



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Agronomía - Programa de Magister en Ciencias Agronómicas

**EFECTOS NUTRICIONALES Y MOVILIDAD DE METAL(OID)ES PESADOS EN
UN SUELO ULTISOL POR APLICACIÓN DE CENIZA DE MADERA Y MEZCLA
DREGS Y GRITS**

Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Agronómicas con mención
en Ciencias del Suelo y Recursos Naturales

YENI RODRIGUEZ GIRALDO
CHILLÁN-CHILE
2017

Profesor Guía: Pedro Hernández Navarro
Dpto. de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción



**EFFECTOS NUTRICIONALES Y MOVILIDAD DE METAL(OID)ES PESADOS EN
UN SUELO ULTISOL POR APLICACIÓN DE CENIZA DE MADERA Y MEZCLA
DREGS Y GRITS**

Aprobada por:

Pedro Hernández Navarro
Bioquímico, Mg. Cs, Dr. Cs.

Profesor Guía

Erick Zagal Venegas
Ingeniero Agrónomo, M. Sc, PhD.

Evaluador Interno

Juan Hirzel Campos
Ingeniero Agrónomo, Mg. Cs, Dr. Cs.

Evaluador Interno

Inés Figueroa Cares
Ingeniero Agrónomo, Mg. Cs. Dr. Cs.

Director Programa



Agradezco a Dios por darme la oportunidad de volar, sé que sus manos estuvieron guiándome y su bendición siempre estuvo presente. Agradezco a mi padre Luis Rodríguez, mi madre Norma Giraldo, mi hermano y sobrina, porque el apoyo de la familia es la base y el soporte de mi vida.

A mi esposo Urley Adrián Pérez, por su amor incondicional, su compromiso y lealtad, gracias por estar siempre presente de corazón y espíritu.

A CORPOICA por permitirme crecer profesionalmente durante 9 años, y por otorgarme el permiso temporal para cursar mis estudios de postgrado.

A AGCID por la beca otorgada, en Chile me sentí feliz y tranquila sus paisajes cautivaron mi espíritu.

A la Facultad de Agronomía del programa de Magíster por su apoyo y su asesoría durante el desarrollo de la tesis.

A mi profesor guía Doctor Pedro Hernández por el tiempo y dedicación, también porque considero hicimos un equipo de trabajo que se complementó desde la experiencia y el conocimiento, “Gracias profesor”. Al Doctor Erik y el Doctor Hirzel por su asesoría y respaldo.

Al proyecto VRID Código 216.123.015-1.OIN otorgado por la Vicerrectoría de Investigación y Desarrollo de la Universidad de Concepción, por permitirme desarrollar a cabalidad mi proyecto de tesis.

A mi compañera Bélgica Maudier por transmitirme sus conocimientos agronómicos y su experiencia, los resultados reflejaron el esfuerzo y dedicación de un equipo de trabajo. A María de los Ángeles, Katherine, Ariel, Natalia, Claudia y Angie del Laboratorio de suelos de la Universidad de Concepción campus Chillán por el apoyo incondicional.

TABLA DE CONTENIDOS

Índice de figuras y tablas	viii
Resumen.....	xi
Abstract	xiii
1. Introducción.....	1
2. Hipótesis	4
3. Objetivo general	4
4. Objetivos específicos	4
5. Materiales y métodos.....	5
5.1. Suelo, Cal, ceniza de madera (Cen), mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) y material vegetal.....	5
5.2. Caracterización inicial.....	5
5.3. Fitotoxicidad	6
5.3.1. Ensayo de viabilidad de semillas	6
5.3.2. Diseño experimental	7
5.3.3. Obtención de los extractos	7
5.3.4. Test de fitotoxicidad	7
5.3.5. Mediciones.....	8
5.3.6. Análisis estadístico	10
5.4. Efectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es pesados	10
5.4.1. Diseño y sitio experimental	10
5.4.2. Preparación de tratamientos y siembra de Ballica (<i>Lolium perenne</i> L.).....	10
5.4.3. Caracterización final	12
5.4.3.1. Preparación analítica	12
5.4.3.2. Mediciones analíticas	12
5.4.4. Factor de bioacumulación (FBA) y Factor de translocación (FT) de metal(oid)es pesados	13
5.4.5. Análisis estadístico	14
6. Resultados y discusión	14
6.1. Características iniciales.....	14

6.2.	Fitotoxicidad	18
6.2.1.	Viabilidad de semillas.....	18
6.2.2.	Efecto de ceniza de madera en la germinación y crecimiento radicular.....	18
6.2.3.	Efecto de la mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) en la germinación y crecimiento radicular	21
6.3.	Efectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es pesados	24
6.3.1.	Ceniza de madera (Cen).....	24
6.3.1.1.	Efecto de la aplicación de Cen sobre las propiedades fisicoquímicas de un suelo Ultisol.....	24
6.3.1.2.	Efecto de la aplicación de Cen sobre el rendimiento y la calidad nutricional de Ballica.....	27
6.3.1.3.	Efecto de la aplicación de Cal comercial y Cen sobre pH y CE de aguas percoladas.....	30
6.3.1.4.	Efecto de la aplicación de Cal comercial y Cen sobre la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema suelo-planta-agua	31
6.3.1.4.1.	Suelo Ultisol y aguas percoladas.....	31
6.3.1.4.2.	Biodisponibilidad y absorción en Ballica	34
6.3.1.5.	Translocación en Ballica	35
6.3.1.6.	Relación entre la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema con el pH de un suelo Ultisol enmendado con Cen	36
6.3.2.	Mezcla de dregs y grits relación 7:1 (DyG).....	38
6.3.2.1.	Efecto de la aplicación de Cal comercial y DyG sobre las propiedades fisicoquímicas de un suelo Ultisol.....	38
6.3.2.2.	Efecto de la aplicación de Cal comercial y DyG sobre rendimiento y calidad nutricional de Ballica.	41
6.3.2.3.	Efecto de la aplicación de Cal comercial y DyG sobre pH y CE de aguas percoladas.....	44
6.3.2.4.	Efecto de la aplicación de Cal comercial y DyG sobre la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema suelo-planta-agua	45
6.3.2.4.1.	Suelo Ultisol y aguas percoladas.....	45
6.3.2.4.2.	Biodisponibilidad y absorción en Ballica	47

6.3.2.5.	Translocación en Ballica	47
6.3.2.6.	Relación entre la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema con el pH de un suelo Ultisol enmendado con DyG	49
7.	Conclusiones.....	50
8.	Referencias	52



Índice de figuras y tablas

		Página
Figura 1	Metodología para determinar fitotoxicidad en extractos provenientes de mezclas residuo:suelo sobre semillas.....	9
Figura 2	Metodología para evaluar los efectos de residuos de la producción de celulosa Kraft sobre los aspectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es pesados en suelo-planta-agua.....	11
Figura 3	Índice de germinación de semillas de Lechuga (<i>Lactuca sativa</i> L.) incubadas con extracto 1:10 de ceniza de madera (Cen) y mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) con un suelo Ultisol en todo el rango de concentración estudiado.....	24
Figura 4	Peso seco de material vegetal de Ballica (<i>Lolium perenne</i> L.); Cortes 1, 2 y 3 a los 40, 70 y 100 días respectivamente después de la siembra en un suelo enmendado con Cal comercial y ceniza de madera.....	27
Figura 5	N, P y K en Biomasa total aérea de Ballica (<i>Lolium perenne</i> L.) por aplicación de Cal comercial y ceniza de madera en un suelo Ultisol.....	29
Figura 6	Efecto de Cal comercial y ceniza de madera sobre el pH (a) y conductividad eléctrica (CE) (b) en aguas percoladas.....	30
Figura 7	Relación lineal entre el contenido de metal(oid)es pesados absorbidos por la planta y el pH de un suelo Ultisol enmendado con ceniza de madera.....	38

Figura 8	Peso seco de material vegetal de Ballica (<i>Lolium perenne</i> L.), Cortes 1, 2 y 3 a los 40, 70 y 100 días respectivamente después de la siembra en un suelo Ultisol enmendado con Cal comercial y mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG).....	41
Figura 9	N, P y K en Biomasa total aérea de Ballica (<i>Lolium perenne</i> L.) por aplicación de Cal comercial y mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) en un suelo Ultisol.....	43
Figura 10	Efecto de Cal comercial y mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) sobre el pH (a) y conductividad eléctrica (CE) (b) de aguas percoladas.....	44
Figura 11	Relación lineal entre el contenido de metal(oid)es pesados absorbidos por la planta y el pH de un suelo Ultisol enmendado con mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG).....	50
Tabla 1	Propiedades fisicoquímicas del suelo Ultisol, ceniza de madera, mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) y Cal comercial.....	16
Tabla 2	Contenido pseudototal de metal(oid)es pesados en el suelo Ultisol, ceniza de madera, mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) y Cal comercial.....	17
Tabla 3	Efecto del extracto 1:10 proveniente de suelo Ultisol, ceniza de madera y mezclas Cen:suelo sobre la germinación de semillas de Lechuga (<i>Lactuca sativa</i> L.).....	20

Tabla 4	Efecto del extracto 1:10 proveniente del suelo Ultisol y mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) sobre la germinación de semillas de Lechuga (<i>Lactuca sativa</i> L.).....	22
Tabla 5	Cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo Ultisol por aplicación de Cal comercial y ceniza de madera.....	26
Tabla 6	Contenido de metal(oid)es pesados en el sistema suelo-planta por efecto de ceniza de madera.....	33
Tabla 7	Factor de Bioacumulación y Factor de Translocación de metal(oid)es pesados en Ballica (<i>Lolium perenne</i> L.).....	36
Tabla 8	Cambios en las propiedades fisicoquímicas de un suelo Ultisol por aplicación de Cal comercial y mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG).....	40
Tabla 9	Contenido de metal(oid)es pesados en el sistema suelo-planta por efecto de la mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG)...	46
Tabla 10	Factor de Translocación y Factor de Bioacumulación de metal(oid)es pesados en Ballica.....	48

Resumen

La producción de celulosa Kraft genera una gran cantidad de residuos sólidos (668.300 Mg por año), entre los que se encuentran cenizas de madera, dregs y grits. Estos se caracterizan principalmente por sus propiedades alcalinas y contenido de nutrientes. Una alternativa de valorización es su uso como material encalante en la agricultura. Sin embargo, debido al contenido de ciertos compuestos tóxicos (metal(oid)es pesados, compuestos orgánicos), la incorporación de estos residuos a los suelos debe hacerse asegurando su inocuidad. El objetivo del presente estudio fue evaluar la fitotoxicidad de residuos sólidos de la industria de celulosa, cenizas de madera (Cen) y mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) sobre la germinación de semillas de Lechuga (*Lactuca sativa* L.); evaluar los efectos nutricionales (N, P y K) en Ballica (*Lolium perenne* L.), fertilidad en suelo Ultisol y movilidad de metal(oid)es pesados (As, Cd, Cr, Ni y Pb) en el sistema suelo-planta-agua con el propósito de determinar las dosis ambientalmente inocuas y proponerlos como productos alternativos a Cal comercial. Para Fitotoxicidad se prepararon extractos acuosos en las siguientes proporciones: Cen 7.5, 15, 30 y 60 g kg⁻¹; DyG 3, 5, 10 y 20 g kg⁻¹; incluyendo un testigo de suelo Ultisol y un testigo de cada residuo (testigo Cen y testigo DyG). Para fitotoxicidad se evaluó pH y conductividad eléctrica (CE) en los extractos e índice de germinación (IG) a partir de porcentaje de germinación relativo (PGR) y crecimiento radicular relativo (CRR) de las semillas. Para evaluar los efectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es se utilizó las siguientes dosis: Cen 7.5, 15, 30 y 75 g kg⁻¹ y DyG 3, 5, 10 y 20, un testigo químico de Cal 1.5 g kg⁻¹ y un testigo de suelo (Ultisol). Los resultados indicaron que en fitotoxicidad Cen y DyG produjeron un aumento de pH y CE del suelo Ultisol. El testigo Cen y las mezclas Cen:suelo no presentaron fitotoxicidad (IG > 100 %). Por otra parte, el testigo DyG presentó una fitotoxicidad moderada (IG del 66 %), mientras que las mezclas DyG:suelo no presentaron fitotoxicidad. Los resultados nutricionales y de movilidad de metal(oid)es indicaron que Cen entre 7.5 y 75 g kg⁻¹ favoreció el aumento de pH, Bases, P, Cu y Zn disponibles en el suelo. A su vez, en este rango de concentraciones se observó un aumento de N, P y K en Ballica. Adicionalmente se observó que Cen favoreció la disponibilidad y posterior absorción de metal(oid)es pesados por Ballica sin superar los límites establecidos para el alimento animal. Las dosis

ambientalmente inocuas de Cen en suelo Ultisol fueron entre 7.5 g kg^{-1} y 30 g kg^{-1} . A partir de DyG 3 g kg^{-1} se favoreció el aumento significativo de Zn; DyG 5 g kg^{-1} el aumento de Ca, Mg y Cu disponibles y a partir de DyG 10 g kg^{-1} pH y P disponible. A su vez, en este rango de concentraciones se observó un aumento en el rendimiento y en la absorción de N, P y K por parte de Ballica. Resultados similares fueron observaron con la dosis Cal 1.5 g kg^{-1} y Cen 7.5 g kg^{-1} , al igual que Cal 1.5 g kg^{-1} y DyG 3 g kg^{-1} en todas las variables estudiadas. Las dosis ambientalmente inocuas de aplicación en suelo Ultisol fueron DyG 3 g kg^{-1} y 5 g kg^{-1} .



