accessed September 11, 2018].
- CCME (2001). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.
- Chavez Rodriguez, L. (2014). Fitoremediacion con Esppecies Nativas en suelos Contaminados por Plomo. Available at: <http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=emed12&NEWS=N&AN=355358205>.
- Cuadra, J. (2018). Importancia del agua para el planeta y el ser humano. *Ecol. Verde*. Available at: <https://www.ecologiaverde.com/importancia-del-agua-para-el-planeta-y-el-ser-humano-179.html> [Accessed October 28, 2018].
- De Barros Barreto, R., Mandelburger, D., Barreto, R., Fernández, R., Mereles, F., and Vázquez, V. (2016). *Especies Exóticas Invasoras*. 61.
- DiTomaso, J. M., Kyser, G. B., Oneto, S. R., Wilson, R. G., Orloff, S. B., Anderson, L. W., et al. (2013). *Castorbean*. , ed. 2013 University of California Weed Research and Information Center California: University of California Weed Research & Information Center Available at: [https://wric.ucdavis.edu/information/natural\\_areas/wr\\_R/Ricinus.pdf](https://wric.ucdavis.edu/information/natural_areas/wr_R/Ricinus.pdf).
- DOUSSEAU, S., DE SOUZA CHAVES, I., DE CASTRO, E. M., ALVES DE ALVARENGA, A.,

- ALVES, E., PEREIRA PINTO, J. E. B., et al. (2014). Caracterización del limbo de *Piper aduncum* L. (Piperaceae): Análisis estructurales, histoquímicos y de sus aceites esenciales. *Gayana. Botánica* 71, 147–162. doi:10.4067/S0717-66432014000100015.
- Dueck, T. A., Visser, P., ERNST, W. H. O., and Schat, H. (1986). and H. *Soil Biol. Biochem.* 18, 331–333.
- Durán Cuevas, P. A. (2010). Transferencia de metales de suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Prelitoral Catalana.
- EPA (1999). PHYTONET (<http://www.dsa.unipr.it/phytonet>), a Thematic Network Devoted to the Scientific, Economical, Environmental, and Social Aspects of Phytoremediation. *Int. J. Phytoremediation* 1, 125–138. doi:10.1080/15226519908500011.
- Etim, E. E. (2012). Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. *Int. J. Environ. Bioenergy Int. J. Environ. Bioenergy* 2, 120–136.
- Fernández Cirelli, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva* 11, 147–170.
- Fernández, Y. T., Diaz, O., Acuña, E., Casanova, M., Salazar, O., and Masaguer, A. (2016). Phytostabilization of arsenic in soils with plants of the genus *Atriplex* established in situ in the Atacama Desert. *Environ. Monit. Assess.* 188. doi:10.1007/s10661-016-5247-x.
- Forsythe, K. W., Paudel, K., and Marvin, C. H. (2010). Geospatial Analysis of Zinc Contamination in Lake Ontario Sediments. *J. Environ. Informatics* 16, 1–10. doi:10.3808/jei.201000172.
- Gamarra Torres, Ó. A., Barrena Gurbillón, M. Á., Ordinola Ramírez, C., Barboza Castillo, E., Leiva Tafur, D., Rascón Barrios, J., et al. (2018). Calidad del bosque de ribera en

- la cuenca del río Utcubamba, Amazonas, Perú. *Arnaldoa* 25, 653–678.  
 doi:10.22497/arnaldoa.252.25218.
- Ginocchio, R., and Baker, A. J. M. (2004). Metallophytes in Latin America: A remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77, 185–194. doi:10.4067/S0716-078X2004000100014.
- Gonzalez-reimers, E. (2017). Intoxicación por zinc. *Majorensis* 13, 21–23.
- Gupta, M. P., Santana, A. I., and Espinosa, A. (2011). Plantas medicinales de Corrientes. *OEA*, 490.
- Hartemink, A. E. (2001). Biomass and nutrient accumulation of *Piper aduncum* and *Imperata cylindrica* fallows in the humid lowlands of Papua New Guinea. *Forest Ecology and Management*, 144(1–3), 19–32. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00655-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00655-1).
- Hashemi, S. A. (2012). Phytoremediation of lead in urban polluted soils in the north of Iran. *Toxicol. Ind. Health* 28, 470–473. doi:10.1177/0748233711414612.
- Igic, P. G., Lee, E., Harper, W., and Roach, K. W. (2002). Toxic effects associated with consumption of zinc. *Mayo Clin. Proc.* 77, 713–716. doi:10.4065/77.7.713.
- Jara-Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Sánchez, T., Tapia, L., Cano, N., et al. (2017). Julio-Diciembre. *Arnaldoa* 24, 583–598. doi:10.22497/arnaldoa.242.24210.
- Jaramillo Jumbo, M. D. C., and Flores Campoverde, E. D. (2012). Versid Dad Polit Ca Sa Se.
- Kabra, A. N., Khandare, R. V., Waghmode, T. R., and Govindwar, S. P. (2012). Phytoremediation of textile effluent and mixture of structurally different dyes by *Glandularia pulchella* (Sweet) Tronc. *Chemosphere* 87, 265–272. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.12.052.

