



Facultad de Ciencias
Instituto de Ciencias Ambientales
Ingeniería Ambiental

**Evaluación de la factibilidad para la Fitoestabilización (ensayo piloto)
utilizando recursos Fitogenéticos Nativos y Humus de Lombriz como
acondicionador para el tranque de relaves Cauquenes, Comuna de
Requínoa.**

AUTORES: OLIVIA ARANCIBIA CABRERA

EMELY MUNDACA FREDES

PROFESOR GUÍA: Dr. GABRIELA LOBOS VALENZUELA

VALPARAÍSO, 2015

Agradecimientos Generales

A nuestra profesora Gabriela Lobos por darnos la oportunidad de trabajar en conjunto, por el apoyo y recomendaciones entregadas para que este trabajo llegara a su término.

A la ayuda brindada por Patricia y Constanza durante la realización de los análisis de laboratorio de esta investigación y por su disposición a satisfacer nuestras dudas.

A Minera Valle Central y a David Molina por darnos esta gran oportunidad de realizar nuestra tesis en su empresa, por colaborar en el desarrollo de memorias en el área ambiental, por entregarnos todos los recursos necesarios y por la cálida recepción a cada una de nuestras visitas a la minera para realizar este estudio.

Agradecimientos Olivia Arancibia

Quiero dedicar este trabajo de titulación al angelito que llego a mi vida durante el transcurso de la realización de este trabajo. Pequeña Mía quiero darte las gracias por llegar a mi vida y hacer de cada día un recuerdo inolvidable. Eres tú la personita que me dio la fuerza, me ilumino y me lleno de felicidad para seguir adelante. Te amo pequeña angelita.

Quiero agradecer en primera instancia a mis padres. A mi madre por ser el pilar fundamental en mi vida, por brindarme fuerza y apoyo en cada momento de debilidad, por darme los consejos exactos para seguir adelante y poder terminar este trabajo. Te agradezco enormemente por estar a mi lado en cada momento importante de mi vida. A mi padre por darme la gran oportunidad de estudiar, a sus palabras entregadas durante la realización del trabajo y a la inmensa confianza entregada durante el periodo de término de los estudios.

A mi hermano Germán por su apoyo incondicional, por todos los consejos entregados durante el periodo de realización de este trabajo, por aclarar cada inquietud, por entregarme tranquilidad, y palabras llenas de sabiduría y amor durante lo largo de este camino.

A mi hermana Daniela por entregarme un apoyo incondicional, por darme momentos llenos de felicidad, por iluminar mi vida en cada instante, por ser mi eterna compañera y por ese gigante amor que nos une.

A Catalina por ser una compañera más en esta vida, por su apoyo y cada una de sus palabras entregadas durante mi vida.

A Claudia y Gloria por apoyarme en cada momento de adversidad, por su enorme apoyo y amor entregado no solo hacia mi persona, sino también a mi hija. Agradecer a Claudia porque sé que tendré una prima que estará conmigo en cada momento y que siempre buscara el mejor bienestar para mí.

De manera especial quiero agradecer a esos ocho angelitos que desde el cielo me guían, iluminan y a los cuales encomendé este trabajo.

Agradecimientos Emely Mundaca

A mis padres, a quienes agradezco infinitamente haberme permitido estudiar y aceptar mi ausencia durante estos años. Gracias por entregarme su amor, por los consejos frente adversidades y su apoyo incondicional en todo momento. Los quiero Mucho.

A mi hermano Diego por todo el apoyo y cariño entregado, por creer en mí y otorgarme el mejor ánimo en momentos de estrés.

A mi familia en que cada uno a su manera me acompañó a lo largo de este camino, llenándome de buenos momentos, afectos, energía y fortaleza. A mi Tatita que dejó este mundo en medio de mi camino universitario y quién ahora me cuida y guía desde el cielo.

A Álvaro y a todas aquellas personas que compartieron conmigo esta travesía que hoy se hace realidad, entregándome su cariño, apoyo incondicional y comprensión en jornadas difíciles.

Resumen

El Tranque de relaves Cauquenes ubicado en la comuna de Requínoa, Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, se encuentra actualmente expuesto a impactos ambientales negativos, asociados principalmente a la dispersión de material particulado rico en metales y metaloides. Ante dicha situación es necesario evaluar distintas alternativas para reducir el impacto que se podría estar generado hacia los suelos, cursos de agua y centros poblados localizados cerca del Tranque de relave.

El objetivo de este estudio fue evaluar la factibilidad para la Fitoestabilización del Tranque de relaves Cauquenes utilizando tres especies nativas, *Schinus molle* (Pimiento), *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo) y *Cestrum parqui* (Palqui), cada una sometida a tres tratamientos con proporciones de 3% (T1), 6% (T2) y 9% (T3) de humus de lombriz como acondicionador que además fueron comparados en relave sin tratamiento y suelo de zona (control), en el invernadero de Minera Valle Central.

Se determinaron parámetros fisicoquímicos del suelo de control y del relave. Durante todo el ensayo se evaluaron los parámetros morfométricos y transcurridos los 94 días se determinaron las concentraciones de Cu, Mo, Co, Cr, Zn, Mn, Pb y Fe en los tejidos de las especies (raíces y parte aérea).

Los resultados mostraron que la adición del acondicionador humus de lombriz para los tres tratamientos en comparación con el suelo de relave favoreció el crecimiento de la altura y diámetro de las especies estudiadas. Los patrones de distribución de metales en la biomasa vegetal indicaron que los metales estudiados se acumularon preferentemente en las raíces de las plantas, traspasando una pequeña proporción a la parte aérea de éstas, lo que indicaría su buena capacidad para controlar la traslocación de metales y fitoestabilizar el tranque de relaves Cauquenes.

Índice

1.	Introducción	1
1.1.	Actividad Minera y Medio Ambiente.....	2
1.1.1.	Normativa Ambiental para las actividades mineras.....	3
1.1.2.	Impactos derivados de la actividad minera.....	4
1.2.	Pasivos Ambientales Mineros.....	5
1.2.1.	Concepto de Depósitos de relaves	6
1.2.2.	Depósitos de Relaves y Medio Ambiente.....	8
1.3.	Contaminación de metales pesados en suelos.....	10
1.3.1.	Biodisponibilidad	11
1.3.2.	Parámetros geoedáficos.....	11
1.3.2.1.	pH	12
1.3.2.2.	Textura	12
1.3.2.3.	Materia Orgánica.....	12
1.3.2.4.	Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	13
1.3.2.5.	Condiciones Redox	13
1.3.3.	Capacidad amortiguadora de los suelos.....	13
1.4.	Metales pesados en plantas	14
1.4.1.	Tolerancia de las plantas a metales pesados	14
1.4.2.	Índices de tolerancia a los metales	15
1.4.3.	Estrategias de tolerancia hacia metales pesados.....	16
1.5.	Fito-tecnologías para recuperación de suelos.....	16
1.5.6.	Tecnología de Fitoestabilización	21
1.5.6.1.	Beneficios de la Fitoestabilización	21
1.5.6.2.	Especies vegetales para la Fitoestabilización.....	22
1.6.	Descripción de especies seleccionadas	23
1.6.1.	<i>Schinus molle</i> (Pimiento)	24
1.6.2.	<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Quilo).....	25
1.6.3.	<i>Cestrum parqui</i> (Palqui).....	27

1.7.	Acondicionadores para la Fitoestabilización	29
1.7.1.	Humus de lombriz.....	30
3.	Hipótesis	34
4.	Objetivos.....	35
4.1.	Objetivo General	35
4.2.	Objetivos Específicos	35
5.	Materiales y métodos.....	36
5.1.	Área de estudio	36
5.2.	Preparación de los suelos	38
5.3.	Análisis físicos y químicos de los suelos.....	40
5.4.	Especies vegetales utilizadas	41
5.5.	Siembra	42
5.6.	Cosecha y mediciones.....	46
5.7.	Análisis estadístico	49
6.	Resultados y discusiones	50
6.1.	Características Físicas y Químicas de los suelos estudiados.....	50
6.2.	Contenido de Metales en Suelos de estudio	55
6.3.	Crecimiento y Desarrollo de las Especies	60
6.3.1.	Parámetros Morfométricos	60
6.3.1.1.	<i>Schinus molle</i> (Pimiento).....	60
6.3.1.2.	<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Quilo).....	63
6.3.1.3.	<i>Cestrum parqui</i> (Palqui).....	65
6.3.2.	Peso seco biomasa radical y biomasa aérea de las especies.	68
6.3.2.1	<i>Schinus molle</i> (Pimiento)	68
6.3.2.2.	<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Quilo)	70
6.3.2.3.	<i>Cestrum parqui</i> (Palqui).....	72
6.4.	Acumulación de metales en las especies seleccionadas	74
6.4.1.	Metales en la biomasa radical y aérea	74
6.4.1.1.	<i>Schinus molle</i> (Pimiento).....	74

6.4.1.2.	<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Quilo).....	87
6.4.1.3.	<i>Cestrum parqui</i> (Palqui).....	102
6.5.	Factor de Bioconcentración y Factor de Traslocación.....	116
6.5.1.	<i>Schinus molle</i> (Pimiento)	116
6.5.2.	<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Quilo)	120
6.5.3.	<i>Cestrum parqui</i> (Palqui).....	124
7.	Conclusiones.....	128
8.	Referencias bibliográficas.....	130
	Anexos	145

Índice de Tablas

Tabla 1:	Tratamientos utilizados para el estudio de Fitoestabilización.	44
Tabla 2:	Análisis fisicoquímicos realizados para el suelo de relave y suelo de control.....	50
Tabla 3:	Términos descriptivos para varios rangos de pH en H ₂ O en el suelo.	52
Tabla 4:	Términos descriptivos para varios rangos de pH en KCl en el suelo.	52
Tabla 5:	Interpretación de materia orgánica.....	53
Tabla 6:	Interpretación de valores para CIC.	53
Tabla 7:	Interpretación del grado de salinidad de las muestras.	54
Tabla 8:	Rangos y Categorías de disponibilidad de bases.	55
Tabla 9:	Metales totales en suelo de relave y suelo de control en µg/g.	56
Tabla 10:	Metales disponibles en suelo de Relave y suelo de control en µg/g.	56
Tabla 11:	Directivas de Kelley para la clasificación de suelos contaminados.	57
Tabla 12:	Rangos de contaminación de metales pesados en suelos de los principales países con suelos contaminados por metales pesados.....	58
Tabla 13:	Rangos de concentraciones máximas admisibles (MAC) y valores para determinar la intervención (TAV) para suelos agrícola con metales pesados en mg/kg.....	59
Tabla 14:	Factor de Bioconcentración (FB) para <i>Schinus molle</i>	116
Tabla 15:	Factor de Traslocación (FT) para <i>Schinus molle</i>	117
Tabla 16:	Factor de Bioconcentración (FB) para <i>Muehlenbeckia hastulata</i>	120

Tabla 17: Factor de Traslocación (FT) para <i>Muehlenbeckia hastulata</i>	121
Tabla 18: Factor de Bioconcentración (FB) para <i>Cestrum parqui</i>	124
Tabla 19: Factor de Traslocación (FT) para <i>Cestrum parqui</i>	125

Índice de Figuras

Figura 1: Principales impactos generados en la industria de la minería, a: tranque de relaves, b: contaminación atmosférica, c: generación de aguas acidas, d: consumo energía eléctrica.	5
Figura 2: Numero de depósitos de relaves y volumen de relaves depositados por región... 7	
Figura 3: Sección típica de un depósito de relaves en etapa operativa y uno en etapa post-operativa en condiciones climáticas de tipo Mediterránea árida y semiárida	8
Figura 4: Fitoextracción.	18
Figura 5: Fitovolatilización	18
Figura 6: Fitodegradación.....	19
Figura 7: Rizofiltración	20
Figura 8: Fitopurificación	20
Figura 9: <i>Schinus molle</i> (Pimiento)	25
Figura 10: <i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Quilo)	27
Figura 11 : <i>Cestrum parqui</i> (Palqui)	28
Figura 12: Ubicación de área de estudio.	37
Figura 13: Zona de muestreo Tranque de relave Cauquenes.	37
Figura 14: Zona de muestreo para sustrato de control.....	38
Figura 15: ubicación puntos de muestreo.....	39
Figura 16: Preparación de suelos: a suelo de control y b: suelo de relave.	39
Figura 17: Secado de suelo de relave y control.....	40
Figura 18: Invernadero utilizado para el almacenamiento de las macetas.	42
Figura 19: Preparación de los cultivos.....	43
Figura 20: Esquema diseño experimental para cada especie.	45
Figura 21: Sembrado de las distintas especies vegetales.....	46

Figura 22: Cosecha de las especies.....	47
Figura 23: Separación tejido aéreo y radical.	48
Figura 24: Triturado tejido radical y aéreo.....	48
Figura 25: Triturado tejido radical y aéreo.....	49
Figura 26: Almacenamiento tejido radical y aéreo.	49
Figura 27: Altura del Pimiento (cm), comparación entre el Control y todos los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).....	60
Figura 28: Diámetro de Tallo (cm), comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).....	61
Figura 29: Diámetro de la planta (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).....	61
Figura 30: Altura del Quilo (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3)	63
Figura 31: Diámetro del Tallo (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).....	63
Figura 32: Altura de la planta (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).....	65
Figura 33: Diámetro de la planta (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).....	65
Figura 34: Diámetro del tallo (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).....	66
Figura 35: Pesos secos (g) en la biomasa radical en gramos para cada tratamiento en <i>Schinus molle</i>	68
Figura 36: Pesos secos (g) en la biomasa aérea en gramos para cada tratamiento en <i>Shinus molle</i>	68
Figura 37: Pesos secos (g) en la biomasa radical en gramos para cada tratamiento en <i>Muelhenbeckia hastulata</i>	70
Figura 38: Pesos secos (g) en la biomasa aérea en gramos para cada tratamiento en <i>Muelhenbeckia hastulata</i>	70

Figura 39: Pesos secos (g) en la biomasa radical en gramos para cada tratamiento en <i>Cestrum parqui</i>	72
Figura 40: Pesos secos (g) en la biomasa aérea en gramos para cada tratamiento en <i>Cestrum parqui</i>	72
Figura 41: Concentración de cobre ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Schinus molle</i> en A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.	74
Figura 42: Concentración de molibdeno ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Schinus molle</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.....	76
Figura 43: Concentración de cobalto ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Schinus molle</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	77
Figura 44: Concentración de hierro ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Schinus molle</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	79
Figura 45: Concentración de manganeso ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Schinus molle</i> en A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.....	80
Figura 46: Concentración de cromo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Schinus molle</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.	82
Figura 47: Concentración de plomo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Schinus molle</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.	83
Figura 48: Concentración de cinc ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Schinus molle</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	86
Figura 49: Concentración de cobre ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Muehlenbeckia hastulata</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	87
Figura 50: Concentración de molibdeno ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Muehlenbeckia hastulata</i> en A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.....	89
Figura 51: Concentración de cobalto ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Muehlenbeckia hastulata</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	91
Figura 52: Concentración de hierro ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Muehlenbeckia hastulata</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	93

Figura 53: Concentración de manganeso ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Muehlenbeckia hastulata</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.....	94
Figura 54: Concentración de cromo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Muehlenbeckia hastulata</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	96
Figura 55: Concentración de plomo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Muehlenbeckia hastulata</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	98
Figura 56: Concentración de cinc ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Muehlenbeckia hastulata</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	100
Figura 57: Concentración de cobre ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Cestrum parqui</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.	102
Figura 58: Concentración de molibdeno ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Cestrum parqui</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.....	104
Figura 59: Concentración de cobalto ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Cestrum parqui</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.	105
Figura 60: Concentración de hierro ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Cestrum parqui</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	107
Figura 61: Concentración de manganeso ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Cestrum parqui</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	108
Figura 62: Concentración de cromo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Cestrum parqui</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	110
Figura 63: Concentración de plomo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Cestrum parqui</i> en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento	112
Figura 64: Concentración de cinc ($\mu\text{g g}^{-1}$) de <i>Cestrum parqui</i> en A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento.	113

1. Introducción

La minería ha estado en la historia de Chile desde siempre y forma parte de la identidad como nación, su territorio esta compuesto principalmente por yacimientos y depósitos metalíferos de cobre, oro y plata. Nuestro país es el mayor productor y exportador de cobre en el mundo, lo que es de gran importancia para nuestra sociedad, economía y cultura.

Durante los años 90, la minería fue protagonista de la senda de crecimiento económico alcanzando una producción de 4 millones de toneladas. Este auge promovió el ámbito del medio ambiente, ya que hasta esa fecha no existía una política ambiental incipiente en Chile. Entonces, prácticamente todos los grandes avances en el terreno ambiental se dieron durante los años 90 (Lagos, 2004). Es por esta razón que en 1992 se implementa el decreto N° 185 promulgado por el ministerio de minería que buscó regular las fuentes fijas de contaminación de aire.

La mina el Teniente propiedad de Codelco Chile, es una mina de cobre ubicada en la comuna de Machalí, Región del Libertador General Bernardo O'Higgins y se localiza aproximadamente a 50 kilómetros de la ciudad de Rancagua. Es considerada la mina subterránea de cobre más grande del mundo. Durante las operaciones de extracción de minerales sulfurados a través del proceso de flotación entre los años 1936 y 1975, los residuos (desechos tóxicos) como subproducto, dieron paso a la construcción del Tranque de relaves Cauquenes, que llegó a embalsar alrededor de 250,7 millones de metros cúbicos de relaves (Oyanader, 2009).

Minera Valle Central (MVC), empresa de mediana minería, partió hace 21 años, recuperando Cobre (Cu) y Molibdeno (Mo) de relaves frescos provenientes del Teniente. Con el tiempo, obtuvo los desechos del tranque Colihues, abriendo paso como una iniciativa innovadora en la minería. Actualmente la firma ofreció a Codelco expandir sus

operaciones al tranque Cauquenes, que se ubica contiguo al embalse Colihues, el acuerdo permitirá a MVC la producción de molibdeno y cobre, y se extenderá desde 2021 a 2037.

Actualmente el tranque de relaves Cauquenes, se encuentra expuesto a impactos ambientales negativos de largo plazo y de gran escala espacial, asociados con la dispersión de material particulado fino rico en metales y metaloides hacia los suelos. En 2012 Codelco implemento una técnica para evitar la suspensión de material particulado, aplicando un polímero que al mezclarlo con agua, produce una costra de aproximadamente un centímetro de espesor que evita el levantamiento de polvo. Lamentablemente el producto tiene una duración efectiva entre 12 y 15 meses, por lo que en la actualidad sigue siendo un problema para la salud humana, la agricultura y los ecosistemas naturales.

La legislación minera chilena relacionada con los depósitos de relaves establece que estos desechos deben ser dispuestos en tranques artificiales, además de considerar medidas de rehabilitación en la etapa de cierre y restituir el terreno en condiciones aceptables (Decreto Supremo, D.S., N° 132 de 2004 del Ministerio de Minería y su Reglamento asociado sobre la “Aprobación de Proyectos de Diseño, Construcción, Operación y Cierre de los Depósitos de Relaves” materializado en el D.S. N° 248 de 2007 del Ministerio de Minería). Aun Cuando, nuestro país está limitado en tecnologías de rehabilitación costo-efectivas, que puedan dar cumplimiento a las actuales normativas de cierre de depósitos de relaves, para lograr una estabilización adecuada presentes en zona con clima Mediterráneo árido y semiárido (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

1.1. Actividad Minera y Medio Ambiente

La explotación minera, en su contexto global, es la actividad productiva más importante del país. A nivel industrial genera un alto impacto ambiental, social y cultural. Según Gustavo Lagos (2004)...“ha sido la actividad responsable de la mayor cantidad de daños

ambientales, reflejado tanto en los niveles de contaminación del aire, como del agua y suelo...”. Por lo tanto, este auge en la minería, debe venir acompañado actualmente de la sustentabilidad ambiental.

1.1.1. Normativa Ambiental para las actividades mineras

A principios de los años 90 ya existía un problema acumulativo en la minería chilena, debido al auge minero más importante del siglo XX, las empresas mineras estaban al tanto que debían abordar el tema ambiental, es por eso que las primeras acciones aplicadas de gran envergadura fueron: la promulgación del decreto N° 185 del Ministerio de Minería en 1992 que implementó planes de descontaminación de las principales fundiciones estatales de cobre y la segunda fue la Ley de Bases del Medio Ambiente promulgada en 1994 con la implementación de estudios de impacto ambiental en todas las nuevas faenas o ampliaciones de la Minería (Lagos, 2004).

Actualmente diferentes acciones han sido impulsadas por el Ministerio del Medio Ambiente, la promulgación de la Ley N° 20.551 el año 2011 que regula el cierre de faenas e instalaciones mineras, incluye medidas y acciones destinadas a mitigar los efectos que se derivan del desarrollo de la extracción minera. Respecto a la generación de residuos se aplica el D.S N° 148 sobre residuos peligrosos. Para el manejo de aguas de contacto en el sector minero la utilización de los Decretos Supremos N° 90 y N° 46, no son adecuados para la clasificación de estas, es por esta razón que el ministerio de medio ambiente está trabajando en la elaboración de instrumentos para regular los efectos ligados a las aguas de contacto, evaluando alternativas de control y/o regulación de estas aguas en relación a su gestión, mitigación y prevención de efectos.

1.1.2. Impactos derivados de la actividad minera

Los impactos ambientales derivados de la minería se pueden clasificar de acuerdo a lo establecido en la Ley 19.300; Según el impacto directo o indirecto de las actividades sobre el medio, en los impactos directos se encuentran las emisiones gaseosas, de fluidos, ruido, polvo, el impacto visual; y respecto a los indirectos están los socioeconómicos como la riqueza y beneficios para la comunidad, o la pobreza para otros como las expropiaciones, tensión social, entre otras (Oyarzun *et al.*, 2011).

En términos de clasificación los impactos ambientales generados por la minería son tanto de carácter nacional como de carácter local; desde la década de los 90 se han realizado diversos estudios de impacto ambiental con el fin de identificar los impactos, pero actualmente no hay una jerarquización de estos, ni una identificación explícita de los impactos críticos (Lagos *et al.*, 2002).

El conocimiento sobre los impactos ambientales ocurridos en la minería a nivel nacional, se resumen en lo siguiente:

- El uso del agua en los diversos procesos de la minería del cobre y de otros metales, es uno de los recursos más escasos en el norte de Chile.
- Los tranques de relaves abandonados o los que aún no han iniciado sus planes de cierre.
- Los desechos generados por la minería; los masivos como estériles, relaves, ripios y escorias, y los de tipo industrial como reactivos químicos, neumáticos, aceites, chatarra, entre otros.
- La generación de aguas acidas producidas por fenómenos naturales como las lluvias.
- La energía eléctrica consumida en grandes cantidades en las diversas faenas mineras.

- La contaminación atmosférica generada por las fundiciones de cobres y las emisiones producidas por las actividades extractivas o durante los procesos de carga y transporte de material.



Figura 1: Principales impactos generados en la industria de la minería, a: tranque de relaves, b: contaminación atmosférica, c: generación de aguas acidas, d: consumo energía eléctrica.

1.2. Pasivos Ambientales Mineros

Como consecuencia de la actividad minera, varios países han visto como numerosas minas e instalaciones industriales han quedado en completo abandono sin haberse sometido a procesos adecuados de cierre. Los pasivos ambientales mineros son aquellas construcciones materializadas tales como, instalaciones, edificaciones, superficies afectadas por vertidos, depósitos de residuos mineros, tramos de cauces perturbados, áreas de talleres, patios de maquinarias o de mineral que se encuentran en la actualidad en entornos de minas abandonadas o paralizadas (Adasme *et al.*, 2010). Esto ha llevado

que en la actualidad se encuentren numerosos escenarios peligrosos para la salud y seguridad de las personas y el medio ambiente.

1.2.1. Concepto de Depósitos de relaves

Según la legislación nacional vigente, D.S. N°248 de 2007 del Ministerio de Minería, “Los relaves corresponden a una suspensión de sólidos en líquidos (pulpa), los que se generan y desechan en las plantas de concentración húmeda de especies minerales que han experimentado una o varias etapas en circuito de molienda fina”. Este concepto corresponde al mineral finamente molido, dispuesto en solución acuosa, donde no ha sido posible extraer más metal a través del proceso de concentración por flotación (Ginocchio y León-Lobos, 2011). El transporte de estos materiales es mediante canaletas o cañerías hasta lugares especialmente habilitados o tranques, donde el agua es recuperada o evaporada para quedar como un depósito estratificado de materiales finos.

Uno de los mayores desechos generados en las actividades mineras en Chile, lo constituyen los relaves. Según SERNAGEOMIN para el año 1990, se habían identificado unos 655 depósitos de relaves entre la II y la VII región del país, tanto abandonados como operativos, los que cubrían unas 8.028 hectáreas. De este total, un 25% y un 60% de los depósitos de relaves identificados se encuentran en la III y IV Región (Ginocchio y León-Lobos, 2011). A continuación se presenta la siguiente figura que representa los números de relaves a nivel nacional y el correspondiente volumen.

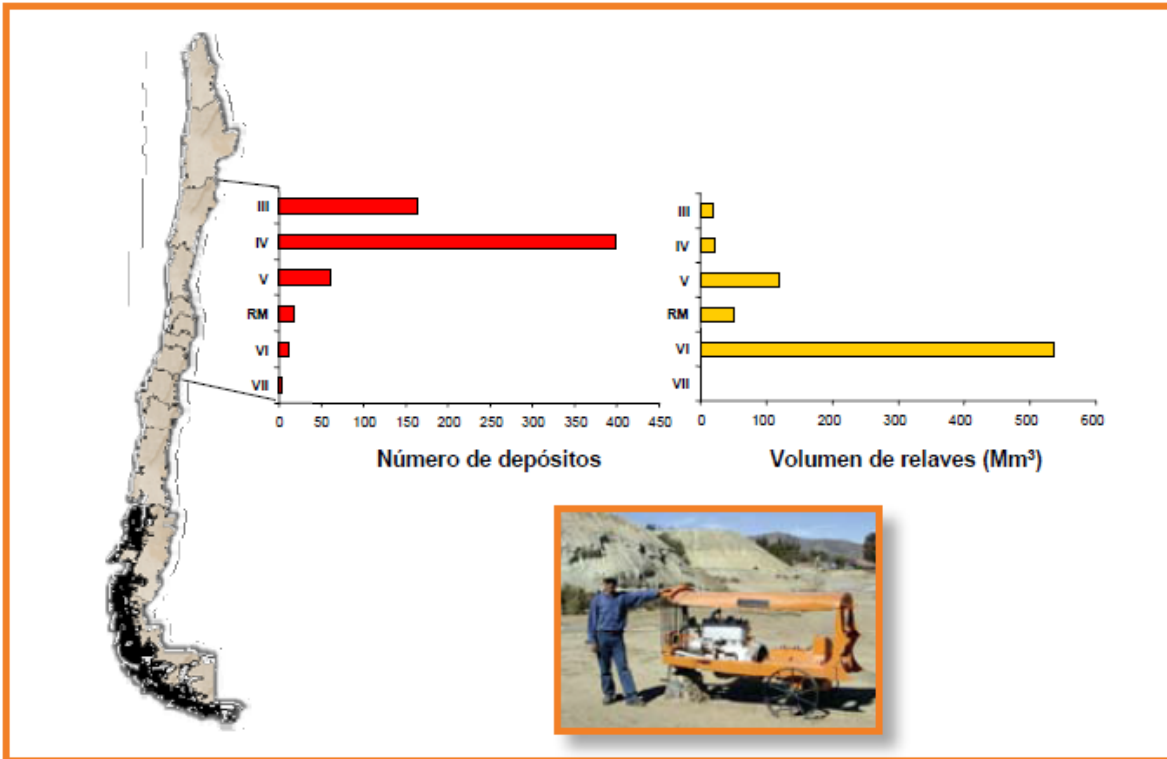


Figura 2: Numero de depósitos de relaves y volumen de relaves depositados por región. (Fuente: SERNAGEOMIN 1989-1990).

Los depósitos de relaves requieren de la construcción de muros para la contención de la pulpa, usualmente se emplazan en fondos de quebradas o valles. Aproximadamente un 35% de los relaves corresponden al material particulado, el que se separa del agua por gravedad, decantando al fondo del tranque. De esta forma, el agua se acumula en la superficie, formando una laguna. Esta agua es denominada agua clara y, en general, es procesada y reciclada dentro de la planta para los procesos de molienda (Ginocchio y León-Lobos, 2011). Cuando los depósitos de relaves terminan su ciclo de vida útil entran a una etapa post-operativa o de cierre, donde se debe realizar un plan de cierre que es regulada actualmente por el SERNAGEOMIN.

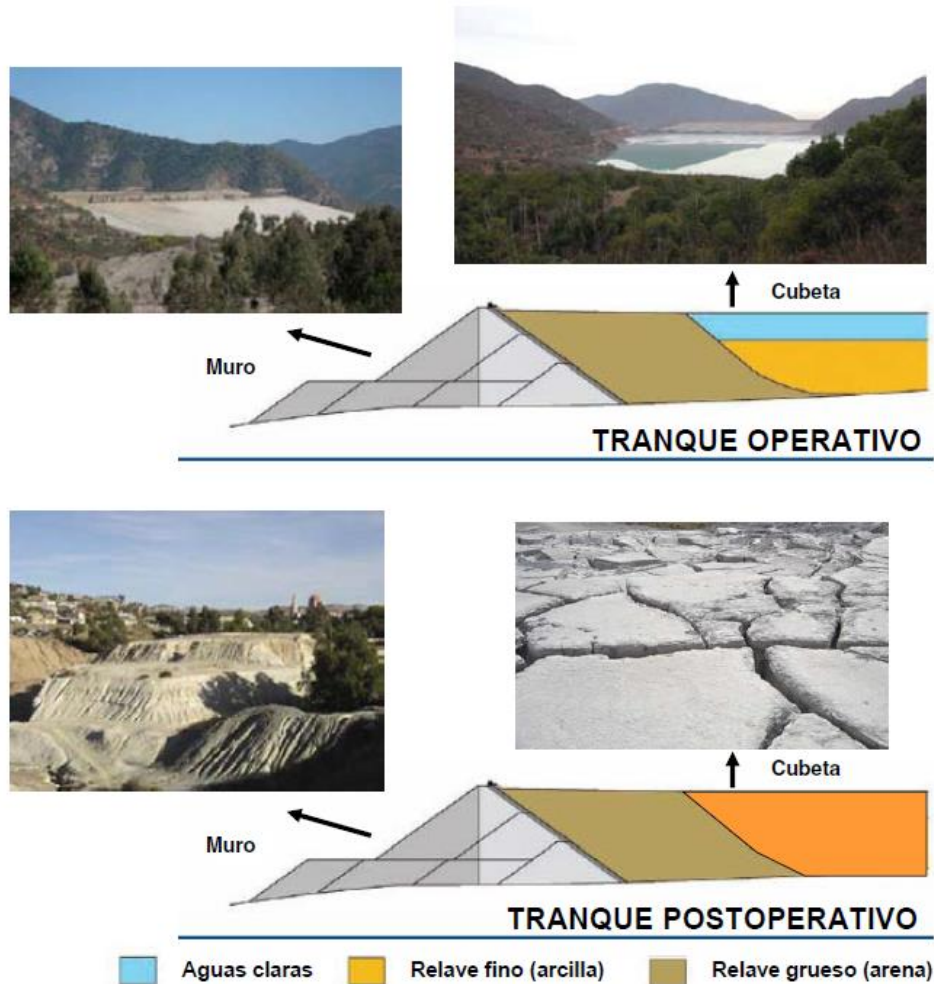


Figura 3: Sección típica de un depósito de relaves en etapa operativa y uno en etapa post-operativa en condiciones climáticas de tipo Mediterránea árida y semiárida. Fuente: Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile-Guía N°1 metodología general.

1.2.2. Depósitos de Relaves y Medio Ambiente.

La minería de metales industriales se ha desarrollado junto con la humanidad durante miles de años. Además de la riqueza humana y el bienestar asociado a esta actividad, se ha generado una intensa degradación del medio ambiente a través de la producción de una amplia gama de residuos a partir de roca dura, como las instalaciones de almacenamiento de relaves, pilas de lixiviación, polvos de fundición y escorias (Cuevas *et al.*, 2013).

El manejo histórico inadecuado de los depósitos ha determinado que los relaves puedan ser dispersados al medio por distintos fenómenos naturales, tales como lluvias intensas, terremotos y vientos. Adicionalmente, los relaves pueden reaccionar con el agua y el oxígeno que infiltra el material produciendo drenaje ácido y solubilización de metales/metaloides al medio (Ginocchio y León-Lobos, 2011). De esta forma, los riesgos ambientales asociados a los depósitos de relaves pueden clasificarse en las siguientes categorías:

- Riesgo sísmico.
- Riesgo hidrológico, ya sea por arrastre de los relaves, la generación de drenaje ácido y la solubilización de metales/metaloides.
- Generación de polvo en suspensión en la atmósfera.
- Contaminación del suelo y las aguas.
- Limitación de uso alternativo del terreno.
- Consumo de agua y fallas en el sistema de disposición

Estos impactos también pueden aumentar la exposición humana y animal a los metales a través de la transferencia de la cadena alimentaria, la inhalación de polvo arrastrado por el viento, o la ingestión directa de suelo (Córdova *et al.*, 2011). Es muy importante tener claridad que la exposición de los seres vivos a los metales/metaloides contenidos en los relaves, pueden producir una respuesta negativa al encontrarse en una forma reactiva biológicamente (biodisponible) y esta fracción biodisponible debe encontrarse en una concentración que sea tóxica (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

A nivel de exposición humana, el Arsénico (As) es considerado a nivel mundial uno de los contaminantes más tóxicos presente en el agua potable, ya que es causante de cáncer de piel, pulmones, vejiga urinaria y riñón. El Plomo (Pb) es otro metal de gran preocupación, ya que puede causar daño al cerebro , hígado y riñón, en los niños y daño nervioso en adultos, mientras que a largo la exposición prolongada al cadmio (Cd) puede causar

insuficiencia renal , hepática , ósea y deterioro de la sangre (Franco-Hernández *et al.*, 2010).

Los efectos ambientales negativos generados por los depósitos de relaves a partir de los impactos primarios, como dispersión física, o secundarios como transformación química; son muy difíciles y costosos de remediar a largo plazo. Sin embargo, estos impactos pueden ser evitados a través del establecimiento de un marco normativo adecuado, como el Plan de cierre de faenas mineras y del uso de medidas de manejo adecuadas por parte de los propietarios de los desechos mineros presentes en la minería Chilena (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

1.3. Contaminación de metales pesados en suelos

Los metales pesados son considerados como aquel elemento con una densidad igual o superior a 5 g/cm³ (forma elemental) o cuyo número atómico es superior a 20 (exceptuando los metales alcalinos y alcalinos-térreos). Junto a estos metales pesados hay otros elementos químicos denominados metaloides y no metales que suelen contenerse en ellos debido a presentar orígenes y comportamientos asociados, como es el caso del As, Sb, B, Ba, y Se (García y Dorronsoro, 2001).

Los metales pesados se pueden clasificar en dos grupos:

- Oligoelementos o micronutrientes: requeridos en pequeñas porciones o cantidades traza por plantas y animales para completar el ciclo vital de los organismos, que pasado un umbral se vuelven tóxicos. Entre estos se encuentran: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn (García y Dorronsoro, 2001).
- Metales pesados sin función biológica conocida: su presencia en seres vivos en determinadas cantidades conlleva a idóneas disfunciones en el funcionamiento de

los organismos. Resultando altamente tóxicos y mostrando la propiedad de acumularse en organismos vivos. Son principalmente: Cd, Hg, Pb, Cu, Ni, Sb, Bi (García y Dorronsoro, 2001).

1.3.1. Biodisponibilidad

Los contaminantes pueden abandonar un suelo por volatilización, disolución, lixiviado o erosión, y pasar a los organismos cuando pueden ser asimilables (bioasimilables), lo que normalmente ocurre cuando se encuentran en forma más o menos solubles. La posibilidad de que un elemento (contaminante o no) quede libre y pase a disolución en un suelo se llama disponibilidad (Galán y Romero, 2008). El concepto de biodisponibilidad se relaciona íntimamente con las condiciones fisicoquímicas del ambiente, que determina la especiación y por lo tanto la concentración de metal libre y lábil (Vullo, 2003), es decir es la fracción en que se encuentra un elemento o compuesto potencialmente contaminante para ser capturado por un organismo.

La biodisponibilidad de un elemento es función de: la forma química y física en la que se encuentra en el medio; y la capacidad de los organismos para absorberlo o ingerirlo. Estos pueden ser acumulados en el organismo hasta tres, cuatro o cinco ordenes de magnitud mayores que la concentración del medio donde vive (Galán y Romero, 2008).

1.3.2. Parámetros geoedáficos

La biodisponibilidad de un elemento potencialmente contaminante depende de las características del suelo en donde se encuentra; es así que los parámetros geoedáficos llegan a ser esenciales para valorar la sensibilidad de los suelos a la agresión de los contaminantes.

1.3.2.1. pH

La mayoría de los metales desarrollan mayor disponibilidad a pH ácidos, ya que son fuertemente adsorbidos, excepto As, Mo, Se y Cr, que son más móviles a pH alcalino (Galán y Romero, 2008). Este es un parámetro muy significativo al momento de definir la movilidad del catión, debido a que en medios de pH moderadamente alto produce la precipitación como hidróxidos. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución como hidroxicomplejos (García y Dorronsoro, 2001).

1.3.2.2. Textura

La textura determina la distribución del tamaño de partícula de los componentes del suelo, los distintos procesos de adsorción de metales pesados están determinados en gran parte por los filosilicatos laminares y oxihidróxidos metálicos (Callaba *et al.*, 2002). Los suelos arcillosos tienen una mayor retención de metales por adsorción; por el contrario, los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados y pueden contaminar los niveles freáticos (Galán y Romero, 2008).