Abstract

Kraft cellulose production generates a large amount of solid waste (668.300 Mg per year), including wood ash, dregs and grits. These are mainly characterised by their alkaline properties and nutrient content. An alternative of recovery is their use as liming material in agriculture. However, as these residues contain certain toxic compounds (heavy metall(oid)s and organic compounds), environmental safety must be carefully considered when incorporating them into the soil. The aim of this study was to evaluate the phyto-toxicity of cellulose solid waste: wood ash (Cen) and 7:1 (p/p) mixture of dregs and grits (DyG) on the germination of Lettuce seeds (*Lactuca sativa* L.). Evaluate in regrass (*Lolium perenne* L.) the nutritional effects (N, P and K), fertility in an Ultisol soil and heavy metall(oid)s mobility in the soil-plant-water system post-application of wood ash y DyG to the soil, with the purpose of determining environmentally safe doses and to propose them as alternative products to commercial lime. For phyto-toxicity essay, aqueous extracts were prepared at the following rates: Cen 7.5, 15, 30 and 60 g kg⁻¹; DyG 3, 5, 10 and 20 g kg⁻¹, using an Ultisol soil as a control treatment. Waste materials were, also used as control treatments (Cen control and DyG control). Measurements of pH and electrical conductivity (CE) of the extracts were obtained. Germination index (IG) from relative germination rate (PGR), and root relative growth rate (CRR) of Lettuce seeds were also evaluated. To evaluate the nutritional effects and heavy metll(oid)s mobility the following doses were used: Cen 7.5, 15, 30, 60 g kg⁻¹ and DyG 3, 5, 10, 20 g kg⁻¹, Cal 1.5 g kg⁻¹ as a chemical control and an Ultisol soil as a control treatment. In phyto-toxicity the results showed that Cen and DyG produced an increase in pH and CE of the Ultisol soil. The Cen control treatment and Cen:soil mixtures showed no phyto-toxicity (IG > 100 %). On the contrary, the DyG control treatment had a moderate phyto-toxicity (IG 66 %), whereas the DyG:soil mixtures presented no phyto-toxicity. The nutritional effect results and heavy metll(oid)s mobility showed that Cen between 7.5 and 75 g kg⁻¹ favored the increase of pH, Bases, P, Cu and Zn available in the soil. At the same time, in this range of concentrations an increase in yield and in the absorption of N, P and K by ryegrass was observed. In addition, it was observed that Cen favored the availability and subsequent heavy metall(oid)s absorption by ryegrass without exceeding the limits established for animal feed. The

environmentally safe doses of Cen application on Ultisol soil were between 7.5 g kg^{-1} and 30 g kg^{-1} . DyG favored the significant increase of Zn from DyG 3 g kg^{-1} and also Ca, Mg and Cu available from DyG 5 g kg^{-1} and pH and P available from DyG 10 g kg^{-1} . Comparable results with Cal 1.5 g kg^{-1} and Cen 7.5 g kg^{-1} , as well as Cal 1.5 g kg^{-1} and DyG 3 g kg^{-1} in all variables studied were observed. At the same time, in this range of concentrations increase in the yield and the absorption of N, P and K by ryegrass were observed.



1. Introducción

A nivel mundial, los procesos productivos industriales en aumento generan una gran preocupación económica y ambiental debido a la creciente generación de residuos que son dispuestos en extensas áreas de suelos con capacidad limitada; dentro de estas industrias se encuentra la productora de celulosa. En Chile, esta producción se ha duplicado en el período 2000 – 2013, ocupando el décimo lugar a nivel mundial (ODEPA, 2014); la cantidad de residuos generados por esta industria llega a los 668.300 Mg por año (RETC, 2014); la calidad de éstos residuos depende de la tecnología utilizada en el proceso productivo (siendo en este país del tipo Kraft). Este proceso consiste en un tratamiento químico que utiliza hidróxido de sodio y sulfuro de sodio para separar la lignina de las fibras de madera (Chakar & Ragauskas, 2004); dentro de los residuos sólidos se distinguen: lodos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas servidas, con altos contenidos de materia orgánica y nutrientes, cenizas de madera provenientes del proceso de combustión y dregs y grits generados en el proceso de caustificación (Monte et al., 2009).

En general, cenizas, dregs y grits se caracterizan por sus propiedades alcalinas debido al alto contenido de óxidos, hidróxidos y carbonatos, principalmente de Ca, Mg y K (Pöykiö & Nurmesniemi, 2008; Martins et al., 2007; Manskinen et al., 2011). Entonces, por estas propiedades y grandes cantidades producidas, estos residuos se convierten en una alternativa económicamente viable para uso en la agricultura como materiales encalantes (Cabral et al., 2008; Füzesi et al., 2015). Esta posibilidad de valorización permite denominar genéricamente éstos residuos como subproductos o materias primas. Se ha demostrado que los residuos alcalinos provenientes del proceso de celulosa kraft incorporados a suelos ácidos y deficitarios nutricionalmente, mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (aumento del pH, aumento de la capacidad de intercambio catiónico, disminución del Al y aporte de nutrientes como Ca, Mg, K y P (Augusto et al., 2008; Cabral et al., 2008; Nurmesniemi et al., 2010; Gagnon & Ziadi, 2012). Sin embargo, estos productos industriales pueden contener compuestos perjudiciales para cultivos agrícolas y toda la cadena alimentaria, que dependerían directamente de las propiedades del residuo, el origen de la madera, la tecnología utilizada en el proceso de combustión y

caustificación y la dosis aplicada al suelo (Augusto et al., 2008; Monte et al., 2009; Nabeela et al., 2015).

Dentro de los compuestos dañinos que se pueden encontrar están los metal(oid)es pesados como Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Cromo (Cr) y Arsénico (As), considerados elementos sin una función biológica conocida, o aquellos oligoelementos como Níquel (Ni) necesarios en pequeñas concentraciones pero tóxicos cuando supera los umbrales óptimos (Seshadri, 2015). Su importancia a nivel agronómico radica en que estos elementos no son biodegradables y se consideran persistentes en el ambiente, es decir, con comportamiento acumulativo en los seres vivos (Navarro-Aviñó et al., 2007; Fu & Wang, 2011). La disponibilidad de estos elementos en el suelo depende de varios factores, entre los más importantes se encuentra el pH del suelo, el contenido de materia orgánica, la textura, el contenido de arcilla, junto con los óxidos de hierro, aluminio y manganeso (Violante et al., 2010).

En este sentido, Lucchini et al. (2014) demostraron que las concentraciones de Cd, Zn y Cu disponibles en el suelo aumentaron significativamente con el aumento del pH del suelo de 4,95 a 6,48 por la aplicación de ceniza 5 Mg ha⁻¹.

Con el propósito de evaluar los efectos producidos por la aplicación de ceniza y dregs y grits como material encalante, se han utilizado metodologías para determinar el grado de fitotoxicidad basadas en la germinación de semillas de una determinada especie bajo los efectos de una sustancia de interés. En el proceso de germinación ocurren numerosos procesos fisiológicos en los que la presencia de una sustancia tóxica puede interferir alterando la supervivencia y el desarrollo normal de la semilla, siendo, por lo tanto, una etapa del desarrollo que presenta gran sensibilidad frente a factores externos adversos (Sobrero & Ronco, 2004). Las semillas más utilizadas en éstas pruebas son Rábano (*Raphanus sativus*), Berro de agua (*Lepidium sativum* L.) (Zucconi et al., 1981) y Lechuga (*Lactuca sativa* L.) (Sobrero & Ronco, 2004) debido a que demuestran ser más sensibles a metabolitos tóxicos y presentan una fácil y rápida germinación.

Estas metodologías cuantifican el efecto fitotóxico mediante la determinación del porcentaje relativo de germinación y crecimiento relativo de raíces. Esto ha permitido establecer tres niveles relativos de fitotoxicidad: severa, moderada y baja (o nula) (Tiquia, 2000; Emino & Warman, 2004). Las pruebas realizadas con este tipo de metodologías han

permitido demostrar que productos tales como ceniza de madera, dregs, grits y mezcla de éstos últimos poseen cierto grado de toxicidad que limitaría la germinación de semillas (Jordan & Rodríguez, 2004; Samaras et al., 2008; Nabeela et al., 2015).

Con el propósito de evaluar efectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es por aplicación de enmiendas en suelos agrícolas existen metodologías donde utilizan indicadores biológicos como Ballica (*Lolium perenne* L.) (Healy et al., 2016) teniendo en cuenta que, en general las especies vegetales presentan diferentes mecanismos para absorber metal(oid)es a través del tejido radical, acumularlos o translocarlos de acuerdo a su fisiología y a las condiciones del medio (García-Gallegos et al., 2011; Antonkiewicz et al., 2016; Gupta et al., 2016). Una vez ingresados hacia el interior de la planta, éstos pueden afectar sus funciones fisiológicas, limitar la absorción de nutrientes y bajar el rendimiento del cultivo, todo en función de la cantidad del metal(oid)e y los mecanismos de translocación y bioacumulación que manifieste la planta (Chibuike & Obiora, 2014).

Singh et al. (2016) demostraron una disminución en el rendimiento de arroz (*Oryza sativa* L.) utilizando 50 % de ceniza volante, con un incremento en las concentraciones de As, Pb, Cr y Cd. Estudios reportados por Meyers et al. (2008) mostraron que *Brassica juncea* L. frente a contenidos de Pb (3.2, 32 y 217 μ M) en condiciones hidropónicas durante 14 días, acumuló un mayor porcentaje del metal en las raíces con baja translocación a la parte aérea. Canadá es uno de los países que contempla la estrategia de valorización, formulando guías que orientan las aplicaciones de ceniza como material encalante en suelos agrícolas. Estas directrices están basadas en el aporte de metales pesados, compuestos orgánicos y características del suelo (Alberta Environment, 2002). En Chile se han llevado a cabo numerosos estudios que relacionan características de residuos y suelos con efectos edafológicos, productivos y toxicológicos en determinados cultivos (Zambrano et al., 2005; Zambrano et al., 2010; Borquez et al., 2013). Sin embargo, es inexistente una guía o normativa que oriente o certifique el adecuado manejo de diferentes residuos industriales a nivel agronómico; Normativas como el Decreto Supremo 148 (2003) y Decreto Supremo 4 (2009) son utilizados como referencia general para el manejo de residuos peligrosos y de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas; ésta última establece límites máximos de metales pesados para el aprovechamiento de lodos orgánicos en suelos,

permitiendo fijar dosis máximas de aplicación de estos productos en suelos asegurando que no existan riesgos para el medio ambiente y la salud de la población.

2. Hipótesis

Ceniza de madera y mezcla dregs y grits provenientes de la industria de celulosa, utilizados como enmiendas calcáreas en un suelo Ultisol, mejoran la calidad nutricional en Ballica (*Lolium perenne* L.), la fertilidad del suelo y la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema, sin efectos fitotóxicos.