- Khalid, S., Shahid, M., Dumat, C., Niazi, N. K., Bibi, I., Gul Bakhat, H. F. S., et al. (2017). Influence of groundwater and wastewater irrigation on lead accumulation in soil and vegetables: Implications for health risk assessment and phytoremediation. *Int. J. Phytoremediation* 19, 1037–1046. doi:10.1080/15226514.2017.1319330.
- Khan, S., Afzal, M., Iqbal, S., and Khan, Q. M. (2013). Plant–bacteria partnerships for the remediation of hydrocarbon contaminated soils. *Chemosphere* 90, 1317–1332. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.09.045.
- Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T., and Muñoz Garcia, F. G. (2016). LOS RIESGOS DE LOS METALES PESADOS EN LA SALUD HUMANA Y ANIMAL. *Biotechnología en el Sect. Agropecu. y Agroindustrial* 14, 145. doi:10.18684/BSAA(14)145-153.
- López Corrales, E. I. (2014). Alternativas de disposición para la fitorremediación de suelos contaminados por actividades mineras. Available at: [http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/1131/1/Fitorremediacion\\_suelos\\_contaminados\\_actividades\\_mineras.pdf](http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/1131/1/Fitorremediacion_suelos_contaminados_actividades_mineras.pdf).
- Mahdavian, K., Ghaderian, S. M., and Torkzadeh-mahani, M. (2015). Accumulation and phytoremediation of Pb, Zn, and Ag by plants growing on Koshk lead – zinc mining area, Iran. doi:10.1007/s11368-015-1260-x.
- Manan, F. A., Chai, T. T., Samad, A. A., and Mamat, D. D. (2015). Evaluation of the phytoremediation potential of two medicinal plants. *Sains Malaysiana* 44, 503–509. doi:10.17576/jsm-2015-4404-04.
- Marques, A. P. G. C., Rangel, A. O. S. S., and Castro, P. M. L. (2007). Zinc Accumulation in Plant Species Indigenous to a Portuguese Polluted Site. *J. Environ. Qual.* 36, 646–653. doi:10.2134/jeq2006.0278.
- Marquès, L., Cossegal, M., Bodin, S., Czernic, P., and Lebrun, M. (2004). Heavy metal

specificity of cellular tolerance in two hyperaccumulating plants, *Arabidopsis halleri* and *Thlaspi caerulescens*. *New Phytol.* 164, 289–295. doi:10.1111/j.1469-8137.2004.01178.x.

Marrugo-Negrete, J., Marrugo-Madrid, S., Pinedo-Hernández, J., Durango-Hernández, J., and Díez, S. (2016). Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. *Sci. Total Environ.* 542, 809–816. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.10.117.

Ministerio del Ambiente. (2017). Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo (p. 4). El Peruano.

Ministerio del Ambiente. (2017). Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA). El Peruano, 6–9. <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>

Navarro Aviño, J. P., Aguilar Alonso, I., and López Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* 16, 10–25. doi:10.7818/re.2014.16-2.00.

NIU, Z. xin, SUN, L. na, SUN, T. heng, LI, Y. shuang, and WANG, H. (2007). Evaluation of phytoextracting cadmium and lead by sunflower, ricinus, alfalfa and mustard in hydroponic culture. *J. Environ. Sci.* 19, 961–967. doi:10.1016/S1001-0742(07)60158-2.

Nouri, J., Lorestani, B., Yousefi, N., Khorasani, N., Hasani, A. H., Seif, F., et al. (2011). Phytoremediation potential of native plants grown in the vicinity of Ahangaran lead-zinc mine (Hamedan, Iran). *Environ. Earth Sci.* 62, 639–644. doi:10.1007/s12665-010-0553-z.

Núñez López, R. A., Vong, Y. M., Ortega Borges, R., and Olguín, E. J. (2004).



- Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Fitorremediacion* 4, 15.  
 doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2.
- OEFA (2013). Informe de cumplimiento de compromisos ambientales, residuos sólidos, medidas de prevención y control; efectuada en la Unidad Minera “San Vicente” de Compañía Minera San Ignacio de Morococha S.A.A. Reporte público del informe n° 00002-2013-0efa/ds-cmi rea.
- OEFA (2014). Cumplimiento de compromisos ambientales residuos sólidos medidas de prevención y control efectuada en la Unidad Minera San Vicente de Compañía Minera San Ignacio de Morococha S.A.A. Available at: [https://www.oefa.gob.pe/?wpfb\\_dl=14116](https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=14116).
- Olivares, A., Carrillo-González, R., González-Chávez, M. del C. A., & Soto Hernández, R. M. (2013). Potential of castor bean (*Ricinus communis* L.) for phytoremediation of mine tailings and oil production. *Journal of Environmental Management*, 114, 316–323. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.023>
- Osores Plenge, F., Rojas Jaimes, J., and Manrique Lara Estrada, C. (2012). Minería informal e ilegal y contaminación con mercurio en Madre de Dios: un problema de salud pública. *Acta Médica Peru.* 29, 38–42.
- Pan, P., Lei, M., Qiao, P., Zhou, G., Wan, X., and Chen, T. (2019). Potential of indigenous plant species for phytoremediation of metal(loid)-contaminated soil in the Baoshan mining area, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 23583–23592. doi:10.1007/s11356-019-05655-4.
- Plum, L. M., Rink, L., and Hajo, H. (2010). The essential toxin: Impact of zinc on human health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 7, 1342–1365. doi:10.3390/ijerph7041342.
- Quispe Baldeón, L., Arias Chavez, J. B., Martinez Suarez, C. F., and Cruz Huaranga, M.