1.3.2.3. Materia Orgánica

Actúa reaccionando con los metales formando complejos de intercambio o quelatos. La adsorción puede ser tan fuerte que los metales se pueden estabilizar, como el caso del Cu, o formen quelatos muy estables como en el caso del Pb y Zn. En la mayoría de los casos se forman complejos organometálicos lo que facilita la solubilidad del metal, la disponibilidad y dispersión porque pueden degradarse por los organismos del suelo (Galán y Romero, 2008).

1.3.2.4. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Depende del contenido de arcilla, la materia orgánica, de la valencia y radio iónico hidratado del metal, a mayor tamaño y menor valencia, menos quedan retenidos los metales. En general, cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales (García y Dorronsoro, 2001).

1.3.2.5. Condiciones Redox

El potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido. Estas condiciones pueden realizar un cambio directo en la valencia de ciertos metales o pueden afectar indirectamente la movilidad de metales (García y Dorronsoro, 2001). En ambientes anaerobios reducidos, los metales precipitan debido a la presencia de iones ferrosos y carbonatos; en cambio bajo condiciones oxidantes, los metales se hacen, más solubles (Volke *et al.*, 2005).

1.3.3. Capacidad amortiguadora de los suelos

El suelo actúa como una barrera protectora de los medios hidrológicos y biológicos; filtrando, descomponiendo, neutralizando o almacenando contaminantes y evitando en gran parte su disponibilidad. Esta capacidad depuradora depende de los parámetros geodáficos del suelo (Galán y Romero, 2008). El poder amortiguador representa la capacidad del suelo para obstaculizar el cambio brusco de acidez o alcalinidad de la solución del suelo. Las particularidades de esta capacidad están relacionadas con el contenido de partículas coloidales rodeadas de iones de intercambio; cuanto mayor sea el porcentaje de materia orgánica y partículas arcillosas del suelo, mayor será el poder amortiguador (Ruda de Schenquer *et al.*, 2004).

Los efectos amortiguadores de los suelos se llevan a cabo simultáneamente por varios tipos de reacciones para el control de los contaminantes del suelo, entre las cuales están: neutralización, degradación biótica o abiótica, precipitación-disolución, oxidación-reducción, formación de complejos orgánicos o insolubilización (Galán y Romero, 2008).

1.4. Metales pesados en plantas

1.4.1. Tolerancia de las plantas a metales pesados

En organismos vegetales, la tolerancia a elementos potencialmente tóxicos (metales esenciales y no esenciales), puede definirse como el resultado de un proceso evolutivo que concede a distintas especies de plantas la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos (Linhart y Grant, 1996).

Las plantas que han colonizado en suelos metalíferos han desarrollado mecanismos fisiológicos que les permiten tolerar la toxicidad de los metales; estos mecanismos generalmente no suprimen la absorción de metales, sino que implican en la desintoxicación interna de las plantas:

- Co-Tolerancia: puede ser la consecuencia de un mecanismo menos específico que confiere una tolerancia a diferentes metales (Schat *et al.*, 2000).
- Tolerancia múltiple: se genera mediante una serie de combinaciones de mecanismos independientes para un metal específico o metales evitando el daño a la planta (Schat *et al.*, 2000). Es debido a esta idea, que la evidencia sugiere que este tipo de tolerancia es el tipo común que representa a la mayoría de las plantas.

Hall (2002), dividió los posibles mecanismos de tolerancia a los metales en:

- Mecanismos externos de tolerancia: Hongos micorrizógenos, que constituyen uno de los componentes más importantes de la rizósfera, ya que forman asociaciones mutualistas con las plantas.
- Mecanismos internos de tolerancia: enlace a la pared celular y exudados radicales, quelación de los metales por diversos ligandos en el citosol (fitoquelatinas, metalotioneinas y aminoácidos), presencia de proteínas de estrés térmico y acumulación en la vacuola.

1.4.2. Índices de tolerancia a los metales

Para estimar la relación entre los metales pesados en las plantas y las concentraciones medidas en el medio donde viven (suelo) es necesario realizar el cálculo de los siguientes factores:

- Factor de bioconcentración (FB): se define como la relación entre la concentración del metal en raíces, con respecto a la concentración total inicial del metal en el medio de crecimiento (Méndez y Maier, 2008).
- El factor de traslocación (FT) se define como la relación entre la concentración del metal en la parte aérea, con respecto a su concentración en las raíces (Méndez y Maier, 2008).

Los factores de bioconcentración y traslocación indican que especies de plantas pueden ser consideradas acumuladoras, tolerantes o excluidoras de los elementos de interés. Las plantas con $FB > 1$ y $FT > 1$ son consideradas como acumuladoras o hiperacumuladoras, las que presentan valores entre 0.1 y 1, respectivamente, son consideradas como tolerantes y las que presentan valores $< 0,1$ se consideran como plantas excluidoras (Mendieta y Taisigüe, 2014).

1.4.3. Estrategias de tolerancia hacia metales pesados

Las plantas revelan varias tendencias en la captación de los metales pesados debido a la presencia de tolerancia múltiple; esta permite tres características generales de captación donde se distinguen: (1) la acumulación, (2) la indicación y (3) la exclusión (Kabata-Pendias, 2000). En gran medida, estas estrategias dependen de las enormes diferencias en la capacidad específica de absorción de metales entre las distintas especies de plantas. Tres estrategias básicas de respuesta de las plantas se sugieren:

- **Exclusión:** consiste en la limitación de acumular metales en las partes aéreas de las plantas e involucra una acumulación de preferencia en el sistema radical, las concentraciones del metal se mantienen constantes y bajos en el intervalo de concentración en el suelo, hasta alcanzar un valor crítico por encima del suelo en el que el mecanismo se rompe y el transporte resulta sin restricciones (Baker, 1981). Es decir no son capaces de regular la absorción de metales.
- **Indicación:** donde la absorción y transporte de metales se regulan de manera que la concentración interna refleje los niveles externos de metales presentes en el suelo (Baker, 1981).
- **Hiperacumulación:** caracterizada por acumular altas concentraciones de metales pesados en sus tejidos, en niveles sobre el suelo o bajos del suelo (Baker, 1981). El transporte es más o menos en equilibrio.

1.5. Fito-tecnologías para recuperación de suelos

Actualmente existen diversos métodos físico-químicos para la estabilización de depósitos de relaves y que impiden la dispersión de polvos a la atmósfera como la cementación y la vitrificación; algunos métodos consisten en cubrir la superficie del tranque con barreras plásticas, polímeros impermeabilizantes y capas de rocas o suelo superficial (InduAmbiente, 2006a). En el marco de estas tecnologías, se han buscado métodos con un

menor costo económico, compatibles con el medio ambiente y que estén al alcance de proyectos futuros.

Cuando estas tecnologías se basan en el uso de plantas, globalmente reciben el nombre de fitorremediación (Bernal y Carpena, 2007). Numerables investigaciones científicas interdisciplinarias han permitido el desarrollo de esta idea a un bajo costo y respetuosa con el medio ambiente. La fitorremediación, ha sido exitosa en muchos países del mundo, ya que permite tratar una amplia variedad de contaminantes; a través de diversos estudios se ha comprobado su eficacia y su relación costo beneficio, su aplicación a gran escala contribuye al control de la erosión y evita el escurrimiento (InduAmbiente, 2013).

Estas fito-tecnologías se pueden aplicar tanto a contaminantes orgánicos como inorgánicos, presentes en sustratos sólidos, líquidos o en el aire. A continuación, en las siguientes figuras, se distinguen los distintos mecanismos basados en los procesos fisiológicos de las plantas como la fitoextracción, fitovolatilización, fitodegradación, fitoestabilización entre otras.

Para que ocurra una fitorremediación exitosa, esta dependerá de varios factores, uno de ellos es la elección de las especies de plantas apropiadas que serán utilizadas en el proceso de remediación. Esta selección debe ser apoyado por el conocimiento de las especies de plantas tolerantes a metales capaces de crecer en suelos tóxicos y adaptados a la solución salina y sustratos normalmente ácidos (Ginocchio y Baker, 2004).

1.5.1. Fitoextracción

Es el uso de plantas hiperacumuladoras para extraer iones metálicos desde un sustrato sólido (suelos y desechos industriales) por las raíces de las plantas hiperacumuladoras que absorben los contaminantes (C) desde el sustrato y los concentran en sus tejidos aéreos (FI, forma inocua) (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

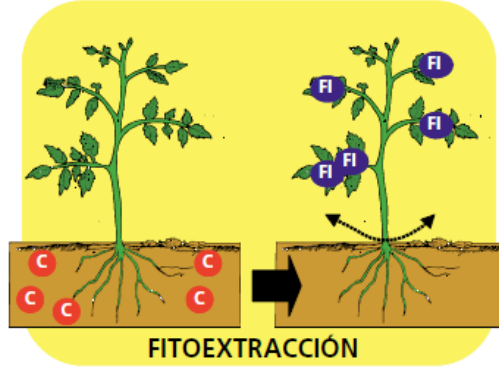


Figura 4: Fitoextracción. Fuente: Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile – Guía N° 1: Metodología General.

1.5.2. Fitovolatilización

Es el uso de plantas para extraer metaloides (mercurio, arsénico o selenio) o compuestos orgánicos desde un sustrato sólido (suelo y desechos industriales). Una vez incorporados al tejido vegetal, los elementos son transformados en moléculas volátiles inocuas (FI), las que son volatizadas a la atmosfera a través de las hojas de las plantas (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

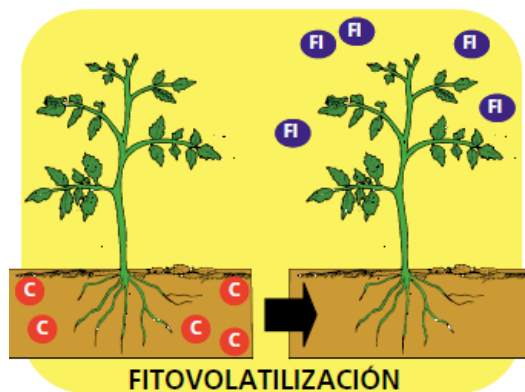


Figura 5: Fitovolatilización. Fuente: Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile – Guía N° 1: Metodología General.

1.5.3. Fitodegradación

Es un proceso por medio del cual las plantas y microorganismos asociados a las raíces degradan contaminantes orgánicos (FD) en un sustrato sólido, donde son absorbidos y metabolizados. Este método no es aplicable a los metales y metaloides (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

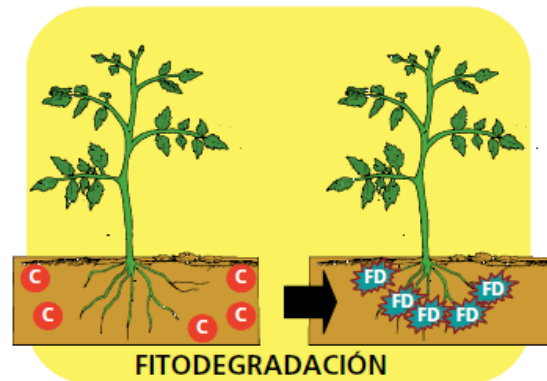


Figura 6: Fitodegradación. Fuente: Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile – Guía N° 1: Metodología General.

1.5.4. Rizofiltración

Es el uso de raíces de plantas para extraer contaminantes inorgánicos u orgánicos desde medios líquidos (aguas y riles industriales). Se puede utilizar para el tratamiento de soluciones contaminadas con metales pesados, donde las raíces absorben los contaminantes de interés (C) desde el medio líquido y los concentran en sus tejidos (FI, formas inocuas) (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

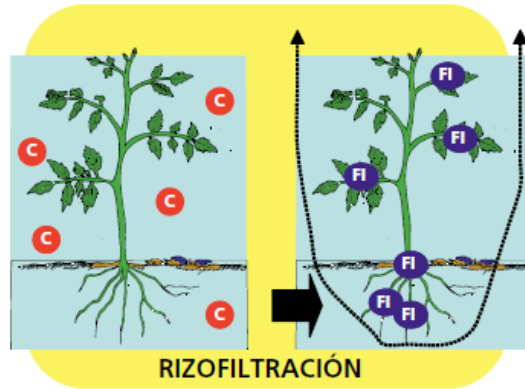


Figura 7: Rizofiltración. Fuente: Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile – Guía N° 1: Metodología General.

1.5.5. Fitopurificación

Es el uso de plantas para purificar el aire de contaminantes gaseosos y material particulado fino, nocivos para el medio ambiente y la salud humana. Las hojas de las plantas vivas son usadas como filtros biológicos para remover estos elementos desde el aire (FI, formas inocuas), tanto en espacios intra como extraindustriales, empresariales o domiciliarios (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

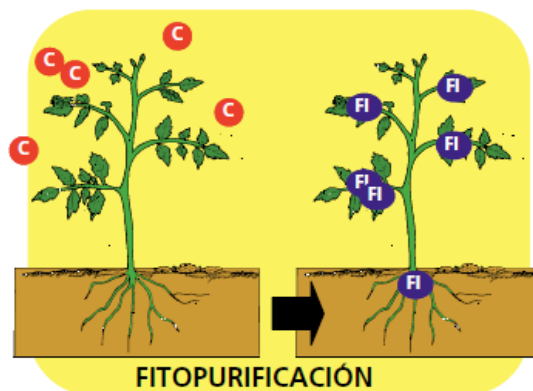


Figura 8: Fitopurificación. Fuente: Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile – Guía N° 1: Metodología General.

1.5.6. Tecnología de Fitoestabilización

En relación a los depósitos de relaves, la fitoestabilización consiste en el uso simultáneo de un tipo particular de plantas tolerantes a concentraciones elevadas de metales, denominadas metalófitas excluyentes, y de acondicionadores de sustrato adecuados para estabilizar física, química y biológicamente los relaves (InduAmbiente, 2006a). Esta tecnología apunta a la inmovilización de los contaminantes en un sustrato contaminado. Ésta cubierta verde evita la difusión de los contaminantes mediante la reducción de la erosión del viento y la física del agua de escorrentía (Fellet *et al.*, 2014).

El efecto y éxito de la fitoestabilización en ambientes dependen de tres factores: la biodisponibilidad de los metales presentes en el suelo de estudio, la capacidad amortiguadora del suelo al que son incorporadas las plantas y el grado de sensibilidad de las especies vegetales presentes. La Biodisponibilidad es la fracción de metales pesados que está disponible para su absorción por las plantas, esta depende de la solubilidad y movilidad de los metales en la solución del suelo (Carrasco *et al.*, 2005). La capacidad amortiguadora de los suelos dependerá de ciertas características físico-químicas, como la textura, el pH, el contenido de materia orgánica y la cantidad y tipo de minerales de arcilla. La Sensibilidad de las plantas, se expresa a través de la disminución del tamaño de la parte aérea, pudiendo incluso morir al ser expuestas a altas concentraciones de metales biodisponibles (InduAmbiente, 2006b).

1.5.6.1. Beneficios de la Fitoestabilización

Según la Guía de Fitoestabilización de Depósitos de relaves desarrollada por el Centro de Investigación Minera y Metalúrgica, CIMM y el Instituto de Investigaciones Agropecuarias, INIA, los objetivos del proceso son:

1. Inmovilizar o reducir la biodisponibilidad de los metales presentes en los relaves.
2. Prevenir la dispersión eólica e hídrica del material hacia zonas aledañas al disminuir eficientemente el potencial de erosión de los relaves.
3. Asegurar la auto-sustentabilidad del sistema vegetal recreado artificialmente, al restituir la actividad de la microbiota encargada del ciclado de los nutrientes.

Adicionalmente la fitoestabilización también disminuye el potencial de ocurrencia de drenaje ácido, reduce la transferencia de metales a los suelos y a las napas subterráneas y evita la transferencia de los metales a los tejidos vegetales aéreos de las plantas establecidas. Evaluaciones realizadas en el extranjero indican que la fitoestabilización es tan eficiente como los métodos tradicionalmente usados para estabilizar fisicoquímicamente sustratos enriquecidos con metales, pero es menos costosa y es ambientalmente más adecuada, por lo que permite rehabilitar grandes superficies de sustrato (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

1.5.6.2. Especies vegetales para la Fitoestabilización

Respecto a la selección de especies para la fitoestabilización en áreas de relaves, es más conveniente elegir las especies nativas ya que es potencialmente probable que conduzca a un resultado exitoso (Fellet *et al.*, 2014). Además deben ser seleccionadas de acuerdo a los siguientes criterios básicos (Ginocchio y León-Lobos, 2011):

- Las restricciones químicas sitio-específicas de los relaves de interés. Es particularmente importante la capacidad de tolerancia de las plantas seleccionadas a los altos contenidos de metales presentes en los relaves.
- Las restricciones climáticas del lugar de emplazamiento del depósito de relaves de interés. La elección inadecuada de las especies vegetales a las restricciones

climáticas del lugar, podría determinar costos mucho mayores debido a los altos requerimientos de mantención tanto en el corto como en el largo plazo (ej. riego). Por ello, se favorecen las especies nativas y endémicas disponibles localmente por sobre las exóticas.

- El uso posterior o alternativa de rehabilitación elegida entre las posibles para el sitio. Por ejemplo, la recuperación de una formación vegetal similar a la natural presente en el área (rehabilitación ecológica), la creación de un parque de esparcimiento o la plantación de un bosque de explotación, entre otras.

Hay un grupo de plantas, llamadas metalófitas que dominan en las zonas mineralizadas, ya sea naturales o antropogénicas, que se han desarrollado a través de los mecanismos biológicos de tiempo para resistir concentraciones de metales que son tóxicos para la mayoría de las plantas (Ginocchio y Baker, 2004). Sin embargo, algunas metalófitas pueden acumular altas concentraciones de metales o metaloides en sus tejidos aéreos, por encima de niveles normales de las demás especies de plantas; de hecho algunas de estas plantas no pueden completar su ciclo de vida en suelos normales (Ginocchio y Baker, 2004). Es por esta razón que a menudo las especies vegetales utilizadas son nativas o endémicas provenientes de áreas de suelos mineros con características metalogénicas particulares.

1.6. Descripción de especies seleccionadas

Las especies mencionadas a continuación son parte de la caracterización del medio biótico en el área de influencia del Tranque de relaves Cauquenes y de la zona industrial de Minera Valle Central.

1.6.1. *Schinus molle* (Pimiento)

Árbol de follaje siempreverde, donde la combinación de tronco, ramas gruesas y nudosas; y ramillas colgantes, a la manera de un sauce llorón, resulta muy atractiva. Puede alcanzar 10 a 15 m de altura, con una copa muy ancha. Sus hojas son persistentes, compuestas de folíolos linear-lanceoladas de 25 a 30 cm. de largo, alternas con el borde a menudo aserrado, de tono algo glauco, ricas en aceites esenciales y volátiles. Una pequeña drupa da lugar al fruto que adura en el otoño y permanece largo tiempo colgada al árbol en racimos densos de tono rosado, estas tienen un olor intenso picante y perfumado (Hoffmann, 1998b).

Se distribuye entre la I y VI región de Chile, es de crecimiento rápido, no es demasiado exigente en cuanto a suelo, teme a las heladas, pero es muy resistente a la sequía (Hoffmann, 1998b). Prefiere suelos arenosos, bien drenados, pero es tolerante a la mayoría de los tipos de suelo y también a la salinidad y alcalinidad.

Sus condiciones de agua lo hacen pertenecer a áreas de secano, donde el periodo seco sin precipitaciones se prolonga entre 6 a 10 meses y las precipitaciones alcanzan entre 100 y 300 mm anuales en los meses de invierno. Las condiciones óptimas de luz son expuestas a pleno sol en partes planas o laderas de exposición norte. Esta especie no resiste a la nieve pero resiste heladas ocasionales no prolongadas hasta aproximadamente -5°C (Chileflora, 2006).

Es una especie con alto valor ornamental, ya que es utilizada para múltiples usos principalmente como: insecticida (aceite de las hojas y frutos), medicinal (analgésico, antibacterial, antidepresivo, antimicrobiano, antifúngico, antiviral, antiespasmódico, estomacal, entre otros), cosmético (perfumes, lociones), condimento, colorante y combustible (Biodiversidad mexicana, 2012).

Ginocchio *et al.* (2011) menciona esta especie nativa como colonizadora espontánea dominante de depósitos de relaves abandonados en la región de Coquimbo con cobertura superior al 5%; potenciándose como candidata para ser utilizada en programas de fitoestabilización orientada hacia la rehabilitación de una formación vegetal similar al área original.



Figura 9: *Schinus molle* (Pimiento). Fuente: Chileflora

1.6.2. *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo)

Enredadera que puede alcanzar los 2 metros de altura, de hojas verdes de extremo puntiagudo y peciolo rojizo, de 1 a 4 cm de largo, con forma variable de triangular a oblonga, aflechada y lanceolada. Sus flores son dioicas, en glomérulos o racimos axiales: las femeninas, de 3 a 4 mm y las masculinas de 2 a 3 mm. Su fruto es una nuez carnosa de 5 mm de diámetro (Hoffmann, 1998b). Se desarrolla entrelazada a otras especies vegetales en el borde del bosque nativo.

Se distribuye en terrenos degradados entre Coquimbo y Valdivia; resistente a periodos de sequía; se desarrolla en áreas de secano donde el periodo sin precipitaciones se extiende entre 3 a 5 meses y las precipitaciones alcanzan entre 400 y 800 mm anuales. Las condiciones de luminosidad son a pleno sol sin protección de sombra, o algo de protección contra el sol por vegetación pero poco espesa que filtre aproximadamente entre 20 a 40% de la luz. Esta especie puede resistir condiciones de bajas temperaturas y estar cubierta de nieve entre 1 a 8 meses (Chileflora, 2006). Es una planta muy fácil de cultivar.

Como especie con valor ornamental está relacionada a la farmacodinamia, donde estudios experimentales, permitieron detectar efectos oxitócicos y analgésicos. En Chile el quilo es considerado una planta con propiedades depurativas; sus hojas y raíces se utilizan regularmente como diurético en afecciones reumáticas y hepáticas; en forma tópica se emplean como astringente en el tratamiento de heridas, úlceras y otros problemas dermatológicos (Minsal, 2010).

Ginocchio *et al.* (2011) menciona esta especie como colonizadora espontánea en relaves abandonados de la región de Coquimbo, con un porcentaje de 23% de cobertura; por lo que la hace una especie potencial para ser utilizada en estudios de fitoestabilización en otras regiones del país.



Figura 10: *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo). Fuente: Chilebosque.

1.6.3. *Cestrum parqui* (Palqui)

El palqui es un arbusto siempreverde de olor penetrante, que puede alcanzar un tamaño entre 1 a 3 metros de altura, posee tallos rectos de color grisáceo, ramas vellosas jóvenes y pelos acintados. Sus hojas son lanceoladas, lisas de color verde oscuro en el haz y verde pálido en el envés de 4 a 8 cm de largo por 1,6 a 3 cm de ancho. La floración ocurre durante primavera y verano, con flores que se reúnen en cimas amarillentas; su fruto es una baya negro-purpurea, ovoide, de 1cm de longitud con pequeñas semillas en su interior (Hoffmann, 1998a).

Esta especie se distribuye entre la región de Coquimbo a Concepción (IV a VIII), habita en lugares degradados y a las orillas de los caminos (Hoffmann, 1998a), posee la facilidad de propagarse llegando a hacer una competencia para otro tipo de plantas. Su condición hidrológica pertenece a áreas de secano, donde el periodo sin

precipitaciones se prolonga entre 3 a 5 meses, con mayor concentración en invierno. Necesita emplazamientos expuestos a pleno sol sin ninguna protección; no resiste a la nieve, pero resiste heladas ocasionales no prolongadas hasta aproximadamente -5°C (Chileflora, 2006).

Esta especie se clasifica con un alto valor ornamental por ser una especie febrífuga y antiinflamatoria. La actividad insecticida de las hojas del palqui ha sido estudiada con excelentes resultados. En zonas rurales también se la considera una planta específica para tratar el “pasma”, una afección caracterizada por la inflamación de la garganta y tos seca (Minsal, 2010).

Ginocchio *et al.* (2011) menciona esta especie como colonizadora espontánea de depósitos de relaves abandonados en la región de Coquimbo, donde además presenta un beneficio adicional debido a sus usos potenciales como planta de alto valor ornamental.



Figura 11 : *Cestrum parqui* (Palqui). Fuente: Chileflora

1.7. Acondicionadores para la Fitoestabilización

Los relaves mineros constituyen un material inadecuado para el establecimiento de una cubierta vegetal por ser un material con problemas de:

- Fertilidad química, debido a la deficiencia de macronutrientes esenciales para las plantas, como es el nitrógeno, y a la toxicidad por exceso de metales, como el cobre y el cinc. En algunos casos también pueden existir problemas de acidez o de alcalinidad de los relaves.
- Fertilidad física, debido a que el tamaño homogéneo y pequeño de sus partículas genera problemas de mal drenaje y de alta compactación.
- Fertilidad biológica, debido a la ausencia de microorganismos que permitan el ciclado de la materia orgánica y de los nutrientes.

Todas estas características desfavorables deben ser evaluadas y mitigadas con acondicionadores adecuados antes de comenzar de implantar esta tecnología, de forma que permita el crecimiento adecuado de las plantas y la generación de un ecosistema autosustentable, tanto en el corto como en el largo plazo (Ginocchio y León-Lobos, 2011).

Se entiende por acondicionador a cualquier sustancia o mezcla de sustancias añadidas al suelo para mejorar o modificar sus propiedades. Para ser utilizados en la técnica de fitoestabilización, los acondicionadores deben tener características que permitan atenuar los efectos adversos a causa de la presencia de contaminantes en el suelo. Idealmente deben ser económicos, de fácil aplicación, riesgo tóxico bajo, no causar efectos adversos en la estructura y fertilidad del suelo y debe ser compatible con las plantas usadas (Grimaldo, 2011)

La aplicación de acondicionadores en el suelo permite mejorar las propiedades físicas (textura, estructura, composición) y químicas (pH, capacidad de intercambio catiónico) del

suelo evitando una movilidad excesiva de los contaminantes presentes (Grimaldo, 2011). Algunos acondicionadores aportan también materia orgánica y nutrientes que favorecen el desarrollo de las plantas utilizadas para la revegetación.

De esta forma, el uso de acondicionadores de sustrato adecuados constituye un componente para lograr resultados exitosos y de bajo costo para la vegetación seleccionada sobre la superficie de un depósito de relaves.

1.7.1. Humus de lombriz

El uso de biotecnologías ha permitido un aumento de la disponibilidad y durabilidad de los recursos naturales, no dañando la estabilidad del ambiente y beneficiando al ser humano. La lombricultura o vermicultura se define como la utilización de las lombrices de tierra como agentes biológicos en el proceso de transformación de los residuos orgánicos biodegradables con fines prácticos y a gran escala (Reines *et al.*, 1998). Es un producto orgánico de textura granulosa, húmedo, que no fermenta ni presenta olor, no presenta adulteraciones de ningún tipo ni mezclas con otros abonos no orgánicos.

La lombricultura permite aprovechar toda la materia orgánica proveniente de los residuos orgánicos urbanos e industriales, guanos, lodos de plantas de tratamiento, entre otros; a través de estos se obtiene un abono orgánico conocido como “humus de Lombriz” (Reines *et al.*, 1998). El proceso es realizado en el tubo digestivo de la Lombriz, con la cooperación de microorganismos, esta es capaz de reciclar todo tipo de residuo orgánico, y es considerada un animal ecológico por excelencia.

El humus de lombriz puede ser utilizado como enmienda orgánica proporcionando carbono orgánico al suelo, optimizando sus características fisicoquímicas. Como abono orgánico mejora las condiciones físicas del suelo, incrementando su capacidad de movilización y absorción de los nutrientes, y desde el punto de vista químico aporta

macro-elementos como nitrógeno (principal nutriente de la planta que estimula su crecimiento y le da un follaje de color intenso), fósforo, potasio, calcio, magnesio y micro-elementos como cinc, hierro, cobre, manganeso y boro; estos son indispensables para el crecimiento y desarrollo de los cultivos (Schuldt, 2006). Este producto permite la recuperación de sustancias nutritivas contenidas en el propio suelo y elimina los elementos contaminantes.

Como fertilizante orgánico, bioregulador y corrector no presenta problemas de sobredosisificación, aun en aquellos casos en que se utiliza puro como medio de cultivo. Lo adecuado es mantener concentraciones de humus entre 10-40%, ya que aplicaciones en mayor proporción son contraproducentes. Su aplicación es conveniente tanto en suelos muy finos (arcillosos) como aquellos con partículas de mayor tamaño (arenas), mejorando en ambos casos la dinámica de agua y gases. Está contraindicado en suelos de exceso de materia orgánica (más del 30%) y aunado a clima frío y húmedo (Schuldt, 2006).

2. Planteamiento del problema

Minera Valle Central, tiene como principal función la explotación y beneficio de los relaves frescos provenientes de la operación minera el Teniente, Codelco Chile y de los relaves antiguos depositados en el embalse Colihues.

El aumento de la explotación y beneficio del tranque de relaves Cauquenes hasta el año 2021, ha provocado una preocupación ambiental en Minera Valle Central y las autoridades que aprobaron el proyecto, debido principalmente al impacto que puede generar éste en el transcurso del tiempo, dado el periodo que transcurrirá para dar inicio a las operaciones de explotación.

Los depósitos de relaves distribuidos a lo largo del territorio chileno, pueden estar expuestos a distintos impactos. En la actualidad la zona del Tranque de relaves Cauquenes presenta dos grandes problemas, el primero correspondiente a la erosión eólica y el segundo a la concentración de metales pesados presentes en el sustrato. En el caso de la erosión eólica se produce la dispersión de material particulado tanto de MP_{10} y $MP_{2,5}$ con altas concentraciones de metales pesados, afectando principalmente a los poblados más cercanos, los cuales son las localidades de Gultro y Siete Puentes, que se encuentran a 11 km y 7 Km respectivamente, Requínoa, predios agrícolas, Termas de Cauquenes y el poblado de Coya. En dirección poniente, a 13 km aproximadamente, se ubica la ciudad de Rancagua como el centro de mayor densidad poblacional.

Es por ello que para reducir el impacto sobre las localidades cercanas a Minera Valle Central es necesario mitigar este efecto a través de estrategias, una de éstas de bajo costo es la de fitorremediación particularmente la fitoestabilización. La sobrevivencia, crecimiento y capacidad de retener metales por la planta, es un factor determinante para poder aplicar esta metodología, la que depende de las características fisicoquímicas y de

la toxicidad del sustrato, en este caso el relave propiamente tal. En este trabajo de titulación se plantea el uso de especies nativas para fitoestabilizar, con la ayuda del acondicionador humus de lombriz para mejorar la calidad del sustrato y permitir la sobrevivencia y el crecimiento de las especies seleccionadas.

3. Hipótesis

El uso de especies nativas, *Schinus molle*, *Muehlenbeckia hastulata* y *Cestrum parqui* en conjunto con una adecuada proporción del acondicionador humus de lombriz, permitirá controlar o reducir los impactos ambientales, a través de la fitoestabilización del tranque de relaves Cauquenes.

4. Objetivos

4.1. Objetivo General

Evaluar la factibilidad para la fitoestabilización del tranque de relaves Cauquenes a través de un ensayo piloto utilizando recursos fitogenéticos nativos y humus de lombriz como acondicionador.

4.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar sitio-específica y fisicoquímicamente el Tranque de relaves Cauquenes.
- Seleccionar especies vegetales nativas más apropiadas para el ensayo de fitoestabilización.
- Determinar la capacidad de fitoestabilización de las especies nativas seleccionadas en distintas proporciones del acondicionador humus de lombriz a través de la concentración de metales pesados en el tejido aéreo y radical de las especies.

5. Materiales y métodos

5.1. Área de estudio

El tranque de relaves Cauquenes se encuentra ubicado en la Comuna de Requínoa en una depresión a la cota 725 m.s.n.m y a unos 12 Km al suroriente de la ciudad de Rancagua. En un inicio las aguas naturales de la cuenca fueron descargadas al estero Cauquenes, afluente al río Cachapoal. En la actualidad, las aguas son entregadas al embalse Colihues, que intercepta al estero Cauquenes.

La cuenca afluente al embalse Colihues, que incluye al tranque Cauquenes, tiene una extensión de 145,6 km² y esta corresponde a la cuenca del estero Los Leones; cuenca del estero Parrón; cuenca afluente del tranque Cauquenes y de la cuenca intermedia, entre el muro del Colihues y el cierre de las cuencas mencionadas.

El tranque Cauquenes, recibe aporte directo de aguas superficiales, encontrándose rodeado por 6 subcuencas, que en épocas de lluvias de gran intensidad, pueden llegar a generar un caudal máximo de 15,76 m³/s.



Figura 12: Ubicación de área de estudio. Fuente: Google earth.



Figura 13: Zona de muestreo Tranque de relave Cauquenes.



Figura 14: Zona de muestreo para sustrato de control.

5.2. Preparación de los suelos

Se tomaron muestras de dos tipos de sustrato, el primero correspondiente a suelo de relave y el segundo a un suelo de la zona, que se consideró como control. En ambos casos las muestras se tomaron hasta una profundidad de 25 cm, descartando para el caso del suelo de relave los primeros 5 cm de profundidad sin utilizar, lo que se debe a la aplicación de un polímero que al ser mezclado con agua produce una costra de aproximadamente 1 cm de espesor.

Las muestras fueron tamizadas a través de una malla de 2 mm de diámetro con el fin de homogenizar el suelo tanto para realizar los análisis físicos y químicos en el laboratorio, y el relleno de las macetas.

En el caso de ambos suelos se realizó una muestra compuesta de un 40 kg de suelo de relave y 20 kg de suelo de control obtenidos de los distintos puntos de muestreos como se ilustra en la figura 15, cada uno con una distancia de 0,5 metros.

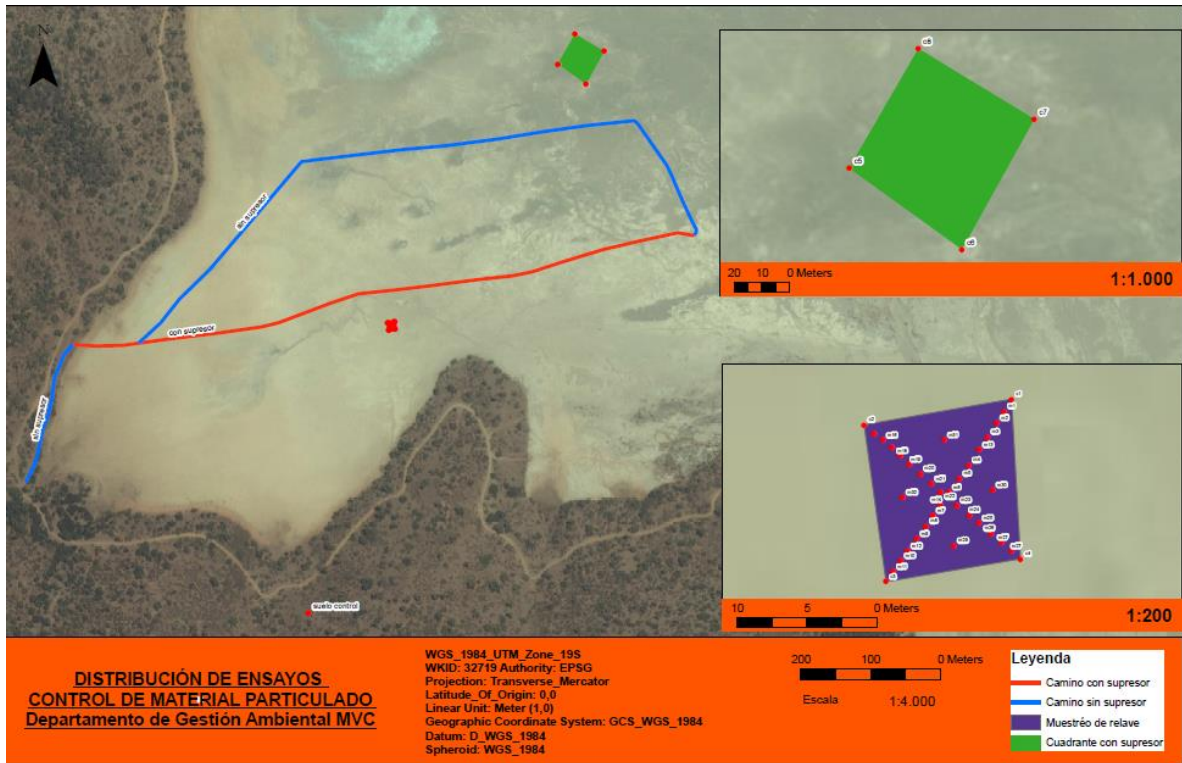


Figura 15: ubicación puntos de muestreo

Luego de homogenizar las muestras una proporción de suelo de relave y suelo de control fueron secados en una estufa a 60 ° C durante un periodo de 48 horas. (Sadzawka *et al.*, 2006a).

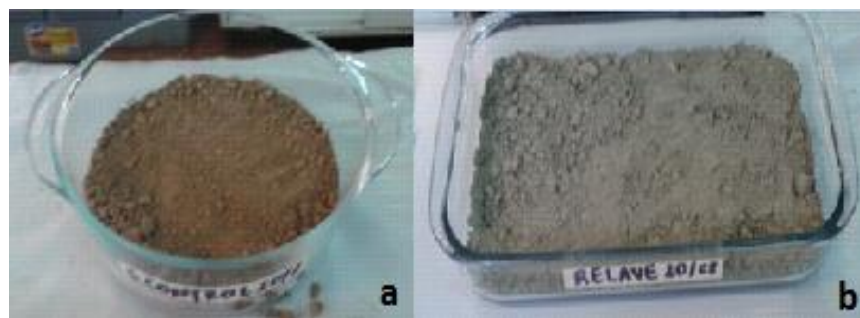


Figura 16: Preparación de suelos: a suelo de control y b: suelo de relave.