3. Objetivo general

Evaluar fitotoxicidad y efectos nutricionales (N, P y K) en planta, fertilidad en suelo Ultisol y movilidad de metal(oid)es pesados (As, Cd, Cr, Ni y Pb) en el sistema suelo-planta-agua post-aplicación de ceniza de madera y mezcla dregs y grits al suelo con el propósito de determinar dosis ambientalmente inocuas y proponerlos como productos alternativos a Cal comercial.

4. Objetivos específicos

- a. Evaluar la fitotoxicidad de ceniza de madera (Cen) y de una mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) en semillas de Lechuga (*Lactuca sativa* L.).
- b. Evaluar el efecto de la aplicación de Cen y DyG sobre las propiedades fisicoquímicas de un suelo Ultisol, el rendimiento y calidad nutricional (N, P y K) en Ballica (*Lolium perenne* L.) y el pH y conductividad eléctrica en aguas percoladas.
- c. Evaluar el efecto de la aplicación de Cen y DyG sobre la movilidad de metal(oid)es pesados en suelo-planta-agua y la relación del metal(oid)e absorbido con el pH del suelo.
- d. Proponer las dosis ambientalmente inocuas de Cen y DyG para utilización como enmienda calcárea en un suelo Ultisol y un cultivo de Ballica.
- e. Comparar los efectos producidos por Cen y DyG en el sistema suelo-planta-agua con aquellos producidos por Cal comercial.

5. Materiales y métodos

5.1. Suelo, Cal, ceniza de madera (Cen), mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) y material vegetal

Se usó un suelo derivado de sedimentos marinos del litoral costero, del orden Ultisol, de la serie Merilupo, Chile (64° 71' 80" E; 58° 56 ' 0,34" S) (Stolpe, 2006). Las muestras se tomaron de la capa superficial (0 a 20 cm), fueron secadas a temperatura ambiente (< 40 °C) y tamizadas a 2 mm (Sadzawka et al., 2006).

Los residuos de celulosa utilizados fueron: ceniza de madera (Cen) y mezcla de dregs y grits relación 7:1 (DyG), secados a 60 °C, macerados y tamizados a 0,5 mm (Sadzawka et al., 2006).

Las semillas utilizadas en el ensayo de fitotoxicidad fueron de Lechuga Milanesa de Invierno (*Lactuca sativa* L.), adquiridas en el comercio local, desinfectadas con alcohol etílico al 70 %, seleccionadas de acuerdo a la homogeneidad de tamaño y aspecto (color, forma) y conservadas a 4°C.

Para evaluar los efectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es pesados se utilizó como testigo químico Cal (Marca SOPROCAL) y como indicador biológico semillas de Ballica (*Lolium perenne* L.), ambos adquiridos en el comercio local.

5.2. Caracterización inicial

El suelo fue caracterizado fisicoquímicamente de acuerdo a la metodología propuesta por Sadzawka et al. (2006): pH relación suelo:agua 1:2,5 (p/v), conductividad eléctrica (CE) relación suelo:agua 1:5 (p/v); materia orgánica (MO) mediante oxidación con dicromato y ácido sulfúrico; N disponible mediante KCl 2M; P mediante Olsen modificado; porcentaje de saturación de aluminio (Al) calculado a través de la fórmula: $Al / (\sum Ca, Mg, K, Na, Al) * 100$, donde Al fue determinado mediante KCl 1M y Bases (Ca, Mg, K y Na) mediante extracción con acetato de amonio pH 7; micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) mediante extracción con DTPA pH 7.3. Adicionalmente se determinó capacidad de campo a partir de la curva de retención de agua, siguiendo la metodología propuesta por Sandoval et al. (2012).

Cen, DyG fueron secados a 60 °C, macerada en mortero de porcelana y tamizada a 0,5 mm (Zagal & Sadzawka 2007). Cen, DyG y Cal fueron caracterizados de acuerdo a la metodología propuesta por Zagal & Sadzawka (2007): pH relación 1:5 (p/v); CE relación 1:5 (p/v); materia orgánica (MO) mediante oxidación con dicromato y ácido sulfúrico; P, Ca, Mg, K, Na, Fe, Cu, Mn y Zn mediante calcinación y dilución ácida. El poder neutralizante (PN) fue determinado mediante titulación con ácido clorhídrico 1M (Longeri, 2000).

La determinación de metal(oid)es pseudototales en suelo, Cal, Cen y DyG se llevó a cabo mediante una digestión con ácido nítrico (HNO₃) y ácido clorhídrico (HCl) concentrados y ultrapuros relación 9:3 (v/v) de acuerdo al método Microwave Digestion Using EPA 3051A (Capítulo Environmental) (Perkin Elmer, 2013) y utilizando un microondas marca Perkin Elmer Titan MPS Microwave Sample Preparation System.

5.3. Fitotoxicidad

5.3.1. Ensayo de viabilidad de semillas

Con el propósito de evaluar el estado fisiológico de la semilla y su respuesta de germinación frente a soluciones acuosas (Sección 5.3.3), se llevó a cabo un ensayo de viabilidad siguiendo la metodología propuesta por Sobrero & Ronco (2004), analizando dos tratamientos, un control positivo y un control negativo, cada uno por triplicado.

Para el control positivo 3 ml de Sulfato de Zinc (ZnSO₄) 0,01 M fue utilizado para embeber un papel Whatman cualitativo N° 3 contenido en una placa Petri; sobre el papel se colocaron 25 semillas de Lechuga (*Lactuca sativa* L.) distribuidas homogéneamente. Las placas Petri fueron selladas con papel parafilm para mantener la humedad y colocadas dentro de bolsas de polietileno negras para favorecer la germinación en condiciones de oscuridad. Finalmente fueron incubados en cámara de crecimiento (marca WTW, modelo TS 606/3-i) durante 120 h a una temperatura de 22 °C ± 2 °C. Después del período de incubación, las placas Petri fueron refrigeradas a 4 °C para detener el crecimiento. En el ensayo de viabilidad para el control negativo se llevó a cabo el mismo procedimiento reemplazando la sustancia química por agua destilada.

5.3.2. Diseño experimental

Se realizó un diseño completo al azar con 6 tratamientos y tres repeticiones. Los tratamientos para cada residuo correspondieron a extractos de mezclas residuo:suelo en las siguientes proporciones: Cen 7.5, 15, 30 y 60 g kg⁻¹ y DyG 3, 5, 10 y 20 g kg⁻¹ (para 50 g de suelo) incorporando un testigo suelo Ultisol y un testigo por cada residuo (testigo Cen y testigo DyG).

Estas proporciones fueron elegidas de acuerdo a ensayos realizados previamente en condiciones de invernadero utilizando el mismo suelo con una especie hortícola (Rábano, *Raphanus sativus* L.) y corresponden a aquellas proporciones que mostraron menores efectos adversos en los suelos y el cultivo (resultados no publicados).

El ensayo se llevó a cabo en el Laboratorio de Suelos, ubicado en el Departamento de Suelos y Recursos Naturales de la Universidad de Concepción, campus Chillán.

5.3.3. Obtención de los extractos

Como se muestra en la Figura 1, cada tratamiento, contenido en una bolsa plástica, fue humedecido con agua destilada hasta capacidad de campo entre 60 y 70 % (Sección 5.2) e incubado en cámara de crecimiento a 22 °C por 15 días. A partir de los tratamientos incubados, se prepararon suspensiones con agua destilada relación 1:10 (p/v) (para 500 mL de agua) y los extractos fueron obtenidos mediante filtración por gravedad a través de papel filtro Whatman N° 3 (Zucconi et al., 1981) (éste producto pasará a denominarse extracto 1:10). Estos fueron caracterizados de acuerdo a su pH utilizando un potenciómetro marca BECKMAN 40 y a su conductividad eléctrica (CE) utilizando un conductivímetro marca HANNA Instruments 2550.

5.3.4. Test de fitotoxicidad

Siguiendo la metodología propuesta por Zucconi et al. (1981) (Figura 1), 3 mL del extracto 1:10 fue utilizado para embeber un papel Whatman cualitativo N° 3 contenido en una placa Petri; sobre el papel se colocaron distribuidas homogéneamente 25 semillas de Lechuga (*Lactuca sativa* L.) desinfectadas. Las placas Petri fueron selladas e incubadas siguiendo la metodología descrita por Sobrero & Ronco (2004).

5.3.5. Mediciones

Al término de la incubación, y con el fin de identificar problemas de conservación de humedad y cambios estructurales que dieran señal de toxicidad (necrosis, pérdida de humedad), se realizó una prueba visual general de la placa Petri y del estado de las semillas. Las semillas germinadas fueron contabilizadas y se midió la longitud radicular utilizando un papel milimetrado (Sobrero & Ronco, 2004) y el criterio para considerar una germinación positiva fue una longitud mayor que 1 mm.

Mediante las siguientes fórmulas (ecuación 1, 2 y 3) se determinó, Porcentaje de Germinación Relativo (PGR), Crecimiento Radicular Relativo (CRR) e Índice de Germinación (IG) para los distintos tratamientos de acuerdo a Tiquia (2000):

$$\text{PGR} = \frac{\text{SG}}{\text{SG del testigo}} \times 100 \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$\text{CRR} = \frac{\text{Media de LR}}{\text{Media de LR del testigo}} \times 100 \quad (\text{Ecuación 2})$$

$$\text{IG} = \frac{\text{PGR} * \text{CRR}}{100} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Dónde:

SG: Cantidad de semillas germinadas.

LR: Longitud de radícula (mm).

Testigo: Extracto 1:10 de suelo Ultisol.

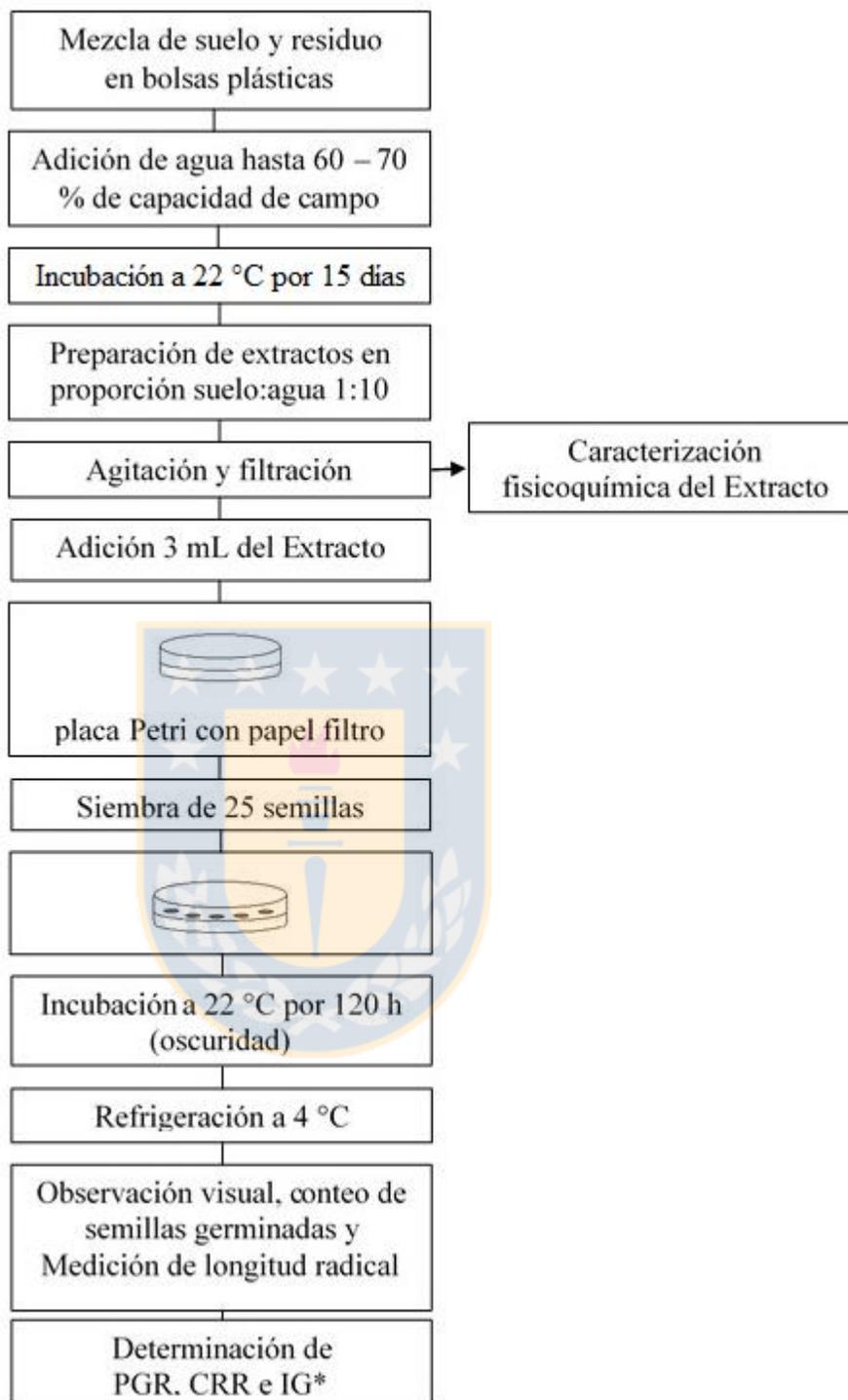


Figura 1. Metodología para determinar fitotoxicidad en extractos provenientes de mezclas residuo:suelo sobre semillas. *PGR: porcentaje de germinación relativo; CRR: crecimiento radical relativo; IG: índice de germinación. (Fuente: Datos obtenidos en la presente investigación).