- (2017). Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adopción al medio en una laguna experimental. *Rev. Investig. Ciencia, Tecnol. y Desarro.* 3, 1689–1699. doi:10.17162/rictd.v3i1.650.
- Reeves, R. D. (2006). Hyperaccumulation of trace elements by plants. *Phytoremediation Met. Soils*, 25–52. doi:10.1007/1-4020-4688-x\_2.
- RODRÍGUEZ-ACHUNG, F. (1990). Los Suelos De Areas Inundables De La Amazonia Peruana: Potencial, Limitaciones Y Estrategia Para Su Investigacion. *Folia Amaz.* 2, 7–25. doi:10.24841/fa.v2i1-2.102.
- Rubio-Franchini, I., and Rico-Martínez, R. (2011). Evidence of lead biomagnification in invertebrate predators from laboratory and field experiments. *Environ. Pollut.* 159, 1831–1835. doi:10.1016/j.envpol.2011.03.021.
- Rubio, C., González Weller, D., Martín-Izquierdo, R. E., Revert, C., Rodríguez, I., and Hardisson, A. (2007). El zinc: Oligoelemento esencial. *Nutr. Hosp.* 22, 101–107.
- Salama, A. K., Osman, K. A., and Gouda, N. A. R. (2016). Remediation of lead and cadmium-contaminated soils. *Int. J. Phytoremediation* 18, 364–367. doi:10.1080/15226514.2015.1109597.
- Schweitzer, L., and Noblet, J. (2018). Water Contamination and Pollution. *Green Chem. An Incl. Approach*, 261–290. doi:10.1016/B978-0-12-809270-5.00011-X.
- Sharma, S., and Pathak, H. (2014). Basic techniques of phytoremediation. *Int. J. Sci. Eng. Res.* 5, 584–604.
- Silva-Correa, C. R., Cruzado-Razco, J. L., González-Blas, M. V., García-Armas, J. M., Ruiz-Reyes, S. G., Villarreal-La Torre, V. E., et al. (2018). Identificación y determinación

estructural de un sesquiterpeno de las hojas de *Tessaria integrifolia* Ruiz & Pav. y evaluación de su actividad Leishmanicida. *Rev. Peru. Med. Exp. Salud Publica* 35, 221. doi:10.17843/rpmesp.2018.352.3140.

Subhashini, V., Swamy, a V. V. S., Sciences, E., and Ap, G. (2013). Open Access Phytoremediation of Pb and Ni Contaminated Soils Using *Catharanthus roseus* ( L .) Abstract : 3, 465–472.

Udiba, U. U., Antai, E. E., and Akpan, E. R. (2020). Assessment of lead (Pb) remediation potential of senna obtusifolia in Daretta Village, Zamfara, Nigeria. *J. Heal. Pollut.* 10, 1–11. doi:10.5696/2156-9614-10.25.200301.

Wilkinson, H. F., Loneragan, J. F., & Quirk, J. P. (1968). The Movement of Zinc to Plant Roots 1 H. F. WILKINSON, J. F. LONERAGAN, AND J. P. QUIRK 2. SOIL SCI. SOC. AMER. PROC, VOL 32, 831–833.

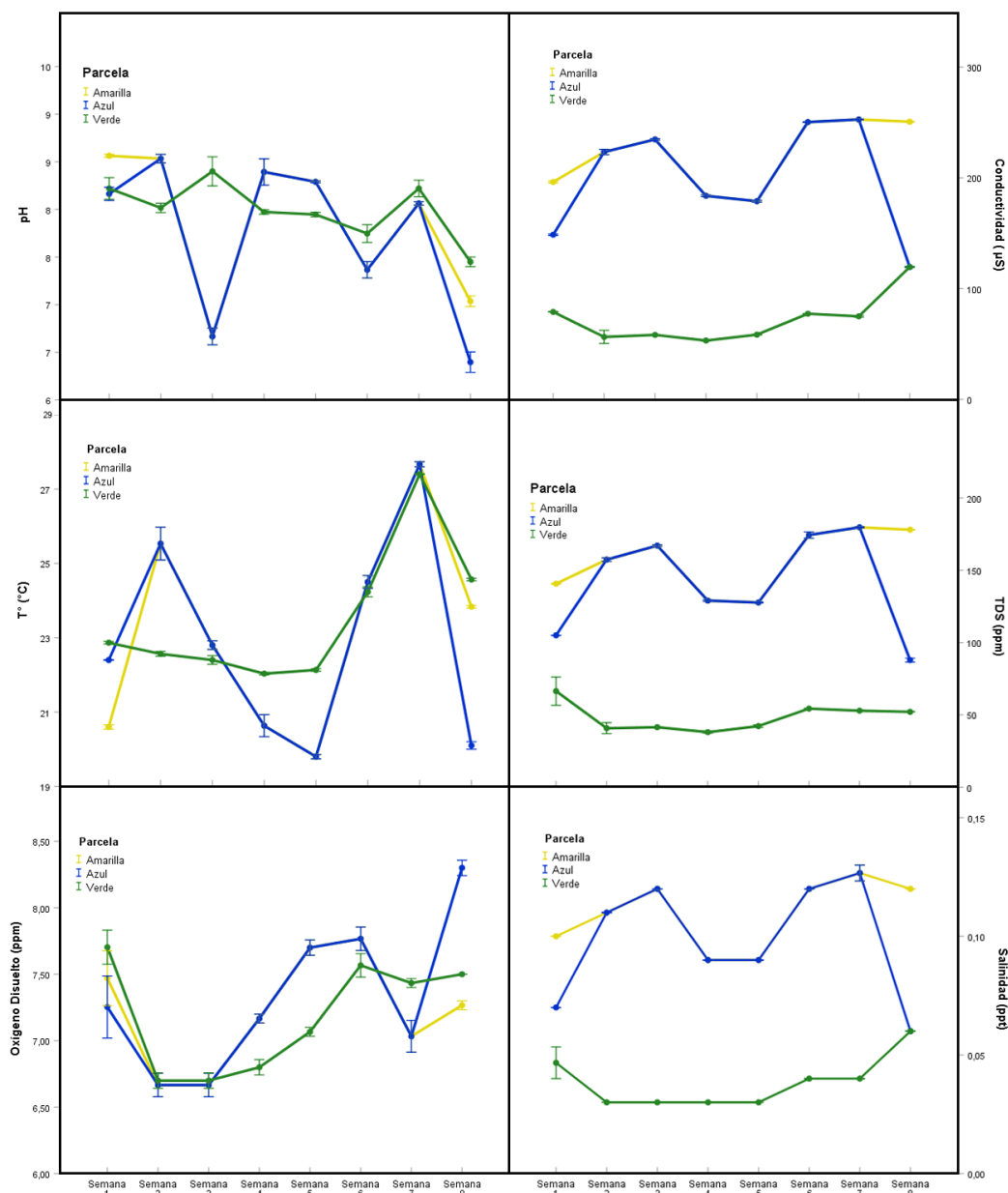
Xiong, P. peng, He, C. quan, OH, K., Chen, X., Liang, X., Liu, X., et al. (2018). *Medicago sativa* L. enhances the phytoextraction of cadmium and zinc by *Ricinus communis* L. on contaminated land in situ. *Ecol. Eng.* 116, 61–66. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.02.004.