Figura 17: Secado de suelo de relave y control.

5.3. Análisis físicos y químicos de los suelos

A continuación se mencionan los procedimientos realizados en el laboratorio de Química Analítica y Ambiental de la Universidad de Valparaíso.

- Capacidad de intercambio catiónico
 - Conductividad eléctrica
 - Materia orgánica
 - pH
 - Digestión para medición de metales totales
 - Medición de metales totales
 - Medición de metales disponibles
 - Digestión de biomasa vegetal para medición de metales totales.
- Capacidad de intercambio catiónico: Obtenido por saturación con acetato de sodio 1M a pH 8.2, lavado con alcohol, e intercambio del sodio con acetato de amonio 1M a pH 7,0. Finalmente el sodio se determina por espectroscopia de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado.

- Conductividad eléctrica: medida con un conductímetro digital HANNA instruments HI 8733 conductivity meter.
- Materia orgánica: Método de pérdida por calcinación 550°C.
- pH: Método suspensión y determinación potenciométrica.
- Digestión para medición de metales totales: Método digestión acida utilizando ácido nítrico.
- Medición de metales totales: Medición por Espectroscopia de Emisión Atómica con Plasma Inductivamente Acoplado (ICP-OES) OPTIMA 2000 DV, PERKIN ELMER.
- Determinación de metales disponibles: Extracción con una solución DTPA- CaCl₂- TEA tamponada a pH 7,30. En el extracto pueden medirse las concentraciones de Mo, Mn, Zn, Cu, Pb y Fe por Espectroscopia de Emisión Atómica con Plasma Inductivamente Acoplado (ICP- OES).
- Digestión de biomasa vegetal: Método digestión acida utilizando ácido nítrico, agua oxigenada y ácido perclórico.

5.4. Especies vegetales utilizadas

Se procedió a trabajar con 3 especies vegetales; *Schinus molle* (Pimiento), *Cestrum parqui* (Palqui) y *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo) debido principalmente a las características que presenta, tales como sus condiciones hidrológicas, condiciones de luz, resistencia a heladas ocasionales y a ser “Especies colonizadoras espontáneas de depósitos de relaves abandonados en la región de Coquimbo”. (Ginocchio *et al.*, 2011). Con esta selección se

buscó abarcar una variedad de formas de vida, de formas de propagación y de usos de la flora de la zona.

5.5. Siembra

Los cultivos de las tres especies vegetales seleccionadas se realizaron en la comuna de Requínoa, en las instalaciones pertenecientes a la empresa Minera Valle Central, donde se instaló un invernadero para el almacenamiento de las macetas de experimentación.



Figura 18: Invernadero utilizado para el almacenamiento de las macetas.

El cultivo de las especies fue realizado durante las estaciones de invierno- primavera específicamente en los meses de agosto, septiembre, octubre y primeros días de noviembre alcanzando un periodo de cultivo de 94 días, en condiciones naturales de temperatura, humedad relativa del aire y radiación.

Para realizar la siembra de los cultivos se utilizaron un total de 45 macetas plásticas individuales cada una con una capacidad de 4 kg. Las macetas presentaban un diámetro

de 22 cm y una altura de 19 cm. Cada maceta presentaba en su base perforaciones permitiendo el escurrimiento del agua de riego y se adicionó un plato plástico para recuperar el agua de escurrimiento.



Figura 19: Preparación de los cultivos.

Las plantas fueron regadas dos veces por semana correspondiente a los días martes y viernes con una cantidad de 200 ml de agua. El régimen hídrico fue diseñado para que coincida con el campo de precipitación generado en la zona de estudio.

Las 45 macetas se dividieron en 5 tratamientos cada uno replicado por tres veces y con peso por maceta de 3 kilos. Todas las macetas se cosecharon transcurridas los 94 días del experimento.

Tabla 1: Tratamientos utilizados para el estudio de Fitoestabilización.

Experimento	Cantidad de replicas	Suelo	Peso Sustrato (Kg)	Peso de Acondicionar Humus de Lombriz (Kg)
Control	Triplicado	100 % Suelo de control	3 kg	-
Relave	Triplicado	100% Suelo de relave	3kg	-
Tratamiento N°1	Triplicado	97% Suelo de relave + 3% Acondicionador Humus de Lombriz	2,910 kg	0,09 kg
Tratamiento N°2	Triplicado	94% Suelo de relave + 6% Acondicionador Humus de Lombriz	2,820	0,18 kg
Tratamiento N°3	Triplicado	91% Suelo de relave + 9% Acondicionador Humus de Lombriz	2,730 kg	0,27 kg

A continuación se presenta el esquema experimental utilizado para cada una de las especies trabajadas:

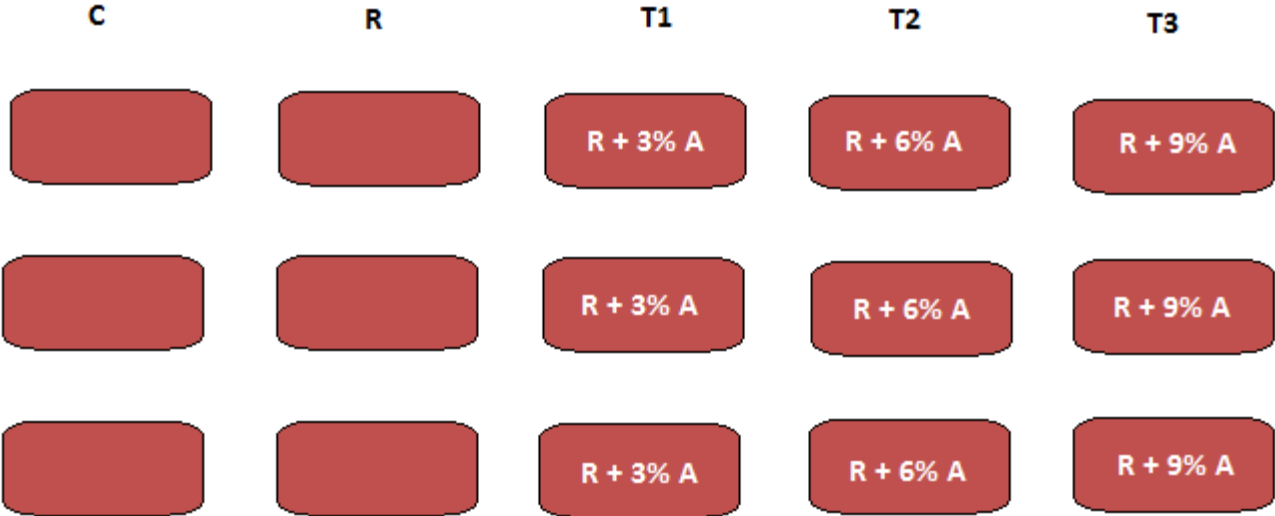


Figura 20: Esquema diseño experimental para cada especie.

R: Suelo de relave A: Acondicionador Humus de Lombriz

5.6. Cosecha y mediciones

Una vez sembrados los cultivos e instalados en el invernadero se procedió a realizar la medición de los parámetros morfométricos de los tres tipos de plantas, correspondiente a color, altura de la planta, ancho de la planta, diámetro del tallo y sobrevivencia. Las mediciones fueron realizadas cada 14 días con el fin de dar seguimiento a las variables relacionadas al crecimiento y desarrollo de las plantas a lo largo del tratamiento y así poder conocer el efecto al ser expuestas a los distintos tratamientos.



Figura 21: Sembrado de las distintas especies vegetales.

Transcurrido los 94 días de cultivo, se procedió a realizar el traslado de las especies al laboratorio de Química Analítica y Ambiental de la Universidad de Valparaíso, donde se retiraron las plantas de los maceteros y se desterraron (figura 22), para medir la longitud de la parte aérea y radical de las especies.



Figura 22: Cosecha de las especies.

Para determinar la biomasa (peso seco) de cada especie vegetal utilizada se procedió a separar el tejido radical del aéreo (tallo y hojas). Una vez separado se trituró el tejido radical y el aéreo (figura 24), para luego ser depositados en sobres para su posterior secado en una estufa a 40 ° C durante un periodo de 48 horas. Posteriormente al secado se pesaron.



Figura 23: Separación tejido aéreo y radical.



Figura 24: Triturado tejido radical y aéreo.

Posteriormente al pesado del tejido radical y aéreo de las especies vegetales, las muestras fueron nuevamente trituradas en un mortero y depositadas en frascos para su posterior análisis, como se ilustra en la siguiente figura.



Figura 25: Triturado tejido radical y aéreo.



Figura 26: Almacenamiento tejido radical y aéreo.

5.7. Análisis estadístico

La contrastación de las distintas variables respuestas determinadas en los sustratos experimentales y los tejidos vegetales se realizó mediante estadística paramétrica, utilizando análisis de varianza de una vía (ANOVA), considerando un modelo de efecto fijo de análisis de varianza y usando el Test de Comparación de Medias de Tukey para un nivel de significancia de $p=0,05$, como test “a posteriori”.

6. Resultados y discusiones

6.1. Características Físicas y Químicas de los suelos estudiados

En la siguiente tabla se ilustran los datos obtenidos de los análisis realizados al suelo de relave y suelo de control en el laboratorio de Química Analítica y Ambiental de la Universidad de Valparaíso.

Tabla 2: Análisis fisicoquímicos realizados para el suelo de relave y suelo de control.

Parámetro		Relave	Control
pH	H ₂ O	5,2 ± 0,2	6,43 ± 0,05
	KCl	4,36 ± 0,06	5,64 ± 0,06
	CaCl ₂	4,78 ± 0,04	5,98 ± 0,07
% M.O		2,3 ± 0,2	5,58 ± 0,08
CIC (meq/100g)		4,0 ± 0,3	11 ± 1
Conductividad Eléctrica (dS/m)		0,3795 ± 0,0007	0,119 ± 0,008
Bases Disponibles	Ca	1,5 ± 0,2	6,8 ± 0,4
	K	0,250 ± 0,008	0,46 ± 0,02
	Mg	0,52 ± 0,08	2,0 ± 0,1
	Na	0,25 ± 0,02	0,21 ± 0,03

De acuerdo a los resultados de pH obtenidos en suelo de relave y de control para las tres metodologías usadas en la medición, el suelo de relave presentó ser un pH más ácido que el suelo de control. Como ejemplo de referencia en la Tabla 3, podemos indicar que en el caso del pH medido utilizando H₂O como extractante, se obtuvo un valor de 5,2 para el suelo de relave lo que correspondería a un suelo fuertemente ácido, con presencia de

metales y actividad bacteriana escasa y un valor de 6,43 para el suelo de control lo que correspondería a un suelo débilmente ácido, con una alta disponibilidad de nutrientes, según lo establecido por Sadzawka, 2006b.

Para el caso del pH medido utilizando KCl se obtuvo un valor de 4,36 para el suelo de relave lo que correspondería según la referencia en la Tabla 4 a un suelo fuertemente ácido y para el suelo de control se obtuvo un valor de 5,64 lo que correspondería a un suelo medianamente ácido de acuerdo a lo establecido por Fassbender (1975).

En el caso del pH medido utilizando CaCl_2 como extractante, se obtuvo un valor de 4,78 lo que correspondería a un suelo fuertemente ácido y un valor de 5,98 para el suelo de control lo que correspondería a un suelo neutro según INIA, 2011.

Estas características explican que, cuando disminuye el pH como es el caso del suelo de relave, también se produce una disminución de la Capacidad de intercambio catiónico y a la inversa, cuando aumenta el pH como es el caso del suelo de control, aumenta la capacidad de intercambio y esta puede atraer una mayor cantidad de cationes que estarán disponibles para las plantas.

Tabla 3: Términos descriptivos para varios rangos de pH en H₂O en el suelo.

Termino Descriptivo	Rangos de pH en H₂O
Extremadamente ácido	Menor a 4,5
Muy fuertemente ácido	4,5 – 5,0
Fuertemente ácido	5,1 – 5,5
Moderadamente ácido	5,6 – 6,0
Débilmente ácido	6,1 – 6,5
Neutro	6,6 – 7,3
Débilmente alcalino	7,4 – 7,8
Moderadamente alcalino	7,9 – 8,4
Fuertemente alcalino	8,5 – 9,0
Muy fuertemente alcalino	Mayor a 9,0

Fuente: Sadzawka, 2006b

Tabla 4: Términos descriptivos para varios rangos de pH en KCl en el suelo.

Termino Descriptivo	Rangos de pH en KCl
Extremadamente ácido	Menor a 4,0
Fuertemente ácido	4,0 – 4,9
Medianamente ácido	5,0 - 5,9
Ligeramente ácido	6,0 – 6,9
Neutro	7,0
Ligeramente alcalino	7,0 - 8,0
Medianamente alcalino	8,1 – 9,0
Fuertemente alcalino	9,1 – 10,0
Extremadamente alcalino	10,1

Fuente: Fassbender, 1975.

En relación al contenido de materia orgánica (MO) se obtuvo un valor de 2,3 para el suelo de relave lo que correspondería según la referencia de la Tabla 5, a un suelo con una

cantidad normal de materia orgánica y para el suelo de control se obtuvo un valor de 5,58 lo que correspondería a un suelo con un alto contenido de materia orgánica.

Tabla 5: Interpretación de materia orgánica.

Materia orgánica (%)	Categoría
Menor a 0,9	Muy bajo
1,0 – 1,9	Bajo
2,0 – 2,5	Normal
2,6 – 3,5	Alto
Mayor a 3,6	Muy alto

Fuente: Rioja, 2002.

En relación a la capacidad de intercambio catiónico (CIC) se obtuvo un valor de 4,0 meq/100g para el suelo de relave lo que correspondería según la Tabla 6 a un suelo con una capacidad de intercambio catiónico muy bajo, por lo que el suelo necesita un aporte importante de materia orgánica para elevar este valor y en el caso del suelo de control se obtuvo un valor de 11 meq/100 g lo que correspondería a un suelo con una capacidad de intercambio catiónico bajo, donde el suelo necesita más aporte de materia orgánica.

Tabla 6: Interpretación de valores para CIC.

Capacidad de intercambio catiónico (meq/100g)	Categoría
Menor a 6	Muy Bajo
6 – 12	Bajo
12 – 25	Medio
25 – 40	Alto
Mayor a 40	Muy alto

Fuente: Rioja, 2002.

Para el caso de la conductividad eléctrica se obtuvo un valor de 0,119 dS/m para el suelo de control lo que según la Tabla 7 correspondería a un suelo con una salinidad despreciable, es decir todos los cultivos toleran esta condición y en el caso del suelo de relave se obtuvo un valor de 0,3795 dS/m lo que correspondería a un suelo con una salinidad ligera por lo que solo afectaría a los cultivos muy sensibles.

Tabla 7: Interpretación del grado de salinidad de las muestras.

Conductividad eléctrica (mmho/cm)	Influencia sobre los cultivos
Menor a 0,35	Inapreciable (todos los cultivos aguantan)
0,35 – 0,65	Ligera (solo afecta a cultivos muy sensibles)
0,65 – 1,15	Media (tomar precauciones con toda clase de cultivos sensibles)
Mayor a 1,15	Intensa (solo deben cultivarse especies resistentes)

Fuente: Rioja, 2002.

Respecto a las bases disponibles obtenidas tenemos que para Calcio (Ca) se obtuvo un valor de 1,5 para el suelo de relave y un valor de 6,8 para el suelo de control y de acuerdo a la Tabla 8 podemos indicar que en el suelo de relave hay una disponibilidad muy baja mientras que en el suelo de control hay una disponibilidad media, estos valores pueden deberse al pH ácido que contienen los suelos. Para el Magnesio (Mg) se obtuvo un valor de 0,52 en el suelo de relave lo que corresponde a una disponibilidad media y un valor 2,0 para el suelo de control lo que corresponde a una disponibilidad adecuada. En el caso del Potasio (K), uno de los macronutrientes requeridos por las plantas, se obtuvo un valor de 0,250 en el suelo de relave lo que corresponde a una disponibilidad baja, lo que imposibilitaría la fertilización de plantas, y un valor 0,46 en el suelo de control lo que corresponde a una disponibilidad media. Para el Sodio (Na) se obtuvo un valor de 0,25 en el suelo de relave y un valor de 0,21 en el suelo de control en ambos casos estos valores corresponden a una disponibilidad media.

Tabla 8: Rangos y Categorías de disponibilidad de bases.

	Rango	Categoría
Calcio intercambiable	Menor a 2,0	Muy bajo
	2,01 – 5,00	Bajo
	5,01 – 9,00	Medio
	9,01 - 15,00	Adecuado
	Mayor a 15,01	Alto
Magnesio intercambiable	Menor a 2,5	Muy bajo
	0,25 – 0,50	Bajo
	0,51 – 1,00	Medio
	1,01 - 2,00	Adecuado
	Mayor a 2,01	Alto
Potasio intercambiable	Menor a 0,12	Muy bajo
	0,13 – 0,25	Bajo
	0,26 – 0,51	Medio
	0,52 – 0,64	Adecuado
	Mayor a 0,65	Alto
Sodio intercambiable	Menor a 0,15	Muy bajo
	0,16 -	Bajo
	0,21 - 0,30	Medio
	0,31 - 0,40	Adecuado
	0,41 - 0,51	Alto
	Mayor a 0,52	Muy alto

Fuente: Bernier Villaroel. Análisis de suelo, Metodología e Interpretación.

6.2. Contenido de Metales en Suelos de estudio

La siguiente tabla indica los resultados obtenidos de la determinación de metales totales en el suelo de relave y suelo de control, mediante el método de espectroscopia de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado (ICP-OES).

Tabla 9: Metales totales en suelo de relave y suelo de control en $\mu\text{g/g}$.

Metal	Relave ($\mu\text{g/g}$)	Control ($\mu\text{g/g}$)
Cu	531 \pm 20	41 \pm 2
Mo	42 \pm 1	ND
Co	6,7 \pm 0,1	8,9 \pm 0,5
Fe	36516 \pm 1760	37097 \pm 1098
Mn	155 \pm 2	672 \pm 53
Cr	28 \pm 1	11 \pm 3
Ni	0,91 \pm 0,06	0,27 \pm 0,07
Pb	1,5 \pm 0,1	1,2 \pm 0,2
Zn	22 \pm 1	32 \pm 2

Se observa en la Tabla 9 que el orden de magnitud de los metales totales presentes en el relave, siguió la siguiente secuencia Fe > Cu > Mn > Mo > Cr > Zn > Co > Pb > Ni y en el suelo de control Fe > Mn > Cu > Zn > Cr > Co > Pb > Ni.

En la Tabla 10 se presentan los resultados obtenidos de la determinación de metales disponibles del suelo de relave y suelo de control mediante el método de espectroscopia de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado (ICP-OES).

Tabla 10: Metales disponibles en suelo de Relave y suelo de control en $\mu\text{g/g}$.

Metal	Relave ($\mu\text{g/g}$)	Control ($\mu\text{g/g}$)
Cu	135 \pm 3	6,1 \pm 0,2
Fe	72 \pm 5	63 \pm 2
Mn	3,78 \pm 0,07	31,9 \pm 0,3
Mo	59 \pm 2	N.D
Pb	0,013 \pm 0,004	0,326 \pm 0,004
Zn	86 \pm 2	114 \pm 1

Ya que nuestro país no cuenta con normativas que señalen la calidad de los suelos, se utilizarán como referencia las normativas vigentes en los estados que posean similitud, en sus componentes ambientales, con la situación nacional y/o local. La Tabla 11 presenta los valores de concentración de metales establecidos en la directiva de Kelley, propuesta por la Unión Europea para la clasificación de suelos según el grado de contaminación por metales pesados la cual establece en cinco categorías.

Tabla 11: Directivas de Kelley para la clasificación de suelos contaminados.

Parámetro	Valores típicos para suelos no contaminados	Contaminación ligera	Contaminación	Contaminación alta	Contaminación inusualmente alta
	Mg/kg de suelo seco				
pH ácido	6 – 7	5 – 6	4 – 5	2 – 4	< 2
pH alcalino	7 – 8	8 – 9	9 – 10	– 12	> 12
Arsénico	0 – 30	30 – 50	50 – 100	100 – 500	> 500
Cadmio	0 – 1	1 – 3	3 – 10	10 – 50	> 50
Cromo	0 – 100	100 – 200	200 – 500	500 – 2500	> 2500
Cobre disponible	0 – 100	100 – 200	200 – 500	500 – 2500	> 2500
Plomo	0 – 500	500 - 1000	1000 – 2000	2000 – 1,0%	> 1,0%
Plomo disponible	0 – 200	200 – 500	– 1000	1000 - 5000	> 5000
Manganeso	0 – 500	500 – 1000	1000 – 2000	2000 – 1,0%	> 1,0%
Níquel disponible	0 – 20	20 – 50	50 – 200	– 1000	> 1000
Cinc disponible	0 – 250	250 – 500	- 1000	1000 – 5000	> 5000

Fuente: SAG

Cabe destacar antes de realizar comparaciones que 1 µg/g es igual a 1mg/kg.

Para el caso de las concentraciones de los metales disponibles obtenidos en suelo de relave, las referencias indican que el cobre con un valor de 135 mg/kg, corresponde a un suelo con contaminación ligera. El plomo (0,013 mg/kg) y el cinc (86 mg/kg), corresponden a valores para un suelo no contaminado. Para el Suelo de control las Concentraciones de Plomo (0,326 mg/kg) y cinc (114 mg/kg) corresponden a valores típicos para suelo no contaminado, mientras que para Cobre con una concentración de 6,1 mg/kg pertenece a la categoría de contaminación ligera según las directivas de Kelley (tabla 11).

La Tabla 12 representa otra forma de comparación de estándares internacionales según el libro de Kabatas-Pendias, 2000; estos valores corresponden a rangos de contaminación por metales pesados en mg/kg, en la superficie del suelo de diferentes áreas como el procesamiento de metales, minería y áreas de cultivo.

Tabla 12: Rangos de contaminación de metales pesados en suelos de los principales países con suelos contaminados por metales pesados.

Metal	Canadá	Holanda	EE.UU	Japón	Bélgica
Zinc	185 – 1397	915 - 3626	155 – 12.400	132 – 5400	66 – 180000
Cobre	1400 – 3700	> 265	58 – 130	26 – 206	16 – 1089
Cobalto	10 – 127	3,3 – 124	13 – 85	-	-
Níquel	206 – 26000	31 – 101	-	-	-
Plomo	291– 12123	628-1334	500- 6500	53-2100	137- 14000

Fuente: Kabatas-Pendias, 2000.

Se presenta además, los rangos de concentraciones máximas admisibles (MAC) y valores para determinar la intervención (TAV) para metales traza en suelos agrícolas en mg/kg en la siguiente tabla.

Tabla 13: Rangos de concentraciones máximas admisibles (MAC) y valores para determinar la intervención (TAV) para suelos agrícola con metales pesados en mg/kg.

Metal	MAC ^a	TAV ^b
Cobalto	20-50	30-100
Cromo	50-200	50-450
Cobre	60-150	60-500
Molibdeno	4-10	5-20
Niquel	20-60	75-150
Plomo	20-3000	50-300
Manganeso	1500-3000	

a: Valores reportados con mayor frecuencia en la literatura, compilado de Kabata- Pendias., Sadurski W. 2004. Los elementos y sus compuestos en el medio, 2 ed. 79-99 p.

b: Valores propuestos en algunos países europeos, compilado de diversos informes, documentos y datos de internet.

En relación a las tablas 12 y 13, la concentración de Cobre para el suelo de relave (531 mg/kg), se encuentra bajo el rango de contaminación del suelo según la referencia de Canadá, mientras que para Holanda, EE.UU, Japón y Bélgica el valor obtenido corresponde a suelos contaminados. En el suelo de control (41 mg/kg), este valor no corresponde a suelos contaminados en los países de Canadá, Holanda y EE.UU, por el contrario para Japón y Bélgica esta concentración esta sobre el rango de contaminación del suelo.

Para el Cobalto la concentración del suelo de relave (6,7 mg/kg) y suelo de control (8,9 mg/kg) se encuentran dentro del rango de los suelos no contaminados en los países de Canadá y Japón , sin embargo para Holanda las concentraciones de las muestras de suelo lo clasifican como suelo contaminado para cada área.

Las concentraciones de Molibdeno para el suelo de relave (42 mg/kg) señalados en las tablas anteriores, este valor correspondería a un suelo contaminado.

Respecto a las concentraciones de Niquel, Plomo, Cromo y cinc, para ambas muestras de suelos, según las tablas 11, 12 y 13 corresponden a valores típicos de suelos no contaminados. En el caso del Manganeso para el suelo de control (672 mg/kg) de la tabla 11 muestra un valor mayor que en el suelo de relave, correspondiendo a un suelo con contaminación ligera.

6.3. Crecimiento y Desarrollo de las Especies

6.3.1. Parámetros Morfométricos

6.3.1.1. *Schinus molle* (Pimiento)

Se presenta a continuación los gráficos correspondientes a las mediciones realizadas durante los 94 días del estudio: Altura de la Planta, Diámetro del Tallo y Diámetro de la Planta.

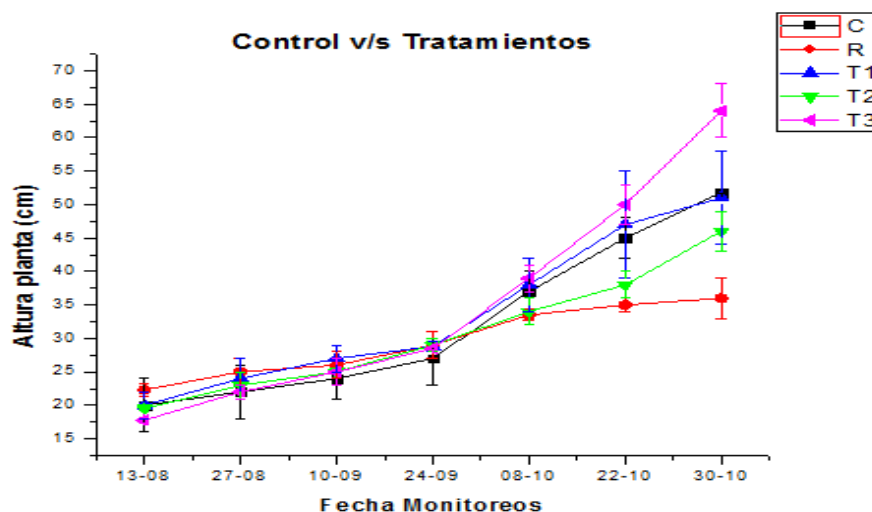


Figura 27: Altura del Pimiento (cm), comparación entre el Control y todos los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3). Medición cada 14 días, desde la primera semana de la siembra hasta la cosecha.

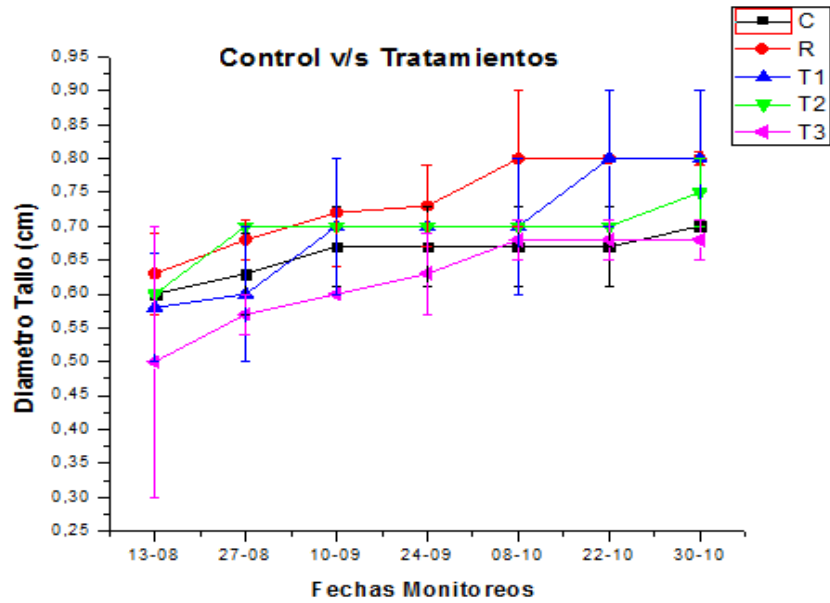


Figura 28: Diámetro de Tallo (cm), comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3). Medición cada 14 días, desde la primera semana de la siembra hasta la cosecha.

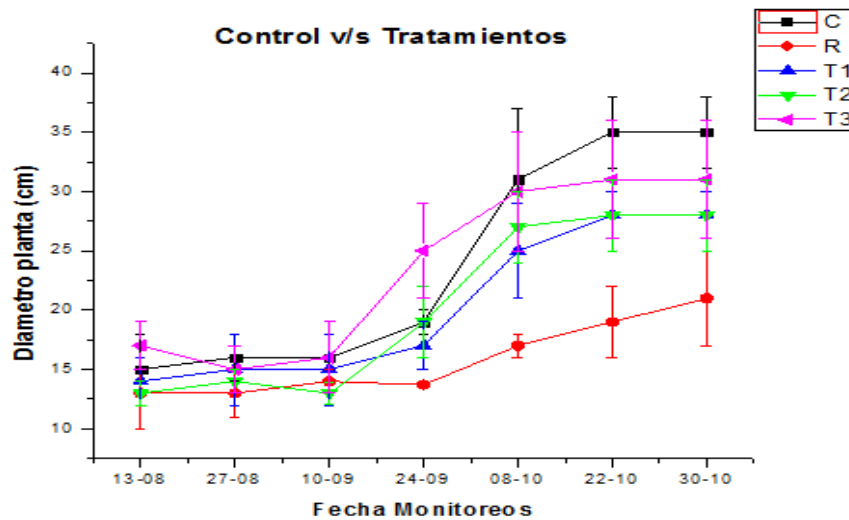


Figura 29: Diámetro de la planta (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3). Medición cada 14 días, desde la primera semana de la siembra hasta la cosecha.

Se observa que el tratamiento T3 y control son los que presentan mayor altura y diámetro de la planta en comparación al suelo de Relave, T1 y T2 durante la totalidad de los días

del estudio. Este crecimiento se debe principalmente al aporte de materia orgánica a los suelos. Esto podría ocurrir debido a que los residuos orgánicos al ser aplicados al suelo mejoran las propiedades físicas, químicas y biológicas, resolviendo los problemas de la fertilidad de los suelos, además de aumentar la capacidad de tolerancia a factores ambientales negativos. En el caso del diámetro del tallo, el T1 y T3 son los que presentan mayor crecimiento en comparación con T2 y relave, esto se debe a que T1 y T3 fueron los tratamientos que presentaron mayor diferencia en la altura alcanzada. Las diferencias de alturas de las plantas al realizar el trasplante y no utilizar semillas generaron una pequeña diferencia en el crecimiento del tallo para los tratamientos T2 y Relave.

Para el tratamiento de relave, el pimiento tuvo la menor altura, menor diámetro de la planta y menor diámetro del tallo en comparación con los otros tratamientos, lo que se debe principalmente a la baja cantidad de materia orgánica presente en este suelo, además del efecto causado por el pH ácido que este presenta, inhibiendo el crecimiento y los procesos naturales de las plantas. Es importante destacar que durante los primeros días del desarrollo de las plantas ocurren numerosos procesos fisiológicos en lo que la presencia de una sustancia tóxica puede generar una etapa de gran sensibilidad frente a factores externos adversos. El éxito o aptitud de una planta para establecerse en un ambiente determinado es relevante para garantizar la supervivencia de la especie (Sobrero y Ronco, 2004).

El pimiento a lo largo de los días de estudio fue una de las especies que predominó en el crecimiento respecto a la altura de la planta, por lo que a largo plazo esta especie podría proveer una red de raíces profundas capaces de prevenir la erosión del relave.

6.3.1.2. *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo)

A continuación se presentan los gráficos correspondientes a las mediciones realizadas durante los 90 días del estudio: Altura y Diámetro del Tallo de la Planta.

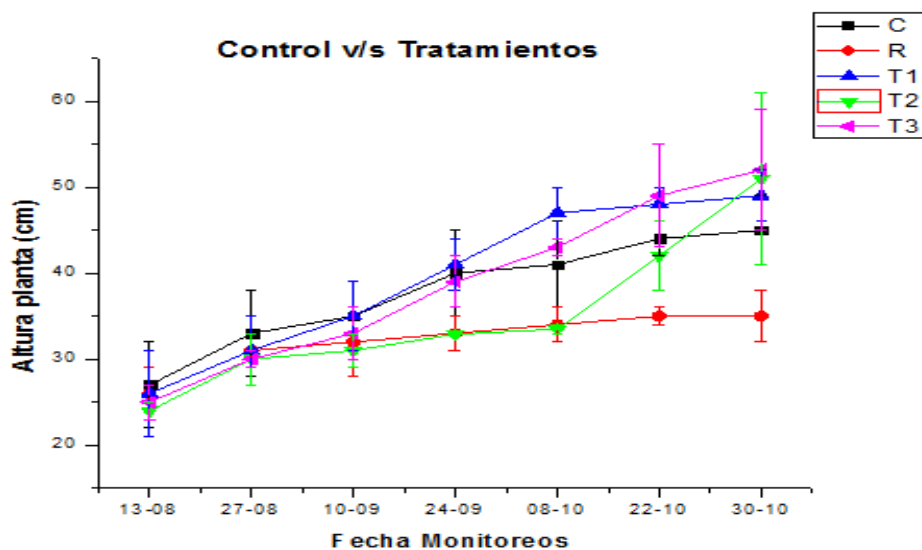


Figura 30: Altura del Quilo (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).
Medición cada 14 días, desde la primera semana de la siembra hasta la cosecha.

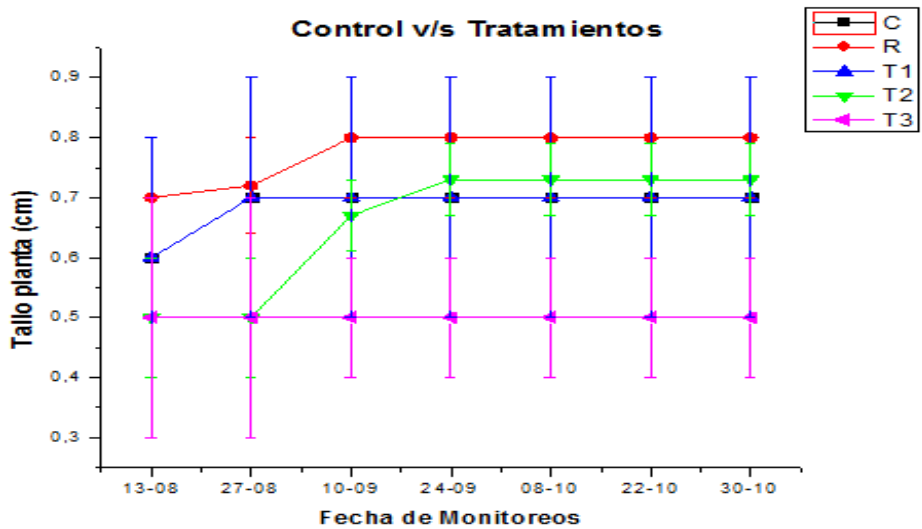


Figura 31: Diámetro del Tallo (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3).
Medición cada 14 días, desde la primera semana de la siembra hasta la cosecha.

Se puede observar que a lo largo del experimento las plantas expuestas a suelo de control como a los tratamientos T1, T2 y T3 presentaron mayor crecimiento en su altura al ser comparados con las plantas expuestas a suelo de relave, lo que no solo se explica por el contenido de materia orgánica en el suelo como en los tratamientos, sino también por ser una especie que se adapta de manera correcta a las condiciones ambientales del lugar de estudio, considerada por lo tanto una especie potencialmente utilizable en la técnica de la fitoestabilización.

El mayor crecimiento lo desarrollo el T3, lo que se debe principalmente a la dosis utilizada del acondicionador en el tratamiento. El acondicionador humus de lombriz permite satisfacer la demanda nutritiva de los cultivos. Contreras *et al.* (2006) sugieren el uso de humus de lombriz como un aporte importante de carbono orgánico humificado, el cual contribuye al restablecimiento de la materia orgánica nativa del suelo y causa mejoras en la calidad física, además de la disponibilidad lenta de los nutrientes contenidos en él. Las raíces de las plantas necesitan un aporte continuo de oxígeno para respirar y crecer. La aireación del suelo es necesaria para favorecer la máxima absorción de elementos esenciales para el crecimiento como N, P, K, Ca, Mg, Cl, B, Zn, Cu, Mn, y Fe (Milpa-Mejía *et al.*, 2012).

En el caso del diámetro del tallo los que presentaron mayor crecimiento corresponden a las plantas expuestas al suelo de control y a T2, mientras que las plantas expuestas a suelo de relave como a los tratamientos T1 y T3 presentaron menor crecimiento al mantener casi constante el diámetro del tallo.