5.3.6. Análisis estadístico

El análisis de los resultados se llevó a cabo mediante análisis de varianza (ANDEVA), utilizando el paquete estadístico Infostat (Balzarini et al., 2008). Posteriormente, las medias de los tratamientos se compararon aplicando el test de Tukey con 95% de nivel de significancia.

5.4. Efectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es pesados

5.4.1. Diseño y sitio experimental

Se realizó un diseño de bloques completos al azar con 18 unidades experimentales (UE) por cada residuo (Cen y DyG) que consistieron en 6 tratamientos y 3 repeticiones: 4 dosis de Cen: 7.5, 15, 30 y 75 g kg⁻¹, un testigo químico con Cal 1.5 g kg⁻¹ y un testigo de suelo Ultisol. 4 dosis de DyG: 3, 6, 10 y 20 g kg⁻¹ un testigo químico con Cal 1.5 g kg⁻¹ y un testigo de suelo Ultisol. Las dosis de Cal 1.5 g kg⁻¹, Cen 7.5 g kg⁻¹ y DyG 3 g kg⁻¹ fueron calculadas para aumentar en una unidad el pH de suelo (Hirzel, 2016), las restantes dosis fueron seleccionadas de acuerdo a estudios preliminares (no publicados) realizados en condiciones de invernadero en la Universidad de Concepción, para las cuales no se observaron efectos adversos en las propiedades fisicoquímicas del mismo suelo (Ultisol) y Rabanito (*Raphanus sativus* L.).

El trabajo experimental se llevó a cabo en un invernadero de la Facultad de Agronomía, ubicado en el campo experimental Nogal de la Universidad de Concepción Campus Chillán a 144 m.s.n.m, Provincia de Ñuble, Región del Biobío, Chile.

5.4.2. Preparación de tratamientos y siembra de Ballica (*Lolium perenne* L.)

Se incubó una mezcla homogénea de suelo y residuo en cámaras de crecimiento a 22 °C por 15 días, mezclando 1 kg de suelo y residuo en las diferentes proporciones (Suelo Enmendado) (Sección 5.4.1.), humedecidos con agua destilada hasta capacidad de campo entre 60 y 70 % (Celis et al., 2006). Bajo condiciones de invernadero fue sembrado de manera homogénea 3 g de semillas de Ballica sobre 1 kg de Suelo Enmendado dispuesto en una maceta (esto correspondió a la UE). Se efectuaron riegos periódicos con el fin de mantener una capacidad de campo entre 60 y 70 % (medición con sensor de humedad marca Novus, modelo N1500). Adicionalmente, un día por semana y durante todo el

período experimental, se efectuó un riego con exceso de agua para recolectar entre 5 y 10 mL de agua percolada; éstas muestras fueron mezcladas sucesivamente hasta el término del experimento y almacenadas a 4 °C. A los 40, 70 y 100 días después de la siembra (entre septiembre y enero en el período 2015 – 2016), se realizaron cortes de la parte aérea de la planta a una altura de 5 cm sobre el suelo (se denominó Residuo al remanente de la parte aérea de la planta después del último corte) (Figura 2).

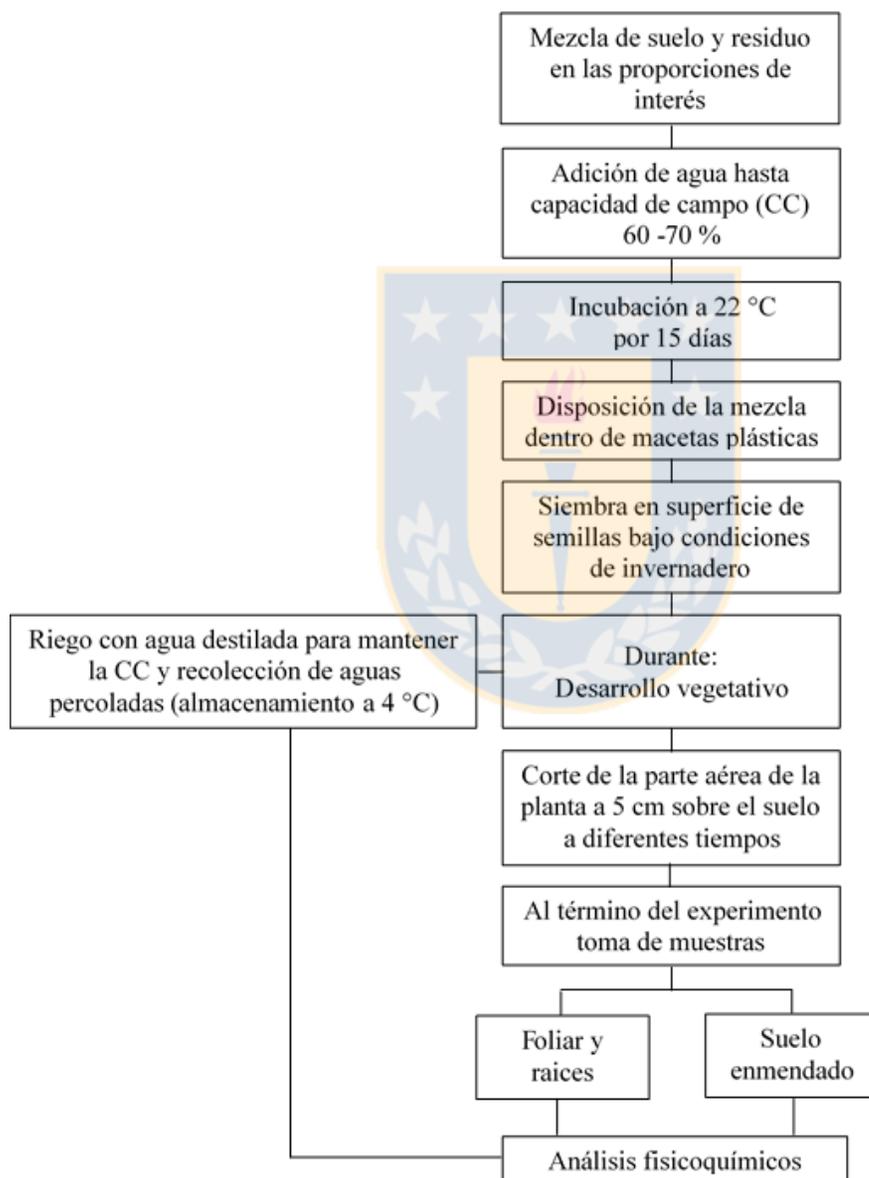


Figura 2. Metodología para evaluar los efectos de residuos de la producción de celulosa Kraft sobre los aspectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es pesados en suelo-planta-agua (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

5.4.3. Caracterización final

5.4.3.1. Preparación analítica

Suelo Enmendado: Al finalizar el experimento, el Suelo Enmendado fue secado al aire (< 40 °C) y tamizado a 2 mm (Sadzawka et al., 2006). Para la determinación de metal(oid)es pesados disponibles, el Suelo Enmendado fue macerado en mortero de porcelana, tamizado a 0.5 mm (Zagal & Sadzawka 2007) y sometido a una extracción con nitrato de sodio (NaNO_3) 0,1 M relación 1:10 (p/v) con agitación mecánica por 4 horas (Górecka et al., 2006).

Material vegetal (mezcla de 3 cortes, Residuo del último corte (5 cm), y raíces): el material vegetal fue lavado con agua destilada, secado con papel absorbente y pesado (peso húmedo); posteriormente, secado a 60 °C por 3 días y pesado nuevamente (peso seco). Estos materiales fueron mezclados, molidos y tamizados utilizando un molino de acero inoxidable provisto de una malla de 1 mm (marca Thomas Wiley Mini Mill, modelo 5XBG00B) y almacenados en frascos de polietileno a temperatura ambiente hasta su análisis. Para la determinación de metal(oid)es totales se llevó a cabo una extracción mediante digestión con HNO_3 y peróxido de hidrogeno (H_2O_2) concentrados y ultrapuros relación 7:1 (v/v) de acuerdo al método Microwave Digestion of Plants (Dried) (Capítulo Food / Nutraceutical) utilizando un microondas marca Perkin Elmer Titan MPS Microwave Sample Preparation System.

Aguas percoladas: las muestras fueron acondicionadas a temperatura ambiente antes de su análisis. Para la determinación de metal(oid)es pesados, las muestras fueron filtradas y acidificadas con HNO_3 hasta pH 2 (Sadzawka, 2006).

5.4.3.2. Mediciones analíticas

Al finalizar el experimento el Suelo Enmendado y preparado según la sección 5.4.3.1. fue analizado fisicoquímicamente de acuerdo a la metodología descrita en la Sección 5.2. El material vegetal (mezcla de 3 cortes y Residuo) fue analizado para sus contenidos de N, P y K siguiendo las metodologías propuestas por Sadzawka et al. (2007): N total mediante el

método Kjeldahl; P total y K total mediante calcinación ácida. Las aguas percoladas fueron analizadas para pH y CE siguiendo las metodologías propuestas por Sadzawka (2006).

Para todas las matrices (Suelo Enmendado, material vegetal y aguas percoladas) la cuantificación de As, Cd, Cr, Pb y Ni se realizó por triplicado utilizando un espectrómetro óptico de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) marca Perkin Elmer modelo Optima 8000 ubicado en el Departamento de Suelos y Recursos Naturales de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Concepción, Chile. Para el caso particular de As, las muestras fueron previamente reducidas de As^{+5} a As^{+3} , utilizando KI 5 % y HCl concentrado ultrapuro marca Merck, y cuantificadas mediante el método de generación de hidruros (Hartley & Lepp, 2008). Como material de referencia certificado se utilizó la muestra IPE 999 adquirida a WEPAL, Universidad de Wageningen, Holanda. A través de esta metodología, se alcanzaron porcentajes de recuperación entre 90 – 100 % y los siguientes límites de cuantificación (LC): Cd $0.07 \mu\text{g L}^{-1}$, Cr $1.08 \mu\text{g L}^{-1}$, Pb $3.65 \mu\text{g L}^{-1}$, Ni $5.89 \mu\text{g L}^{-1}$ y As $0,72 \mu\text{g L}^{-1}$.

5.4.4. Factor de bioacumulación (FBA) y Factor de translocación (FT) de metal(oid)es pesados

Al término del experimento, se calculó el FBA y el FT en Ballica expresado en $\mu\text{g UE}^{-1}$ (Pachura et al., 2016) mediante las siguientes fórmulas:

$$\text{FBA} = (\text{Mp} / \text{Mi}) * 100$$

$$\text{FT} = (\text{Ma} / \text{Mr}) * 100$$

Dónde:

Mp: metal(oid) total en planta (mezcla del material vegetal de los cortes a 40, 70 y 100 días después de la siembra, Residuo y raíz a 100 días después de la siembra).