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., and Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Total Environ.* 368, 456–464. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.01.016.

Zeng, P., Guo, Z., Xiao, X., Peng, C., Feng, W., Xin, L., et al. (2019). Phytoextraction potential of *Pteris vittata* L. co-planted with woody species for As, Cd, Pb and Zn in contaminated soil. *Sci. Total Environ.* 650, 594–603. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.055.



Material suplementario



**Figura 1S.** Parámetros fisicoquímicos de agua de riego: pH (A), temperatura (B), oxígeno disuelto en ppm (C), conductividad en µS (D), sólidos totales disueltos en ppm (E), salinidad en ppm (F). Agua limpia (Línea verde), agua contaminada (Línea amarilla) y agua de río (Línea Azul).



III. ANEXOS

1. Fotos del experimento



**Foto 1.** Plántulas listas para ser trasplantadas en las parcelas.



**Foto 2.** Limpieza de las dos áreas de estudio, cercado y colocación de los tanques.



**Foto 3.** Se excavó las dos parcelas.



**Foto 4.** Se llenaron con tierra agrícola ambas parcelas.





**Foto 5.** Medición de los parámetros del agua de río.



**Foto 6.** Sembrado de las especies en las parcelas.





**Foto 7.** Medición del área foliar de las plantas con la app “Leaf area”.



**Foto 8.** Rotulación y extracción de las plantas.

2. Copia de resolución de aprobación del proyecto de tesis



**RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N°052-2020-DACIA-DAFCA-U.CIENTÍFICA**

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES  
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Lima 19 de febrero del 2020

**VISTO:**  
La Resolución Directoral Académica de Carrera N°051-2020-DACIA-DAFCA-U.CIENTÍFICA de aprobación del proyecto de tesis titulado: **Evaluación de la rizoabsorción en plantas de ribera del río Tulumayo (Chanchamayo, Junín) influenciadas por efluentes mineros**, con N° de registro: 055-2019-PRE11, presentado por:

- **Rojas Albegrín Rodrigo**

asesorado por:

- **Gustavo Ricardo Dreyfus Raymond**

**CONSIDERANDO:**  
Que, de acuerdo al Reglamento General de la Universidad Científica del Sur y los reglamentos de pregrado para obtener el título profesional de **Ingeniera Ambiental** en la **Facultad de Ciencias Ambientales**, se debe desarrollar un trabajo de investigación,

Que, de acuerdo a la normativa vigente de la Universidad Científica del Sur, en uso de las atribuciones conferidas al Director Académico de Carrera.

**SE RESUELVE:**  
Nombrar al docente/colaborador **Susan Mery Medina Canzlo** como Co-asesor para el desarrollo de la tesis en cuestión.

Regístrese, comuníquese y archívese,




**Mg. Gonzalo Francisco Flores Roca**  
Director Académico  
Carrera de Ingeniería Ambiental

Tel: (051) 0204400000  
020440012  
[www.cientificadelosur.edu.pe](http://www.cientificadelosur.edu.pe)

Campus:  
Piscatachuco/SUR  
(051) 020440000

3. Copia de la Resolución de Dirección General de SERFOR



**RESOLUCIÓN DE DIRECCION GENERAL N° 422 -2019-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS**

Lima, 08 SEP. 2019

**MATERIA:** Solicitud de Autorización con fines de investigación de flora silvestre,

**ADMINISTRADO:** RODRIGO ROJAS ALBENGRIN

**VISTOS:**

La Carta s/n, registrada con CUT: 0029853-2019 de fecha 24 de junio de 2019 (fs. 01), conteniendo la solicitud de autorización con fines de investigación científica fuera de Áreas Naturales Protegidas, con colecta de flora, presentada por el señor **RODRIGO ROJAS ALBENGRIN**, identificado con DNI N° 73172489 (en adelante, el administrado), Carta N° 399-2019-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS/DGSPF de fecha 06 de agosto de 2019 (fs. 26), Carta s/n de fecha 09 de agosto de 2019 (fs. 27) y el Informe Técnico N° 00712-2019-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS/DGSPF de fecha 05 de setiembre de 2019 (fs. 30-33), y;

**CONSIDERANDO:**

**I. ANTECEDENTES**

1. Mediante Solicitud s/n, registrada con CUT: 0029853-2019 (fs. 01), el administrado, solicita a la Dirección General de Gestión Sostenible del Patrimonio Forestal y de Fauna Silvestre la autorización con fines de investigación científica fuera de Áreas Naturales Protegidas, con colecta de flora, y sin colecta de fauna, sin acceso a recurso genético, como parte del proyecto "Evaluación de la rizosorbsión en plantas de ribera del río Tulumayo (Chanchamayo Junín) influenciadas por efluentes mineros", a desarrollarse en el distrito de San Ramón, provincia de Chanchamayo, departamento de Junín.
2. Mediante Carta N° 399-2019-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS/DGSPF, de fecha 06 de agosto de 2019 (fs. 26), se solicitó al administrado adjuntar las cartas de presentación de los investigadores participantes en dicho proyecto.
3. Con fecha 09 de agosto de 2019 (fs. 27), el administrado, ingresa por mesa de partes, la carta de presentación de los investigadores participantes en la investigación.