6.3.1.3. *Cestrum parqui* (Palqui)

A continuación se presentan los gráficos correspondientes a las mediciones realizadas durante los 90 días del estudio: altura y diámetro de la planta, y diámetro del Tallo

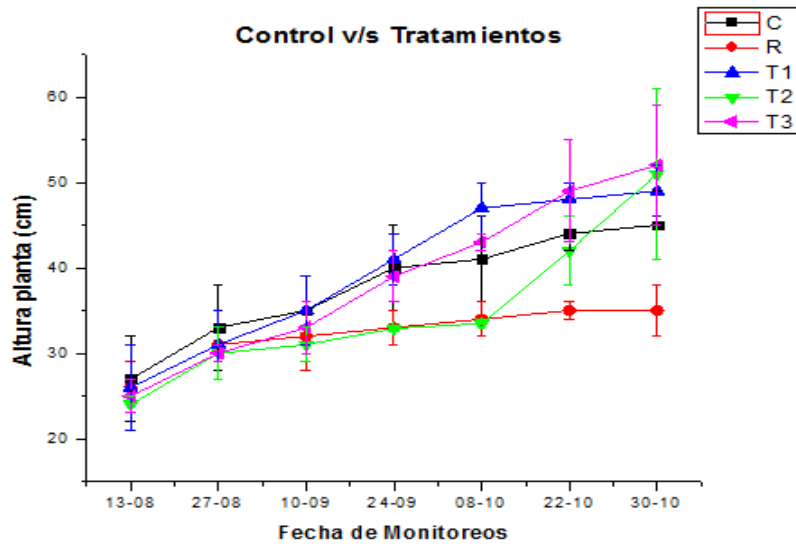


Figura 32: Altura de la planta (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3). Medición cada 14 días, desde la primera semana de la siembra hasta la cosecha.

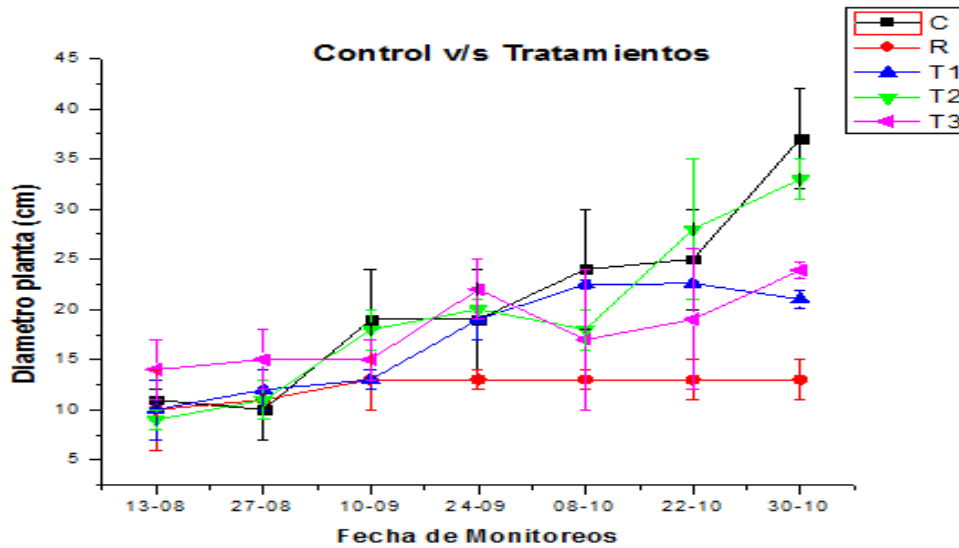


Figura 33: Diámetro de la planta (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3). Medición cada 14 días, desde la primera semana de la siembra hasta la cosecha.

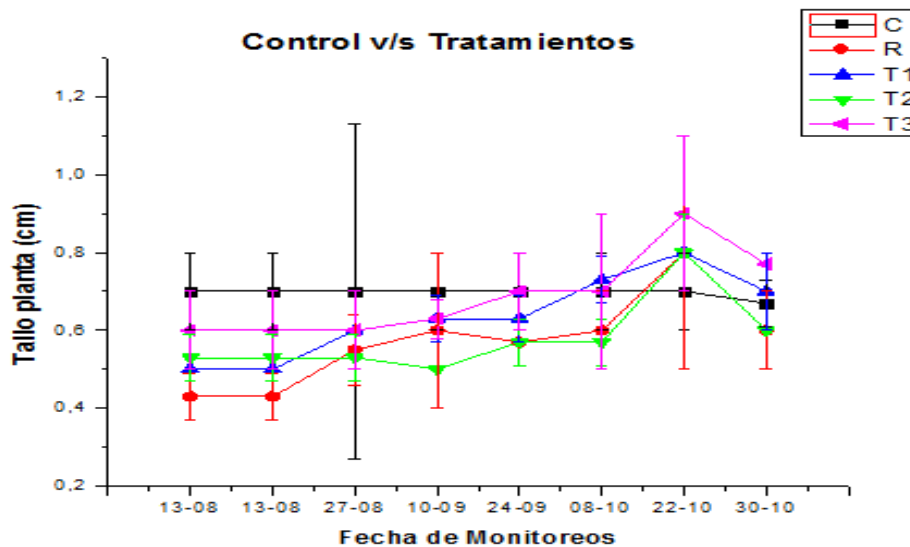


Figura 34: Diámetro del tallo (cm) comparación entre el control y los Tratamientos (Relave, T1, T2 y T3). Medición cada 14 días, desde la primera semana de la siembra hasta la cosecha.

A lo largo de la duración del experimento se puede observar que la altura y el diámetro de la planta fueron mayores tanto para el control como para los tratamientos T1, T2 y T3. En el caso de las plantas expuestas a suelo de relave se observa una menor altura y diámetro de la planta.

Para el caso de la altura se observa que las plantas expuestas a los distintos tratamientos tuvieron una mejor respuesta ante la presencia del acondicionador humus de lombriz, principalmente por el contenido de materia orgánica. Según Gandarilla (1988) los abonos orgánicos presentan entre otras cosas un alto contenido de sustancias orgánicas y al ser aplicados al suelo van a influir directamente sobre los contenidos y la calidad de la materia orgánica de este, por lo que existe una correlación positiva entre el abonado y la materia orgánica del suelo.

La utilización del acondicionador en los distintos tratamientos T1, T2 y T3 permitió un buen crecimiento de esta especie. Atencio (2009) hace referencia a que las plantas donde se aplica materia orgánica crecen más rápido y más saludables que las que no se le aplica,

debido fundamentalmente al incremento de la absorción de nutrientes, agua e incremento de la resistencia de la planta a condiciones adversas como: exceso de acidez, altas temperaturas del suelo y ambiental, altas concentraciones de sales en el suelo, sequía, altos contenidos de metales pesados tóxicos, además de proteger a los cultivos del ataque de agentes patógenos radicales.

En el caso del diámetro del tallo se observa que las plantas expuestas a los tratamientos presentaron mayor diámetro del tallo en comparación al suelo de control. Este aumento en el grosor del tallo de las plantas pudo estar relacionado, al efecto positivo de la materia orgánica, que con su acción aumenta notablemente el porte de las plantas en comparación con las plantas a las que no se le aplica este producto (García *et al.*, 1995).

Cabe señalar por otra parte que según Funes (1997) la utilización de humus de lombriz causa un efecto favorable en el suelo y que repercute en el rendimiento de los cultivos, se debe no solo a los aportes de nutrientes y materia orgánica que se logran con su adición, sino también hay muchos autores que consideran esta parte como la más importante, la cantidad de microorganismos, enzimas y sustancias estimuladoras en general que se añaden con este bioabono; así asegura Delgado (1990) que esto se debe al efecto aditivo de sus características físicas, químicas, biológicas y energéticas, las cuales interactúan favoreciendo el crecimiento, desarrollo y proceso morfo genético de diferenciación celular de las plantas.

Kale *et al.* (1992) señalaron que el efecto del humus de lombriz no es inmediato, sino que la respuesta de la planta puede tomar cierto tiempo, ya que hay inmovilización del Nitrogeno por parte de los microorganismos presentes en la enmienda; ello reduce la cantidad del nutriente aprovechable por la planta, el cual posteriormente es liberado al sustrato (Wallace, 1977).

6.3.2. Peso seco biomasa radical y biomasa aérea de las especies.

6.3.2.1 *Schinus molle* (Pimiento)

En la siguiente figura se muestra el análisis de los pesos secos para la biomasa radical.

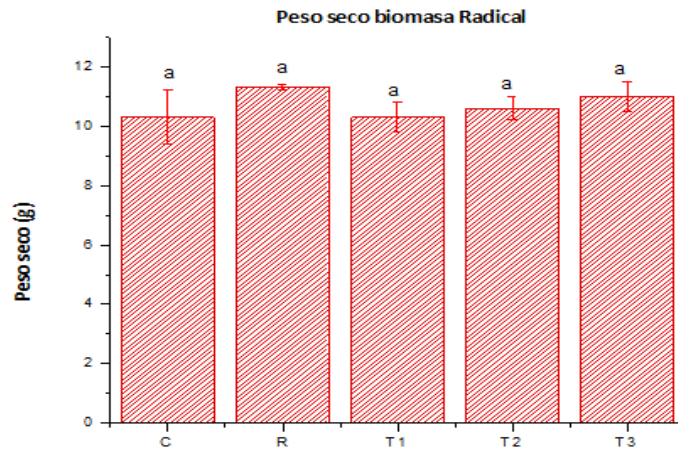


Figura 35: Pesos secos (g) en la biomasa radical en gramos para cada tratamiento en *Schinus molle*, letras distintas indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

En la siguiente figura se muestra el análisis de los pesos secos para la biomasa aérea.

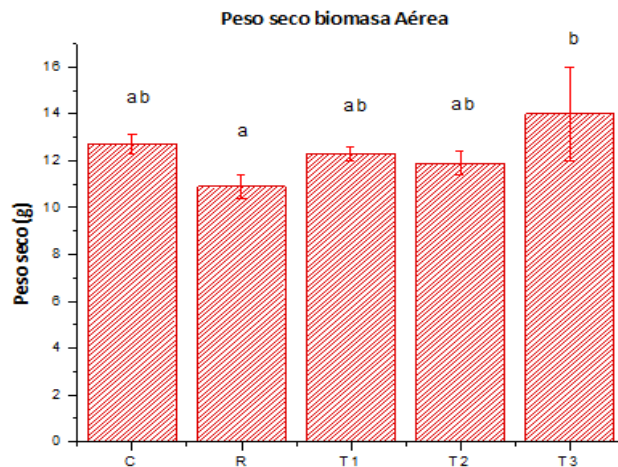


Figura 36: Pesos secos (g) en la biomasa aérea en gramos para cada tratamiento en *Schinus molle*, letras distintas indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Los pesos secos de la biomasa radical (figura 35) no presentaron diferencia significativa entre los tratamientos aplicados y el suelo de control. Para el caso de los pesos secos de la biomasa aérea (figura 36) presento diferencia significativa entre los tratamientos y el suelo de control (Anova, $p < 0,05$; $p = 0,03968$). En el caso de los distintos tratamientos aplicados, se obtuvo que los valores más altos estadísticamente los presentó el tratamiento donde se aplico un 9% del acondicionador humus de lombriz (T3) en los cuales exhibió un aumento del 6,8% para el peso seco de la biomasa radical y un aumento del 10,3% para el peso seco de la biomasa aérea.

Para el tratamiento correspondiente a suelo de relave este presentó un aumento del 9,8% en el caso del peso seco de la biomasa radical y una disminución del 14% para el peso seco de la biomasa aérea. El tratamiento T1 mostró una disminución tanto para el peso seco de la biomasa radical y aérea, correspondiente a 0,13% y 14%. T2 presentó un aumento del 3% para el peso seco de la biomasa radical y una disminución del 6,3% para el peso seco de la biomasa aérea.

En el caso de los tratamientos donde se aplicó el acondicionador humus de lombriz se encontró que los pesos secos de la biomasa radical fueron menores a los pesos secos de la biomasa aérea, resultados similares obtuvo Santibañez (2005) en su estudio sobre la aplicación de biosólidos para la fitoestabilización de tranque de relave, donde se menciona que la aplicación de biosólidos aumenta la disponibilidad de nutrientes para las plantas, y por lo tanto, estas asignan menos recursos para el crecimiento de las raíces, debido a que requieren menos esfuerzos para adquirir los nutrientes necesarios para su desarrollo (Agren y Franklin, 2003).

Los distintos tratamientos donde se aplicó el acondicionador humus de lombriz tuvieron mayor crecimiento respecto al tratamiento suelo de relave lo que puede deberse al mayor contenido de nitrógeno y fosforo disponible, nutrientes esenciales en la formación de nuevos tejidos estructurales y en los procesos metabólicos (Wong *et al.*, 1999).

6.3.2.2. *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo)

En la siguiente figura se muestra el análisis de los pesos secos para la biomasa radical.

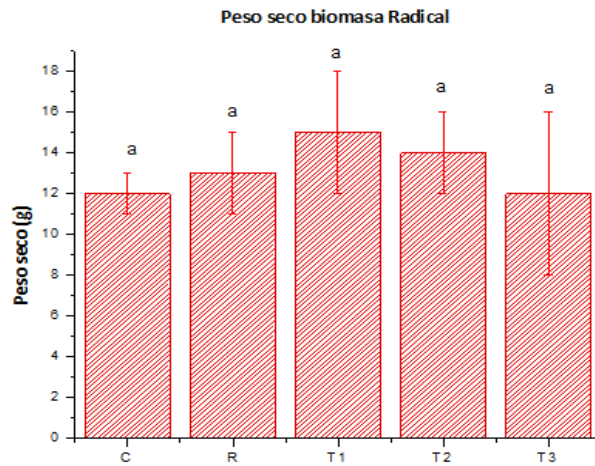


Figura 37: Pesos secos (g) en la biomasa radical en gramos para cada tratamiento en *Muehlenbeckia hastulata*, letras distintas indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

En la siguiente figura se muestra el análisis de los pesos secos para la biomasa aérea.

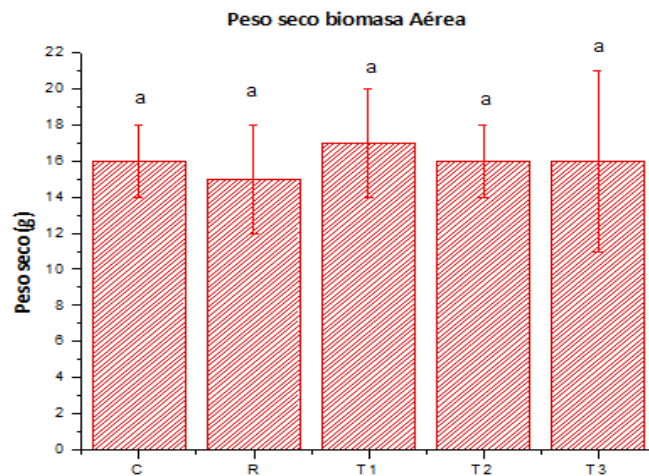


Figura 38: Pesos secos (g) en la biomasa aérea en gramos para cada tratamiento en *Muehlenbeckia hastulata*, letras distintas indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Los pesos secos de la biomasa radical (figura 37) y los pesos secos de la biomasa aérea (figura 38) no presentaron diferencia significativa entre los tratamientos y el suelo de control. En el caso de esta especie el que obtuvo los valores más altos estadísticamente fue el tratamiento donde se aplicó un 3% del acondicionador humus de lombriz, es decir, T1 presentando un aumento del 21% para el peso seco de la biomasa radical. El tratamiento T2 presentó un aumento del 10,8% y T3 se mantuvo con respecto al control. Para el caso del tratamiento de suelo de relave este mostró un aumento del 6,4 % con respecto al suelo de control. Los resultados obtenidos para la biomasa radical son parecidos al estudio realizado por Contreras *et al.* (2006) donde el peso de la biomasa radical para el tratamiento con menor porcentaje de humus de lombriz fue mayor mientras que los tratamientos con mayor porcentaje del acondicionador presentaron menor peso de la biomasa radical con respecto al control.

En el caso de los pesos de la biomasa aérea el tratamiento T1 presentó un aumento del 5,1% mientras que el tratamiento T2 y T3 presentaron una disminución correspondiente al 3,2% y 2,6 % con respecto al control. Para el tratamiento de suelo de relave este demostró una disminución del 6,4 % con respecto al control.

Se observó que a partir del cuarto monitoreo los distintos tratamientos suelo de relave, T1, T2 y T3 presentaron síntoma de fitotoxicidad en las plantas, principalmente en las hojas, como clorosis, síntoma que podría corresponder a toxicidad por cobre (Adriano, 2001).

6.3.2.3. *Cestrum parqui* (Palqui)

En la siguiente figura se muestra el análisis de los pesos secos para la biomasa radical.

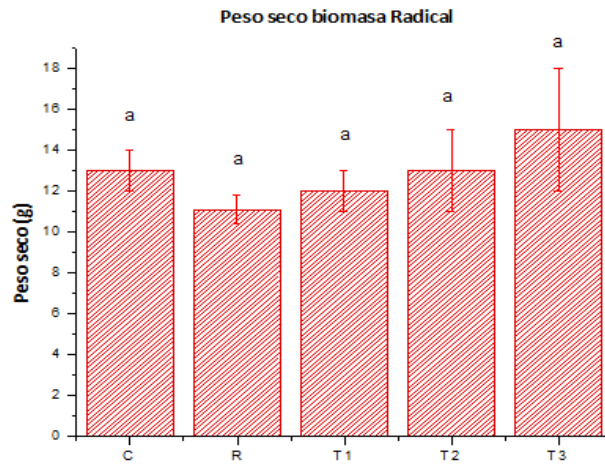


Figura 39: Pesos secos (g) en la biomasa radical en gramos para cada tratamiento en *Cestrum parqui*, letras distintas indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

En la siguiente figura se muestra el análisis de los pesos secos para la biomasa aérea.

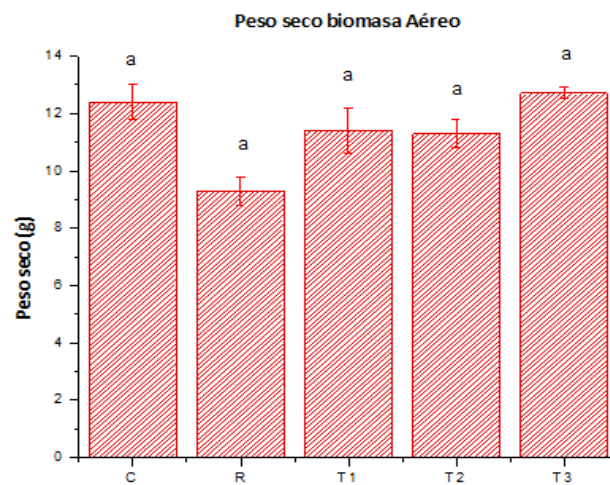


Figura 40: Pesos secos (g) en la biomasa aérea en gramos para cada tratamiento en *Cestrum parqui*, letras distintas indican diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Los pesos secos de la biomasa radical (figura 39) y los pesos secos de la biomasa aérea (figura 40) no presentaron diferencia significativa entre los tratamientos y el control. El tratamiento T3 correspondiente al tratamiento donde se aplicó un 9% del acondicionador humus de lombriz fue que el presentó un aumento tanto en el peso de la biomasa radical como aérea, correspondiente a un 13,3% y un 2,3%. El tratamiento T2 presentó un aumento del 2% para el peso seco de la biomasa radical y una disminución del 9% para el peso seco de la biomasa aérea. El tratamiento T1 presentó una disminución del 6,2% para el peso de la biomasa radical y una disminución del 8,2% para el peso de la biomasa aérea. En el caso del suelo de relave se presentó una disminución del 13,2% para el peso de la biomasa radical y un 25,1% para el peso de la biomasa aérea. La diferencia observada entre el peso seco de la biomasa radical del suelo de relave y los tratamientos puede deberse a la escasez de nutrientes, debido a que cuando la disponibilidad de nutrientes minerales (especialmente N) es insuficiente, las raíces se transforman en el reservorio dominante de fotosintatos, para así privilegiar los procesos asociados a la captura de nutrientes. De esta forma el crecimiento de las raíces es favorecido por sobre el crecimiento de la parte aérea (Bloom *et al.*, 1985).

6.4. Acumulación de metales en las especies seleccionadas

6.4.1. Metales en la biomasa radical y aérea

6.4.1.1. *Schinus molle* (Pimiento)

En la siguiente figura se presentan las concentraciones de cobre obtenidas en la biomasa radical y aérea en cada tratamiento.

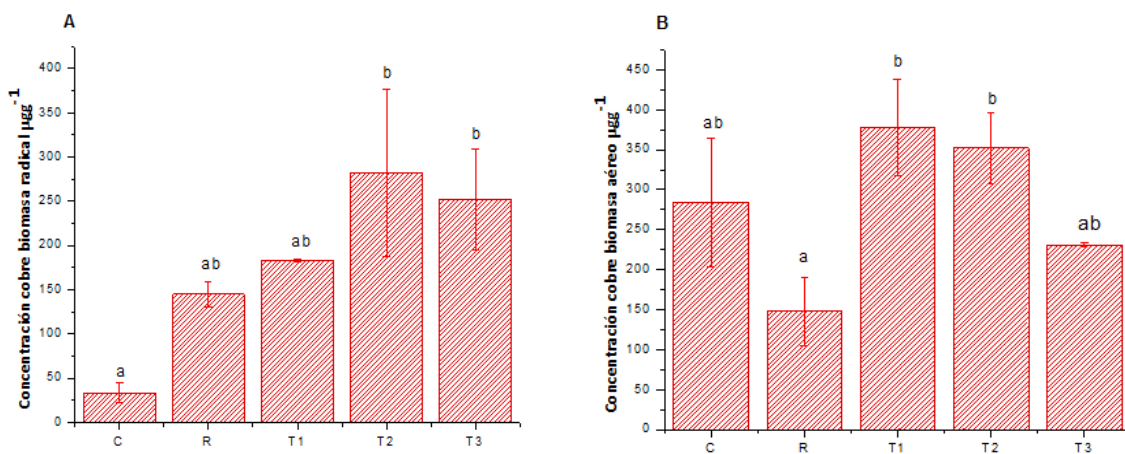


Figura 41: Concentración de cobre ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Schinus molle* en A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cobre medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los tratamientos y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00355$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,004$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $33 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos presentaron contenidos de metales superiores, de rangos entre 183 y $282 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento T2 fue el que exhibió mayor aumento de la concentración de cobre en un 743% respecto al control.

Para la biomasa aérea el suelo de control presentó una concentración de cobre de $284 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los demás tratamientos contienen entre $231 \mu\text{g g}^{-1}$ y $378 \mu\text{g g}^{-1}$ de cobre, donde T1 demostró el mayor aumento de la concentración de cobre en la parte

aérea con un 33% en comparación al control. Los tratamientos de relave y T3 manifestaron una disminución del contenido de cobre con un 18% y 47% respecto al control.

Las dosis de aplicación de humus de lombriz tuvieron efectos significativos, observándose que hubo una mayor concentración de cobre en los tejidos aéreos que en los tejidos radicales. Los rangos de acumulación de cobre para los distintos tratamientos se sitúan por sobre el rango de concentraciones críticas en las plantas (20- 100 mgKg⁻¹) donde se podrían presentar efectos fitotóxicos según Kabata-Pendias (2010). Sin embargo, esta especie ha demostrado sobrevivir y crecer según nuestras observaciones como especie metalófila, siendo capaz de tolerar concentraciones de metales biodisponibles en el sustrato hasta 100 veces más elevadas que las plantas comunes (Ginocchio y León-Lobos, 2011). Los resultados obtenidos pudieron verse sobrepasados en los mecanismos de tolerancia debido al exceso de cobre acumulado en las raíces, la fisiología general de la planta, se ve afectada produciéndose traslocaciones excesivas de este elemento al tallo, donde afecta negativamente la fotosíntesis y otras funciones celulares que resultan en síntomas visibles de toxicidad (Carrillo y Gonzales, 2006). Solo en el caso del tratamiento T3, fue el que presentó mejores condiciones para que se cumpla el objetivo de fitoestabilización, presentando concentraciones de cobre mayor en raíces que en la parte aérea.

El peso seco de la biomasa aérea en los tratamientos R, T1 y T2 han tenido una reducción gradual variando en los diferentes tratamientos, siendo más significativo los valores para el suelo de relave con una reducción del 14% menos que el control ocasionado por una disminución en la biomasa radical, manifestación de la toxicidad ocasionada por el cobre sobre el nivel radical a altas concentraciones. Por lo tanto el cobre en concentraciones que sobrepasan los límites de tolerancia ocasiona toxicidad a nivel de toda la planta (Rodríguez y Sevilla, 2010).

En la siguiente figura se presentan las concentraciones dadas en la biomasa radical y aérea para el molibdeno en cada tratamiento.

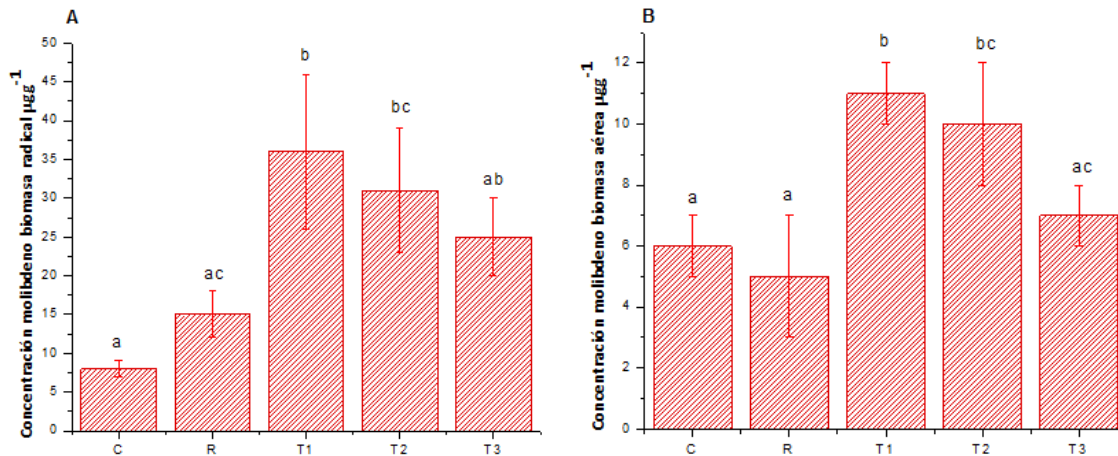


Figura 42: Concentración de molibdeno ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Schinus molle* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de molibdeno medida en la biomasa radical como biomasa aérea presentó diferencias significativas entre los tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00354$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 7,99425$). En el caso de biomasa radical el suelo de control demostró una concentración de $8 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que las concentraciones de los tratamientos mostraron contenidos superiores de molibdeno en un rango de 15 a $36 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento T1 fue el que mayor concentración de molibdeno albergó en sus raíces con un aumento de acumulación de 328% respecto al control. Para los otros tratamientos la concentración de molibdeno fue de 81% para suelo de relave, 264% para T2 y 196 % para T3, respectivamente en comparación con el control.

El contenido de molibdeno en la parte aérea del pimiento para el tratamiento de control fue de $6 \mu\text{g g}^{-1}$, en comparación con los demás tratamientos donde presentaron rangos entre $5 \mu\text{g g}^{-1}$ para el relave y $11 \mu\text{g g}^{-1}$ para el T1. El tratamiento T1 presentó un aumento del contenido de molibdeno de un 81% respecto al control. T2 y T3 aumentaron su concentración del metal en un 69% y 11% en comparación con el control y el suelo de relave disminuyó su concentración de molibdeno un 13% respecto al control.

El contenido de molibdeno encontrado en la biomasa radical de los distintos tratamientos fue superior que en la biomasa aérea, estas concentraciones no sobrepasaron el rango de concentraciones críticas en plantas entre 10-50 mgkg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2010). Se esperaba que a mayor dosis de aplicación de acondicionadores, mejores fueran los resultados, pero estos demuestran que las condiciones óptimas de concentración de molibdeno de esta especie pueden desarrollarse con un tratamiento de relave + 3% de humus de lombriz.

Las buenas condiciones de crecimiento y absorción de este metal pueden deberse a que, el molibdeno se encuentra en el suelo como anión (molibdato), por ello su solubilidad y disponibilidad aumenta con el pH (Alloway, 1990). Es probable que las bajas concentraciones de molibdeno en la biomasa radical y aérea de la planta en comparación con el contenido de molibdeno disponible en la muestra de suelo de relave se debe a que el pH de las muestra de suelo de relave se haya caracterizado como fuertemente ácida.

En la siguiente figura se presentan las concentraciones de Cobalto para la biomasa radical y aérea en cada tratamiento de este estudio.

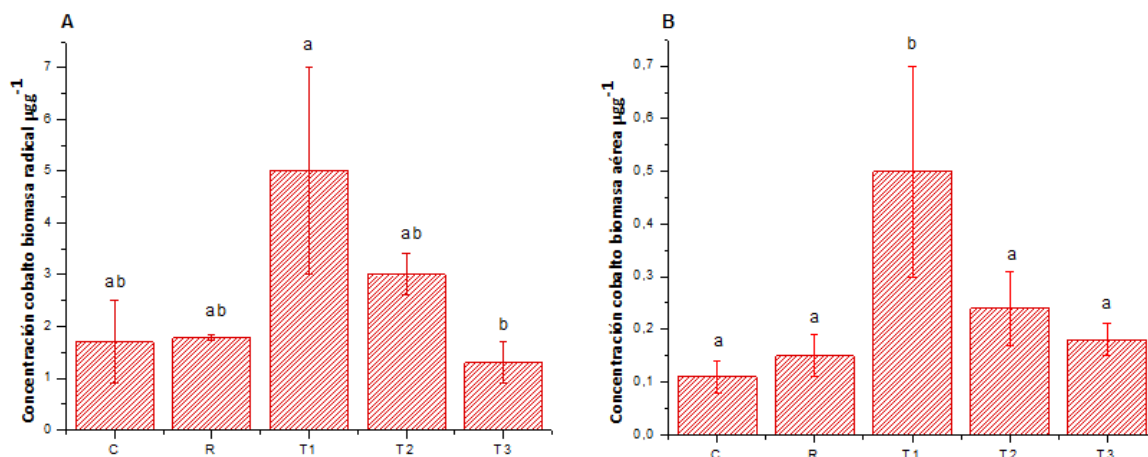


Figura 43: Concentración de cobalto (µg g⁻¹) de *Schinus molle* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, p < 0,05).

La concentración de cobalto medido en la biomasa radical como biomasa aérea presentó diferencias significativas entre los tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,04157$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00233$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de cobalto de $1,7 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos mostraron concentraciones del metal entre $1,3 \mu\text{g g}^{-1}$ y $5 \mu\text{g g}^{-1}$. Los tratamientos con humus de lombriz presentaron una disminución a medida que la concentración del acondicionador aumentaba presentando porcentajes de 184% para T1, 76% para T2 y 21 % menos que el control.

La acumulación de cobalto en la parte aérea presentó una concentración de $0,11 \mu\text{g g}^{-1}$ para el suelo de control, los demás tratamientos expresaron aumento en las acumulaciones en 35% para T1, 60 % para T3 y 113% para T2 respecto al control, mientras que el suelo de relave presentó una acumulación de 35% con respecto al control.

El contenido de cobalto encontrado en la biomasa radical de los distintos tratamientos fue superior a los obtenidos para la biomasa aérea, el tratamiento que presentó mejores condiciones para almacenar cobalto en sus raíces fue el de Relave + 3% de humus de lombriz, se ha demostrado que el cobalto afecta el crecimiento y el metabolismo de las plantas, en diferentes grados, dependiendo de la concentración y del estado del cobalto en la rizósfera y el suelo (Palit *et al.*, 1994) , sin embargo estos síntomas no fueron observados en los distintos tratamientos, ya que los niveles de cobalto comúnmente reportados como críticos en plantas van de 30 a 40 mg/Kg, presentando síntomas comunes de fitotoxicidad como clorosis y muerte en los márgenes y puntas de las hojas (Kabata-Pendias, 2010). Actualmente existe muy poca información disponible sobre el efecto fitotóxico del exceso de cobalto.

En la siguiente figura se presentan las concentraciones de hierro en la biomasa radical y aérea para cada tratamiento.

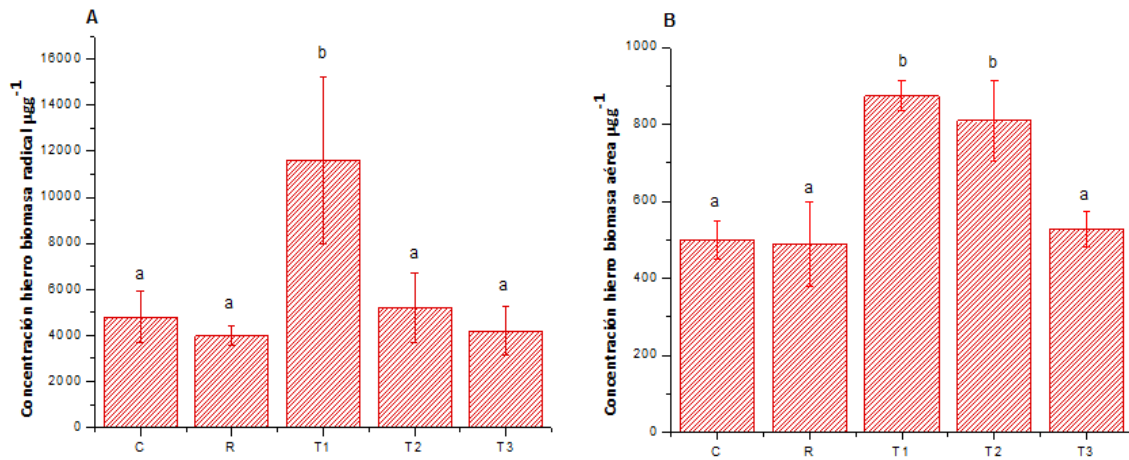


Figura 44: Concentración de hierro ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Schinus molle* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de hierro medida en la biomasa radical como biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,01381$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00124$). En el caso de la biomasa radical, el suelo de control presentó una concentración de $4800 \mu\text{g g}^{-1}$. El suelo de relave obtuvo una disminución en la acumulación de metales al igual que T3, con un porcentaje de 17% y 13% menos que el control y para el caso de los tratamientos; T1 presentó ser la mejor opción con un aumento del 141% y T2 con un aumento de 8% respecto al control.

Para la biomasa aérea el suelo de control obtuvo una concentración de $498 \mu\text{g g}^{-1}$, en tanto los tratamientos presentaron concentraciones de hierro entre $489 \mu\text{g g}^{-1}$ para el caso del suelo de relave y $874 \mu\text{g g}^{-1}$ para T1. El tratamiento T1 aumentó un 75% la concentración de Fe en comparación con el control, al igual que en T2 y T3 presentaron un aumento de acumulación de hierro en 62% y 6% respecto al control. El suelo de relave disminuyó en comparación con el control donde se observó una concentración de $489 \mu\text{g g}^{-1}$.

El contenido de hierro encontrado en la biomasa radical de los distintos tratamientos fue superior a los obtenidos para la biomasa aérea, siendo T1 el tratamiento de Relave + 3% humus de lombriz el que presentó mejores condiciones para el establecimiento de este estudio, en este caso la fisiología de la toxicidad de hierro y de resistencia de la planta al exceso de este metal se asocia a diferentes reacciones como la oxidación, inmovilización, y la exclusión de las formas de hierro móviles por raíces (Kabata-Pendias, 2010); al parecer, la gran acumulación natural de hierro en la biomasa radical y aérea del pimiento, permite que se desarrolle en medios con un alto contenido de este metal, y probablemente este elemento puede ser oxidado fuera de la endodermis radicular (Smolders y Roelofs, 1996) esto explica que las concentraciones obtenidas de $11578 \mu\text{g g}^{-1}$ de Fe no causó toxicidad visible en esta especie.

En la siguiente figura se presentan las concentraciones de Manganeseo en biomasa radical y aérea en cada tratamiento.

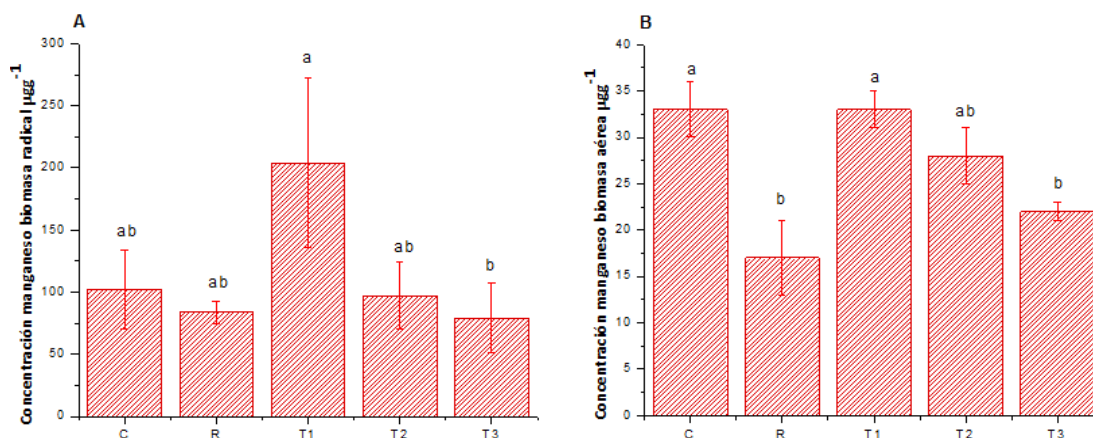


Figura 45: Concentración de manganeso ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Schinus molle* en A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de manganeso medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el tratamiento de control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,04107$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 1,20627\text{E}-4$).

En el caso de la biomasa radical la concentración del control fue de $102 \mu\text{g g}^{-1}$, el tratamiento que presentó mejores condiciones de acumulación de metales fue T1 donde la concentración fue $204 \mu\text{g g}^{-1}$ con un porcentaje de 101% mayor que el control. Los otros tratamientos presentaron una disminución de la concentración de manganeso respecto al control con porcentajes de 18% para relave, 5% para T2 y 22% para T3.

La acumulación de manganeso en la parte aérea presentó una concentración de $33 \mu\text{g g}^{-1}$ para el suelo de control, mientras que el tratamiento T1 aumentó la concentración de manganeso en tal solo un 1% respecto al control. Los demás tratamientos de suelo de relave, T2 y T3 disminuyeron su concentración del metal en un 47%, 15% y 32% menor que la concentración obtenida en el control.