Mi: metal(oid) total inicial en suelo y ceniza (Σ suelo y ceniza iniciales).

Ma: metal(oid) total en la parte aérea de la planta (Σ material vegetal de cortes a 40, 70 y 100 días después de la siembra y Residuo a 100 días después de la siembra).

Mr: metal(oid) total en la raíz de la planta a 100 días después de la siembra.

5.4.5. Análisis estadístico

Los resultados fueron analizados estadísticamente a través de un análisis de varianza (ANDEVA). Las medias de 3 repeticiones fueron comparadas aplicando el test de Tukey con 95 % de nivel de significancia. Adicionalmente, se llevó a cabo un análisis de regresión lineal entre el contenido de metal(oid)es pesados en la planta y el pH del suelo por efecto de Cen y DyG. Todo esto realizado con el paquete estadístico Statistix 9.0 (Analytical Software, Tallahassee, FL, USA).

6. Resultados y discusión

6.1. Características iniciales

Suelo: presentó características típicas de un suelo Ultisol (Tabla 1), con pH moderadamente ácido (5,95), bajo porcentaje de saturación de Al (16,44 %), bajo contenido de P y nivel medio a bajo de Bases intercambiables (Buol et al., 2003). Como se muestra en la Tabla 2, el contenido pseudototal de metal(oid)es pesados en el suelo (As, Cd, Cr, Ni y Pb) se encontró bajo los límites establecidos por el Decreto Supremo 4 (2009) para suelos receptores, exceptuando As (10 mg kg^{-1}) que se encontró bordeando el límite. Este resultado podría limitar el uso de cualquier material enmendante que contenga As. El origen de éste metaloide en los suelos puede provenir de actividades antropogénicas como deposición atmosférica desde las industrias y uso indiscriminado de fertilizantes fosforados (Violante et al., 2010) o provenir de fuentes naturales como el material parental Bundschuh et al. (2008) y erupciones volcánicas.

Ceniza de madera: presentó un pH básico (8.18) y un PN de 65.79 %, altos contenidos de P, Bases (Ca, Mg, K, Na), Cu y Zn, y muy altos contenidos de Fe y Mn (Tabla 1), todo esto concordante con lo reportado por Cabral et al. (2008). El contenido de metal(oid)es pesados (As, Cd, Cr, Ni y Pb) (Tabla 2) se encontró bajo el límite establecido por el Decreto Supremo 4 (2009).

Mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p): presentó un pH básico (pH 9.41) y un PN de 112.63 % (Tabla 1); dentro de su composición fisicoquímica se destaca la presencia principalmente

de Mn, Fe, Ca, P y Zn características similares a las reportadas por Cabral et al. (2008); sin embargo, Mn y Cu presentó altas concentraciones con respecto a lo reportado por mismos autores. El contenido de metal(oid)es pesados (As, Cd, Cr, Ni y Pb) (Tabla 2) se encontró bajo el límite establecido por el Decreto Supremo 4 (2009). Resultados que concuerdan con los reportados por Manskinen et al. (2011) y Cabral et al. (2008) quienes señalan que la composición fisicoquímica del dregs y grits es dependiente del tipo de proceso. A su vez, dependería de la mezcla y relación utilizada del dregs y grits.

Cal comercial: presentó un pH básico (12,5) un PN de 91.80 % y muy alto contenido de Ca (Tabla 1), características comunes de un material encalante. El contenido de metal(oid)es pesados (As, Cd, Cr, Ni y Pb) (Tabla 2) se encontró bajo el límite establecido por el Decreto Supremo 4 (2009).



Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas del suelo Ultisol, ceniza de madera, mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) y Cal comercial.

Parámetro	Suelo Ultisol	Ceniza de madera	Dreg y Grits 7:1	Cal comercial
pH	5,95 ⁽¹⁾	8,18 ⁽²⁾	9,41 ⁽²⁾	12,13 ⁽²⁾
CE (dS m⁻¹)	0,09 ⁽²⁾	8,47 ⁽²⁾	4,70 ⁽²⁾	6,89 ⁽²⁾
MO (%)	7,49 ⁽³⁾	11,86 ⁽³⁾	11,62 ⁽³⁾	--
Sat de Al (%)	16,44 ⁽³⁾	--	--	--
N (mg kg⁻¹)	22,60 ⁽³⁾	3,71 ⁽³⁾	6,73	--
P (mg kg⁻¹)	4,00 ⁽³⁾	610,91 ⁽⁴⁾	4.101,86 ⁽⁴⁾	--
K (cmol kg⁻¹)	0,21 ⁽³⁾	63,88 ⁽⁴⁾	7,12 ⁽⁴⁾	--
Ca (cmol kg⁻¹)	2,27 ⁽³⁾	421,65 ⁽⁴⁾	1.100,63 ⁽⁴⁾	1.147,09 ⁽⁴⁾
Mg (cmol kg⁻¹)	0,83 ⁽³⁾	150,16 ⁽⁴⁾	475,49 ⁽⁴⁾	40,54 ⁽⁴⁾
Na (cmol kg⁻¹)	0,04 ⁽³⁾	34,13 ⁽⁴⁾	89,32 ⁽⁴⁾	--
Fe (mg kg⁻¹)	21,00 ⁽³⁾	22.200,00 ⁽⁴⁾	4.300,00 ⁽⁴⁾	--
Mn (mg kg⁻¹)	33,80 ⁽³⁾	6.350,00 ⁽⁴⁾	12.400,00 ⁽⁴⁾	--
Zn (mg kg⁻¹)	0,20 ⁽³⁾	48,00 ⁽⁴⁾	150,00 ⁽⁴⁾	--
Cu (mg kg⁻¹)	0,70 ⁽³⁾	210,00 ⁽⁴⁾	505,00 ⁽⁴⁾	--
PN (%)	--	65,79 ⁽⁴⁾	112,63 ⁽⁴⁾	91,80 ⁽⁴⁾

Los valores son en base a peso seco.

(1): pH, relación suelo:agua 1:2,5 (p/v); CE, relación suelo:agua 1:5 (p/v);

(2): pH y CE relación residuo:agua 1:5 (p/v).

(3): Elementos disponibles en el suelo. MO mediante oxidación con dicromato y ácido sulfúrico; Saturación de Al (%) = $[Al/(\sum Ca, Mg, K, Na, Al) * 100]$; Bases mediante extracción con acetato de amonio pH 7; N disponible mediante KCl 2M: $\sum (N\text{-Nitrato} + N\text{-Amonio})$; P mediante Olsen modificado; micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) mediante extracción con DTPA pH 7.3.

(4): Elementos pseudototales en ceniza de madera y Cal comercial mediante extracción por calcinación y dilución ácida. PN: poder de neutralización.

(Fuente: Datos obtenidos en la presente investigación).

Tabla 2. Contenido pseudototal de metal(oid)es pesados en el suelo Ultisol, ceniza de madera, mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) y Cal comercial.

Metal(oid)es pesados Pseudototales ⁽¹⁾	Suelo Ultisol ⁽¹⁾	Ceniza de madera ⁽¹⁾	Dregs y Grits ⁽¹⁾	Cal Comercial ⁽¹⁾	Límite máx. permitido en suelos receptores (pH > 5) ⁽²⁾	Límite máx. permitido en lodos ⁽²⁾
	-----mg kg ⁻¹ -----				-----mg kg ⁻¹ -----	
As	10.00	5.00	0.20	0.90	10	40
Cd	0.30	0.90	1.00	0.17	2	40
Cr	38.20	25.45	43.60	0.95	NR	NR
Pb	12.00	13.00	5.00	7.68	50	400
Ni	13.10	15.30	206.92	2.29	30	420

(1): Metal(oid)es pseudototales: extracción con ácido nítrico y ácido clorhídrico relación 9:3 (v/v). (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

(2): Límite máximos (máx) permitidos de metal(oid)es pesados establecidos en el Decreto Supremo 4 (2009); NR: no regulado por el Decreto Supremo 4 (2009). (**Fuente:** Decreto Supremo 4, 2009).

6.2. Fitotoxicidad

6.2.1. Viabilidad de semillas

La prueba de viabilidad demostró que las semillas de Lechuga fueron aptas para el ensayo de toxicidad. Su respuesta frente al control positivo (ZnSO_4 0,01 M) fue de una inhibición total (100 %). Esto concuerda con Celis et al. (2006) quienes señalaron que el uso de Zn a partir de 0,01 M produce una inhibición del 85 % en la semilla de Lechuga. Por su parte, la respuesta de las semillas frente al control negativo (agua destilada), mostró un desarrollo normal con porcentajes de germinación superiores al 90 %.

6.2.2. Efecto de ceniza de madera en la germinación y crecimiento radicular

Como se muestra en la Tabla 3, pH y CE del extracto aumentó paulatinamente con el aumento de la proporción de Cen en el suelo. Sin embargo, el extracto del testigo Cen superó el umbral de tolerancia de la especie a la salinidad (4.40 dS m^{-1} versus $1,3 \text{ dS m}^{-1}$) (Vidal, 2007). Esto estaría asociado a los altos contenidos de Ca y Mg en el residuo, que al entrar en contacto con el agua y a través de un proceso de hidrólisis provocaría la liberación de iones oxidrilos (OH^-).

Para las variables SG, LR, PGR, CRR (Tabla 3) e IG (Figura 3) no se observaron diferencias significativas con respecto al extracto del testigo suelo Ultisol; éstos resultados mostraron que, en el rango de proporciones estudiadas, los extractos de las diferentes mezclas Cen:suelo no presentaron fitotoxicidad asociada al contenido de sales. A pesar que el extracto del testigo Cen superó el umbral de salinidad, esta condición no produjo un efecto negativo en el crecimiento radicular ni tampoco en el porcentaje de germinación de las semillas.

Por otro lado, aunque Cen contiene bajos niveles de metales pesados, estos contenidos no tendrían influencia en el grado de toxicidad sobre la germinación de las semillas de Lechuga. Estudios realizados por Nabeela et al. (2015) con dosis cercanas a la presente investigación (0, 1, 10, 25, 50 y 100 Mg ha^{-1} , equivalentes a ceniza 0, 0.5, 5, 12.5, 25 y 50 g kg^{-1}) demostraron resultados contrarios a los nuestros; de acuerdo a los autores, con dosis superiores a ceniza 50 Mg ha^{-1} (equivalente a ceniza 25 g kg^{-1}), el índice de germinación disminuyó y los efectos fitotóxicos sobre semillas de *Brassica napus* L. estarían

directamente relacionados con la concentración de metales pesados, presentándose una inhibición total de la germinación con la dosis más alta de ceniza 100 Mg ha^{-1} (equivalente a ceniza 50 g kg^{-1}).

De acuerdo a lo expuesto por varios autores la germinación de semillas en presencia de ceniza, tiene tanto efectos positivos como negativos y éstas diferencias estarían asociadas a la especie vegetal que da origen a la ceniza, la fracción del árbol utilizada, el clima donde se desarrolló la plantación y la tecnología utilizada en la combustión (Campbell 1990; Pitman, 2006; Reyes et al., 2015). Reyes et al. (2015) reportaron no existir diferencias significativas en el porcentaje de germinación en *A. mearnsii*, *A. melanoxylon*, *Q. ilex*, *Q. pyrenaica*, y *Q. robur*, con dosis de cenizas entre 3.93 kg ha^{-1} y 15.72 kg ha^{-1} (equivalente a ceniza entre 1.97 y 7.86 g kg^{-1}), mientras que en *A. dealbata*, *A. longifolia* y *Pinus*, en las mismas dosis, la inhibición fue positiva.

Gautam et al. (2012) con ceniza volante (10, 20, 40, 60, 80 y 100 % (p/p) ceniza/suelo) demostraron una disminución en el índice de germinación sobre semillas de *Brassica juncea* L. a partir de 40 % (equivalente a ceniza volante 400 g kg^{-1}). Adicionalmente, estudios realizados con extractos de lodos estabilizados con ceniza volante (relación 1:2, 2:1 y 1:1 (p/p) lodo:ceniza), mostraron una completa inhibición (100 %) de la germinación de *Lepidium sativum*, *Alba sinapis* y *Shorgum saccharatum*, relacionado con la mayor cantidad de ceniza en la proporción (mayor efecto en 2:1 ceniza:lodo), los autores atribuyeron dicho comportamiento al contenido de metales que contienen las cenizas volantes principalmente cobre (Samaras et al., 2008).