**II. MARCO LEGAL GENERAL**

4. Constitución Política del Perú.





5. Ley N° 29763, Ley Forestal y de Fauna Silvestre y su modificatoria<sup>1</sup> y el Reglamento para la Gestión Forestal, aprobado por Decreto Supremo N° 018-2015-MINAGRI.
6. Decreto Legislativo N° 1246, mediante el cual se aprueba diversas medidas de simplificación administrativa.
7. Numeral 9 del ANEXO N° 1 del Reglamento para la Gestión Forestal.
8. Resolución de Dirección Ejecutiva N° 060-2016-SERFOR/DE, de fecha 01 de abril de 2016, mediante el cual se aprobó los "Lineamientos para el otorgamiento de la autorización con fines de investigación científica de flora y/o fauna silvestre".
9. Decreto Supremo N° 004-2019-JUS que aprueba el Texto Único Ordenado de la Ley N° 27444, Ley del Procedimiento Administrativo General.

### III. COMPETENCIA

10. El artículo 66° de la Constitución Política del Perú de 1993 establece que los recursos naturales, renovables y no renovables, son patrimonio de la Nación, el Estado es soberano en su aprovechamiento.
11. El artículo 9° de la Ley N° 26821, Ley Orgánica para el aprovechamiento sostenible de los Recursos Naturales, establece que el Estado promueve la investigación científica y tecnológica sobre la diversidad, calidad, composición, potencialidad y gestión de los recursos naturales. Promueve, asimismo, la información y el conocimiento de los recursos naturales. Para estos efectos, podrán otorgarse permisos para investigación en materia de recursos naturales incluso sobre recursos materia de aprovechamiento, siempre que no perturben el ejercicio de los derechos concedidos por los títulos anteriores.
12. El artículo 13° de la Ley N° 29763, Ley Forestal y de Fauna Silvestre, creó el Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre-SERFOR, como organismo público técnico especializado, con personería jurídica de derecho público interno, como pliego presupuestal adscrito al Ministerio de Agricultura y Riego.
13. El artículo 137° de la precitada Ley, declara de interés nacional la investigación, el desarrollo tecnológico, la mejora del conocimiento y el monitoreo del estado de conservación del patrimonio forestal y de fauna silvestre de la Nación.



<sup>1</sup> Decreto Legislativo N° 1220, Decreto Legislativo que establece medidas para la lucha contra la tala ilegal, publicado en el Diario Oficial El Peruano el 24 de setiembre de 2015.



14. El Decreto Supremo N° 018-2015-MINAGRI, que aprueba el Reglamento para la Gestión Forestal, regula el procedimiento de otorgamiento de autorizaciones con fines de investigación científica de flora silvestre, estableciendo para tal efecto los requisitos y consideraciones para su otorgamiento, de acuerdo con los lineamientos aprobados por el SERFOR, así como las obligaciones materia de cumplimiento por parte del titular de la autorización.
15. El artículo 140° de la Ley N° 29763, Ley Forestal y de Fauna Silvestre, señala que el SERFOR otorga autorización para extracción de recursos forestales y de fauna silvestre con fines de investigación científica cuando se trata de especies categorizadas como amenazadas.
16. El artículo 154° del Reglamento para la Gestión Forestal, aprobado mediante Decreto Supremo N° 018-2015-MINAGRI, regula el procedimiento de otorgamiento de autorizaciones con fines de investigación científica de flora silvestre, estableciendo para tal efecto, los requisitos y consideraciones para su otorgamiento, de acuerdo con los lineamientos aprobados por el SERFOR, así como las obligaciones materia de cumplimiento por parte del titular de la autorización.
17. El literal g) del artículo 53° del Reglamento de Organización y Funciones – ROF del SERFOR, señala entre otros, que la Dirección General de Gestión Sostenible del Patrimonio Forestal y de Fauna Silvestre, tiene la función de otorgar permisos de investigación o de difusión cultural con o sin colecta de flora y fauna silvestre.



**IV. REQUISITOS ESTABLECIDOS PARA LA TRAMITACION y OTORGAMIENTO DE LA AUTORIZACION**

18. El numeral 9 del ANEXO N° 1 del Reglamento para la Gestión Forestal, establecen los requisitos<sup>2</sup> para la autorización con fines de investigación de flora y fauna, con o sin contrato de acceso a recursos genéticos.
19. El numeral 7.2.1 de los "Lineamientos para el otorgamiento de la autorización con fines de investigación científica de flora y/o fauna silvestre", aprobado mediante Resolución de Dirección Ejecutiva N° 060-2016-SERFOR/DE, establece que, a efectos de otorgar la autorización, el solicitante deba cumplir con las condiciones mínimas y los requisitos previstos, tomando en cuenta los

<sup>2</sup> El numeral 9 del ANEXO N° 1 del Reglamento para la Gestión Forestal, establece los requisitos para la autorización con fines de investigación de flora, con o sin contrato de acceso a recursos genéticos, conforme la siguiente documentación:

- a. Solicitud con carácter de declaración jurada dirigida a la autoridad competente, según formato, que contenga foto de vida del investigador principal, relación de investigadores y el Plan de Investigación.
- b. Carta de presentación de los investigadores participantes expedida por la institución científica de procedencia.
- c. Documento que acredite el consentimiento informado previo, expedido por la respectiva organización comunal representativa, de correspondencia.
- d. Documento que acredite el acuerdo entre las instituciones que separan a los investigadores nacionales.

registros de información disponibles al interior del Estado así como la información de fuentes oficiales o referencias indicadas.