El contenido de manganeso obtenido en la biomasa radical de los distintos tratamientos fue superior a los obtenidos para la biomasa aérea, estos resultados pueden explicarse debido que especies resistentes a excesos de manganeso tienen una capacidad de acumular en las raíces y/o para precipitar MnO_2 dentro de la epidermis. Generalmente, la mayoría de las plantas se ven afectadas por el contenido de manganeso alrededor de 500 mg/kg. Sin embargo, las acumulaciones superiores a 1000 mg/kg en algunas especies o genotipos de plantas resistentes, y hasta 10.000 mg/kg en hiperacumuladoras han sido reportados (Greger, 1999). No se observaron efectos toxicológicos en esta especie debido a que las concentraciones obtenidas no sobrepasaron las concentraciones críticas para las plantas. Según Prieto *et al.*, 2009 la absorción de metales disponibles por las plantas es diferente para cada elemento, y presentan una distinta capacidad para traspasar la barrera suelo-raíz-planta; específicamente, el manganeso presenta una mayor capacidad para ser absorbido por las planta, seguido del Zn, Cd, Cu y finalmente, el menos biodisponible, el Pb.

En la siguiente figura se presentan las concentraciones de cromo en la biomasa radical y aérea para cada tratamiento.

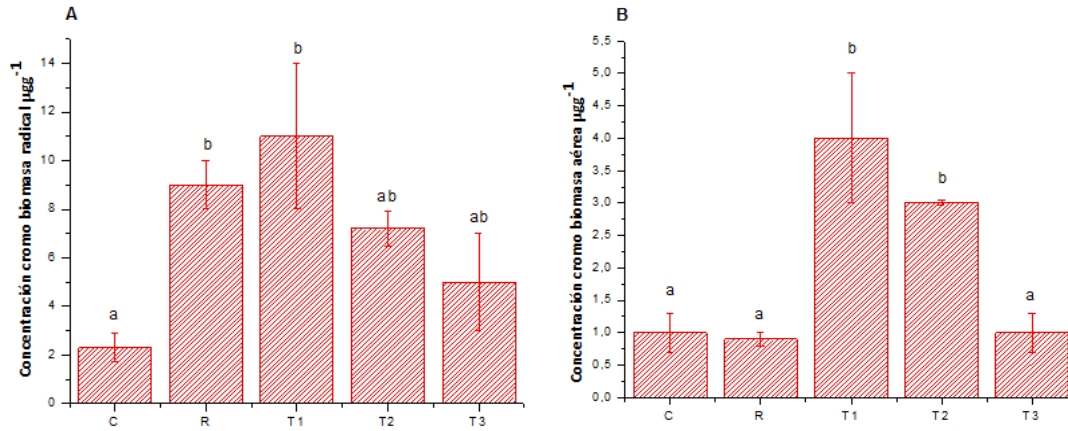


Figura 46: Concentración de cromo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Schinus molle* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cromo medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el tratamiento de control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00796$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 6,7498E-4$). Para la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $2,3 \mu\text{g g}^{-1}$, siendo este valor más bajo que los demás tratamientos. Las concentraciones obtenidas para el suelo de relave, T1, T2 y T3 se sitúan en rangos entre $5 \mu\text{g g}^{-1}$ y $11 \mu\text{g g}^{-1}$. De los tratamientos donde se aplicó acondicionador el que mejor presentó condiciones de acumulación de Cr fue T1 con un aumento de acumulación de 367%, seguido por T2 con un 214% y T3 con 133%, respecto al control.

La concentración obtenida para el control en la parte aérea corresponde a $1 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en rangos $0,9 \mu\text{g g}^{-1}$ a $4,1 \mu\text{g g}^{-1}$, donde el tratamiento T1 presenta las mejores condiciones de acumulación de cromo con un aumento de 294 %, seguido de T2 con un aumento de 191%, respecto a control. T3 presentó la misma concentración de cromo que el control y el suelo de relave disminuyó el porcentaje con un 8% menos que el control.

Según el estudio publicado por Subhashini y Swamy (2013) sobre la fitorremediación de cadmio y cromo para suelos contaminados usando *Physalis Minima* Linn, sus resultados indican que durante el vigésimo día, la concentración de cromo fue altamente encontrada en las raíces con una concentración de 24,36 mg/kg , luego tallos y hojas, para el día 40 no hubo muchos cambios respecto al día 20; finalmente en el día 60 se observó que en total las raíces acumularon 82,27 mg/kg , con una menor acumulación de cromo en hojas y tallo. El contenido de cromo obtenido en la biomasa radical de los distintos tratamientos fue superior a los obtenidos para la biomasa aérea, siendo T1 el tratamiento de relave + 3% humus de lombriz el que presentó mejores condiciones para almacenar cromo en sus raíces, sin embargo, las concentraciones obtenidas no sobrepasaron los 11 $\mu\text{g g}^{-1}$. Estos resultados pueden deberse a que el cromo se encuentra poco disponible para las plantas y no es traslocado fácilmente dentro de las plantas, por lo que se concentra principalmente en las raíces, al parecer debido a la propensión de Cr^{3+} para unirse en las paredes celulares; el más disponible para las plantas es Cr^{6+} , que es la forma muy inestable en condiciones normales del suelo y su disponibilidad depende de los suelos propiedades y especialmente la textura del suelo y pH (Zayed y Terry, 2003).

La siguiente figura presenta las concentraciones de plomo obtenidas en la biomasa radical y aérea para cada tratamiento.

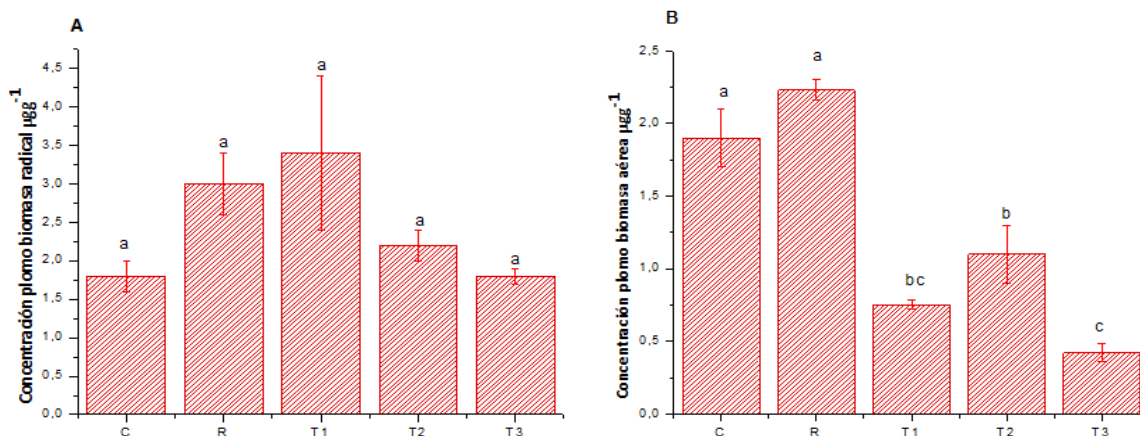


Figura 47: Concentración de plomo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Schinus molle* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Las concentraciones de Plomo medidas en la biomasa radical no presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el control. En el caso de biomasa aérea presentó diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 1,97054E-4$). Para la biomasa radical en suelo de control obtuvo una concentración de $1,8 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que la adición de acondicionador para T1 y T2 aumentó la concentración de plomo en raíces con un 86% y 21% al compararlo con el control.

El plomo medido para la biomasa aérea obtuvo una concentración de 1,91 para el suelo de control, valor superior al obtenido por el suelo de control en la biomasa radical. Los demás tratamientos presentaron valores de concentración entre $0,42 \mu\text{g g}^{-1}$ y $2,23 \mu\text{g g}^{-1}$, siendo el de mayor valor el suelo de relave con un aumento del 16% en comparación al control. T1, T2 y T3 presentaron una disminución en la concentración de plomo con porcentajes de 61%, 41% y 79% menos que en el caso del suelo de control.

Los niveles de concentraciones de plomo en la biomasa aérea han presentado ser inferiores al rango de concentraciones críticas en plantas ($30-300 \text{mgkg}^{-1}$) establecido por Kabata-Pendias (2010). Estos bajos niveles encontrados posiblemente se deben a que el Pb presenta un coeficiente de transferencia suelo-planta muy bajo (Santibañez, 2005), ya que la solubilidad y movilidad del plomo en el suelo es muy baja y por ende, solo una pequeña proporción de éste se encuentra biodisponible para las plantas en la solución del suelo (Tjell *et al.*, 1979). Los resultados obtenidos en la biomasa radical de los distintos tratamientos fueron superior a los obtenidos para la biomasa aérea, siendo el Tratamiento de relave + 3% humus de lombriz el más adecuado para la absorción de plomo en sus raíces. Resultados similares obtuvieron Pereira *et al.* (2013) en su estudio sobre la tolerancia del plomo durante la germinación y principios de crecimiento del pimiento Brasileño y modificaciones morfo-fisiológico, donde no se observaron cambios en los diámetros de la raíz de las plántulas con cualquier concentración de plomo, ni en la longitud de la raíz o en la masa fresca, mencionado que las especies de plantas que

responden a Pb basada tanto en su concentración y en los mecanismos de tolerancia endógenos de las especies *S. molle* mostró una capacidad para hacer frente al estrés de plomo en una concentración aun mayor de 5 mm, y por lo tanto, siendo una especie potencial para la fitorremediación.

La razón por la cual la concentración de plomo fue mayor en la biomasa radical que en la aérea; pueden ser causados por un engrosamiento de las barreras apoplásticas reduciendo la traslocación del metal (Pereira *et al.*, 2013). *S. molle* también puede hacer frente a los efectos de toxicidad de los niveles de Pb hasta las concentraciones críticas. Plantas herbáceas hiperacumuladoras pueden tolerar las altas concentraciones de plomo en sus tejidos, pero la producción de biomasa de estas plantas es muy bajo en comparación con las plantas y los arboles leñosos (Capuana, 2011). Debido a su mayor biomasa, crecimiento y capacidad para retener permanente el Pb, arboles tolerantes, tales como *S. molle* son importantes para sistemas de fitorremediación.

La capacidad de *S. molle* para mantener sus características de crecimiento bajo todas las condiciones de concentración de plomo es una característica importante para la clasificación de esta planta como una especie tolerante. Una reducción en las características de crecimiento de la planta con el tiempo es una respuesta natural de las especies de plantas, y este comportamiento es promovido por el aumento de los niveles de energía utilizada para el mantenimiento de la actividad metabólica básica (Benincasa, 2003).

La siguiente figura presenta las concentraciones de cinc obtenidas en la biomasa radical y aérea para cada tratamiento.

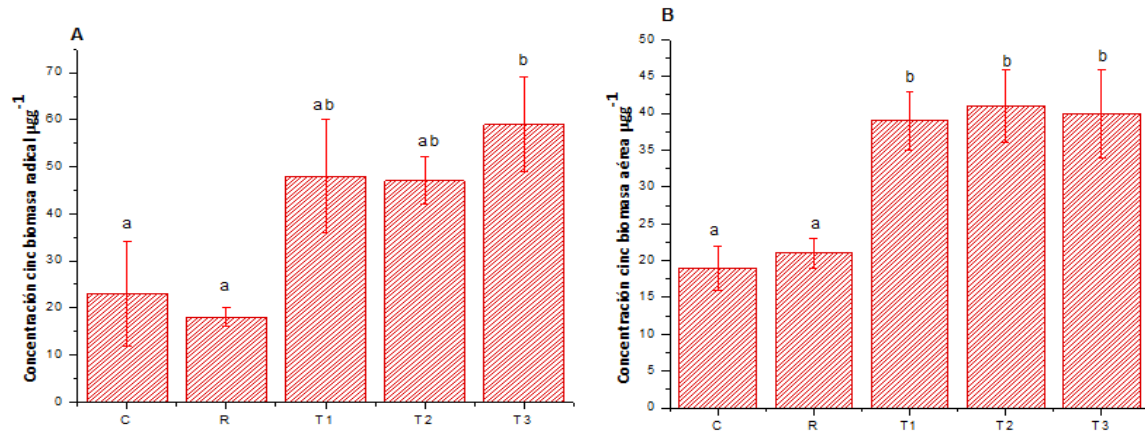


Figura 48: Concentración de cinc ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Schinus molle* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cinc medido en la biomasa radical como biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,01238$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 2,61083\text{E-}4$). Para el caso de la biomasa radical el control presentó una concentración de $23 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que el T3 obtuvo la mayor concentración de cinc en sus raíces con $59 \mu\text{g g}^{-1}$, seguido de T1 con $48 \mu\text{g g}^{-1}$ y T2 con $47 \mu\text{g g}^{-1}$. El suelo de relave tuvo una disminución respecto al valor alcanzado por el control con un 21% menos.

El cinc medido en la biomasa aérea presentó valores en donde el suelo de control obtuvo la menor concentración del metal en comparación con los otros tratamientos con $19 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso de los tratamientos con acondicionador se obtuvieron resultados con comportamientos similares donde el aumento de la concentración fue de 109% en T1, 118% en T2 y 123% para T3 respecto al control. El suelo de relave obtuvo una concentración de $21 \mu\text{g g}^{-1}$, comportamiento similar al suelo de control con solo un 15% de aumento.

Las dosis de aplicación de humus de lombriz tuvieron efectos significativos, observándose que hubo una mayor concentración de cinc en los tejidos aéreos que en tejidos radicales. Las concentraciones de cinc en la biomasa aérea presentaron valores inferiores al rango de concentraciones críticas en plantas (100-400 mg kg⁻¹) establecidos por Kabata-Pendias (2010). En plantas, el cinc influye sobre los procesos fotosintéticos, siendo un componente esencial de varios sistemas de enzimas para la producción de energía, la regulación y síntesis de proteínas, el mantenimiento de la integridad de la membrana de la raíz; así mismo, interviene en el crecimiento y la fisiología de la planta (Casierra-Posada y Poveda, 2005).

6.4.1.2. *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo)

En las siguientes figuras se presentan las concentraciones de Cobre encontradas en la biomasa radical y aérea en cada tratamiento.

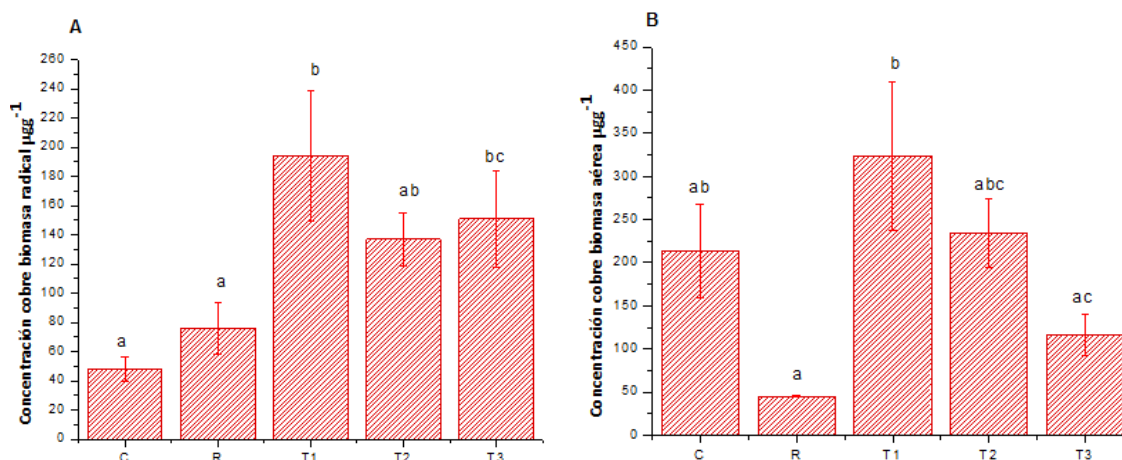


Figura 49: Concentración de cobre (µg g⁻¹) de *Muehlenbeckia hastulata* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, p < 0,05).

La concentración de cobre medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los tratamientos y el control (ANOVA, p<0,05; p= 0,01002 y

ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,0077$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $48 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los los tratamientos presentaron contenidos de cobre superiores que el control, con rangos entre $76 \mu\text{g g}^{-1}$ y $194 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento T1 (relave + 3% de humus de lombriz) fue el que presentó mayor acumulación de cobre en un 309% respecto al control.

Para la biomasa aérea el suelo de control presentó una concentración de cobre de $214 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los demás tratamientos contienen entre $45 \mu\text{g g}^{-1}$ y $324 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento T1 demostró el mayor aumento de la concentración de cobre en la parte aérea con un 51% respecto al control. Los tratamientos de relave y T3 manifestaron una disminución del contenido de cobre con un 79% y 46% menos que el control.

Todas las plantas experimentales sobrevivieron incluso a acumulaciones de $324 \mu\text{g g}^{-1}$. Las mayores concentraciones de cobre en este especie se dieron en la parte aérea para el suelo de control, T1 y T2, donde estos tratamientos sitúan por sobre el rango de concentraciones críticas en las plantas ($20- 100 \text{mgKg}^{-1}$) y donde se podrían presentar efectos fitotóxicos según Kabata-Pendias (2010). Síntomas visibles de toxicidad de cobre como Clorosis o el crecimiento fueron observados en algunas plantas pertenecientes al tratamiento de relave y T2.

El comportamiento del cobre observado en este estudio, podría justificarse debido a que las estrategias de las plantas frente a los distintos tratamientos, podrían excluir el metal en la raíz o tomar este elemento y dividirlo entre hojas, tallos y raíces, o una combinación de ambos (Baker, 1981). Aunque el cobre es esencial para el crecimiento de las plantas, juega un papel importante en varios procesos fisiológicos, incluyendo la fotosíntesis, y se reconoce comúnmente que la toxicidad de cobre induce inhibición de la función fotosintética (kabata-Pendias, 2010).

En las siguientes figuras se presentan las concentraciones de molibdeno obtenidas en la biomasa radical y aérea para cada tratamiento.

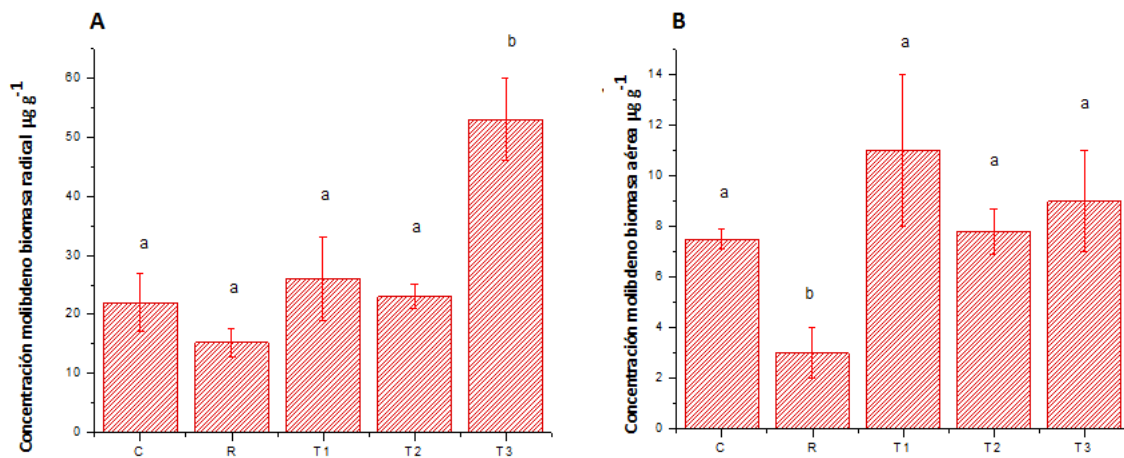


Figura 50: Concentración de molibdeno ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Muehlenbeckia hastulata* en A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de molibdeno medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentan diferencias significativas entre los tratamientos y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 4,16449 \text{ E-4}$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00623$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $22 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos presentaron contenidos que se encontraron entre el rango de 15,21 a $53 \mu\text{g g}^{-1}$. Para los tratamientos donde se aplicó el acondicionador, el T3 fue el que presentó el mayor aumento de la concentración con un 141%, seguido por T1 y T2 con un aumento del 18% y 5%. Para el suelo de relave se obtuvo una disminución en la concentración en un 31% respecto al control.

En el caso de la biomasa aérea el control presentó un contenido de molibdeno de $7,5 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de 3 a $11 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento T1 fue el que presentó el mayor aumento en la concentración aumentando en un 47% respecto al control. Los tratamientos T2 y T3 presentaron un aumento de la

concentración en un 4% y 20%, mientras que en el suelo de relave se presentó una disminución del 60% con respecto al control.

El contenido de molibdeno en la raíz y parte aérea fue diferente, presentando la raíz el mayor contenido. Los tratamientos aplicados demuestran que en ambos órganos se presentó una tendencia al incremento en el contenido de molibdeno, aun más en los tratamientos donde se aplicó el acondicionador humus de lombriz. Resultados similares fueron registrados en el estudio de Zbinden (2011) donde las plantas de trébol presentaron mayor concentración de Mo en la raíz que en la parte aérea.

Los resultados obtenidos se podrían explicar al hecho de que el molibdeno disponible para las plantas corresponde solamente a la fracción soluble, presente en la solución del suelo, y al molibdeno absorbido por los coloides. De acuerdo a Zbinden (2011) las raíces de las plantas absorben molibdeno en la forma aniónica de molibdato por flujo de masas, difusión e intercepción radical y su absorción es proporcional a su concentración en la solución suelo. La solubilidad y por lo tanto la disponibilidad de Mo para las plantas está altamente dominada por el pH del suelo. La biodisponibilidad será mayor en condiciones alcalinas que bajo condiciones de acidez (Zbinden, 2011).

En las siguientes figuras se presenta las concentraciones de cobalto obtenidas en la biomasa radical y aérea en cada tratamiento.

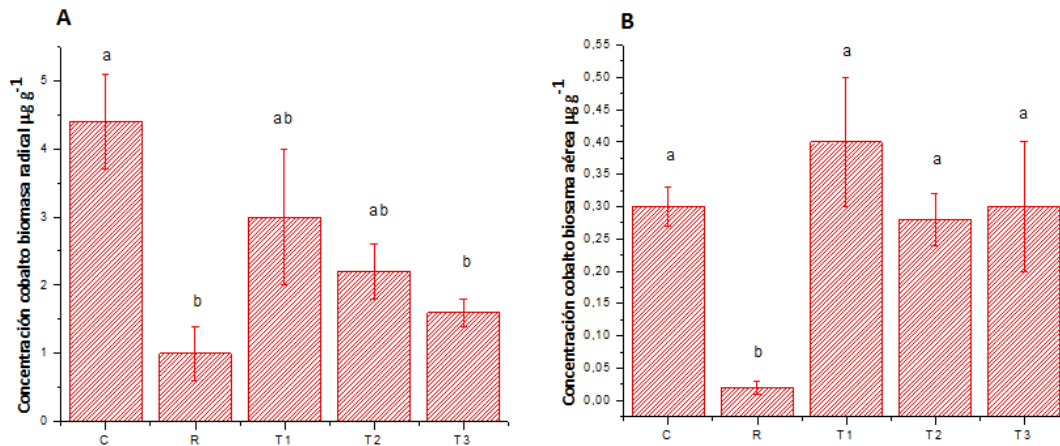


Figura 51: Concentración de cobalto ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Muehlenbeckia hastulata* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cobalto medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentó diferencias significativas (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,0209$, ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00238$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $4,4 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos presentaron contenidos que se encontraron entre el rango de 1 a $3 \mu\text{g g}^{-1}$. En este caso se presentó una disminución de la concentración en todos los tratamientos. El suelo de relave presentó una disminución del 77%, T1 una disminución del 32%, T2 una disminución del 50% y T3 una disminución del 64%.

En el caso de la biomasa aérea el control presentó un contenido de cobalto de $0,30 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de 0,02 a $0,4 \mu\text{g g}^{-1}$. De los distintos tratamientos el T1 fue el único que presentó un aumento de la concentración con un 33%, mientras que en suelo de relave y T2 presentaron una disminución del 93% y 7%. El tratamiento T3 no presentó diferencia con respecto al control.

Los contenidos de cobalto para la raíz son diferentes a los de la parte aérea presentándose una mayor concentración de Co en la raíz. La absorción de Co por las raíces de la planta, va a depender del contenido total de cobalto así como de la fracción de éste presente en la disolución. Ello va a estar muy relacionado con el potencial redox y el pH. La

disponibilidad de cobalto depende del pH del suelo ya que controla la presencia de las formas asimilables de los metales en las plantas. La reacción del suelo influye en la solubilidad del cobalto, de modo que al aumentar el pH hay una disminución de las formas solubles y por lo tanto la planta podrá absorber menos (Pérez, 1997). El cobalto comienza a ser asimilable para las plantas al decrecer el pH del suelo. También la disponibilidad estará controlada por la adsorción en componentes del suelo y materia orgánica, pero en nuestros resultados los tratamientos donde se adicionó materia orgánica procedente del humus de lombriz presentaron concentraciones más bajas que el suelo de control. Estos resultados se podrían explicar debido a que la presencia de humus facilita la acumulación de cobalto en suelo pero ello frena la absorción por parte de las plantas. Suelos ricos en materia orgánica tienen bajos contenidos de cobalto y baja asimilación del elemento.

A demás el contenido de cobalto en la parte aérea fue muy inferior a la encontrada en las raíces, lo que se podría explicar a que hay una distribución específica, por órganos, de los metales pesados, de forma que existe un gradiente de concentración de las raíces a los tallos y de la hoja al fruto. En el caso del cobalto, esta gradiente decrece de las raíces a los tallos (Patel *et al.*, 1976). Los tallos reciben cerca del 10% de cobalto absorbido por las raíces. La mayoría de esta cantidad es almacenada en las vacuolas de las células y trasladada para el transporte. No se producen fuertes gradientes de tallos a las hojas debido a la baja movilidad del Co en la planta; por lo tanto, es transportado a la hoja en pequeña cantidad (Pérez, 1997).

En las siguientes figuras se presentan las concentraciones de hierro en la biomasa radical y aérea para cada tratamiento

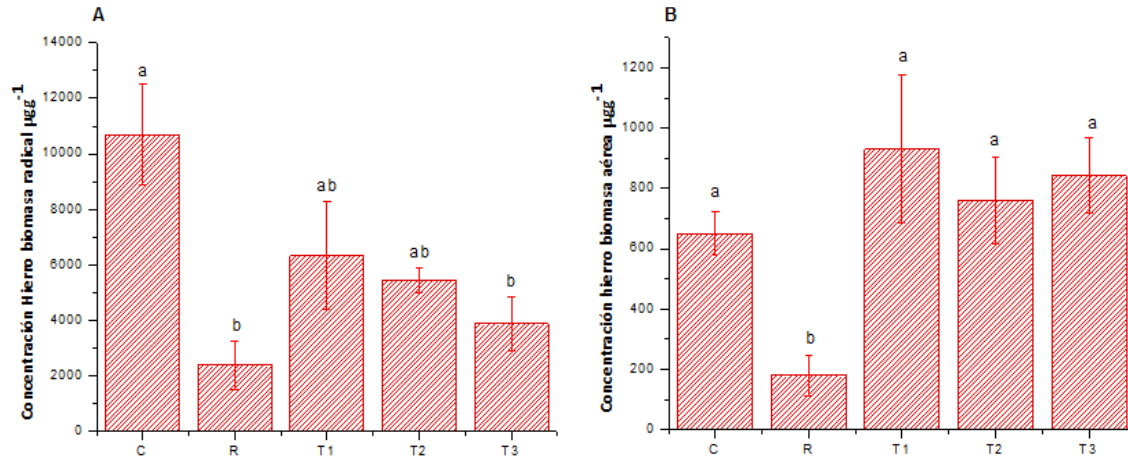


Figura 52: Concentración de hierro ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Muehlenbeckia hastulata* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de hierro medida en la biomasa radical como biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,01052$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00338$). En el caso de la biomasa radical, el suelo de control presentó una concentración de $10.702 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento T1 presentó ser la mejor opción con una concentración $6.332 \mu\text{g g}^{-1}$, sin embargo este tratamiento presentó una disminución en relación al control con un 41% menos, al igual que los demás tratamientos con una baja de 78% para el suelo de relave, 49% para T2 y 64% para T3.

Para la biomasa aérea el suelo de control se obtuvo una concentración de $651 \mu\text{g g}^{-1}$, en tanto los tratamientos presentaron concentraciones de hierro entre $180 \mu\text{g g}^{-1}$ para el caso del suelo de relave y $931 \mu\text{g g}^{-1}$ para T1. El tratamiento T1 aumentó un 43% la concentración de Fe en comparación con el control, siendo la mejor opción para acumular hierro, T2 y T3 presentaron un aumento de acumulación de hierro en 17% y 29% respecto

al control. El suelo de relave disminuyó en comparación con el control con un 72% menos de acumulación de hierro.

El contenido de hierro encontrado en la biomasa radical de los distintos tratamientos fue superior a los obtenidos por la biomasa aérea, siendo el tratamiento T1 (relave + 3% humus de lombriz) el que presentó mejores condiciones para el establecimiento de este estudio. Resultados similares obtuvieron Ghavri y Singh (2010) en su estudio sobre la Fitotranslocación de *Jatropha curcas* L. cultivado en hierro en suelo baldío, donde se detectaron un importante acumulación de hierro en raíces con niveles de 5-6 veces más altas que a nivel de biomasa aérea en *J. curcas*.

No se observaron efectos de toxicidad por los altos niveles de concentraciones alcanzados en la biomasa radical, debido a que los síntomas de toxicidad de hierro no son específicos y por lo general difieren entre especies vegetales y fases de crecimiento, la correcta proporción entre Fe: Mn parece ser un factor obligatorio en la tolerancia de plantas a la toxicidad de Fe (Kabata-Pendias, 2010).

En las siguientes figuras se presentan las concentraciones de Manganeso en biomasa radical y aérea en cada tratamiento.

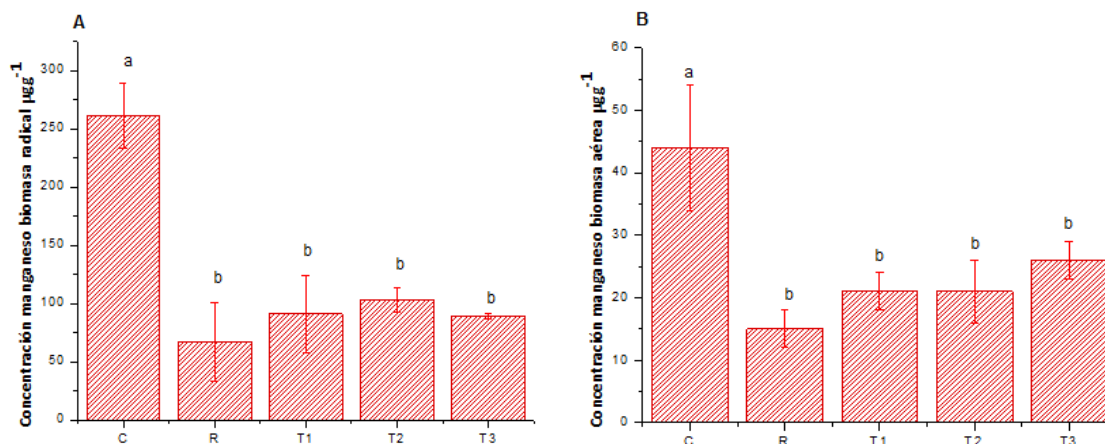


Figura 53: Concentración de manganeso ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Muehlenbeckia hastulata* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de manganeso medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el tratamiento de control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,003$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00164$). En el caso de la biomasa radical la concentración del control fue de $261 \mu\text{g g}^{-1}$, el tratamiento que presentó mejores condiciones de acumulación de metales fue T2 (relave + 6% humus de lombriz) donde la concentración fue $103 \mu\text{g g}^{-1}$. Todos los tratamientos presentaron una disminución de la concentración de manganeso respecto al control con porcentajes de 61% para T2, 65% para T1, 66% para T3 y 74% menos para el suelo de relave.

La acumulación de manganeso en la parte aérea presentó una concentración de $44 \mu\text{g g}^{-1}$ para el suelo de control, mientras que el tratamiento T3 (relave + 9% humus de lombriz) presentó ser la mejor opción con un aumento de la concentración de 58%, sin embargo obtuvo una disminución de 42% respecto al control. Los demás tratamientos de suelo de relave, T2 y T1 disminuyeron su concentración del metal en un 67%, 52% y 52% menor que la concentración obtenida en el control.

El contenido de manganeso obtenido en este estudio fue mayor en la biomasa radical que en la biomasa aérea. Baker (1981), propuso que en las plantas acumuladoras los contenidos de metales en brotes son invariablemente mayor que en las raíces, mostrando una habilidad especial de las plantas para absorber, transportar metales y almacenarlos en sus partes exteriores (Raskin y Ensley, 2000). Resultados similares expuestos por Baker (1981), fueron obtenidos por Xue *et al.* (2004) en su estudio sobre la Absorción de manganeso y la acumulación por la planta hiperacumuladora *Phytolacca acinosa* Roxb (Phytolaccaceae) donde la concentración de manganeso en la biomasa aérea presenta ser mayor que en la biomasa radical para *P. acinosa*. Las discrepancias obtenidas por Xue *et al.* (2004) en comparación con nuestro estudio pueden deberse a que las concentraciones de Mn dadas para el quilo no sobrepasaron los $261 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que las concentraciones obtenidas por *P. acinosa* parten desde los $1000 \mu\text{g g}^{-1}$ alcanzando concentraciones máximas de $19.300 \mu\text{g g}^{-1}$. Las concentraciones de manganeso obtenidas

para el quilo no sobrepasan el rango crítico de toxicidad para plantas ($20 - 500 \mu\text{g g}^{-1}$), según Raskin y Ensley (2000), estas concentraciones al encontrarse bajo el rango, parecerían tener una baja movilidad hacia los brotes ya que el suministro de manganeso fue limitado.

En la siguiente figura se presentan las concentraciones de cromo en la biomasa radical y aérea para cada tratamiento.

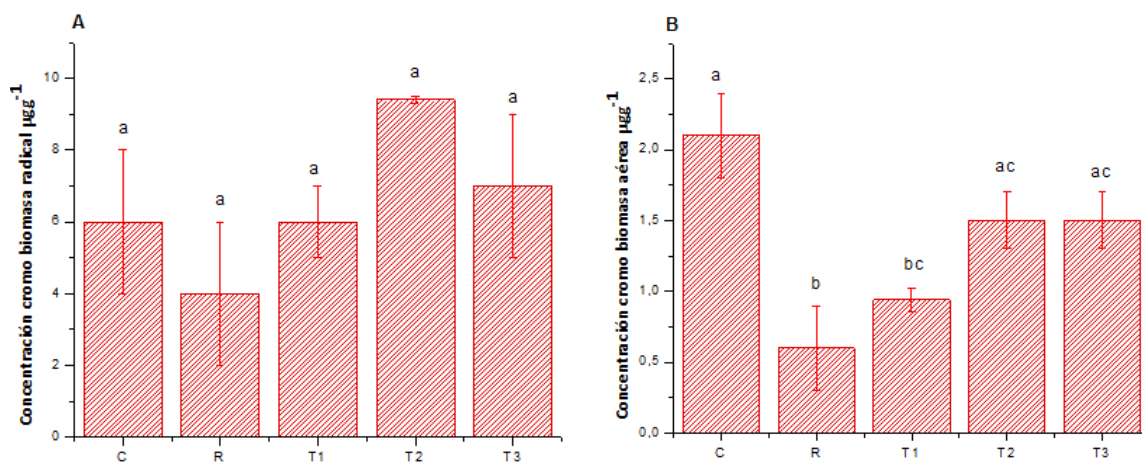


Figura 54: Concentración de cromo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Muehlenbeckia hastulata* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cromo medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el tratamiento de control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,07347$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00269$). Para la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $6 \mu\text{g g}^{-1}$. Las concentraciones obtenidas para el suelo de relave, T1, T2 y T3 se sitúan en rangos entre $4 \mu\text{g g}^{-1}$ y $9,4 \mu\text{g g}^{-1}$. De los tratamientos donde se aplicó acondicionador el que mejor presentó condiciones de acumulación de cromo fue T2 con un aumento de acumulación de 47%, seguido por T3 con un 18% respecto al control.

La concentración obtenida para el control en la parte aérea corresponde a $2,1 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en rangos $0,9 \mu\text{g g}^{-1}$ a $1,5 \mu\text{g g}^{-1}$, donde los tratamientos T2 y T3 presentan las mejores condiciones de acumulación de cromo con concentraciones de $1,5 \mu\text{g g}^{-1}$ para ambos casos. Todos los tratamientos con humus de lombriz presentaron una disminución de la acumulación de cromo respecto al control con porcentajes de 69% para suelo de relave, 55% para T1, 28% para T2 y 26% para T3.

A nivel radicular el cromo produce efectos como la disminución de la longitud de la raíz y peso seco, aumento del diámetro de la raíz y pelos radiculares, reducción de la altura de la planta, reducción en el número de hojas y 50% del rendimiento (Shanker *et al.*, 2005). Según lo obtenido algunas de estas características fueron observadas para el tratamiento de suelo de relave, donde hubo una disminución en la altura de la planta respecto al control, disminución en el peso seco de la biomasa radical y aérea.

El contenido de cromo obtenido en la biomasa radical de los distintos tratamientos fue superior a los obtenidos para la biomasa aérea, estos resultados pueden explicarse debido a que la acumulación en las raíces de las plantas podría ser porque cromo se inmoviliza en las vacuolas de las células de la raíz, haciendo que sea menos tóxico y siendo una respuesta de toxicidad natural de la planta (Shanker *et al.*, 2005).

En las siguientes figuras se presentan las concentraciones de plomo obtenidos en la biomasa radical y aérea en cada tratamiento.