Tabla 3. Efecto del extracto 1:10 proveniente de suelo Ultisol, ceniza de madera y mezclas Cen:suelo sobre la germinación de semillas de Lechuga (*Lactuca sativa* L.).

Tratamientos	pH*	CE*	SG	LR	PGR	CRR
		dS m ⁻¹	Semillas	mm	-----%-----	
Testigo suelo Ultisol	4,24 ± 0,01 e	0,09 ± 0,00 d	24,00 ± 0,33 a	29,05 ± 2,79 a	100,00 ± 1,37 a	100,00 ± 9,61 a
Cen7.5	4,91 ± 0,01 d	0,12 ± 0,01 d	25,00 ± 0,33 a	31,33 ± 1,11 a	101,37 ± 1,37 a	107,85 ± 3,82 a
Cen15	4,89 ± 0,03 d	0,17 ± 0,01 cd	24,00 ± 0,33 a	33,11 ± 1,21 a	100,00 ± 1,37 a	113,95 ± 4,15 a
Cen30	6,74 ± 0,11 c	0,50 ± 0,04 bc	24,00 ± 0,33 a	34,03 ± 5,97 a	100,00 ± 1,37 a	117,12 ± 20,56 a
Cen75	7,14 ± 0,06 b	0,62 ± 0,05 b	24,00 ± 0,58 a	37,52 ± 0,70 a	98,63 ± 2,37 a	129,14 ± 2,43 a
Testigo Cen	8,57 ± 0,02 a	4,40 ± 0,16 a	25,00 ± 0,00 a	26,21 ± 1,04 a	102,74 ± 0,00 a	90,21 ± 3,67 a

Cen7.5, Cen15, Cen30 y Cen75: ceniza de madera 7,5, 15, 30 y 75 g kg⁻¹ respectivamente. *pH y CE del extracto 1:10; SG: cantidad de semillas germinadas; LR: longitud radicular; PGR: porcentaje de germinación relativo; CRR: crecimiento radicular relativo. Medias (n=3) ± error estándar. Grupo de letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas según la prueba de Tukey (P < 0.05).

(Fuente: Datos obtenidos en la presente investigación).

6.2.3. Efecto de la mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) en la germinación y crecimiento radicular

Como muestra la Tabla 4, pH y CE de los extractos aumentaron paulatinamente con el aumento de la proporción de DyG en los tratamientos. Se pudo evidenciar que el uso de DyG en proporciones crecientes favoreció un aumento de pH de 2.9 unidades en el extracto (pasando de 4.24 a 7.14 unidades de pH). Por otro lado, la CE aumentó significativamente a partir de DyG 10 g kg⁻¹. La CE de los extractos provenientes de las diferentes mezclas DyG:suelo no superó el umbral de salinidad de la especie (1.3 dS m⁻¹) a diferencia del extracto de testigo DyG (3.49 dS m⁻¹). Estos aumentos, probablemente estarían relacionados con los contenidos de Ca, Mg y principalmente de Na presentes en el residuo (Tabla 1).

El crecimiento radicular (Tabla 4) y el porcentaje de germinación (Figura 3) presentó una disminución (entre 34 y 36 % respectivamente) con el extracto del testigo DyG comparado con el extracto del testigo suelo Ultisol. Probablemente esta disminución pudiera estar asociada al contenido de sales de DyG (principalmente Na). Hela et al. (2011) evaluaron los efectos de NaCl (0, 50, 100, 150 y 200 mM) sobre la germinación de Lechuga (*Lactuca sativa* L.). Estos autores demostraron que un aumento en la concentración de NaCl provocó una disminución en el IG (entre 21 y 100 %), argumentando que probablemente la presencia de altas concentraciones de iones Na⁺ causaría una baja absorción de agua por parte de las semillas afectando el potencial osmótico y el crecimiento radicular.

Tabla 4. Efecto del extracto 1:10 proveniente del suelo Ultisol y mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) sobre la germinación de semillas de Lechuga (*Lactuca sativa* L.).

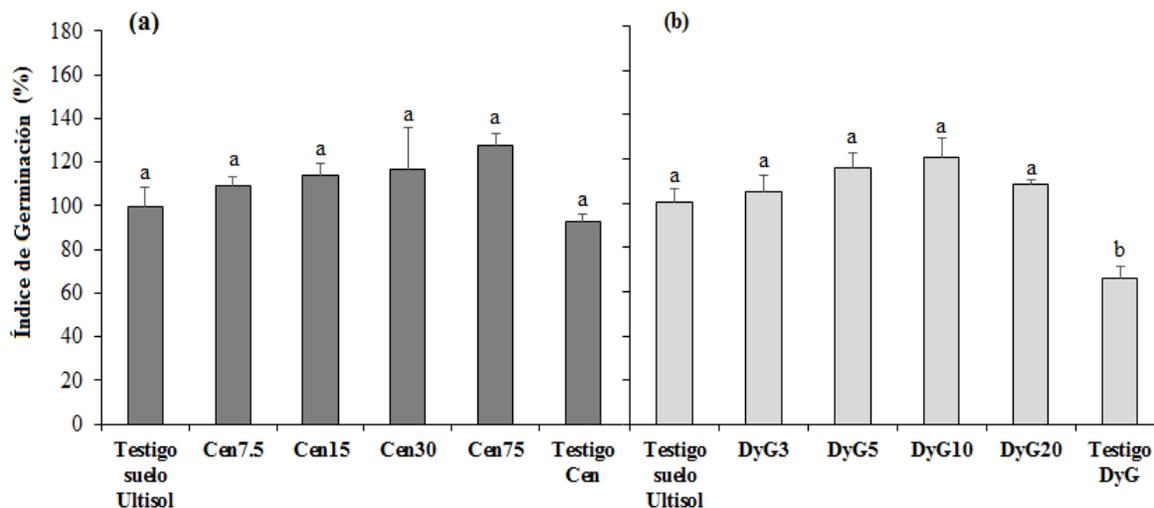
Tratamientos	pH*	CE*	SG	LR	PGR	CRR
		dS m ⁻¹	Semillas	mm	-----%-----	
Testigo suelo Ultisol	4,24 ± 0,01 d	0,06 ± 0,00 c	23,00 ± 0,33 a	27,67 ± 1,50 a	100,00 ± 1,47 a	100,00 ± 5,41 a
DyG3	6,39 ± 0,27 c	0,13 ± 0,00 c	23,00 ± 0,33 a	28,99 ± 1,99 a	100,00 ± 1,47 a	104,77 ± 7,21 a
DyG5	6,50 ± 0,25 bc	0,18 ± 0,03 bc	24,00 ± 0,67 a	30,68 ± 1,51 a	104,41 ± 2,94 a	110,89 ± 5,47 a
DyG10	7,14 ± 0,09 b	0,33 ± 0,01 b	23,00 ± 0,58 a	32,73 ± 1,57 a	101,47 ± 2,55 a	118,31 ± 5,66 a
DyG20	7,06 ± 0,06 bc	0,33 ± 0,00 b	24,00 ± 0,33 a	28,69 ± 0,36 a	104,41 ± 1,47 a	103,71 ± 1,30 a
Testigo DyG	9,55 ± 0,01 a	3,49 ± 0,08 a	23,00 ± 0,33 a	17,69 ± 1,68 b	102,94 ± 1,47 a	63,95 ± 6,07 b

DyG3, DyG5, DyG10 y DyG20: mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) 3, 5, 10 y 20 g kg⁻¹ respectivamente. *pH y CE del extracto 1:10; SG: cantidad de semillas germinadas; LR: longitud radicular; PGR: porcentaje de germinación relativo; CRR: crecimiento radicular relativo. Medias (n = 3) ± error estándar. Grupo de letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas según la prueba de Tukey (P < 0.05). (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

De acuerdo a Emimo & Warman (2004) un IG < a 50 % reflejaría una alta fitotoxicidad del material, entre 50 y 80 % una fitotoxicidad moderada e IG > 80% una fitotoxicidad nula. Por lo tanto, nuestros resultados (Figura 3) indicaron que el extracto del testigo DyG produjo una toxicidad moderada (IG 66 %), mientras que el testigo suelo Ultisol y las mezclas DyG:suelo produjeron una toxicidad nula. Según Ahmad et al. (2012) una disminución en el IG puede ser debido a un estrés causado por un compuesto soluble el cual aceleraría la separación del material alimenticio reservado en el embrión de la semilla. Los resultados indicarían que el efecto inhibitor mostrado por DyG disminuiría en la mezcla DyG:suelo, probablemente debido a la retención de los cationes principalmente Na en la matriz del suelo, condición que evitaría su total disolución y disponibilidad durante el tiempo del experimento.

Estudios relacionados fueron reportados por Jordan et al. (2002) utilizando semillas de Pino Monterrey (*Pinus radiata*) en proporciones 1:9 a 10:0 de grits:suelo arenoso, observaron porcentajes de germinación de 0 %, mientras que, utilizando las mismas proporciones para dregs los porcentajes de germinación oscilaron entre el 81,3 y 100,0 %; por lo tanto, éstos autores concluyeron que grits presentó un mayor efecto inhibitor sobre la germinación de semillas comparado con dregs. Por otro lado, Jordan & Rodríguez (2004) reportaron una menor germinación (< 5 %) de semillas de *Oryza sativa* L. por acción de mezcla dregs:suelo orgánico 1:1, mientras que, por acción de la mezcla grits:suelo orgánico 1:1 el % de germinación fue mayor al 95 %.

A partir de lo expuesto, las diferencias entre los resultados del presente estudio con los resultados expuestos en la literatura podrían ser atribuidas a la proporción de la mezcla entre dregs y grits y sus características fisicoquímicas.



Tratamientos

Figura 3. Índice de germinación de semillas de Lechuga (*Lactuca sativa* L.) incubadas con extracto 1:10 de ceniza de madera (Cen) y mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) con un suelo Ultisol en todo el rango de concentración estudiado. (a) Cen7.5, Cen15, Cen30 y Cen75: ceniza de madera 7,5, 15, 30 y 75 g kg⁻¹ (b) DyG3, DyG5, DyG10 y DyG20: mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) 3, 5, 10 y 20 g kg⁻¹. Cada barra representa la media de tres repeticiones junto a su error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas según el test de Tukey (P < 0.05). (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3. Efectos nutricionales y movilidad de metal(oid)es pesados

6.3.1. Ceniza de madera (Cen)

6.3.1.1. Efecto de la aplicación de Cen sobre las propiedades fisicoquímicas de un suelo Ultisol

Transcurridos 100 días del experimento, se analizaron los cambios fisicoquímicos ocurridos en el suelo por la aplicación de Cen (Tabla 5). Los resultados obtenidos demostraron que pH, CE, P, Bases (Ca, Mg, K, Na) Cu y Zn aumentaron significativamente con respecto al testigo y en forma directamente proporcional con la dosis de Cen a partir de 15 g kg⁻¹; estos resultados concuerdan con los reportados por varios autores (Saarsalmi et al., 2010; Park et al., 2012). El aumento de pH (en 2,31 unidades) pudo ser atribuido principalmente al aporte de Ca y Mg presentes en Cen (muy probablemente a la forma de óxidos y carbonatos) y al

tamaño de partícula que presentaba el residuo que favoreció su solubilización (tamaño de partículas < 0,5 mm) (Pitman, 2006; Sirikare et al., 2015).

La dosis Cen 30 g kg⁻¹ generó un aumento de pH próximo a la neutralidad, valor recomendado para el establecimiento de Ballica, (Vidal, 2007; Yusiharni et al., 2007). Cuidado se debe tener con el aumento de pH (8,63) provocado por Cen 75 g kg⁻¹ debido a que podría generar deficiencia de P y micronutrientes por precipitación o inmovilización (Pitman 2006; Ochevova et al., 2016); el aumento de CE podría estar directamente relacionado con los mayores aportes de Ca, Mg y K provenientes de Cen (Quirantes et al., 2016), lo que pudiera favorecer la capacidad de intercambio catiónico del suelo (Vidal, 2007).