En ese contexto, para la evaluación del presente procedimiento de Autorización, se ha considerado las disposiciones contenidas la normativa vigente para tal fin.

#### V. SOBRE LA EVALUACIÓN DEL EXPEDIENTE

20. El Informe Técnico N° 00712-2019-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS/DGSPFF, de fecha 05 de setiembre de 2019 (fs. 30-33), emitido por la Dirección de Gestión Sostenible del Patrimonio Forestal, concluye entre otros que, la solicitud presentada cumple con los requisitos exigidos en el numeral 9 del Anexo N° 1 del Reglamento para la Gestión Forestal y con los "Lineamientos para el otorgamiento de la autorización con fines de investigación científica de flora y/o fauna silvestre", aprobado mediante Resolución de Dirección Ejecutiva N° 060-2016-SERFOR/DE; recomendándose la aprobación de la solicitud de Autorización con fines de investigación científica de flora silvestre, fuera de Áreas Naturales Protegidas, con colecta y sin acceso a los recursos genéticos, respecto al proyecto "Evaluación de la rizobiosorción en plantas de ribera del río Tulumayo (Chanchamayo Junín) influenciada por efluentes mineros", a desarrollarse en el en el distrito de San Ramón, provincia de Chanchamayo, departamento de Junín.



21. El numeral 8.8 de los "Lineamientos para el otorgamiento de la autorización con fines de investigación científica de flora y/o fauna silvestre" Resolución de Dirección Ejecutiva N° 060-2016-SERFOR/DE, establece que, toda persona natural o jurídica que cuente con una autorización con fines de investigación científica de flora y/o fauna silvestre deberá cumplir con las obligaciones, las mismas que, de obtenerse la autorización, deberán mencionarse en dicho Acto, conforme el artículo 158° del Reglamento para la Gestión Forestal.

#### VI. OBLIGACIONES DEL TITULAR DE LA AUTORIZACIÓN

22. Conforme los artículos: 158° del Reglamento para la Gestión Forestal, 138° del Reglamento para la Gestión de Fauna Silvestre y 100° del Reglamento para la Gestión Forestal y de Fauna Silvestre en Comunidades Nativas y Campesinas, aprobados mediante los Decretos Supremos N° 018, 019 y 021-2015-MINAGRI, respectivamente, el administrado se encuentra sujeto al cumplimiento de las obligaciones contenidas en dicha normatividad.

De conformidad con la Ley Forestal y de Fauna Silvestre, aprobada por Ley N° 29763; el Reglamento para la Gestión Forestal, aprobado mediante Decreto Supremo N° 018-2015-MINAGRI, El Decreto Supremo N° 004-2019-JUS que aprueba el Texto Único Ordenado de la Ley N° 27444, Ley del Procedimiento Administrativo General, el literal g) del Artículo 53° del Reglamento de Organización y Funciones aprobado por Decreto





Supremo N° 007-2013-MINAGRI y la Resolución de Dirección Ejecutiva N° 060-2016-SERFOR/DE.

**SE RESUELVE:**

**Artículo 1.- OTORGAR** la Autorización con fines de investigación de flora silvestre fuera de Áreas Naturales Protegidas, con colecta, sin acceso a los recursos genéticos, con fines de fitorremediación, al señor **RODRIGO ROJAS ALBENGRIN** identificado con DNI N° 73172460, correspondiéndole el Código de Autorización N° **AUT-IFL-2019-041**, por el periodo de cuatro (04) meses, en virtud de las consideraciones expuestas en la presente resolución.

**Artículo 2.-** El señor **RODRIGO ROJAS ALBENGRIN** deberá realizar la investigación científica de flora silvestre, con colecta y sin acceso a los recursos genéticos, como parte del proyecto "Evaluación de la rizoabsorción en plantas de ribera del río Tulumayo (Chanchamayo Junín) influenciadas por efluentes mineros", a realizarse en el departamento de Junín, fuera de Áreas Naturales Protegidas, de acuerdo a la coordenada: 463302.1702; 8764574.248, en la zona 18S, de la presente resolución.

**Artículo 3°.-** Autorizar la participación de los investigadores propuestos por el señor **RODRIGO ROJAS ALBENGRIN**, conforme el contenido del **Cuadro N° 01 del Anexo 1** de la presente resolución.

**Artículo 4°.-** La presente autorización comprende el cumplimiento de lo señalado en el Plan de Investigación propuesto por el administrado, así como la colecta de ejemplares enteros que incluyan hojas, tallo y raíz por una cantidad de dos (02) especímenes, asimismo se realizará la siembra de veinte plantas en cada una de las parcelas, en total seis parcelas, de las cuales se monitoreará seis individuos de cada especie, con la finalidad de analizar los cambios morfológicos, a través de la rizoabsorción de las especies a evaluar, de acuerdo al **Anexo N° 2**. Como parte del proyecto "Evaluación de la rizoabsorción en plantas de ribera del río Tulumayo (Chanchamayo Junín) influenciadas por efluentes mineros", por el periodo de cuatro (04) meses, contado a partir del día siguiente hábil de la notificación de la presente Autorización.