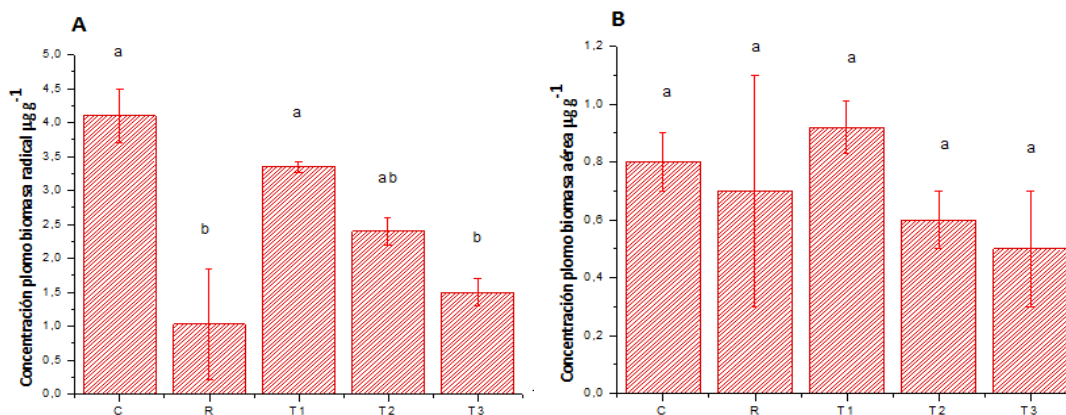


Figura 55: Concentración de plomo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Muehlenbeckia hastulata* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de plomo medida en la biomasa radical presentó diferencias significativas (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00375$), mientras que la correspondiente a la biomasa aérea no presentó diferencias significativas. En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $4,1 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos presentaron contenidos que se encontraron entre el rango de $1,03$ a $3,35 \mu\text{g g}^{-1}$. En este caso se presentó una disminución de la concentración en todos los tratamientos. El suelo de relave presentó una disminución del 75%, T1 una disminución del 18%, T2 una disminución del 41% y T3 una disminución del 63%.

En el caso de la biomasa aérea el control presentó un contenido de plomo de $0,8 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de $0,5$ a $0,92 \mu\text{g g}^{-1}$. De los distintos tratamientos el T1 fue el único que presentó un aumento de la concentración con un 15%, mientras que en suelo de relave, T2 y T3 se presentó una disminución del 13%, 25% y 38% respecto al control.

El contenido de plomo en la raíz y parte aérea fue diferente, presentando la raíz el mayor contenido. En ambos órganos se observó una tendencia al incremento en el contenido de plomo al aplicar el acondicionador humus de lombriz, lo que podría explicarse según García (2006) a que las raíces absorben cantidades significativas de plomo pero,

simultáneamente, restringe su traslocación a la parte aérea. Ello probablemente es debido a que la retención de plomo en las raíces se basa en la unión de plomo a sitios de intercambio de iones sobre la pared celular y en la precipitación extracelular, principalmente, en la forma de carbonato de plomo depositado en la pared celular.

Los resultados obtenidos concuerdan con los obtenidos por Rudakova *et al.*, (1998) quienes hallaron que la localización de plomo es mayor en las raíces que en la parte aérea. Según estos autores, ello es debido a que el plomo se une fuertemente a los grupos carboxilo de los carbohidratos del ácido galacturónico y del ácido glucurónico en la pared celular, lo cual restringe su transporte vía apoplasto, a la vez que en su transporte radial a través del córtex la endodermis podría suponer una barrera parcial a su entrada en el cilindro vascular (Seregin *et al.*, 1997).

Una posible causa de la aparición de la barrera de traslocación del plomo desde la raíz a la parte aérea puede asentarse en el hecho de que la pared celular y la vacuola pueden sumar juntas el 96% del Pb absorbido (Wierzbicka, 1993) lo cual, a bajas concentraciones podría hacer de la raíz un sumidero del metal de forma que el plomo se acumulara en estos compartimientos y así su disponibilidad para el transporte fuera baja. Este hecho se manifiesta en los resultados obtenidos, ya que el contenido de plomo en la parte aérea fue menor.

El contenido de plomo en todos los tratamientos aplicados fue considerablemente inferior al rango de concentraciones críticas en plantas (30-300 mg kg⁻¹) establecido por Kabata-Pendias y Pendias (2000). Ahora bien al presentarse en el rango de toxicidad, según Eun *et al.* (2000) se generaría una inhibición del crecimiento radicular lo que puede ser resultado de la inhibición de la división celular de las puntas de raíz.

En las siguientes figuras se presentan las concentraciones de cinc obtenidas en la biomasa radical y aérea en cada tratamiento.

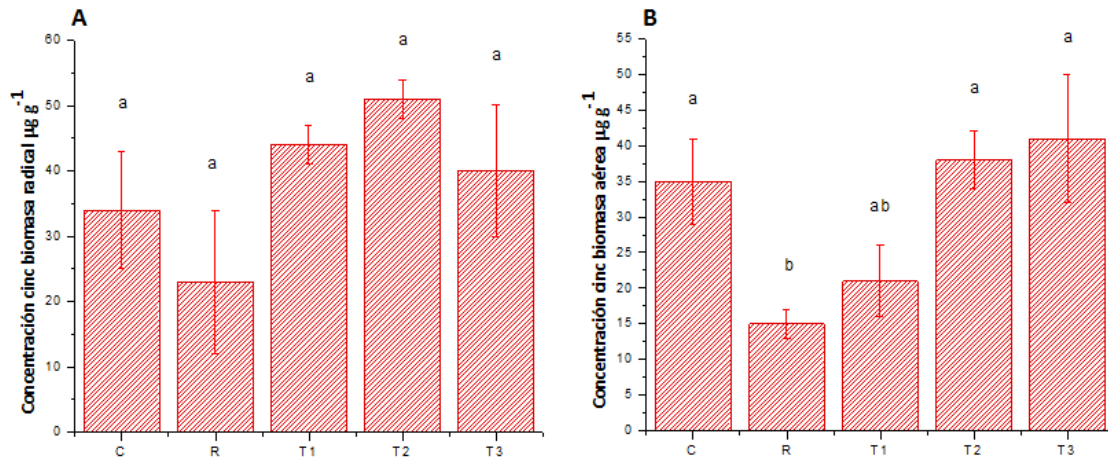


Figura 56: Concentración de cinc ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Muehlenbeckia hastulata* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cinc medida en la biomasa radical presentó diferencias significativas (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,10978$), mientras que la correspondiente a la biomasa aérea no presentó diferencias significativas. En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $34 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos presentaron contenidos que se encontraron entre el rango de 23 a $51 \mu\text{g g}^{-1}$. Para los tratamientos donde se aplicó el acondicionador, el T2 fue el que presentó el mayor aumento de la concentración con un 50%, seguido por T1 y T3 con un aumento del 29% y 18%. Para el suelo de relave se obtuvo una disminución en la concentración en un 32% respecto al control.

En el caso de la biomasa aérea el control presentó un contenido de cinc de $35 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de 15 a $41 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento T3 fue el que presentó el mayor aumento en la concentración aumentando en un 17% respecto al control. T2 presentó un aumento del 9%, mientras que T1 y suelo de relave presentaron una disminución del 40% y 57% respecto al control.

La concentraciones obtenidas de cinc en la biomasa radical fueron mayores a la presentada en la biomasa aérea, por lo que podríamos decir que esta especie es capaz de desarrollar mecanismos para acumular, excluir o transportar este metal. Ahora bien el mecanismo el cual el Zn es absorbido por las raices no ha sido definido con precisión. Sin embargo, en la planta es frecuente que las raices contengan mucho más Zn que la parte aérea.

En los tratamientos donde se aplicó el acondicionador humus de lombriz se obtuvo un aumento de la concentración con respecto al control, lo que podría explicarse a la relación generada entre la materia orgánica y los metales, ya que es importante en la biodisponibilidad de los metales debido a su alta capacidad de formar complejos (Reichman, 2002). Los grupos carboxilatos de la materia orgánica forman complejos estables con los metales. De esta forma los metales pesados quedan absorbidos en la materia orgánica del suelo y en otras formas de materia orgánica humificada. Por lo tanto al aumentar la cantidad de materia orgánica en el suelo también aumenta la formación de complejos órgano- metálicos.

Las concentraciones de cinc registradas se encuentran en el rango de normal (27 a 150 mg kg⁻¹), según Kabata y Pendias (2010). En el caso de presentarse dentro del rango de excesiva o tóxica, el cinc podría acumularse en la canopia y generar síntomas de toxicidad en las plantas, tales como; clorosis o crecimiento reducido de la planta, ya que actúa inhibiendo la fijación de CO₂, el transporte de los hidratos de carbono en el floema y altera la permeabilidad de la membrana celular (Efroymsen *et al.*, 1997).

6.4.1.3. *Cestrum parqui* (Palqui)

En la siguiente figura se presentan las concentraciones encontradas en la biomasa radical y aérea de cobre en cada tratamiento.

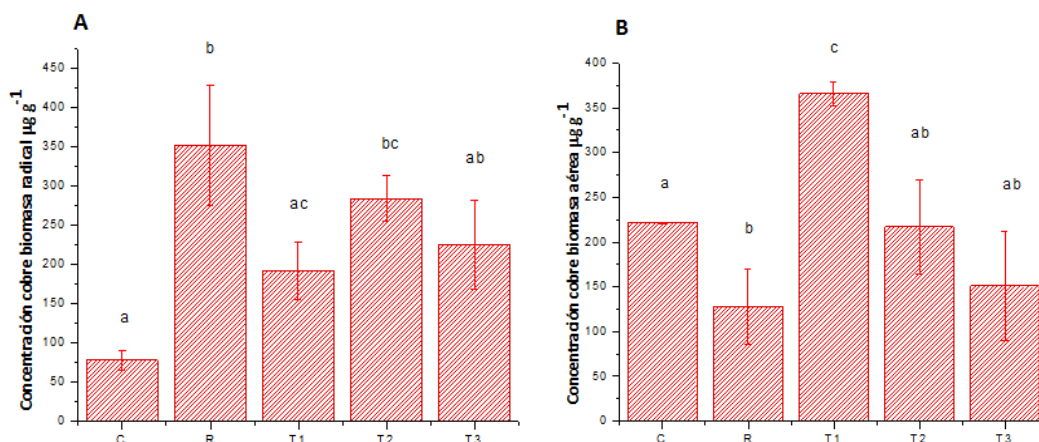


Figura 57: Concentración de cobre ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Cestrum parqui* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cobre medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los tratamientos y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00208$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 1,24148\text{E-}4$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $78 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos presentaron contenidos superiores que se encontraron entre el rango de 192 a $352 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento suelo de relave fue el que presentó mayor aumento de la concentración aumentando en un 349% con respecto al control. Para los tratamientos donde se aplicó el acondicionador, el tratamiento T2 correspondiente al tratamiento donde se aplicó un 6% del acondicionador fue el que presentó mayor aumento de la concentración de cobre aumentando en un 263%, seguido por T3 y T1 con un aumento del 188% y 145%.

En el caso de la biomasa aérea el control presentó un contenido de cobre de $221,8 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de 128 a $366 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento T1 fue el que presentó el mayor aumento en la concentración aumentando en un 65% respecto al control. Los tratamientos suelo de relave, T2 y T3 presentaron una

disminución del contenido de cobre disminuyendo en un 42%, 2% y 32% con respecto al control.

Los tratamientos donde se aplicó humus de lombriz presentaron contenidos de cobre superiores al suelo de control tanto para la biomasa radical como aérea, lo que podría deberse según Martínez y McBride (1999), Kiiikkila (2003) y Ruttens *et al.* (2006) a que la adición de materia orgánica a los suelos puede aumentar la cantidad de ligandos orgánicos solubles, los que forman complejos de baja solubilidad con muchos cationes metálicos como el Cu^{+2} . Este efecto puede significar un aumento en la movilidad del cobre y de otros cationes metálicos en las aguas de poro, aumentando su solubilización y, por ende, su disponibilidad para las plantas (Cárcamo, 2010). De esta forma, es frecuente que la materia orgánica del suelo sea el factor más importante en determinar la biodisponibilidad del cobre (del Castilho *et al.*, 1993). Además se ha observado también una alta capacidad de los tejidos de las raíces para almacenar cobre tanto en condiciones de deficiencia como de exceso de cobre en el medio.

Los niveles de cobre encontrados se sitúan sobre el rango de concentraciones críticas en las plantas (20-100 mg kg^{-1}), niveles sobre los cuales podrían presentarse efectos fitotóxicos (Kabata-Pendias y Pendias, 2010). Sin embargo, aun bajo condiciones de toxicidad de cobre, las plantas lo complejan, minimizando el daño potencial de altas concentraciones de iones libres de cobre (Welch y Shuman, 1995).

En la siguiente figura se presentan las concentraciones encontradas en la biomasa radical y aérea de molibdeno en cada tratamiento.

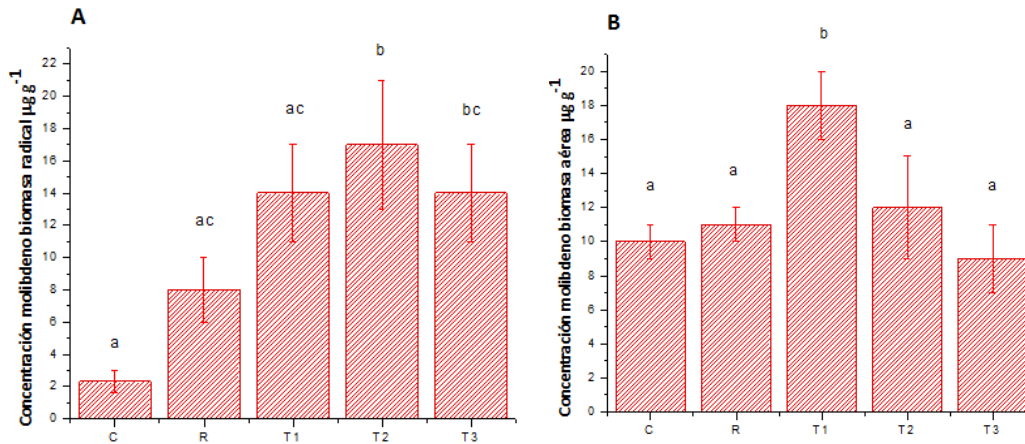


Figura 58: Concentración de molibdeno ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Cestrum parqui* en: **A)** biomasa radical y **B)** biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de molibdeno medida en la biomasa radical como biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 5,64431 \text{ E-4}$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 5,4692 \text{ E-4}$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $2,3 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos presentaron contenidos superiores que se encontraron entre un rango de 8 a $17 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento de suelo de relave presentó un aumento del 270% con respecto al control. Los tratamientos donde se aplicó el acondicionador presentaron un aumento en el contenido de molibdeno siendo el mayor T2 con un aumento del 653% seguido por T3 y T1 con un aumento del 513% y 300% con respecto al control.

Para la biomasa aérea el control presentó un contenido de molibdeno de $10 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de 9 a $18 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento suelo de relave presentó un aumento del contenido de molibdeno de un 9% con respecto al control. En el caso de los tratamientos donde se aplicó el acondicionador se obtuvo un

aumentó del contenido de molibdeno tanto para T1 como T2 en un 75% y 16%, mientras que T3 presentó una disminución del 16% respecto al control.

El contenido de molibdeno obtenidos fue superior en la biomasa radical que la biomasa aérea encontrándose dentro del rango de concentraciones críticas en las plantas ($10\text{-}50\text{ mg kg}^{-1}$) establecido por (Kabata-Pendias y Pendias, 2010). El molibdeno es más soluble en suelos alcalinos, asociándose principalmente a compuestos orgánicos e hidroxidos de hierro. Por esto el Molibdeno aumenta su solubilidad cuando se aplican enmiendas calcáreas en el suelo. El Molibdeno está disponible para las plantas bajo condiciones de oxidación, sin embargo, presenta especies móviles en condiciones de reducción (Mejía, 2011).

En la siguiente figura se presentan las concentraciones de cobalto obtenidas en la biomasa radical y aérea en cada tratamiento.

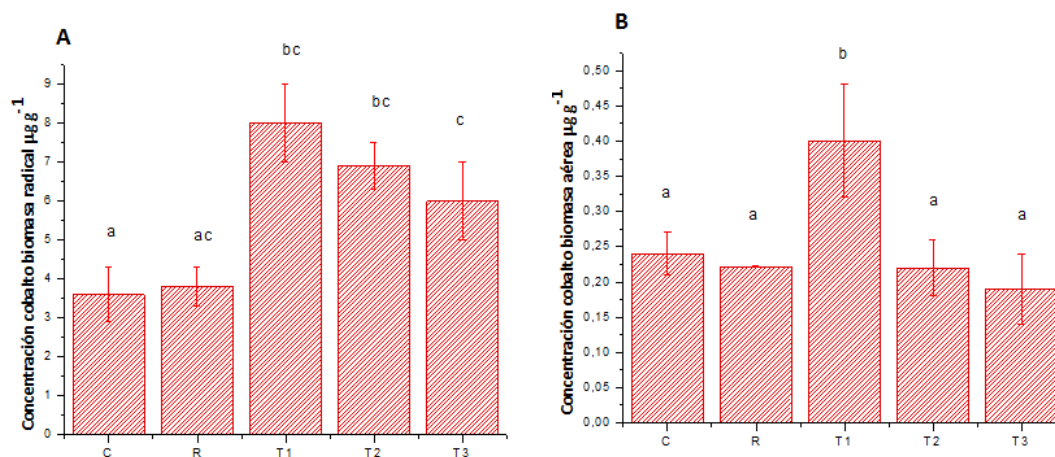


Figura 59: Concentración de cobalto ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Cestrum parqui* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cobalto medido en la biomasa radical como biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p =$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p =$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $3,6\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos

presentaron contenidos superiores que se encontraron entre un rango de 3,8 a 8 $\mu\text{g g}^{-1}$. Los distintos tratamientos presentaron un aumento en la concentración de cobalto con respecto al control. El suelo de relave presentó un aumento del 4%. En el caso de los tratamientos donde se aplicó el acondicionador el contenido de cobalto aumentó, siendo el mayor para el tratamiento T1 con un aumento del 130%, T2 con un aumento del 89% y T3 con un aumento del 74%.

Para la biomasa aérea el suelo de control presentó una concentración de 0,24 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron entre un rango de 0,19 a 0,40 $\mu\text{g g}^{-1}$. En este caso el tratamiento T1 aumentó el contenido de cobalto en un 66% respecto al control, mientras que el suelo de relave, T2 y T3 presentaron una disminución correspondiente al 8%, 8% y 23%.

El cobalto se trata de un elemento necesario, en muy bajas concentraciones, para el crecimiento de plantas. Valores altos de cobalto en suelos pueden impedir la asimilación por las plantas de Fe y Cu.

Las concentraciones de cobalto encontradas en la biomasa radical son superiores a las encontradas en la biomasa aérea. En el caso de las concentraciones de cobalto en la biomasa aérea estas se encuentran por debajo del límite de detección (<5 mg kg^{-1}). La disponibilidad del cobalto es muy dependiente del pH. Siendo más móvil conforme el pH desciende. En medios alcalinos es muy poco móvil.

En la siguiente figura se presentan las concentraciones obtenidas en la biomasa radical y aérea de hierro en cada tratamiento.

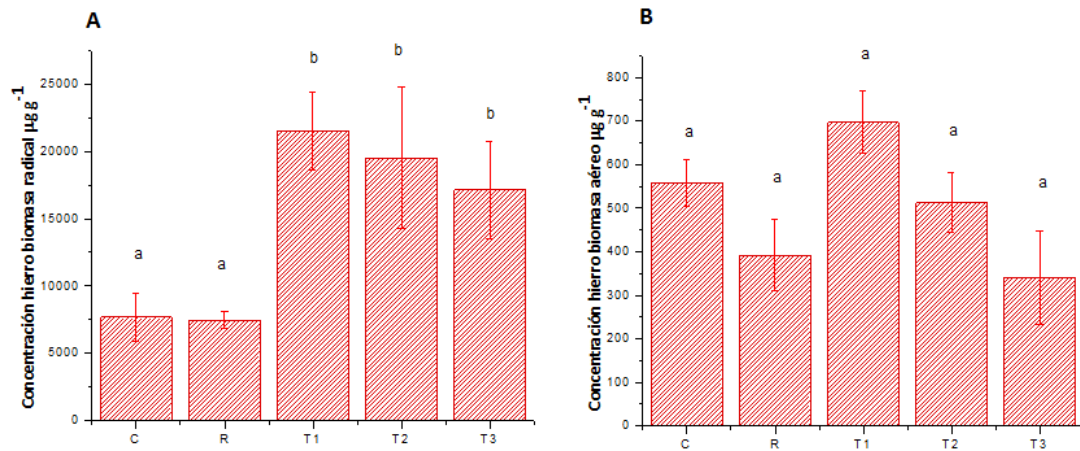


Figura 60: Concentración de hierro ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Cestrum parqui* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de hierro medida en la biomasa radical presentó diferencia significativa entre los distintos tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 6,60243 \text{ E-}4$). En el caso de la biomasa aérea no se presentó diferencia significativa entre los distintos tratamientos aplicados y el control. Para la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $7677 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de 7465 a $21507 \mu\text{g g}^{-1}$. De los tratamientos el suelo de relave presentó una disminución de la concentración en un 3% respecto al control, mientras que los tratamientos donde se aplicó el acondicionador presentaron un aumento de la concentración, siendo el mayor T1 con un aumento del 180%, seguido por T2 y T3 con un aumento del 154% y 123%.

En el caso de la biomasa aérea el suelo de control presentó una concentración de $558 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de 341 a $697 \mu\text{g g}^{-1}$. El suelo de relave presentó una disminución de la concentración en un 30%, mientras que en los tratamientos donde se aplicó el acondicionador se presentó un aumento para T1 del 25% y una disminución para T2 y T3 correspondiente a 8% y 39%.

Las cantidades de hierro encontradas fueron mayores para la biomasa radical que en la biomasa aérea. Resultados similares obtuvo Orchard y Ginocchio (2011) cuando evaluó experimentalmente la capacidad de establecimiento, de crecimiento y de movilización de metales a los tejidos aéreos de algunas especies vegetales nativas de la zona norte-centro con usos identificados, al ser transplantadas a relaves de cobre acondicionados. Santibañez (2005) también presentó en su estudio resultados donde la cantidad de hierro era mayor para la biomasa radical que aérea, pero la concentración en la biomasa aérea se encontraba en el rango normal comúnmente encontrado en las plantas ($75\text{-}200\text{ mg g}^{-1}$), mientras que la concentración encontrada en este estudio están sobre el rango normal, lo que podría causar toxicidad en la planta. La toxicidad de los metales pesados se potencia en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos, lo que facilita su solubilidad, disponibilidad y dispersión. La estabilidad de muchos de estos complejos frente a la degradación por los organismos del suelo es una causa muy importante de la persistencia de la toxicidad.

En la siguiente figura se presentan las concentraciones obtenidas en la biomasa radical y aérea de manganeso en cada tratamiento.

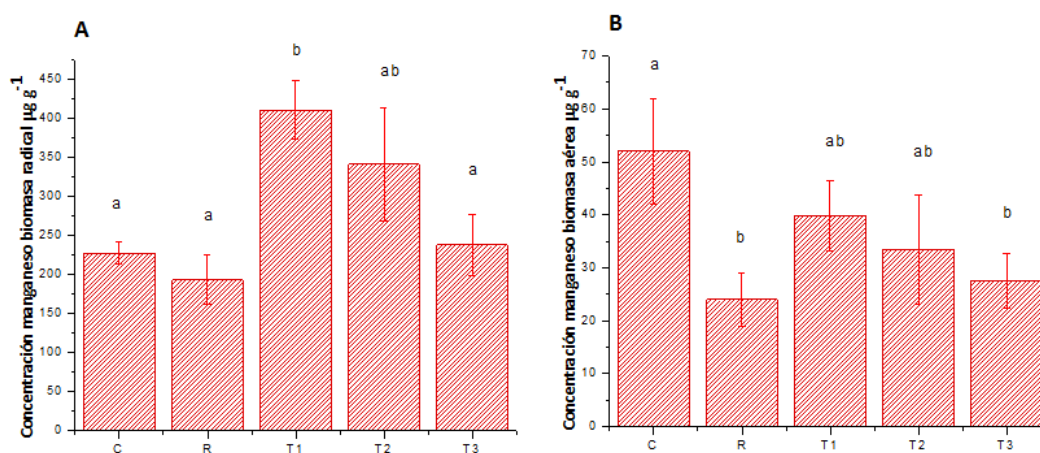


Figura 61: Concentración de manganeso ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Cestrum parqui* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de manganeso medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentan diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el tratamiento de control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 9,77481 \text{ E-}4$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00943$). En el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de manganeso de $227 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de 193 a $411 \mu\text{g g}^{-1}$. De los distintos tratamientos el suelo de relave presentó una disminución de la concentración de manganeso en un 15% con respecto al control. Los tratamientos T1, T2 y T3 donde se aplicó el humus de lombriz presentaron todos un aumento en la concentración, aumentando un 81% para T1, 50% en T2 y 4% en T3.

El suelo de control en la biomasa aérea presentó una concentración de $52 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en los tratamientos se presentó una concentración en un rango de 24 a $40 \mu\text{g g}^{-1}$. En este caso el suelo de relave presentó una disminución de la concentración de manganeso en un 54%. En los tratamientos donde se aplicó el humus de lombriz se presentó una disminución de la concentración en T1 y T2, presentando una baja del 24% y 36% respecto al control. Para el caso de T3 se presentó una disminución de la concentración en un 47%.

El manganeso disponible en algunos suelos es capaz de sustituir a elementos esenciales para las plantas (Kabata- Pendias, 2000). En estudios realizados en plantas de rábano y espinacas, se observó la tendencia del manganeso a acumularse en las hojas de rábano y un alto contenido en las hojas de espinacas y menos concentraciones en raíces de ambas plantas (Intawongse, 2006). Sin embargo, nuestros resultados difieren a lo mencionado anteriormente, ya que la concentración de manganeso fue mayor en la biomasa radical que en la biomasa aérea.

Las concentraciones encontradas son inferiores al rango de concentraciones excesivas o tóxicas para las plantas (20 a 500 mg kg^{-1}), pero la tendencia de este metal a pesar que puede ser un metal en menor grado absorbido por los suelos, es fácilmente absorbido por

las plantas y tiene mayor movilidad para llegar a las diferentes partes u órganos de la planta causando daños en las mismas (Prieto *et al.*, 2009). Cuando la disponibilidad de manganeso es elevada en el suelo (pH menor a 5,5 o mayor a 8) el manganeso es rapidamente traslocado dentro de la planta a otros órganos, por lo que es probable que en los tejidos de la raíz y el xilema no se encuentre ligado a moléculas orgánicas insoluble sino más bien en formas catiónicas libres, siendo traslocado principalente a los tejidos meristematicos (Mejía,2011).

En la siguiente figura se presentan las concentraciones obtenidas en la biomasa radical y aérea de cromo en cada tratamiento.

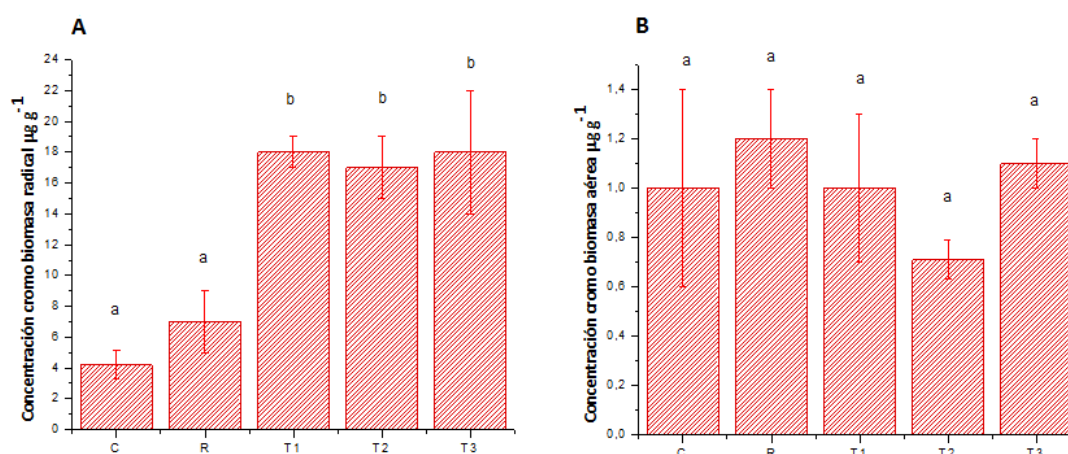


Figura 62: Concentración de cromo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Cestrum parqui* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de cromo medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 9,59465\text{E-}4$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,59822$). Para el caso de la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de cromo de $4,2 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en los tratamientos se presentó en un rango de 7 a $18 \mu\text{g g}^{-1}$. El suelo de relave presentó un aumento de la concentración en un 79% respecto al control, mientras que en los tratamientos donde se aplicó el humus de lombriz se presentó un aumento tanto para

T1,T2 y T3 aumentando T1 en un 341%, T2 en un 304% y T3 en un 324,1% respecto al control.

El suelo de control en la biomasa aérea presentó una concentración de cromo de $1 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en los tratamientos se presentó una concentración de 0,71 a $1,2 \mu\text{g g}^{-1}$. En este caso el suelo de relave presentó un aumento de la concentración en un 21%, mientras que en los tratamientos donde se aplicó humus de lombriz se presentó una disminución de la concentración tanto para T1 y T2 disminuyendo en un 1% T1 y en un 11% T2. En el caso de T3 este presentó un aumento en la concentración de cromo aumentando en un 11% respecto al control.

Las concentraciones de cromo encontradas fueron mucho mayores para la biomasa radical que la biomasa aérea. Resultados similares obtuvo Ximénez *et al.* (2006) en su estudio sobre la evaluación de la acumulación de metales pesados en *L. albus*, *L. luteus*, *L. angustifolius* y en *L. hispanicus*, mencionando que también obtuvieron concentraciones más altas de cromo en las raíces que en la parte aérea, esto podría explicarse a que la mayoría de los suelos contienen cantidades significativas de cromo, pero su disponibilidad para las plantas es limitada. El Cr (VI) es la forma más disponible (pero inestable) para las plantas en el suelo. Los cambios de pH y los exudados radicales pueden influenciar el estado de oxidación del Cr y con esto aumentar o disminuir la cantidad de cromo disponible para las plantas (Mejía, 2011). James y Bartlett (1984), observaron que la reducción del Cr (VI), seguida de la complejación del recién formado Cr (III), en la zona radical, puede aumentar la absorción y traslocación de cromo en raíces.

Las concentraciones de cromo se encuentran bajo el rango de concentraciones excesivas o tóxicas para las plantas (5 a 30 mg kg^{-1}) (Kabata- Pendias y Pendias, 2010). La toxicidad en las plantas por cromo es causada principalmente por los compuestos de cromo hexavalente (Mejía, 2011).

En la siguiente figura se presentan las concentraciones obtenidas en la biomasa radical y aérea de plomo en cada tratamiento.

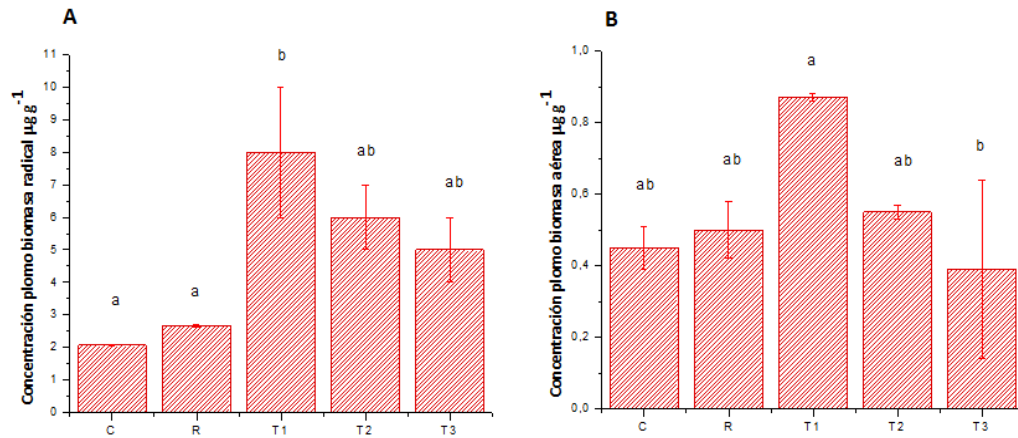


Figura 63: Concentración de plomo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de *Cestrum parqui* en: A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

La concentración de plomo medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00598$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,05333$). Para la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $2,07 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de $2,67$ a $8 \mu\text{g g}^{-1}$. De los distintos tratamientos el suelo de relave fue el que presentó el menor porcentaje de acumulación de cobre, alcanzando solo un 29% con respecto al control. En los tratamientos T1, T2 y T3 donde se aplicó el humus de lombriz hubo un aumento de la concentración de plomo, aumentando T1 en un 284%, T2 en un 180% y T3 en un 145% con respecto al control.

En el caso de la biomasa aérea el suelo de control presentó una concentración de $0,45 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los tratamientos se encontraron en un rango de $0,39$ a $0,87 \mu\text{g g}^{-1}$. El suelo de relave presentó un aumento de la concentración en un 12%, mientras que en los tratamientos donde se aplicó el acondicionador se presentó un aumento tanto para T1 como T2, donde hubo un aumento del 96% y 23% con respecto al control y en el caso de T3 hubo una disminución de la concentración en un 13%.

El contenido de plomo encontrado fue superior en la biomasa radical que en la biomasa aérea, lo que podría explicarse a que en algunas plantas el plomo es capaz de acumularse principalmente en las raíces siendo mínima su presencia en otras partes u órganos de los cultivos (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). Resultados similares obtuvo Santibañez (2005), en su estudio sobre la aplicación de biosólidos para la fitoestabilización de tranque de relave, donde el contenido de plomo fue superior en la biomasa radical que en la biomasa aérea de las plantas de Ballica. Según lo reportado por varios autores, el plomo puede causar diversos daños en las plantas y en diferentes grados de acumulación (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). Sin embargo, el contenido de plomo encontrado es considerablemente inferior al rango de concentraciones críticas en plantas (30-300 mg kg⁻¹) establecido por Kabata-Pendias y Pendias (2010). La adición de determinadas enmiendas como la adición de materia orgánica al suelo, el ajuste de pH, o la adición de algunos complejantes como zeolitas, beringita, fosfatos, carbonatos, etc., promueven la inmovilización de elementos tóxicos como As, Cd y Pb (Schoor, 2000; Malamed et al., 2003). Esto podría explicar que en los tratamientos donde se aplicó el humus de lombriz presentarán mayores niveles de plomo con respecto al suelo de control.

En la siguiente figura se presentan las concentraciones obtenidas en la biomasa radical y aérea de cinc en cada tratamiento.

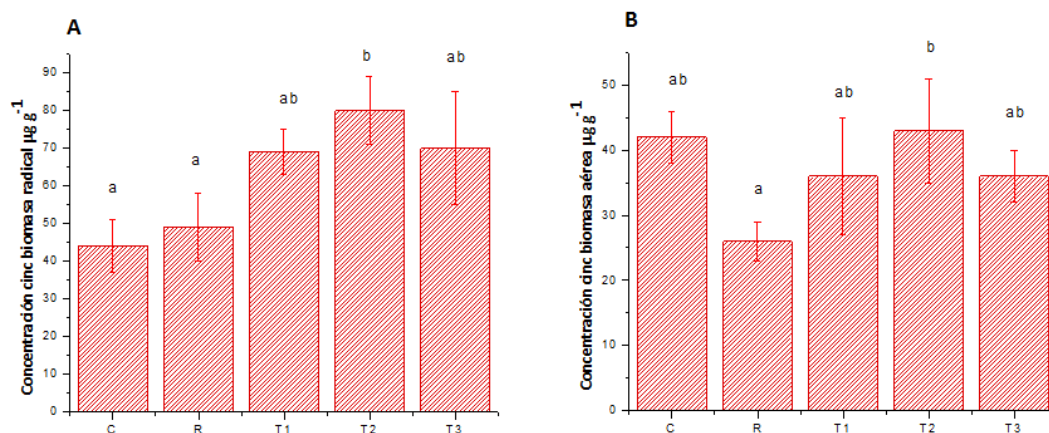


Figura 64: Concentración de cinc (µg g⁻¹) de *Cestrum parqui* en A) biomasa radical y B) biomasa aérea para cada tratamiento, letras distintas en minúsculas significan diferencias significativas (Tukey, p < 0,05).

La concentración de cinc medida en la biomasa radical y biomasa aérea presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el control (ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,00473$ y ANOVA, $p < 0,05$; $p = 0,0456$). Para la biomasa radical el suelo de control presentó una concentración de $44 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en los tratamientos se encontraron en un rango de 49 a $80 \mu\text{g g}^{-1}$. De los distintos tratamientos el suelo de relave fue el que presentó el menor porcentaje de acumulación de cinc, alcanzando solo un 11% con respecto al control. En los tratamientos T1,T2 y T3 donde se aplicó el humus de lombriz hubo un aumento de la concentración de cinc, aumentando T1 en un 57%, T2 en un 80% y T3 en un 58% con respecto al control.

En el caso de la biomasa aérea el suelo de control presentó una concentración de $42 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en los tratamientos se encontraron en un rango de 26 a $43 \mu\text{g g}^{-1}$. El tratamiento suelo de relave presentó una disminución en la concentración de cinc, disminuyendo en un 38% con respecto al control. En relación a los tratamientos donde se aplicó el humus de lombriz solo T2 presentó un aumento de la concentración en un 2%, mientras que T1 y T3 disminuyeron en un 14% y 14% con respecto al control.