Resultados similares fueron reportados por otros autores, quienes demostraron en un período de 1 a 5 años un aumento de 2,1 unidades de pH con dosis de ceniza entre 9 y 44 Mg ha⁻¹ (equivalente a 4.5 y 22 g kg⁻¹) (Augusto et al., 2008) y un aumento de 1,9 unidades de pH con aplicación de 5 % de ceniza (equivalente a 50 g kg⁻¹) (Ochevova et al., 2014); ambos estudios señalaron que dicha respuesta se debió al PN de Cen, a su aporte de cationes y al tiempo de reacción.

En relación a los micronutrientes, no se observaron cambios significativos en el contenido de Fe disponible en el suelo; sin embargo, Mn presentó una disminución (entre 13 – 21 %) dependiente de la dosis de Cen. Resultados similares fueron reportados por Quirantes et al. (2016) quienes observaron una disminución de 1 % en el contenido de Fe y de 5 % en Mn disponible en suelo con dosis de ceniza 25 Mg ha⁻¹ (equivalente a 12.5 g kg⁻¹); Barman et al. (2014) observaron el mismo comportamiento por efecto de Cal y postularon que dicha respuesta se debió al aumento de pH, donde Fe y Mn pasarían a formas menos solubles (y por lo tanto, menos disponibles) en el suelo.

Adicionalmente, la materia orgánica (MO) tampoco presentó diferencias significativas con respecto al control; sin embargo, el aporte de carbono por parte de Cen (Tabla 1) pudiera representar efectos benéficos al suelo por favorecimiento en la estructura, porosidad y medio de desarrollo microbiano (Augusto et al., 2008; Muñoz et al., 2016).

De acuerdo a los cálculos de dosis de enmienda para aumentar en 1 unidad el pH del suelo, Cal 1.5 g kg⁻¹ y Cen 7.5 g kg⁻¹ produjeron el efecto esperado (Tabla 5).

Tabla 5. Cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo Ultisol por aplicación de Cal comercial y ceniza de madera.

Propiedades del suelo	Tratamientos					
	Testigo suelo Ultisol	Cal1.5	Cen7.5	Cen15	Cen30	Cen75
pH	6,32 ± 0,14 d	6,66 ± 0,12 cd	6,58 ± 0,18 cd	6,75 ± 0,15 c	7,31 ± 0,02 b	8,63 ± 0,10 a
CE (dS m⁻¹)	0,09 ± 0,01 c	0,09 ± 0,00 c	0,18 ± 0,02 c	0,29 ± 0,02 bc	0,58 ± 0,09 b	1,78 ± 0,15 a
MO (%)	7,21 ± 0,31 a	5,87 ± 0,55 a	6,31 ± 0,09 a	6,40 ± 0,05 a	6,47 ± 0,21 a	6,25 ± 0,20 a
P (mg kg⁻¹)	3,01 ± 0,07 d	2,96 ± 0,16 d	4,40 ± 0,26 cd	5,22 ± 0,47 c	9,11 ± 0,36 b	21,83 ± 0,98 a
K (cmol kg⁻¹)	0,09 ± 0,00 d	0,11 ± 0,02 d	0,18 ± 0,01 cd	0,36 ± 0,02 c	0,78 ± 0,00 b	1,81 ± 0,11 a
Ca (cmol kg⁻¹)	1,70 ± 0,27 d	3,96 ± 0,16 d	4,86 ± 0,15 cd	7,78 ± 0,14 c	11,19 ± 1,56 b	24,26 ± 0,56 a
Mg (cmol kg⁻¹)	0,67 ± 0,02 d	1,02 ± 0,33 cd	1,22 ± 0,05 cd	1,58 ± 0,04 bc	1,96 ± 0,02 b	2,70 ± 0,08 a
Na (cmol kg⁻¹)	0,04 ± 0,00 d	0,05 ± 0,01 d	0,08 ± 0,00 cd	0,16 ± 0,01 c	0,34 ± 0,00 b	0,79 ± 0,05 a
Fe (mg kg⁻¹)	15,92 ± 0,40 a	18,60 ± 1,18 a	17,24 ± 0,70 a	16,71 ± 0,41 a	15,96 ± 1,23 a	17,66 ± 0,38 a
Mn (mg kg⁻¹)	48,84 ± 3,51 a	43,01 ± 1,72 bc	42,65 ± 2,31 bc	44,57 ± 1,95 ab	39,10 ± 3,00 c	38,70 ± 1,50 c
Zn (mg kg⁻¹)	0,16 ± 0,01 e	0,22 ± 0,02 de	0,34 ± 0,02 cd	0,45 ± 0,03 c	0,66 ± 0,02 b	1,02 ± 0,07 a
Cu (mg kg⁻¹)	0,59 ± 0,02 d	0,86 ± 0,15 cd	0,91 ± 0,03 cd	1,14 ± 0,03 bc	1,47 ± 0,03 ab	1,52 ± 0,02 a

Elementos disponibles en el suelo.

pH, relación suelo:agua 1:2,5 (p/v); CE, relación suelo:agua 1:5 (p/v).

MO mediante oxidación con dicromato y ácido sulfúrico; P mediante extracción por Olsen modificado; bases (Ca, Mg, K y Na) mediante extracción por acetato de amonio pH 7 y micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) mediante extracción por DTPA pH 7.3.

Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; Cen7.5, Cen15, Cen30 y Cen75: ceniza de madera 7.5, 15, 30 y 75 g kg⁻¹. Medias (n = 3) ± error estándar.

Grupos de letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas según la prueba de Tukey (P < 0.05). (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.1.2. Efecto de la aplicación de Cen sobre el rendimiento y la calidad nutricional de Ballica.

Como muestra la Figura 4, se observó un aumento en el rendimiento del cultivo de Ballica por efecto de Cen en el siguiente orden: Corte 1 > Corte 2 > Corte 3; esto se pudo atribuir a una máxima solubilización de nutrientes provenientes de Cen en los primeros días del experimento, concordando con la mayor demanda nutricional por parte del cultivo.

La biomasa total (correspondiente al material vegetal de los 3 cortes y el Residuo) aumentó de manera paulatina con el aumento de la dosis de Cen a partir de 15 g kg⁻¹ (aumento en rendimiento entre 49 % y 121 % aproximadamente). Lopareva-Pohu et al. (2011) reportaron un aumento de la producción de biomasa entre un 30 y 70 % para *Trifolium repens* L. y *Lolium perenne* L. con el uso de ceniza volante al 6 % (equivalente a 60 g kg⁻¹). Varios autores han demostrado que el uso de ceniza de madera mejora la producción de biomasa y afecta la disponibilidad de nutrientes de manera positiva en *Lolium perenne* L. y *Lolium multiflorum* L. (Dahlin et al., 2015; Li et al., 2016).

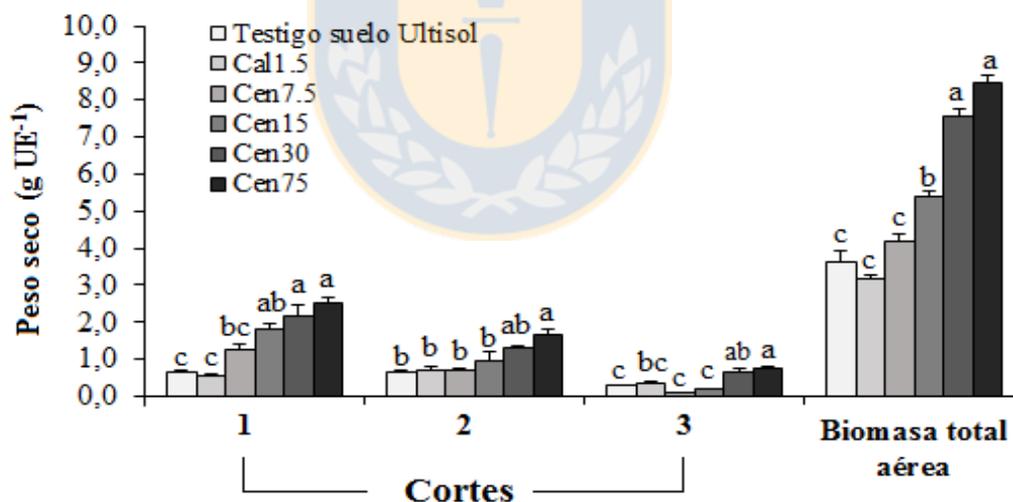


Figura 4. Peso seco de material vegetal de Ballica (*Lolium perenne* L.); Cortes 1, 2 y 3 a los 40, 70 y 100 días respectivamente después de la siembra en un suelo enmendado con Cal comercial y ceniza de madera. Biomasa total aérea: suma de 3 cortes más Residuo de 5 cm del último corte. Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; Cen7.5, Cen15, Cen30 y Cen75: ceniza de madera 7.5, 15, 30, 75 g kg⁻¹ respectivamente. Cada barra representa la media de tres repeticiones junto a su error estándar. Letras distintas en cada corte y en la Biomasa Total indican diferencias significativas según el test de Tukey ($P < 0.05$). (Fuente: Datos obtenidos en la presente investigación).

Como se observa en la Figura 5, los contenidos de N, P y K en la parte aérea de la planta aumentaron significativamente con el aumento de la dosis de Cen. N y K mostró diferencias significativas a partir de Cen 15 g kg⁻¹, mientras que P presentó un aumento desde Cen 7.5 g kg⁻¹.

El aumento en el rendimiento del cultivo dependiente de la dosis de Cen pudiera relacionarse con los incrementos en N, P y K y con el aumento en el pH del suelo. Efectivamente, Arshad et al. (2012) trabajando con ceniza de madera, señalaron que el aumento de pH del suelo produjo un aumento en la solubilización del P aportado por la ceniza, lo que habría provocado el aumento observado en el rendimiento del cultivo. Estos autores reportaron adicionalmente un aumento en el rendimiento del grano de cebada de 2,96 Mg ha⁻¹ a 7,01 Mg ha⁻¹ con aplicación de ceniza 8,40 Mg ha⁻¹ (equivalente a 4,2 g kg⁻¹) en el período 2002 – 2005, sin observar resultados equivalentes con Cal comercial 7,47 Mg ha⁻¹ (equivalente a 3,7 g kg⁻¹) que, a pesar de provocar un aumento en el pH, no aportó P.

Augusto et al. (2008) plantearon que el incremento de pH en el suelo favorecería la actividad microbiana promoviendo una mayor amonificación y nitrificación con la consecuente disponibilidad del N, situación confirmada en nuestro estudio a partir de Cen 15 g kg⁻¹ (Tabla 3, Fig. 5) donde se observó un aumento significativo de pH en el suelo y de N total en la planta.

Dado que los resultados de N, P y K en Ballica se encontraron por debajo de sus niveles de suficiencia, sería necesario acompañar la aplicación de Cen con fertilizantes nitrogenados o fosfatados para compensar estas deficiencias (Helmisaari et al., 2009; Saarsalmi et al., 2010; Dahlin et al., 2015).

Cal 1.5 g kg⁻¹ y Cen 7.5 g kg⁻¹ mostraron efectos similares en el rendimiento del cultivo. Sin embargo, la absorción de P por parte de Ballica fue mayor con Cen 7.5 g kg⁻¹ (0,57 mg UE⁻¹ versus 0,27 mg UE⁻¹; Figura 5).