**Artículo 5°.-** De acuerdo con las consideraciones expuestas en la presente resolución el señor **RODRIGO ROJAS ALBENGRIN** tiene las siguientes obligaciones:

- a) Contar con la autorización expresa de la comunidad, mediante acta de asamblea comunal, en caso requiera realizar la investigación científica dentro de tierras de comunidades campesinas o comunidades nativas. En caso requiera el ingreso a predios privados, necesita el consentimiento escrito del propietario.
- b) No extraer especímenes, ni muestras biológicas de flora silvestre no autorizadas; no ceder los mismos a terceras personas, ni utilizarlos para fines distintos a lo autorizado.
- c) Depositar el material colectado de flora silvestre en una institución científica nacional depositaria de material biológico, así como, entregar al SERFOR la constancia de



dicho depósito. En casos debidamente justificados, y siempre que el material colectado no constituya holotipos ni ejemplares únicos, el depósito se podrá realizar en una institución distinta a la mencionada; para ello se requiere la autorización del SERFOR.

- d) Entregar a la Dirección General de Gestión Sostenible del Patrimonio Forestal y de Fauna Silvestre del SERFOR, una (01) copia del Informe Final (incluyendo versión digital) como resultado de la autorización otorgada, copias del material fotográfico y/o slides que puedan ser utilizados para difusión. El Informe Final (al término del estudio) deberá contener una lista taxonómica de las especies de flora colectadas, bajo la presente autorización, en formato MS Excel. Ésta lista deberá contar con sus respectivas coordenadas en formato UTM (Datum WGS84), incluyendo la zona (17, 18 ó 19). El formato de Informe Final que debe ser usado se encuentra en el **Anexo 3** de la presente resolución.
- e) Los resultados del presente trabajo de investigación deberán ser presentados a las comunidades campesinas en las cuales se realizará el estudio de conocimientos ancestrales.
- f) Sólo en el caso que por razones científicas acotadas se requiera enviar al extranjero parte del material colectado, el interesado deberá gestionar el correspondiente Permiso de Exportación ante la Dirección General de Gestión Sostenible del Patrimonio Forestal y de Fauna Silvestre del SERFOR, así como pasar el control respectivo. Los ejemplares únicos de los grupos taxonómicos colectados y holotipos sólo podrán ser exportados en calidad de préstamo.
- g) El cumplimiento de lo señalado en el literal c) y d) no deberá ser mayor a los seis (06) meses al vencimiento de la presente autorización.



**Artículo 6º.-** El administrado se compromete a:

- a) Comunicar a la Administración Técnica Forestal y de Fauna Silvestre Selva Central, el inicio de los estudios de campo con la debida anticipación. Asimismo, el personal de dicha ATFFS, podrá acompañarlos durante la toma de datos o verificaciones en caso lo considere necesario, para lo cual los investigadores deberán brindar las facilidades del caso.
- b) Solicitar anticipadamente a la DGGSPFFS del SERFOR y dentro del plazo de vigencia de la resolución, cualquier cambio en las características de la investigación con fines científicos aprobada, que demanden la actualización de la presente resolución.
- c) Indicar el número de la Resolución en las publicaciones generadas a partir de la autorización concedida.

**Artículo 7º.-** El administrado del mencionado estudio deberá implementar todas las medidas de seguridad y eliminación de impactos que se puedan producir por las actividades propias de las actividades de las fases de campo, como toma de datos, tratamiento y transporte de muestras, transporte de equipos, personal, etc.

**Artículo 8.-** La contravención a las obligaciones y/o condiciones establecidas en la presente resolución conllevará a la comisión de la infracción tipificada en el literal g)





del artículo 207.2 del Reglamento para la Gestión Forestal aprobado mediante Decreto Supremo N° 018-2015-MINAGRI.

**Artículo 9°.-** Notificar la presente resolución al señor **RODRIGO ROJAS ALBENGRIN** y transcribirla a la Dirección General de Información y Ordenamiento Forestal y de Fauna Silvestre, a la Dirección de Control de la Gestión del Patrimonio Forestal y a la Administración Técnica Forestal y de Fauna Silvestre Selva Central, para su conocimiento y fines pertinentes.

**Artículo 10°.-** Disponer la publicación de la presente Resolución en el Portal Web del Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre: [www.serfor.gob.pe](http://www.serfor.gob.pe).

Regístrese y Comuníquese



**Miriam Mercedes Cerdán Quiliano**  
Directora General  
Dirección General de Gestión Sostenible del  
Patrimonio Forestal y de Fauna Silvestre  
Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR

ANEXO 1

**CUADRO N° 01. RELACIÓN DE INVESTIGADORES QUE PARTICIPARÁN EN EL PROYECTO**



<b>Nombres y Apellidos</b>	<b>Participación en el Proyecto</b>	<b>Pasaporte/DNI</b>
Rodrigo Rojas Albegrín	Investigador principal	73172469
Gustavo Ricardo Dreyfus Raymond	Co-investigador Asesor	07840274
Susan Mery Medina Canzio	Co-investigadora co-asesor	43371726



**ANEXO 2**

**Cuadro N° 2.- Detalle de la colecta del material biológico**

Nombre científico	Nombre común	Tipo de muestra	Cantidad	Colecta o captura temporal (solo para fauna)	Finalidad de la colecta
<i>Tessaria integrifolia</i>	pejam bobo	Ejemplar entero	2 plantas	---	Análisis de metales y esquejes
<i>Ricinus communis</i>	Huigriña	Ejemplar entero	2 plantas	---	Análisis de metales y esquejes
<i>Piper aduncum</i>	Matico o cordoncillo	Ejemplar entero	2 plantas	---	Análisis de metales y esquejes



**ANEXO 3**

**FORMATO DE INFORME DE INVESTIGACIÓN  
(PARCIAL o FINAL)**

Una vez culminada la investigación autorizada, el investigador responsable deberá revisar el cumplimiento de los compromisos asumidos, teniendo en cuenta lo siguiente:

- 1) Entregar a la DGGSPFFS del SERFOR una (01) copia del informe parcial o final en idioma español, como resultado de la autorización otorgada, en formato impreso y soporte digital (CD), para ello adjunto el formato de informe a presentar:

- |    |  |
|----|--|
| a. | Título del Proyecto.   |
| b. | Área estudiada (indicando coordenadas geográficas para todas las zonas de colecta).  |
| c. | Nº de Autorización.  |
| d. | Autores.   |
| e. | Institución  |
| f. | Resumen para ser publicado en la web del SERFOR (donde se deberá señalar los resultados y la relevancia de lo encontrado en forma sintetizada) |
| g. | Marco teórico.   |
| h. | Materiales y Métodos.  |
| i. | Resultados.  |
| j. | Discusión.   |
| k. | Conclusiones.  |
| l. | Bibliografía.  |
| m. | Anexos   |



- 2) Entregar copias del material fotográfico y/o slides que puedan ser utilizadas para difusión institucional no comercial.
- 3) Entregar copia de la(s) publicación(es), producto de la investigación realizada en formato impreso y digital, o de lo contrario señalar que no cuenta con publicación alguna en la remisión de su carta.
- 4) Presentar la lista taxonómica de las especies de flora encontradas en las zonas evaluadas con las respectivas coordenadas formato UTM (Datum WGS84), incluyendo la zona (17, 18 ó 19). Dicha información deberá ser presentada en un cuadro en formato Excel.
- 5) Además, se deberá adjuntar copias de las constancias de depósito del material biológico y de ser el caso, copias de los permisos de exportación otorgados (para el caso de autorización con colecta).

3. Copia de documento de aprobación de comité de ética

**COMITÉ INSTITUCIONAL DE ÉTICA EN INVESTIGACIÓN CON ANIMALES Y BIODIVERSIDAD**

Constancia N° 51-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2019

El presidente del Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA) da constancia que el proyecto de investigación, cuyos datos se registran a continuación, ha sido aprobado.

Código de registro: **055-2019-PRE11**

Título: **Evaluación de la rizoabsorción en plantas de ribera del río Tulumayo (Chanchamayo, Junín) influenciadas por efluentes mineros**

Investigador(a): **Rodrigo Rojas Albengrin**

La aprobación implica que el documento presentado a evaluación cumple con los lineamientos de Universidad en materia de investigación y ética; no obstante, consideramos que también es necesario cumplir los requisitos solicitados por el gobierno peruano, esto es, la obtención del permiso de investigación (con o sin colecta) dado por SERFOR. Le pedimos que solicite dicho trámite y nos envíe la aprobación correspondiente en un plazo que no exceda los tres meses. Sin el cumplimiento de este requisito, no se puede iniciar la ejecución del proyecto.

En tal sentido, esta aprobación carecerá de valor si es que el proyecto de investigación arriba indicado es modificado de cualquier forma. Toda enmienda, añadido, eliminación o eventualidad (eventos adversos, etc.) posterior a la fecha de aprobación debe ser reportado al CIEI-AB-CIENTÍFICA.

La vigencia de la aprobación de este documento es de dieciocho (18) meses (hasta el 05 de noviembre del 2020), periodo en el que puede desarrollarse el proyecto. Cualquier trámite para su renovación deberá ser enviado antes del término de la vigencia de este documento, debiendo suspenderse todo desarrollo hasta que la renovación sea aprobada.

Villa El Salvador, 06 de mayo de 2019





Med. Vet. Gianmarco Paolo Rojas Moreno  
Presidente  
Comité Institucional de Ética en Investigación  
con Animales y Biodiversidad



Tel: (51) 60 6400  
400013  
www.cientificadesur.edu.pe

Campus  
Panamericana Sur  
Km 19 - Lima-02



#### 4. Sustento del envío del manuscrito a la revista



Susan medina canzio <smedinacanzio@gmail.com>

---

#### Your manuscript submission - 630943

---

Frontiers Environmental Science Editorial Office  
<environmentalscience.editorial.office@frontiersin.org>

18 de noviembre de 2020,  
12:58

Responder a: Frontiers Environmental Science Editorial Office <environmentalscience.editorial.office@frontiersin.org>  
Para: Susan Medina <smedinacanzio@gmail.com>

Dear Dr Medina

We are pleased to inform you that we have received the manuscript "METAL ACCUMULATION IN AMAZONIANPLANTS (Tessaria integrifolia L., Ricinus comunis L. and Piper aduncum L.) OF THE AROUND TULUMAYO RIVERBANK IN PERU INFLUENCED BY MINE EFFLUENTS" to be considered for publication in Frontiers in Environmental Science, section Water and Wastewater Management.

You can access the review forum and track the progress of your manuscript using the following link:  
<https://www.frontiersin.org/Journal/MySubmission.aspx?stage=101>

Your manuscript is now in the initial validation stage to determine its suitability for peer review. Should your manuscript be sent out for peer review, you will receive a notification once we receive the reports from reviewers and the interactive review forum is activated. You will then be able to read the review reports and exchange directly with the reviewers in the interactive review forum as well as submit a revised manuscript, if appropriate.

Best regards,

Your Frontiers in Environmental Science team

Frontiers | Editorial Office - Collaborative Peer Review Team  
[www.frontiersin.org](http://www.frontiersin.org)  
Avenue du Tribunal Fédéral 34, 1005 Lausanne, Switzerland  
Office T 41 21 510 17 60

For technical issues, please contact our IT Helpdesk ([support@frontiersin.org](mailto:support@frontiersin.org)) or visit our Frontiers Help Center ([zendesk.frontiersin.org/hc/en-us](https://zenDesk.frontiersin.org/hc/en-us))

-----