El cinc es un metal móvil, por lo una vez dentro de la raíz, podría moverse rápidamente hacia la parte aérea de la planta. De acuerdo a nuestros resultados los niveles de cinc encontrados fueron superiores en la biomasa radical que en la biomasa aérea. Las concentraciones registradas de cinc se encuentran bajo el límite de toxicidad para tejido foliar (100 a 400 mg g^{-1}) establecido por Kabata- Pendias y Pendias (2010). Resultados similares obtuvo Santibañez (2005), en su estudio sobre la aplicación de biosólidos para la fitoestabilización de tranque de relave. Los resultados obtenidos podrían explicarse por el control que ejercen las proteínas transportadoras presentes en las membranas celulares, ya que le permiten a la planta modificar el ingreso y limitar el movimiento del metal en la planta, favoreciendo en muchos casos su acumulación en las raíces (Azpilicueta *et al.*, 2010). El mecanismo mediante el cual el Zn es absorbido por las raíces no ha sido definido con precisión. Sin embargo, el ingreso predominante es como cinc hidratado y Zn^{+2} , aun

cuando pueden ser absorbidos como complejos y quelatos orgánicos. En la planta es frecuente que las raíces contengan mucho más cinc que la parte aérea. En condiciones de exceso, el cinc se puede acumular en la canopia (Mejía, 2011).

6.5. Factor de Bioconcentración y Factor de Traslocación

6.5.1. *Schinus molle* (Pimiento)

En la siguiente tabla se presentan los resultados obtenidos de Factor de Bioconcentración calculados para cada tratamiento. Las letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Tabla 14: Factor de Bioconcentración (FB) de *Schinus molle* para cada tratamiento por metal y su correspondiente desviación estándar. Letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$)

Factor de Bioconcentración (FB)												
Tratamiento	Metales											
	Cu		Mo		Fe		Mn		Pb		Zn	
C	0,06 ± 0,02	a	0,14 ± 0,02	a	0,13 ± 0,03	a	0,7 ± 0,2	ab	1,2 ± 0,1	A	1,0 ± 0,5	a
R	0,27 ± 0,03	ab	0,26 ± 0,05	ac	0,11 ± 0,01	a	0,5 ± 0,1	ab	2,0 ± 0,3	A	0,83 ± 0,08	a
T1	0,344 ± 0,003	ab	0,6 ± 0,2	b	0,3 ± 0,1	b	1,3 ± 0,4	a	2,3 ± 0,6	A	2,2 ± 0,6	ab
T2	0,5 ± 0,2	b	0,5 ± 0,1	bc	0,14 ± 0,04	a	0,6 ± 0,2	ab	1,5 ± 0,1	A	2,1 ± 0,25	ab
T3	0,5 ± 0,1	b	0,42 ± 0,09	ab	0,11 ± 0,03	a	0,5 ± 0,2	ab	1,2 ± 0,1	A	2,7 ± 0,4	b

En la siguiente tabla se presentan los resultados obtenidos del Factor de Traslocación calculados para cada tratamiento. Las letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Tabla 15: Factor de Traslocación (TF) de *Schinus molle* para cada tratamiento por metal y su correspondiente desviación estándar. Letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Factor de Traslocación (FT)																
Tratamientos	Metales															
	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Mo	Pb	Zn								
C	9 ± 3	a	0,9 ± 0,3	a	0,27 ± 0,02	ab	0,11 ± 0,04	a	0,3 ± 0,2	a	0,73 ± 0,09	a	1,09 ± 0,01	a	0,9 ± 0,3	a
R	0,9 ± 0,2	b	1,17 ± 0,02	a	0,1035 ± 0,0004	a	0,12 ± 0,01	a	0,20 ± 0,04	a	0,35 ± 0,05	b	0,8 ± 0,1	ab	1,17 ± 0,02	a
T1	1,9 ± 0,1	b	0,8 ± 0,2	a	0,38 ± 0,02	b	0,08 ± 0,02	a	0,18 ± 0,06	a	0,3 ± 0,1	b	0,27 ± 0,04	bc	0,8 ± 0,2	a
T2	1,3 ± 0,6	b	0,95 ± 0,08	a	0,44 ± 0,06	b	0,2 ± 0,1	a	0,3 ± 0,1	a	0,4 ± 0,2	b	0,5 ± 0,2	bc	0,95 ± 0,08	a
T3	1,0 ± 0,2	b	0,75 ± 0,09	a	0,17 ± 0,09	b	0,13 ± 0,04	a	0,3 ± 0,1	a	0,31 ± 0,09	b	0,24 ± 0,05	c	0,75 ± 0,09	a

Los factores de Bioconcentración (FB) calculados para los metales Cu, Mo, Fe, Mn y Zn medidos, presentaron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados y el control (Tukey, $p < 0,05$). Para el caso del plomo no presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y el control.

El factor de bioconcentración (FB) fue expresado por la proporción de la concentración del metal en la raíz sobre la concentración en el suelo. Los valores superiores o igual a la unidad indican que la tasa de bioconcentración de la planta es alta, por lo tanto son consideradas acumuladoras o hiperacumuladoras, las que presenten valores entre 0,1 y 1 respectivamente, son consideradas como tolerantes y las que presenten valores $< 0,1$ se consideran como exclusoras (Mendieta y Taisigüe, 2014).

Los resultados obtenidos por los factores de bioconcentración para el Pimiento a los 94 días de desarrollo muestran que los tratamientos que superaron la unidad fueron: T1 para el manganeso, todos los tratamientos para el plomo y todos los tratamientos menos el control para el cinc, por lo tanto fueron consideradas como hiperacumuladoras para cada caso. Mientras que los tratamientos que presentaron valores entre 0,1 y 1 fueron: Todos los tratamientos para el molibdeno y hierro, y R, T1, T2 y T3 para el cobre, por lo que se consideraron como tolerantes. En el caso del manganeso solo C, R, T2 y T3 no superaron la unidad señalándose como tolerantes. Solo un caso presentó valores $< 0,1$ considerándola como exclusora al C para el cobre.

Los factores de traslocación calculados para los metales en su mayoría presentan diferencias significativas entre los tratamientos y el control. Los metales tales como Co, Cr, Mo y Pb presentaron diferencias significativas, mientras que Cu, Fe, Mn y Zn no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos y el control.

Los resultados del factor de traslocación calculados para Cr, Fe, Mn y Mo indican que estos metales no se traslocaron desde la raíz de la planta hacia las hojas, ya que el FT que

se registró fue inferior a 1. Para el caso de los metales Co, Cu y Pb y Zn se registró un FT > 1 por lo que los metales se traslocaron desde la raíz de la planta hacia las hojas. Para Co se registró un FT > 1 en Control, T1, T2 y T3, alcanzando el valor más alto Control. Para Cu se registró un FT > 1 para Relave. Para Pb se registró un FT > 1 en Control y para Zn se registró un FT > 1 en el tratamiento suelo de relave. Resultados similares fueron obtenidos por Durán (2010) en su estudio al determinar el factor de traslocación para plantas de *V. tinus* en suelo proveniente de la mina Les Masies, registrando un FT inferior a 1, indicando una baja traslocación de metales desde la raíz hacia la parte aérea, exceptuando Zn donde se registró un FT superior a 1.

Los resultados nos podrían indicar que el *Schinus Molle* presenta dificultad de transportar metales desde la raíz a la parte aérea (Durán, 2010). Lo que puede ser debido a un eficiente sistema de transporte (Zhao *et al.*, 2002) y/o, al almacenamiento de metales en vacuolas de las hojas y apoplastos (Lasat *et al.*, 2000).

6.5.2. *Muehlenbeckia hastulata* (Quilo)

En la siguiente tabla se presentan los resultados obtenidos de factor de bioconcentración calculados para cada tratamiento. Las letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Tabla 16: Factor de Bioconcentración (FB) de *Muehlenbeckia hastulata* para cada tratamiento por metal y su correspondiente desviación estándar. Letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$)

Factor de Bioconcentración (FB)												
Tratamiento	Metales											
	Cu		Mo		Fe		Mn		Pb		Zn	
C	0,09 ± 0,02	a	0,5 ± 0,1	a	0,29 ± 0,05	A	1,7 ± 8	a	2,7 ± 0,4	a	1,5 ± 0,4	a
R	0,14 ± 0,03	a	0,36 ± 0,06	a	0,07 ± 0,02	B	0,4 ± 9	b	0,7 ± 0,8	b	1,1 ± 0,5	b
T1	0,37 ± 0,09	b	0,6 ± 0,2	a	0,17 ± 0,05	Ab	0,6 ± 9	b	2,23 ± 0,08	a	2,0 ± 0,1	a
T2	0,26 ± 0,03	ab	0,55 ± 0,06	a	0,15 ± 0,01	Ab	0,7 ± 3	b	1,6 ± 0,2	ab	2,3 ± 0,1	ab
T3	0,28 ± 0,06	bc	1,3 ± 0,2	b	0,11 ± 0,03	B	0,58 ± 0,6	b	1,0 ± 0,2	b	1,8 ± 0,5	b

En la siguiente tabla se presentan los resultados obtenidos del factor de traslocación calculados para cada tratamiento. Las letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Tabla 17: Factor de Traslocación (FT) de *Muehlenbeckia hastulata* para cada tratamiento por metal y su correspondiente desviación estándar. Letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Factor de Traslocación (FT)																
Tratamiento	Metales															
	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Mo	Pb	Zn								
C	0,069 ± 0,003	a	5,2 ± 0,6	a	0,4 ± 0,2	a	0,059 ± 0,002	a	0,18 ± 0,07	a	0,36 ± 0,09	a	0,19 ± 0,01	a	1,2 ± 0,4	a
R	0,0158 ± 0,0002	a	0,6 ± 0,2	b	0,2 ± 0,2	a	0,075 ± 0,001	a	0,24 ± 0,08	a	0,17 ± 0,09	a	0,7 ± 0,2	b	0,7 ± 0,3	a
T1	0,13 ± 0,01	a	1,66 ± 0,05	b	0,14 ± 0,01	a	0,148 ± 0,007	a	0,3 ± 0,1	a	0,36 ± 0,03	a	0,27 ± 0,02	ab	0,49 ± 0,08	a
T2	0,1257 ± 0,0007	a	1,8 ± 0,2	b	0,15 ± 0,02	a	0,14 ± 0,03	a	0,180 ± 0,007	a	0,34 ± 0,08	a	0,23 ± 0,03	a	0,7 ± 0,1	a
T3	0,2 ± 0,1	a	0,8 ± 0,3	b	0,20 ± 0,02	a	0,22 ± 0,09	a	0,28 ± 0,03	a	0,18 ± 0,06	a	0,31 ± 0,19	ab	1,0 ± 0,5	a

Los factores de bioconcentración (FB) calculados para los metales Cu, Mo, Fe, Mn, Pb y Zn medidos, presentaron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados y el control (Tukey, $p < 0,05$).

El factor de bioconcentración (FB) fue expresado por la proporción de la concentración del metal en la raíz sobre la concentración en el suelo. Los valores superiores o iguales a la unidad indican que la tasa de bioconcentración de la planta es alta, por lo tanto son consideradas acumuladoras o hiperacumuladoras, las que presenten valores entre 0,1 y 1 respectivamente, son consideradas como tolerantes y las que presenten valores $< 0,1$ se consideran como exclusoras (Mendieta y Taisigüe, 2014).

Los resultados obtenidos por los factores de bioconcentración para el Quilo a los 94 días de desarrollo muestran que los tratamientos que superaron la unidad fueron: T3 para el caso del molibdeno, Control para el caso del manganeso, Control, T1, T2 y T3 para el plomo y todos los tratamientos para el caso del cinc, clasificando a esta especie como hiperacumuladoras para estos metales. Los tratamientos que no superaron la unidad fueron todos los tratamientos menos el control en el caso del cobre, C, R, T1 y T2 para el molibdeno y C, T1, T2 Y T3 para el hierro; y para el caso del manganeso R, T1, T2 y T3. Por lo tanto estos tratamientos fueron considerados como tolerante a estos metales. Solo en el caso de control para cobre y relave para hierro obtuvieron valores $< 0,1$ considerándolas como exclusoras.

La determinación del factor de Traslocación nos permitirá relacionar la acumulación de metales en la parte aérea con respecto a la raíz y es usado para medir la efectividad de la planta en la traslocación de metales pesados desde la raíz hacia la parte aérea (Durán, 2010). Un FT inferior a 1 hace referencia a que los metales pesados permanecen en las raíces de las plantas fitoestabilizadoras y que hay baja traslocación de metales hacia la parte aérea de la planta (Durán, 2010).

Al determinar el factor de traslocación para los metales de la especie *Muehlenbeckia hastulata*, se pudo observar que en la mayoría no hubo diferencias significativas entre los tratamientos y el control. Los metales correspondientes a Co, Cr, Fe, Mn, Mo, Zn no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos y el control, mientras que para el Cu y Pb si se presentó.

Los resultados del factor de traslocación calculados nos indican que para el caso de los metales Co, Cr, Fe, Mn, Mo, y Pb no hubo traslocación desde la raíz de la planta a las hojas, ya que el FT resultó ser menor a 1. Para el caso del Cu y Zn se presentaron valores mayores a 1, es decir estos dos metales se traslocaron desde la raíz de la planta a las hojas. En el caso del Cu se registró $FT > 1$ en Control, T1 y T2 obteniendo el mayor FT el control, y en el caso del Zn se registró $FT > 1$ en Control y T3 obteniendo el mayor FT el control. Resultados similares se obtuvieron en el estudio de Durán (2010) al determinar el factor de traslocación en plantas de *B. triplinervia* crecidas en suelo fuertemente contaminado, proveniente de la mina Carolina, donde tuvieron un valor FT inferior a 1, indicando una baja traslocación de metales desde las raíces a la parte aérea; y por lo tanto, la inmovilización de metales pesados en la zona radical.

Los resultados obtenidos para el *Muehlenbeckia hastulata* nos podrían indicar que esta especie acumuló más metales pesados en la raíz que en la parte aérea por lo que tiende a inhibir la traslocación de los metales pesados a la parte aérea y los almacenan preferentemente en la raíz. Razón por la cual se ha ubicado dentro de la categoría de plantas, que han desarrollado como mecanismos de tolerancia, la exclusión de metales pesados en la raíz.

6.5.3. *Cestrum parqui* (Palqui)

En la siguiente tabla se presentan los resultados obtenidos de factor de bioconcentración calculados para cada tratamiento. Las letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Tabla 18: Factor de Bioconcentración (FB) de *Cestrum parqui* para cada tratamiento por metal y su correspondiente desviación estándar. Letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Factor de Bioconcentración (FB)												
Tratamiento	Metales											
	Cu		Mo		Fe		Mn		Pb		Zn	
C	0,15 ± 0,02	a	0,05 ± 0,02	a	0,21 ± 0,05	a	1,47 ± 0,09	a	1,38 ± 0,02	a	2,0 ± 0,3	a
R	0,7 ± 0,1	b	0,20 ± 0,04	ac	0,20 ± 0,02	a	1,2 ± 0,2	a	1,78 ± 0,02	a	2,2 ± 0,4	a
T1	0,36 ± 0,07	ac	0,21 ± 0,03	ac	0,59 ± 0,08	b	2,7 ± 0,2	b	5 ± 1	b	3,2 ± 0,3	ab
T2	0,54 ± 0,05	bc	0,40 ± 0,09	b	0,59 ± 0,08	b	2,2 ± 0,5	ab	3,9 ± 0,8	ab	3,6 ± 0,4	b
T3	0,4 ± 0,1	ab	0,33 ± 0,08	bc	0,5 ± 0,1	b	1,5 ± 0,3	a	3,4 ± 0,9	ab	3,2 ± 0,7	ab

En la siguiente tabla se presentan los resultados obtenidos del factor de traslocación calculados para cada tratamiento. Las letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Tabla 19: Factor de traslocación (FT) de *Cestrum parqui* para cada tratamiento por metal y su correspondiente desviación estándar. Letras distintas significan diferencias significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Factor de Traslocación (FT)												
Tratamientos	Metales											
	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Mo	Pb	Zn				
C	0,07 ± 0,02 A	2,9 ± 0,5 a	0,23 ± 0,06 a	0,000034 ± 0,000007 a	0,23 ± 0,05 a	5 ± 2 A	0,21 ± 0,03 a	1,0 ± 0,2 a				
R	0,059 ± 0,008 Ab	0,4 ± 0,2 b	0,159 ± 0,009 a	0,000034 ± 0,000003 a	0,13 ± 0,03 b	1,4 ± 0,3 b	0,19 ± 0,03 a	0,53 ± 0,07 b				
T1	0,047 ± 0,004 Ab	2,0 ± 0,4 a	0,05 ± 0,02 b	0,000012 ± 0,000002 b	0,10 ± 0,01 b	2,1 ± 0,3 abc	0,12 ± 0,04 a	0,5 ± 0,1 b				
T2	0,032 ± 0,006 B	0,8 ± 0,1 b	0,04 ± 0,01 b	0,000013 ± 0,000003 b	0,10 ± 0,04 b	0,7 ± 0,1 bc	0,10 ± 0,02 a	0,54 ± 0,06 b				
T3	0,0322 ± 0,0002 B	0,8 ± 0,1 b	0,07 ± 0,03 b	0,000015 ± 0,000004 b	0,105 ± 0,004 b	0,7 ± 0,3 C	0,10 ± 0,08 a	0,51 ± 0,04 b				

El factor de bioconcentración (FB) fue expresado por la proporción de la concentración del metal en la raíz sobre la concentración en el suelo. Los valores superiores o igual a la unidad indican que la tasa de bioconcentración de la planta es alta, por lo tanto son consideradas acumuladoras o hiperacumuladoras, las que presenten valores entre 0,1 y 1 respectivamente, son consideradas como tolerantes y las que presenten valores $<0,1$ se consideran como exclusoras (Mendieta y Taisigüe, 2014).

Los resultados obtenidos por los factores de bioconcentración para el Palqui a los 94 días de desarrollo muestran que los tratamientos que superaron la unidad fueron: Todos los tratamientos incluido el control para manganeso, plomo y cinc. Estos resultados indicaron que el Palqui puede denominarse como especie hiperacumuladora para estos metales. Los tratamientos que no superaron la unidad fueron todos los tratamientos en el caso del cobre y hierro, y R, T1, T2 Y T3 para el molibdeno. Por lo tanto esta especie es tolerante para estos metales. Solo en el caso del control en el molibdeno se obtuvo un valor $< 0,1$, denominándola como exclusora.

Los factores de traslocación presentaron diferencias significativas para los metales Co, Cu, Cr, Fe, Mn y Zn. Mientras que para el Pb no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos y el suelo de control.

Los resultados del factor de traslocación calculados para Co, Cr, Fe, Mn y Pb indican que estos metales no se traslocaron desde la raíz de la planta hacia las hojas, ya que el FT resultó ser inferior a 1. Para Cu, Mo y Zn se registró un $FT > 1$ por lo que los metales se traslocaron desde la raíz hacia las hojas. Para Cu se registró un $FT > 1$ en Control y T1. Para Mo se registró un $FT > 1$ en Control, R y T1 y para Zn se registró un $FT > 1$ en Control. Resultados similares se han obtenidos al estudiar distintas especies, tales como; *Polypodium vulgare* L (familia Polygonaceae), *Ruscus aculeatus* L (familia Liliaceae), *Viburnum tinus* L (familia Caprifoliaceae) *Rubia peregrina* (familia Rubiaceae) y *Dactylis glomerata* L (familia Graminaceae), han sido recolectadas en suelos contaminados por

antiguas actividades mineras de la mina abandonada Les Masies y han acumulado cantidades superiores a las normales de metales pesados, principalmente en la raíz (Durán, 2010) .

Los resultados obtenidos para el *Cestrum parqui* nos podrían indicar que es una especie que ha podido desarrollar mecanismos de tolerancia hacia los metales pesados, ya sea acumularlos en las raíces, excluir o limitar la traslocación a la parte aérea, por lo que se podría considerar como eficiente para la fitoestabilización de metales pesados en los suelos (MacGrath y Fang, 2003).

7. Conclusiones

La enmienda orgánica seleccionada para este estudio favoreció el crecimiento y diámetro de la planta de las distintas especies estudiadas. Los mejores resultados se obtuvieron en el tratamiento T3 (91% suelo de relave: 9% humus de lombriz) con lo que se puede concluir que las enmiendas orgánicas utilizadas para acondicionar los relaves ayudan a incrementar la fertilidad y la calidad de éste, en especial, las propiedades microbiológicas y químicas de los sustratos experimentales.

Las plantas *Schinus molle*, *Muehlenbeckia hastulata* y *Cestrum parqui* mostraron la capacidad de sobrevivir y crecer en suelos con un alto contenido de metales pesados y tienen la habilidad de acumularlos en sus tejidos.

En cuanto a *Schinus molle* se puede concluir que:

- El tratamiento T1 en el que se utilizó la menor cantidad de humus de lombriz (97% suelo de relave: 3% humus de lombriz), sería la mejor opción para la realización del proyecto, ya que fue el que presentó los mejores resultados en cuanto a la acumulación de metales pesados en raíces.
- En todos los tratamientos para el caso del molibdeno y hierro el factor de traslocación y de bioconcentración indican a esta especie como excluyente para la fitoestabilización.

En cuanto a *Muehlenbeckia hastulata* se puede concluir que:

- El tratamiento T1 en el que se utilizó la menor cantidad de humus de lombriz (97% suelo de relave: 3% humus de lombriz), podría ser la mejor opción para esta especie debido a que presentó los mejores resultados para la mayoría de los metales pesados.

- En todos los tratamientos para el caso del hierro el factor de traslocación y de bioconcentración indican a esta especie como exclusora y por lo tanto apta para la fitoestabilización.

En cuanto *Cestrum parqui* se puede concluir que:

- El tratamiento T1 en el que se utilizó la menor cantidad de humus de lombriz (97% suelo de relave: 3% humus de lombriz), sería la mejor opción para la fitoestabilización ya que presentó los mejores resultados respecto a la acumulación de metales pesados en la raíz.
- En todos los tratamientos para el caso del hierro el factor de traslocación y de bioconcentración con valores indican a esta especie como exclusora apta para la fitoestabilización.

La concentración de metales pesados en los tejidos vegetales se localizó principalmente en las raíces de las especies estudiadas. Este hecho refleja la existencia de mecanismos fisiológicos de las plantas, que les permitieron regular la absorción y traslocación interna de los metales. Por lo tanto se puede concluir que las especies seleccionadas para este estudio resultan ser pertinentes para llevar a cabo la fitoestabilización del Tranque de relaves Cauquenes.

8. Referencias bibliográficas

ADASME, C., ARRANZ, J., VALLADARES, R., FIDEL, L., LOAIZA, L., ARCEO Y CABRILLA, F., DE LOS SANTOS, J., PEREZ, G., LAPIDO, O., Pasivos Ambientales Mineros: Manual para el inventario de minas abandonadas o paralizadas [en línea] Asociación de Servicios de Geología y Minería Iberoamericanos (ASGMI) < http://www.asgmi.org/wp-content/uploads/2013/02/Manual_Inventario_PAM_Completo.pdf > [consulta: 22 junio 2014].

AGREN O., FRANKLIN O. Root: shoot ratios, optimization and nitrogen productivity. *Annals of Botany* 92:795-800, 2003.

ALLOWAY, B.J. (Ed). *Heavy metals in soils*. 2° edition, Springer Science y busines media, 1990. 368 p.

ATENCIO, P. Efecto de la aplicación de diferentes dosis de Humus de Lombriz y Bayfolan. [en línea] < <http://www.monografias.com/trabajos84/efecto-aplicacion-diferentes-dosis/efecto-aplicacion-diferentes-dosis2.shtml> > [consulta: 3 marzo 2015].

AZPILICUETA, C., PENA, L., GALLEGOS. Los metales y las plantas: entre la nutrición y la toxicidad. *CIENCIAHOY*, 20(116): 13-15, 2010.

BAKER, A. J. M. Accumulators and excluders- Strategies in the response of plants to heavy metals. *Jornal of plant nutrition*, 3(1-4): 643-654, 1981.

BENINCASA, M. M. P. *Análise de crescimento de plantas: noções básicas*. Jaboticabal: Funep, 2003. 41 p.

BERNAL, M. Pilar y CARPENA, R.O. Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos, *Revista ecosistemas*, 16(2): 1-3, 2007.

BERNIER, V. R. Análisis de suelo, Metodología e Interpretación. Centro regional de investigación Remehue. Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA, 2000, 7-14 pp.

BIODIVERSIDAD MEXICANA, Conocimiento y uso de especies para la reforestación [en línea] http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/reforestacion/pdf/3_anaca4m.pdf [consulta: 11 de marzo 2015]

BLOOM A.J., CHAPIN F.S., MOONEY H.A.. Resource limitation in plants-an economic analogy. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16:363-392, 1985.

CALLABA, A., ARRANZ, J.C., CALA, V., CHACÓN, E., GALLEGO, E., ALBERRUCHE, E., ALONSO, C., Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la comunidad de Madrid, Instituto Geológico y Minero de España, 2002, 185 p.

CAPUANA, M. Heavy metals and woody plants. *Biotechnologies for phytoremediation. iForest*, 4:7-15, 2011.

CÁRCAMO, V. Evaluación de la eficacia de diferentes enmiendas en la rehabilitación de suelos ácidos y contaminados con metales y metaloides en el valle de Puchuncaví, Región de Valparaíso. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniera en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile. Universidad de Chile, 2010. 27-48p.

CARRASCO, M., LEÓN O., ACEVEDO E., Metales pesados y Biodisponibilidad [en línea] Santiago de Chile, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas <

<http://www.xcnsc.uchile.cl/poster%20XCNCs/85.%20Poster%20Biodiponibilidad-A.Carrasco-et%20al-2005.pdf> > [consulta: 22 junio 2014].

CARRILLO, R. y GONZALEZ, C. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, 144: 84-92, 2006

CASIERRA-POSADA, Fánor y POVEDA, Jeimy. La toxicidad por exceso de Mn y Zn disminuye la producción de materia seca, los pigmentos foliares y la calidad del fruto en fresa (*Fragaria sp.cv. Camarosa*). *Agronomía colombiana* 23(2): 283-289, 2005.

CHILEFLORA. *Cestrum parqui* (Palqui / Parqui / Hediondilla) [en línea] < <http://www.chileflora.com/Florachilena/FloraSpanish/LowResPages/SL0007.htm> > [Consulta: 27 noviembre 2014].

CONTRERAS, F., PAOLINI, J., RIVERO C. Efecto de la adición de enmiendas orgánicas sobre la cinética de la mineralización del carbono en suelos. *Revista Facultad Agronomía. Aragua, Venezuela* 31:37-52, 2006.

CUEVAS, J.G., SILVA, S.I., LEÓN-LOBOS, P., GINOCCHIO R., Nurse effect and herbivory exclusion facilitate plant colonization in abandoned mine tailings storage facilities in north-central Chile, *Revista Chilena de Historia Natural*, 86: 63-74, 2013.

Decreto Supremo N° 185. Reglamenta funcionamiento de establecimiento emisores de anhídrido sulfuroso, material particulado y arsénico en todo el territorio de la república. *Diario Oficial, Santiago*, 16 enero de 1992.

Decreto Supremo N° 132. Reglamento de seguridad minera. *Diario Oficial, Santiago*, 7 de febrero de 2004.

Decreto supremo N° 248. Reglamento para la aprobación de proyectos de diseño, construcción, operación y cierre de los depósitos de relaves. Diario Oficial, Santiago, 11 de abril de 2007.

DEL CASTILHO, P., CHARDON, W.J. and SALOMONS, W. Influence of Cattle- Manure Slurry Application on the Solubility of Cadmium, Copper, and Zinc in a Manured Acidic, Loamy-Sand Soil. JEQ, 22 (4):684-697, 1993.

DELGADO, Manlio. Humus de lombriz: Caracterización y valor fertilizante. [en línea] <http://www.lombricultura.cl/lombricultura.cl/userfiles/file/biblioteca/humus/CARAC%20Y%20VALOR%20FERTILIZANTE.pdf> [consulta: 3 marzo 2015].

DURÁN, Paola. Transferencia de metales de suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Prelitoral Catalana. Memoria presentada para optar al título de Doctora por la Universidad de Barcelona dentro del programa de “Biología Vegetal”, bienio2004-2006, del departamento de Biología Vegetal de la Universidad de Barcelona. Barcelona. Universidad de Barcelona, 2010. 155- 173p.

EFROYMSON, A.R., WILL, E.M., SUTTER, W.G., WOOTEN, A.C. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants. Department of Energy Office of Environmental Management Activities East Tennessee Technology Park, 1997.

EUN, S., YOUN, H., LEE Y. Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea Mays*. *Physiologia Plantarum* ,110(3): 357-365, 2000.

FASSBENDER, Hans. Capítulo 6 “Reacción de los suelos “. Análisis en suelos de América Latina [en línea]. Primera Edición. Editorial IIOCA, 1975, p 179. Disponible en: < <https://books.google.cl/books?id=EtIOAQAIAAJ&pg=PA179&dq=clasificacion+pH+segun>

+KCl&hl=es&sa=X&ei=R0aKVP_LC8blsQSurIHACA&ved=0CB0Q6AEwAA#v=onepage&q&f=false > [Consulta: 09 de diciembre 2014].

FELLET, G., MARMIROLI, M., MARCHIOL, L., Elements uptake by metal accumulator species grown on mine tailings amended with three types of biochar. *Science of the Total Environment*, 468- 469: 598-608, 2014.

FRANCO-HERNÁNDEZ, M.O., VÁSQUEZ-MURRIETA, M.S., PATIÑO-SICILIANO, A., DENDOOVEN, L., Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central Mexico *Bioresource Technology*, 101: 3864-3869, 2010.

FUNES, F. Experiencias cubanas en Agroecología. *Revista Agricultura Orgánica*, 3(2-3):10-14, 1997.

GALÁN, E. y ROMERO, A., Contaminación de Suelos por Metales Pesados, *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, (10): 48-60, 2008.

GANDARILLA, Benítez y ENRIQUE, Julio. Empleo del estiércol vacuno para mejorar un suelo improductivo de la provincia de Camaguey, Cuba. *Optar al grado de PhD en Ciencias Agrícolas*. Budapest. Instituto de Investigaciones para las Ciencias del Suelo y la Agroquímica de la Academia de Ciencias de Hungría, 1988, 9-10pp.

GARCÍA, I., DORRONSORO, C., Contaminación por metales pesados [en línea], Universidad de Granada, España < <http://www.edafologia.net/conta/tema15/introd.htm> > [consulta: 27 de noviembre 2014].

GARCÍA H., E. del R. y PEÑA C.B. *La pared celular, componente fundamental de las células vegetales*. UACH. Primera Edición. México, 1995.

GARCÍA, Diana. Efectos fisiológicos y compartimentación radicular en plantas de *Zea mays*. L. Expuestas a la toxicidad por plomo. Tesis (Doctora en Ciencias Biológicas). Universidad Autónoma de Barcelona, 2006. 95-110 p.

GHAVRI, Surendra y SINGH Rana. Phytotranslocation of Fe by biodiesel plant *Jatropha curcas* L. grown on iron rich wasteland soil. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 22 (4):235-243, 2010.

GREGER, Maria. Metal availability and bioconcentration in plants. En: *Heavy metal stress in plants*. Springer Berlin Heidelberg, 1999. p. 1-27.

GINOCCHIO, Rosanna y BAKER, Alan. Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region, *Revista Chilena de Historia Natural*, 77: 185-194, 2004.

GINOCCHIO, Rosanna. Y LEÓN-LOBOS Pedro. Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile. En su: *Guía N° 1: Metodología General*, Chile, 2011, 7-84.

GINOCCHIO, Rosanna., LEÓN-LOBOS, Pedro y BAKER, Alan. Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile. En su: *Guía N° 3: Flora y Vegetación Asociados a relaves mineros abandonados*, Chile, 2011, 64p.

GRIMALDO, Cinthya. Evaluación del efecto de enmiendas sobre la fitoestabilización de un suelo contaminado por Pb y Zn. Como requisito parcial para obtener el Grado de MAESTRÍA EN CIENCIAS con orientación en QUÍMICA ANALÍTICA AMBIENTAL. Universidad Autónoma de Nuevo León, 2011. 1-7, 41-58 p.

HALL J.L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53 (366): 1-11, 2002.

HOFFMANN, Adriana. Flora Silvestre de Chile zona central. 5° Edición, Chile, Fundación Claudio Gay, 1998a, 254p.

HOFFMANN, Adriana. El árbol Urbano en Chile. 3° Edición, Chile, Fundación Claudio Gay, 1998b, 255p.

INDUAMBIENTE (a). La Apuesta Verde, InduAmbiente, 14(80): 42-46, 2006.

INDUAMBIENTE (b). El cobre en el suelo, InduAmbiente, 14(80): 28-30, 2006.

INDUAMBIENTE. Ver y Creer: La Fitorremediación con el sistema Vetiver permite la descontaminación de aguas y suelos a bajo costo y de manera eficiente y poco invasiva, induambiente, 21(122): 124-125, 2013.

INTAWONGSE, M., DEAN, Jr. Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract. Food Addit Contam, 23(1): 36-38, 2006.

JAMES, Bruce, BARTLETT, Richmond J. Plant- Soil Interactions of Chromium. [En línea]. 1984.V, N°13
<<https://www.agronomy.org/publications/jeq/abstracts/13/1/JEQ0130010067?access=0&view=pdf>> [consulta 10 marzo 2015]

KABATA- PENDIAS, Alina. Trace Elements in Soils and Plants. 3° ed., New york, CRC Press, 2000, 432p.

KABATA-PENDIAS, Alina. Trace Elements in Soils and Plants. 4° ed. United States of America, CRC Press, 2010. 548p.

KALE, R., MALLESH, B.C., KUBRA B., BAGYARAJ D.J. Influence of vermicompost application on the available macronutrients and selected microbial populations in a paddy field. *Soil Biology and Biochemistry*: 24 (12): 1312-1320, 1992.

KIIKKILA, O. Heavy-metal pollution and remediation of forest soil around the Harjavalta Cu-Ni smelter, in SW Finland. *Silva Fennica* 37(3): 399-415, 2003.

LAGOS, Gustavo. 20 años de cambio ambiental minero. *Ambiente y Desarrollo de CIPMA*, 20 (2): 57-66, 2004.

LAGOS, G., BLANCO, H., TORRES, V., BUSTOS, B. Minería, Minerales y Desarrollo Sustentable en Chile: CIPMA. *Minería, Minerales y Desarrollo sustentable en América del Sur*, Chile, 2002. Pp. 341-440.

Ley N° 20.551. Regula el cierre de faenas e instalaciones mineras. *Diario oficial*, Santiago, 11 de noviembre de 2011.

Ley N° 19.300. Sobre bases generales del medio ambiente. Modificada por la ley 20.173 de 2007. *Diario Oficial*, Santiago, 9 de marzo de 1994.

Lombrices de tierra con valor comercial por Martha Reines Álvarez, "et al". La Habana, Cuba, Universidad de la Habana, 1998. 61p.

LASAT, M., PENCE, N., GARVIN, P., EBBS S., KOCHIAN L. Molecular physiology of zinc transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Experimental Botany*. 51(342): 71-79, January 2000.

LINHART, Yan y MICHAEL C. Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. *Review of Ecology and Systematics*, 27: 237-277, 1996.

MACGRATH, Steve y FANG Jie. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*. 14: 277- 282, 2003.

MALAMED, R., CAO X., CHEN MING, Q.. Field assessment of lead immobilization in a contaminated soil after phosphate application. *Science of The Total Environment*, 305(1-3):117-127, April 2003.

MARTÍNEZ C. y MCBRIDE M. Dissolved and labile concentrations of Cd, Cu, Pb, and Zn in aged ferrihydrite-organic matter systems. *Environmental Science & Technology*, 33(5): 745–750, 1999.

MÉNDEZ M. Y MAIER R. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Environmental Science & Bio/Technology*, 7: 47-59, 2008.

MENDIETA, Carla y TAISIGÜE, Katerine. Acumulación y traslocación de metales, metaloides y no metales en plantas nativas de la zona minera de Chontales: implicaciones para el potencial de fito-remediación. [En línea] <
http://biorem.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_biorem/education/research/methods/Accumulation-and-Translocation-metals-in-native-plants_Extended-abstract.pdf >
[consultado 17 de marzo 2015].

MEJÍA C. Metales Pesados en Suelos y Plantas: Contaminación y Fitotoxicidad. [en línea] <
<http://es.scribd.com/doc/204360496/METALES-PESADOS-EN-SUELOS-Y-PLANTAS-CONTAMINACION-Y-FITOTOXICIDAD#scribd> > [consulta: 09 marzo 2015]

MILPA-MEJIA, S., GONZALEZ-CASTELLANOS, A., GRENON-CASCALES, G. y VAZQUEZ-GARCIA, L. Cultivo en maceta de *Iris xiphium* L. (Iris de Holanda) con diferentes concentraciones de humus de lombriz y sus lixiviados. *Rev. Fac. Cienc. Agrar., Univ. Nac. Cuyo*, Mendoza, 2012.

MINSAL. Medicamentos herbarios tradicionales, 103 especies vegetales [en línea] < <http://web.minsal.cl/sites/default/files/files/Libro%20MHT%202010.pdf> > [Consulta: 11 de marzo 2015].

ORCHARD, Cristina y GINOCCHIO, Rossana. Establecimiento de especies nativas con potencial uso económico en relaves de cobre acondicionados del centro-norte de Chile. *Conservación Ambiental*, (1): 16-29, 2011.

OYARZÚN, Jorge. Evaluación de Impactos Ambientales [en línea]. Universidad de la Serena < http://www.aulados.net/Temas_ambientales/EIA/EIA_Jorge_Oyarzun.pdf > [consulta: 12 junio 2014].

OYANADER, Patricio. Cierre de Relaves en División El Teniente [en línea] Instituto de Ingenieros de Minas Chile < http://www.iimch.cl/documentos/elteniente_patricioyanader.pdf > [consulta: 6 de junio 2014].

PALIT S., SHARMA, A., TALUKDER, G. Effect of cobalt on plants. *The botanical review*. 60(2):149-181, 1994

PATEL, P.M., WALLACE, A., MUELLER, R.T. Some effects of copper, cobalt, cadmium, zinc, nickel, chromium on growth and mineral element concentration in chrysanthemum. *J. Am. Soc. Hortic. Sc*, 101(5):553-556, 1976.

PEREIRA, M.P., PEREIRA, F.J., FOGAROLI, F., DE OLIVEIRA, C., DE CASTRO, E. M., BARBOSA, S. Lead tolerance during germination and early growth of the Brazilian peppertree and the morpho-physiological modifications. *Revista de Ciencias Agrarias*. 56:72-79, 2013

PÉREZ, Aurelia. Dinámica y Efectos del Cobalto en el Sistema Suelo- Planta. Memoria (Doctor en Ciencias Químicas). Alicante. Universidad de Alicante, 1997. 39-62p.

PRIETO M. Judith, GONZÁLEZ, César, ROMÁN, Alma, PRIETO, Francisco. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 29-44, 2009.

RAMÍREZ, Nelson. GUÍA TÉCNICA DE OPERACIÓN Y CONTROL DE DEPÓSITOS DE RELAVES, [Documento Externo], Chile, 2007, SERNAGEOMIN, Departamento de Seguridad.

RASKIN, Ilya y ENSLEY, Burt (Ed). *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. New York, John Wiley & Sons, Inc. 2000, 193-229pp.

REICHMAN, M.S. *The Responses of Plants to Metal Toxicity: A review focusing on Copper, Manganese and Zinc*. Melbourne, Australia. Australian Minerals and Energy Environment Foundation, 2002.

RIOJA M., A. *Apuntes de Fitotecnia General*, E.U.I.T.A., Ciudad Real.2002.

RODRÍGUEZ, M. y SEVILLA. Efecto ecotoxicológico del cobre en el crecimiento de plántulas de *Schinus molle* L. "molle". *Rebiol* 30(2):11-15, 2010

RUDA DE SCHENQUER E., MONGIELLO A., ACOSTA A., *Contaminación y salud del suelo*, Universidad Nacional del litoral, facultad de ingeniería química, Argentina, Ediciones UNL, 2004. 99 p.

RUDAKOVA, E.V., KARAKIS, K.D., SIDORSHINA, E.T. The role of plant cell walls in the uptake and accumulation of metal ions. *Fiziol. Biochim. KultRast*, 20: 3-12, 1998.

RUTTENS, A., MENCH, M., COLPAERT, J., BOISSON, J., CARLEER, R. and VANGRONSVELD, J. Phytostabilization of a metal contaminated sandy soil. I: Influence of compost and/or inorganic metal immobilizing soil amendments on phytotoxicity and plant availability of metals. *Environmental Pollution* 144: 524-532, 2006.

SADZAWKA, A., CARRASCO, M., GREZ, R., MORA, M., FLORES, H., NEAMAN, A. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile [Guía]. Serie la Platina N°34, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile, 2006. 150 p.

SADZAWKA, R., A. Métodos de análisis de suelos. Serie la Platina N°16 [Guía], Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile, 1990.130p.

SANTIBAÑEZ, Claudia. Uso de Biosólidos de Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas para la Fitoestabilización de Tranques de Relaves. Programa de Doctorado en ciencias, Santiago de Chile, Universidad de Chile, 2005. 62p.

SCHAT H., LLUGANY M., BERNHARD, R. Metal-specific patterns of tolerance, uptake and transport of heavy metals in hyperaccumulating and nonhyperaccumulating metallophytes. En su: *Phytoremediation of Contaminates Soil and Water*. Boca Raton, Florida, CRC Press, 2000, 171-188.

SCHNOOR, J.L. "Phytostabilization of metals using hybrid poplar trees". En: RASKIN, Ilya y ENSLEY, Burt (Ed). *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. 2000, 133-150 pp.

SCHULDT, Miguel. *Lombricultura teoría y práctica*, España, Mundi-Prensa, 2006. 308p.

SONAMI. Chile País Minero [en línea], Santiago, Chile <
<http://www.sonami.cl/files/presentaciones/663/01.%20Chile%20País%20Minero%20SONAMI%20El%20Mercurio.pdf> > [Consulta: 16 junio 2014].

SEREGIN, I.V., IVANIOV, V.B. Histochemical investigation of cadmium and lead distribution in plants. *Fiziol Rast.* 44: 915-921, 1997.

SHANKER, A.K., CERVANTES, C., LOZA-TAVERA, H., AVUDAINAYAGAM, S. Chromium toxicity in plants. *Environment International*, 31: 739-753. 2005.

SMOLDERS, A.J.P. Y ROELOFS, J.G.M. The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulphide toxicity and oxidizing ability in the survival of *stratiotes aloides* roots at different iron concentrations in sediment pore water. *New phytal*, 133:253-260, 1996.

SOBRERO, M.C., RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). p: 71-79. En: *Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas*, G. Castillo, Ed., Ottawa, Canadá, 2004.

SUBHASHINI, V. y SWAMY, A.V.V.S. Phytoremediation of cadmium and chromium from contaminated soils using *physalis minima* linn. *American international journal of research in formal, applied & natural sciences.* 3(1): 119-122, 2013.

TJELL, J., HOVMAND, M., MOSBÆK, H. Atmospheric lead pollution of grass grown in a background area in Denmark. *Nature*, 280: 425-426, 1979.

The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils por Córdova, S., Neaman, A., González, I., Ginocchio, R., Fine, P. *Geoderma*, 166: 135-144, 2011.

VOLKE, T., VELASCO, J., DE LA ROSA, D., Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales: Instituto Nacional de Ecología, Mexico, 2005, 141p.

VULLO, Diana. Microorganismos y metales pesados: una interaccion en beneficio del medio ambiente. Revista QuímicaViva, 3(2): 93-104, 2003.

Wallace, A., G.V. Alexander y F.M. Chaudhry. 1977. Phytotoxicity and some interactions of the essential trace metals iron, manganese, molybdenum, zinc, copper, and boron. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 8(9), 741-50

WELCH, Ross y SHUMAN Larry. Micronutrient nutrition of plants. Critical. Reviews in Plant Science, 14(1):49-82, 01- 1995

WIERZBICKA M, ANTOSIEWICZ D. How lead can easily enter the food chain- a study of plant roots. Sci Total Environ 1: 423-429, 1993.

WONG, M., WONG, J.M.C., BAKER, A. Remediation and Management of degraded lands. CRC Press, 1999, 392p.

XIMÉNEZ, P., MADRID, Y., CÁMARA, C., CUADRADO, C., BURBANO, C., MÚZQUIZ M. Evaluation of Lupinus Species to Accumulate Heavy Metals from Waste Waters. International Journal of Phytoremediation, 3(4): 369-379, 2006.

XUE, S.G., CHEN, Y.X., REEVES, R., BAKER, A., LIN, Q., FERNANDO, D. Manganese uptake and accumulation by the hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa* Roxb. (Phytolaccaceae). Environmental Pollution, 131: 393-399. 2004.

ZAYED A.M. y TERRY N. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant Soil*, 249:139-156, 2003

ZBINDEN, Annelie. Evaluación del riego con agua clara de relave alta en molibdeno y sulfatos sobre la calidad del suelo y del forraje. Tesis (Magíster en Gestión y Planificación Ambiental. Santiago, Chile. Universidad de Chile, 2011. 74-96p.

ZHAO, Fang-Jie, HAMON, R., LOMBI, E., MCLAUGHLIN M., MCGRATH, S. Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi Caerulescens*. *Experimental Botany*, 53(368): 535- 543, March 2002.

Anexos

Anexo 1: Procedimientos de análisis fisicoquímicos realizados en el laboratorio de Química Analítica y Ambiental de la Universidad de Valparaíso

Medición de pH

Método: Suspensión y determinación potenciométrica

Materiales

- 20 gramos suelo seco de control (sustrato)
- 20 gramos suelo seco de relave
- Vasos precipitados de 250 ml
- Tampon pH 4, tampón pH 7 y tampón pH 10

Equipos

- Balanza analítica Shimanzu AUX 220
- Shaker (Sserinker Vs-201D)
- pH metro (HANNA pH 21/mV meter)

Procedimiento

- Se preparó una solución de KCL y CaCl₂ por lo que se pesó ≈ 19 g de KCl y ≈ 0,37 g de CaCl₂. Luego se procedió a disolver con agua desionizada. Una vez disuelta se afora a 250 ml con agua desionizada.
- Posteriormente se procedió a pesar 20 g de suelo seco tanto de control como de relave en vasos precipitados de 250 ml (por triplicado) utilizando una balanza analítica (Shimanzu AUX 220). Posteriormente se adiciono 50 ml de agua desionizada, luego se agito vigorosamente en un Shaker

(Sserinker Vs-201D) durante un periodo de 5 minutos a 320 rpm, luego se dejó reposar por un tiempo de al menos 2 horas.

- Se midió con el pH metro (HANNA pH21 pH/mV meter) el sobrenadante, pero el pH metro debe estar previamente calibrado con un tampón pH 4, tampón pH 7 y tampón pH 10. La medición por lo tanto se realiza introduciendo el sensor de pH en la suspensión de modo que su extremo inferior toque la interface suelo- agua.

Medición de Materia Orgánica

Método: Perdida por calcinación a 550 °C

Materiales

- 5 g de suelo de control y suelo de relave
- Crisoles

Equipos

- Balanza analítica (Shimanzu AUX 220)
- Mufia
- Desecador

Procedimiento

- Se pesaron 5 g de cada sustrato (control y relave) en un crisol previamente pesado en una balanza analítica (Shimanzu AUX 220). Se realizaron 3 réplicas por cada sustrato.

- Una vez pesados los suelos en los crisoles, se procedió a colocarlos en una mufla, donde se subió lentamente la temperatura hasta 550° C, manteniendo esto por un periodo de 2 horas.
- Los crisoles son sacados de la mufla y colocados en el desecador para disminuir su temperatura hasta alcanzar temperatura ambiente, posterior a esto se procedió a pesar los crisoles.

$$\text{Materia orgánica (\%)} = \frac{d-b}{d-c} \times 100$$

B: Masa del residuo de calcinación más el crisol (g)

C: Masa del crisol (g)

D: Masa del suelo seco más crisol (g)

Medición de Conductividad eléctrica

Materiales

- 20 g de suelo de control y relave
- Vasos precipitados de 250 ml
- 10 ml de agua desionizada por muestra
- Papel filtro
- Matraz de aforo de 125 ml

Equipos

- Shaker (Sserinker Vs- 210 D)
- Conductímetro (HANNA instruments HI 8733 conductivity meter)

Procedimiento

- Se pesaron 20 g de cada sustrato (control y relave) cada sustrato se realizó por duplicado en vasos precipitados de 250 ml y se le agregaron 100 ml de agua desionizada, incluyendo a esto 2 blancos. Se procedió agitar por un periodo de 30 minutos en un Shaker (Sserinker Vs-201D) a una velocidad de agitación suficiente para producir y mantener la suspensión.
- Se filtró utilizando papel filtro plegado y se colecto el filtrado en matraces de aforo de 125 ml para luego realizar la medición con un Conductímetro (HANNA instruments HI 8733 conductivity meter) previamente calibrado de acuerdo al catálogo del equipo.

CIC y determinación de las bases

-CIC capacidad de intercambio catiónico

- Determinación de las bases (Ca, Mg, K , Na)

Reactivos

Reactivos		Pureza	Procedencia
CH ₃ COONH ₄	Acetato de amonio	p.a	Merck
NAOH	Hidróxido de sodio	99%	Merck
NACL	Cloruro de sodio	95%	Merck
CH ₃ CH ₂ OH	Etanol	Absoluto	Merck
CH ₂ O	Formaldehido	37%	Merck
HNO ₃	Ácido nítrico	Supra puro	Merck

Preparación de soluciones

- Se preparó una solución de acetato de amonio a una concentración de 1 N, por lo que se pesaron 19,27 g de acetato de amonio, y se aforaron a 250 ml con agua desionizada.
- Se preparó una solución de hidróxido de sodio a una concentración de 0,1 N, por lo que se pesó 1 g de hidróxido de sodio en una balanza analítica (Shimanzu AUX 220) y se aforaron a 250 ml con agua desionizada.
- Se preparó una solución de cloruro de sodio al 10% para ello se pesaron 25 gramos de cloruro de sodio en una balanza analítica (Shimanzu AUX 220) y se aforaron a 250 ml con agua desionizada.
- Se preparó una solución de etanol 96% para ello se tomaron 240 ml de etanol absoluto y se aforaron a 250 ml de agua desionizada.

Procedimiento CIC

- Se pesaron 5 g de cada sustrato (control y relave) cada uno por triplicado, se le agregaron 30 ml de acetato de amonio en un matraz Erlenmeyer de 125 ml. Luego se agitó por 20 minutos en un Shaker (Sserinker Vs-201D) a una velocidad de 180 rpm.
- Se procedió a filtrar al vacío tomando el filtrado (líquido) para ser aforado a 250 ml con agua desionizada. A partir de este filtrado se procedió a determinar las bases.

- Se instaló nuevamente el sistema y el suelo residual se lavó por 3 veces con etanol al 96% para eliminar el acetato de amonio. Una vez hecho esto se retira el filtrado.
- Se instaló el sistema una vez más y al suelo residual se le agrego 50 ml de cloruro de sodio al 10%.
- A las aguas de filtrado se le agregaron 10 ml de formaldehido más 5 gotas de fenolftaleína. Posteriormente se valora con hidróxido de sodio 0,1 N hasta observar que la muestra toma un color rosa pálido.

$$CIC = \frac{V_{NaOH} \times C_{NaOH}}{g \text{ suelo}}$$

V: volumen utilizado en la valorización (ml)

C: concentración obtenida de la estandarización

G: gramos del suelo utilizados

Procedimiento determinación de bases (Ca, Mg, K,Na)

Del procedimiento anterior se utilizó el filtrado de las muestras. La medición se realizó con un espectrofotómetro de emisión atómica de plasma inductivamente acoplado (ICP- OES OPTIMA 2000 DV, PERKIN ELMER)

Curva de calibrado

Preparación solución patrón 100 pp.

Se tomaron 5 ml de solución patrón multielemental de 1000 ppm y se aforo a 50 ml con agua desionizada.

Se preparó la curva de calibrado en 6 aforos de 50 ml como muestra la siguiente tabla: se aforaron con agua desionizada.

Patrón 100 ppm (ml)	HNO ₃ supra puro (μL)	Ppm
0,125	350	0,25
0,500	350	1,00
2,50	350	5,00
5,00	350	10,00
10,00	350	20,00
20,00	350	40,00

Medición de metales disponibles

Principio: El suelo se extrae con solución de DTPA- CaCl₂ tamponada a pH 7,30.

Reactivos

Solución de DTPA(DTPA 0,005 M, CaCl₂ 0,01 M y TEA 0,1 M a pH 7,30)

Se disolvió 3,7598 g de trietanolamina (TEA, (HOCH₂CH₂)₃N), 0,4933 g de ácido dietiltri Aminopentaacético (DTPA) y 0,3769 g de CaCl₂ · H₂O en aproximadamente 100 ml de agua. La muestra se agitó en un shaker a 290 rpm hasta observar que el DTPA se encontraba disuelto. Se ajustó el pH de la muestra con HCL 1 M hasta alcanzar un pH 7,3±0,05. Una vez ajustado el pH de la muestra se aforo a 250 ml con agua desionizada.

Procedimiento

- Se pesaron 10 g de cada sustrato (control y relave) en un matraz Erlenmeyer y en una balanza analítica (Shimadzu AUX 220), cada muestra se analizó por triplicado y por duplicado en el caso de los blancos.
- A cada muestra se le agregó 20 ml de DTPA, y se agitaron en un Shaker (Sserinker Vs-201D) por un periodo de 2 horas a 180 rpm.
- Pasado el tiempo de agitación se filtró a través de un filtro de 110 mm Munktell. Luego se procedió a realizar la medición de las concentraciones de Mo, Mn, Zn, Cu, Pb y Fe, en un Espectrofotómetro de emisión atómica de plasma inductivamente acoplado (ICP-OES) OPTIMA 2000 DV, PERKIN ELMER.
- Los gases utilizados fueron argón y nitrógeno, ambos con pureza espectroscópica (AGA 99,999%)

Curva de calibrado

- Preparación del patrón de 10 ppm a partir del patrón multielemental de 1000 ppm y la solución estándar de molibdeno, se tomaron 250 μL y se añadieron 50 μL HNO_3 supra puro y se aforo a 250 ml con agua desionizada.
- Para la preparación de la curva de calibrado se añadieron las siguientes cantidades de aforo de 50 ml.

Patrón 10 ppm (μL)	HNO_3 supra puro (μL)	Ppb
25	50	5
50	50	10
100	500	20
250	50	50
500	50	100
1000	50	200
2000	50	400
4000	50	800

Determinación de metales en muestras vegetales

Reactivos

- H_2O_2 Peróxido de hidrogeno
- HNO_3 Ácido nítrico

Materiales

- Matraces Erlenmeyer
- 0,25 g de muestra
- Embudos
- Matraces de aforo
- Pipetas de 2 ml, 3ml y 10 ml
- Agua desionizada

Procedimiento

-En un matraz Erlenmeyer se pesaron 0,25 g de biomasa seca en una balanza Analítica.

-Para la pre-digestión se le añadió a los matraces agua regia en una proporción de 3 ml de HNO₃ y 9 ml de HCL concentrado. Inmediatamente se cubrieron con parafilm y se dejaron reposar durante 12 horas bajo campana.

-Sucedido el tiempo necesario, los matraces se calentaron en la placa calefactora a temperatura media alta por aproximadamente 10 minutos; luego se dejó enfriar por 20 minutos.

-Una vez frías se les agregó 10 ml de HNO₃ concentrado a cada matraz y se calentaron nuevamente hasta que el digesto se tornó semi-transparente evidenciando la eliminación de los vapores nitrosos. Posteriormente se dejó enfriar por 20 minutos.

-Se le adicionó por goteo 5 ml de agua oxigenada H₂O₂ y las muestras se pusieron a calentar nuevamente en la placa hasta la eliminación de burbujas y espuma producida por la añadidura de H₂O₂. Una vez que las muestras no presentaron burbujas y espuma (aprox. 40 minutos), se le adicionaron a cada matraz un embudo de vidrio y se dejaron refluir durante 5 horas.

-Pasadas las 5 horas las muestras se sacaron de la placa y se enjuagaron los embudos con un poco de agua desionizada, con la finalidad de devolver posibles residuos de muestra al matraz. Se dejaron enfriar por 20 minutos

-Ya enfriados los matraces se les agrego a cada uno 2 ml de HClO₄ concentrado y se volvieron a calentar las muestras en la placa con el motivo de evaporar a sequedad y reducir la acidez. Cuando desaparecieron los vapores densos de color blanco y el digesto estaba casi seco, se procedió a sacarlos de la placa e inmediatamente se lavaron las paredes de los matraces con una pequeña cantidad de agua desionizada teniendo el cuidado de no excederse ya que posteriormente se debe aforar.

-Finalmente cuando las muestras estuvieron frías se procedió a aforar a 25 ml con agua desionizada, guardando las muestras para el posterior análisis.

Notas:

Todo el procedimiento se debe hacer bajo campana.

El agua oxigenada se agrega por goteo ya que ocurre una reacción de burbujeo violento, por lo que hay que tener cuidado para no perder la muestra.

El ácido perclórico es inflamable por lo que al añadirlo a las muestras, los matraces deben ser limpiados con papel antes de ponerlo en la placa calefactora en caso que alguna gota haya caído fuera del recipiente.

Los tiempos son aproximados y variables a la naturaleza de las muestras por lo que hay que tener la precaución de vigilar el proceso en todo momento, para asegurar la integridad de las muestras.

Anexo 2: Parámetros Morfométricos

1. *Schinus molle*

Fecha Monitorios	Tratamientos	Altura	Diámetro Tallo	Diámetro planta
13 - 08 - 2014	Control	20 ± 4	0,6 ± 0	15 ± 3
	Relave	22,3 ± 0,9	0,63 ± 0,06	13 ± 3
	Tratamiento N°1	20 ± 2	0,58 ± 0,08	14 ± 2
	Tratamiento N°2	19,5 ± 0,3	0,6 ± 0	13 ± 1
	Tratamiento N°3	17,8 ± 0,4	0,5 ± 0,2	17 ± 2
27 - 08 - 2014	Control	22 ± 4	0,63 ± 0,06	16 ± 2
	Relave	25 ± 2	0,68 ± 0,03	13 ± 2
	Tratamiento N°1	24 ± 3	0,6 ± 0,1	15 ± 3
	Tratamiento N°2	23 ± 2	0,7 ± 0	14 ± 1
	Tratamiento N°3	22 ± 1	0,57 ± 0,03	15 ± 2
10 - 09 - 2014	Control	24 ± 3	0,67 ± 0,06	16 ± 3
	Relava	26 ± 2	0,72 ± 0,08	14 ± 1
	Tratamiento N°1	27 ± 2	0,7 ± 0,1	15 ± 3
	Tratamiento N°2	25 ± 2	0,7 ± 0	13 ± 0,9
	Tratamiento N°3	25 ± 2	0,6 ± 0	16 ± 3
24 - 09 - 2014	Control	27 ± 4	0,65 ± 0,05	19 ± 1
	Relave	29 ± 2	0,73 ± 0,06	13,7 ± 0,3
	Tratamiento N°1	28,8 ± 0,7	0,67 ± 0,06	17 ± 2
	Tratamiento N°2	29 ± 1	0,7 ± 0	19 ± 3
	Tratamiento N°3	28,5 ± 0,3	0,63 ± 0,06	25 ± 4
08 - 10 - 2014	Control	37 ± 3	0,67 ± 0,06	31 ± 6
	Relave	33,5 ± 0,8	0,8 ± 0,1	17 ± 1
	Tratamiento N°1	38 ± 4	0,7 ± 0,1	25 ± 4
	Tratamiento N°2	34 ± 2	0,7 ± 0	27 ± 3
	Tratamiento N°3	39 ± 2	0,68 ± 0,03	30 ± 5
22 - 10 - 2014	Control	45 ± 3	0,67 ± 0,06	35 ± 3
	Relave	35 ± 1	0,7 ± 0	19 ± 3
	Tratamiento N°1	47 ± 8	0,8 ± 0,1	28 ± 2
	Tratamiento N°2	38 ± 2	0,7 ± 0	28 ± 3
	Tratamiento N°3	50 ± 3	0,68 ± 0,03	31 ± 5
30 - 10 - 2014	Control	51,8 ± 0,2	0,7 ± 0	35 ± 3
	Relave	36 ± 3	0,75 ± 0	21 ± 4
	Tratamiento N°1	51 ± 7	0,8 ± 0,1	28 ± 2
	Tratamiento N°2	46 ± 3	0,75 ± 0,05	28 ± 3
	Tratamiento N°3	64 ± 4	0,68 ± 0,03	31 ± 5

2. *Muehlenbeckia hastulata*

Fecha Monitorios	Tratamientos	Altura	Diámetro Tallo
13 - 08 - 2014	Control	30 ± 10	0,6 ± 0,2
	Relave	29 ± 7	0,7 ± 0,1
	Tratamiento N°1	26,8 ± 0,7	0,6 ± 0,2
	Tratamiento N°2	26 ± 3	0,5 ± 0,1
	Tratamiento N°3	34 ± 5	0,5 ± 0,2
27 - 08 - 2014	Control	33 ± 12	0,7 ± 0,2
	Relave	25 ± 5	0,72 ± 0,08
	Tratamiento N°1	27 ± 1	0,7 ± 0,2
	Tratamiento N°2	27 ± 2	0,5 ± 0,1
	Tratamiento N°3	37 ± 3	0,5 ± 0,2
10 - 09 - 2014	Control	33 ± 11	0,7 ± 0,2
	Relava	26 ± 6	0,8 ± 0,1
	Tratamiento N°1	27 ± 2	0,7 ± 0,2
	Tratamiento N°2	26 ± 3	0,67 ± 0,06
	Tratamiento N°3	36 ± 4	0,5 ± 0,1
24 - 09 - 2014	Control	25 ± 6	4 0,7 ± 0,2
	Relave	24 ± 5	0,8 ± 0,1
	Tratamiento N°1	26 ± 5	0,7 ± 0,2
	Tratamiento N°2	21 ± 6	0,73 ± 0,06
	Tratamiento N°3	33 ± 7	0,5 ± 0,1
08 - 10 - 2014	Control	27 ± 7	0,7 ± 0,2
	Relave	24 ± 5	0,8 ± 0,1
	Tratamiento N°1	31 ± 4	0,7 ± 0,2
	Tratamiento N°2	24 ± 6	0,73 ± 0,06
	Tratamiento N°3	31 ± 6	0,5 ± 0,1
22 - 10 - 2014	Control	27 ± 8	0,7 ± 0,2
	Relave	25 ± 4	0,8 ± 0,1
	Tratamiento N°1	32 ± 3	0,7 ± 0,2
	Tratamiento N°2	24 ± 6	0,0,73 ± 0,06
	Tratamiento N°3	33 ± 6	0,5 ± 0,1
30 - 10 - 2014	Control	34 ± 4	0,7 ± 0,2
	Relave	24 ± 7	0,8 ± 0,1
	Tratamiento N°1	35 ± 8	0,7 ± 0,2
	Tratamiento N°2	28 ± 9	0,7 ± 0
	Tratamiento N°3	40 ± 13	0,5 ± 0,1

3. *Cestrum parqui*

Fecha Monitorios	Tratamientos	Altura \pm D. S	Diámetro Tallo \pm D. S	Diámetro planta \pm D.S
13 - 08 - 2014	Control	27 \pm 5	0,7 \pm 0,1	11 \pm 1
	Relave	26 \pm 3	0,43 \pm 0,06	10 \pm 4
	Tratamiento N°1	26 \pm 5	0,5 \pm 0	10 \pm 3
	Tratamiento N°2	24 \pm 1	0,53 \pm 0,06	9 \pm 1
	Tratamiento N°3	25 \pm 2	0,6 \pm 0,1	14 \pm 3
27 - 08 - 2014	Control	33 \pm 5	0,7 \pm 0,1	10 \pm 3
	Relave	31 \pm 4	0,55 \pm 0,09	11 \pm 1
	Tratamiento N°1	31 \pm 4	0,6 \pm 0,1	12 \pm 2
	Tratamiento N°2	30 \pm 3	0,53 \pm 0,06	11 \pm 2
	Tratamiento N°3	30 \pm 1	0,6 \pm 0,1	15 \pm 3
10 - 09 - 2014	Control	35 \pm 4	0,7 \pm 0,1	19 \pm 5
	Relava	32 \pm 4	0,6 \pm 0,2	13 \pm 3
	Tratamiento N°1	35 \pm 4	0,63 \pm 0,06	13 \pm 1
	Tratamiento N°2	31 \pm 2	0,5 \pm 0	18 \pm 2
	Tratamiento N°3	33 \pm 3	0,63 \pm 0,05	15 \pm 2
24 - 09 - 2014	Control	40 \pm 5	4 0,7 \pm 0,1	19 \pm 5
	Relave	33 \pm 2	0,57 \pm 0,06	13 \pm 1
	Tratamiento N°1	41 \pm 3	0,63 \pm 0,06	19 \pm 2
	Tratamiento N°2	32,9 \pm 0,3	0,57 \pm 0,06	20 \pm 1
	Tratamiento N°3	39 \pm 3	0,7 \pm 0,1	22 \pm 3
08 - 10 - 2014	Control	41 \pm 5	0,7 \pm 0,1	31 \pm 6
	Relave	34 \pm 2	0,6 \pm 0,1	17 \pm 1
	Tratamiento N°1	47 \pm 3	0,73 \pm 0,06	25 \pm 0,5
	Tratamiento N°2	33,5 \pm 0,5	0,57 \pm 0,06	27 \pm 2
	Tratamiento N°3	43 \pm 1	0,7 \pm 0,2	30 \pm 7
22 - 10 - 2014	Control	44 \pm 2	0,7 \pm 0,1	35 \pm 5
	Relave	35 \pm 1	0,8 \pm 0,3	19 \pm 2
	Tratamiento N°1	48 \pm 2	0,8 \pm 0,1	28 \pm 0,1
	Tratamiento N°2	42 \pm 4	0,8 \pm 0,1	28 \pm 7
	Tratamiento N°3	49 \pm 6	0,68 \pm 0,2	31 \pm 7
30 - 10 - 2014	Control	45 \pm 4	0,67 \pm 0,06	37 \pm 5
	Relave	35 \pm 3	0,6 \pm 0,1	13 \pm 2
	Tratamiento N°1	49 \pm 3	0,7 \pm 0,1	21 \pm 0,9
	Tratamiento N°2	51 \pm 10	0,6 \pm 0	33 \pm 2
	Tratamiento N°3	52 \pm 7	0,77 \pm 0,06	23,9 \pm 0,8

Anexo 3: Peso Seco Biomasa Radical y Aérea

1. *Schinus molle*

Tratamiento	Peso seco Biomasa Radical (g)	Peso seco Biomasa Aérea (g)
Control	10,3 ± 0,9	12,7 ± 0,4
Relave	11,32 ± 0,09	10,9 ± 0,5
T1	10,3 ± 0,5	12,3 ± 0,3
T2	10,6 ± 0,4	11,9 ± 0,5
T3	11,0 ± 0,5	14 ± 2

2. *Muehlenbeckia hastulata*

Tratamiento	Peso seco Biomasa Radical (g)	Peso seco Biomasa Aérea (g)
Control	12 ± 1	16 ± 2
Relave	13 ± 2	15 ± 3
T1	15 ± 3	17 ± 3
T2	14 ± 2	16 ± 2
T3	12 ± 4	16 ± 5

3. *Cestrum parqui*

Tratamiento	Peso seco Biomasa Radical (g)	Peso seco Biomasa Aérea (g)
Control	13 ± 1	12,4 ± 0,6
Relave	11,1 ± 0,7	9,3 ± 0,5
T1	12 ± 1	11,4 ± 0,8
T2	13 ± 2	11,3 ± 0,5
T3	15 ± 3	12,7 ± 0,2

Anexo 4: Concentración de metales biomasa radical y aérea.

1. *Schinus molle*

Metal	Tratamiento	Concentración Biomasa Radical ($\mu\text{g metal/g suelo}$)	Concentración Biomasa Aérea ($\mu\text{g metal/g suelo}$)
Cu	Control	33 \pm 11	284 \pm 80
	T3	252 \pm 57	231 \pm 2
	T2	282 \pm 94	352 \pm 44
	T1	183 \pm 2	378 \pm 60
	R	145 \pm 14	148 \pm 43
Mo	Control	8 \pm 1	6 \pm 1
	T3	25 \pm 5	7 \pm 1
	T2	31 \pm 8	10 \pm 2
	T1	36 \pm 10	11 \pm 1
	R	15 \pm 3	5 \pm 2
Zn	Control	23 \pm 11	19 \pm 3
	T3	59 \pm 10	40 \pm 6
	T2	47 \pm 5	41 \pm 5
	T1	48 \pm 12	39 \pm 4
	R	18 \pm 2	21 \pm 2
Fe	Control	4800 \pm 1108	498 \pm 50
	T3	4180 \pm 1055	527 \pm 47
	T2	5191 \pm 1496	809 \pm 103
	T1	11578 \pm 3619	874 \pm 38
	R	3977 \pm 424	489 \pm 109
Cr	Control	2,3 \pm 0,6	1,0 \pm 0,3
	T3	5 \pm 2	1,0 \pm 0,3
	T2	7,2 \pm 0,7	3,01 \pm 0,04
	T1	11 \pm 3	4 \pm 1
	R	9 \pm 1	0,9 \pm 0,1
Pb	Control	1,8 \pm 0,2	1,9 \pm 0,2
	T3	1,8 \pm 0,1	0,42 \pm 0,06
	T2	2,2 \pm 0,2	1,1 \pm 0,2
	T1	3 \pm 1	0,75 \pm 0,03
	R	3,0 \pm 0,4	2,23 \pm 0,07
Co	Control	1,7 \pm 0,8	0,11 \pm 0,03
	T3	1,3 \pm 0,4	0,18 \pm 0,03
	T2	3,0 \pm 0,4	0,24 \pm 0,07
	T1	5 \pm 2	0,5 \pm 0,2
	R	1,78 \pm 0,05	0,15 \pm 0,04
Mn	Control	102 \pm 32	33 \pm 3
	T3	79 \pm 28	22 \pm 1
	T2	97 \pm 27	28 \pm 3
	T1	204 \pm 68	33 \pm 2
	R	84 \pm 9	17 \pm 4

2. *Muehlenbeckia hastulata*

Metal	Tratamiento	Concentración Biomasa Radical ($\mu\text{g metal/g suelo}$)	Concentración Biomasa Aérea ($\mu\text{g metal/g suelo}$)
Cu	Control	48 \pm 8	214 \pm 54
	T3	151 \pm 33	116 \pm 24
	T2	137 \pm 18	234 \pm 40
	T1	194 \pm 45	324 \pm 86
	R	76 \pm 18	45 \pm 1
Mo	Control	22 \pm 5	7,5 \pm 0,4
	T3	53 \pm 7	9 \pm 2
	T2	23 \pm 2	7,8 \pm 0,9
	T1	26 \pm 7	11 \pm 3
	R	15 \pm 2	3 \pm 1
Zn	Control	34 \pm 9	35 \pm 6,2
	T3	40 \pm 10	41 \pm 9,2
	T2	51 \pm 3	38 \pm 3,9
	T1	44 \pm 3	21 \pm 4,9
	R	23 \pm 11	15 \pm 2
Fe	Control	10702 \pm 1806	651 \pm 70
	T3	3879 \pm 988	842 \pm 125
	T2	5437 \pm 451	760 \pm 142
	T1	6332 \pm 19	931 \pm 244
	R	2387 \pm 866	180 \pm 68
Cr	Control	6 \pm 2	2,1 \pm 0,3
	T3	7 \pm 2	1,5 \pm 0,2
	T2	9,4 \pm 0,1	1,5 \pm 0,2
	T1	6 \pm 1	0,94 \pm 0,08
	R	4 \pm 2	0,6 \pm 0,3
Pb	Control	4,1 \pm 0,4	0,8 \pm 0,1
	T3	1,5 \pm 0,2	0,5 \pm 0,2
	T2	2,4 \pm 0,2	0,6 \pm 0,1
	T1	3,35 \pm 0,08	0,92 \pm 0,09
	R	1,0 \pm 0,8	0,7 \pm 0,4
Co	Control	4,4 \pm 0,7	0,30 \pm 0,03
	T3	1,6 \pm 0,2	0,3 \pm 0,1
	T2	2,2 \pm 0,4	0,28 \pm 0,04
	T1	3 \pm 1	0,4 \pm 0,1
	R	1 \pm 0,4	0,02 \pm 0,01
Mn	Control	261 \pm 28	44 \pm 10
	T3	89 \pm 2	26 \pm 3
	T2	103 \pm 10	21 \pm 5
	T1	91 \pm 33	21 \pm 3
	R	67 \pm 34	15 \pm 3

3. *Cestrum parqui*

Metal	Tratamiento	Concentración Biomasa Radical ($\mu\text{g metal/g suelo}$)	Concentración Biomasa Aérea ($\mu\text{g metal/g suelo}$)
Cu	Control	78 \pm 13	222 \pm 1
	T3	225 \pm 56	151 \pm 61
	T2	284 \pm 29	217 \pm 53
	T1	192 \pm 37	366 \pm 13
	R	352 \pm 77	128 \pm 42
Mo	Control	2 \pm 1	10 \pm 1
	T3	14 \pm 3	9 \pm 2
	T2	17 \pm 4	12 \pm 3
	T1	9 \pm 1	18 \pm 2
	R	8 \pm 2	11 \pm 1
Zn	Control	44 \pm 7	42 \pm 4
	T3	70 \pm 15	36 \pm 9
	T2	80 \pm 9	43 \pm 8
	T1	69 \pm 6	36 \pm 4
	R	49 \pm 9	26 \pm 3
Fe	Control	7677 \pm 1806	558 \pm 53
	T3	17153 \pm 3604	341 \pm 107
	T2	19535 \pm 5303	513 \pm 68
	T1	21507 \pm 2895	697 \pm 72
	R	7465 \pm 615	392 \pm 82
Cr	Control	4 \pm 1	1,0 \pm 0,4
	T3	18 \pm 4	1,1 \pm 0,1
	T2	17 \pm 2	0,7 \pm 0,1
	T1	18 \pm 1	1,0 \pm 0,3
	R	7 \pm 2	1,2 \pm 0,2
Pb	Control	2,07 \pm 0,03	0,4 \pm 0,1
	T3	5 \pm 1	0,4 \pm 0,2
	T2	6 \pm 1	0,55 \pm 0,02
	T1	8 \pm 2	0,87 \pm 0,01
	R	2,67 \pm 0,03	0,5 \pm 0,1
Co	Control	3,6 \pm 0,7	0,24 \pm 0,03
	T3	6,3 \pm 1,4	0,19 \pm 0,05
	T2	6,9 \pm 0,6	0,22 \pm 0,04
	T1	8 \pm 1	0,4 \pm 0,1
	R	4 \pm 0,5	0,222 \pm 0,001
Mn	Control	227 \pm 14	52 \pm 10
	T3	238 \pm 40	28 \pm 5
	T2	341 \pm 72	33 \pm 10
	T1	411 \pm 38	40 \pm 7
	R	193 \pm 32	24 \pm 5