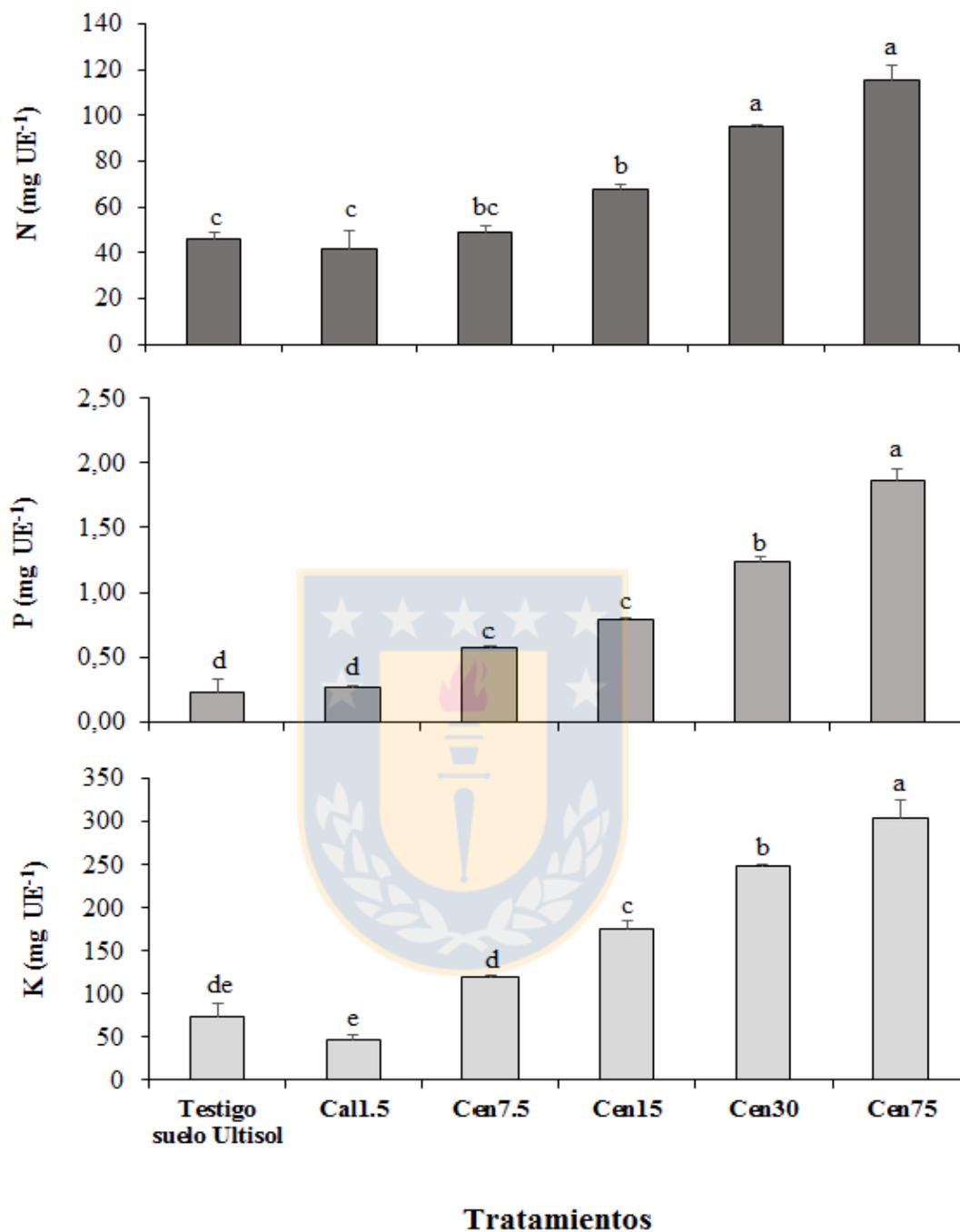


Figura 5. N, P y K en Biomasa total aérea de Ballica (*Lolium perenne* L.) por aplicación de Cal comercial y ceniza de madera en un suelo Ultisol. Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; Cen7.5, Cen15, Cen30 y Cen75: ceniza de madera 7.5, 15, 30, 75 g kg⁻¹ respectivamente. Cada barra representa la media de tres repeticiones junto a su error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas, según el test de Tukey ($P < 0.05$). (Fuente: Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.1.3. Efecto de la aplicación de Cal comercial y Cen sobre pH y CE de aguas percoladas

Como se observa en la Figura 6, pH y CE aumentaron en forma directamente proporcional con la dosis de Cen. pH aumentó de 6,32 (Testigo suelo Ultisol) a 8,63 (Cen 75 g kg⁻¹), mostrando diferencias significativas a partir de Cen 15 g kg⁻¹. El pH 8,63 del agua percolada con la dosis Cen 75 g kg⁻¹ superó el límite máximo establecido por el Decreto Supremo 46 (2003) (pH 8,0). El aumento de CE de 0,09 dS m⁻¹ (Testigo suelo Ultisol) a 1,78 dS m⁻¹ (Cen 75 g kg⁻¹) no superó el límite para aguas dulces establecido por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME, 1985) (CE 2.00 dS m⁻¹). Al comparar los efectos de Cal 1.5 g kg⁻¹ y Cen 7.5 g kg⁻¹ sobre el pH y CE de las aguas percoladas no se observaron diferencias.

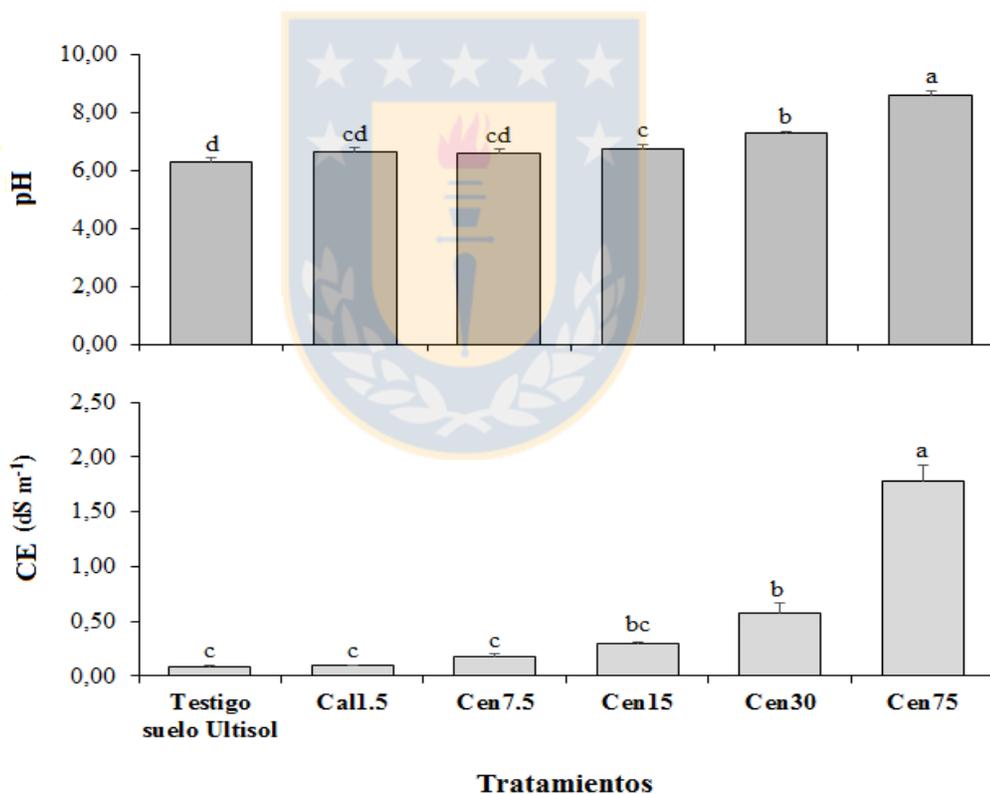


Figura 6. Efecto de Cal comercial y ceniza de madera sobre el pH (a) y conductividad eléctrica (CE) (b) en aguas percoladas. Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; Cen7.5, Cen15, Cen30 y Cen75: ceniza de madera 7.5, 15, 30, 75 g kg⁻¹. Cada barra representa la media de tres repeticiones junto a su error estándar. Letras distintas para cada variable indican diferencias significativas, según el test de Tukey ($P < 0.05$). (Fuente: Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.1.4. Efecto de la aplicación de Cal comercial y Cen sobre la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema suelo-planta-agua

6.3.1.4.1. Suelo Ultisol y aguas percoladas

Como se observa en la Tabla 6, los contenidos de Cr, Ni y Pb disponibles en el suelo se encontraron bajo los LC establecidos en la Sección 5.4.3.2. Por otro lado, el contenido de Cd disponible en el suelo y As, Cd, Cr, Ni y Pb disueltos en las aguas percoladas también fueron encontrados bajo el LC (resultados no reportados). Esto significaría que una muy baja proporción del metal aportado por el suelo y Cen fue movilizado hacia la fase líquida del suelo y a las aguas percoladas.

A partir de los datos reportados en la Tabla 2 (metal(oid)es pseudotoales en suelo Ultisol, ceniza de madera, mezcla dregs grits relación 7:1 (p/p) y Cal comercial) y Tabla 6 (metal(oid)es en el sistema suelo-planta) se estimó que entre 0,26 y 0,67 % de metal(oid)es fue movilizado en el sistema por efecto de Cen.

Violante & Caporale (2015) postularon que cuando el pH del suelo aumenta, las cargas negativas de la fase sólida prevalecen con la posterior adsorción de metales divalentes y esta afinidad estaría relacionada con el potencial iónico; éstos autores también señalaron que dentro de las propiedades que favorecen la adsorción de cationes y aniones se encuentran los contenidos de filosilicatos, materia orgánica y cargas variables de los minerales, como óxidos de Fe y Mn; la consecuente liberación de metal(oid)es hacia el medio provocaría la competencia para ocupar los espacios de adsorción. Posiblemente, en la presente investigación la muy baja movilización de metal(oid)es estaría asociada a la fuerte adsorción favorecida por las cargas de los minerales propios del tipo de suelo (Ultisol) y por la presencia de óxidos de Fe, Al y Mn.

Ochecova et al. (2014) evaluaron el contenido de As, Cd y Pb en un suelo Cambisol tratado con diferentes dosis de ceniza volante (entre 0 y 50 g 5 kg⁻¹ equivalente a entre 0 y 10 g kg⁻¹); sus resultados no mostraron cambios significativos en las concentraciones de As disponible, tal como ocurrió en este estudio; mientras que, Cd y Pb disminuyeron un 12.5 y 17 % respectivamente, comparado con el testigo, contrario a nuestros resultados para el caso de Pb.

Cal 1.5 g kg^{-1} y Cen 7.5 g kg^{-1} presentaron respuesta similar en el contenido de metal(oid)es en el suelo y aguas percoladas; Cr, Ni y Pb disponible en suelo se encontró bajo los LC de la metodología; As por su parte, no presentó diferencias significativas entre estas dosis.



Tabla 6. Contenido de metal(oid)es pesados en el sistema suelo-planta por efecto de ceniza de madera.

Elemento	Matriz	Tratamientos					
		Testigo suelo Ultisol	Cal1.5	Cen7.5	Cen15	Cen30	Cen75
		----- $\mu\text{g UE}^{-1}$ -----					
As	Suelo	2,79 ± 0,87 a	2,54 ± 0,56 a	3,98 ± 0,52 a	2,47 ± 0,53 a	3,43 ± 0,32 a	2,94 ± 0,28 a
	Raíz	1,43 ± 0,16 c	1,49 ± 0,35 c	2,20 ± 0,46 bc	2,76 ± 0,51 bc	3,40 ± 0,39 ab	5,30 ± 0,20 a
	Parte aérea	0,38 ± 0,06 a	0,46 ± 0,10 a	0,44 ± 0,09 a	0,63 ± 0,16 a	0,80 ± 0,25 a	1,05 ± 0,27 a
Cr	Suelo	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC
	Raíz	15,45 ± 2,65 b	21,8 ± 4,36 b	29,35 ± 5,54 ab	34,55 ± 3,64 ab	48,54 ± 7,51 ab	59,75 ± 7,35 a
	Parte aérea	6,41 ± 0,32 bc	4,02 ± 0,55 d	4,54 ± 0,38 d	4,72 ± 0,28 cd	7,66 ± 0,74 ab	8,76 ± 0,51 a
Ni	Suelo	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC
	Raíz	9,26 ± 0,70 b	10,86 ± 1,21 ab	13,62 ± 1,98 ab	16,38 ± 1,74 ab	21,49 ± 4,71 ab	23,61 ± 2,27 a
	Parte aérea	4,89 ± 0,59 a	5,37 ± 0,90 a	2,85 ± 0,47 a	4,15 ± 0,47 a	4,53 ± 0,35 a	5,53 ± 0,39 a
Pb	Suelo	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC
	Raíz	6,87 ± 0,91 c	11,7 ± 3,52 bc	18,67 ± 3,34 bc	20,79 ± 0,92 abc	28,24 ± 6,36 ab	36,74 ± 5,12 a
	Parte aérea	4,56 ± 0,75 a	6,14 ± 1,45 a	2,29 ± 0,68 a	4,35 ± 1,04 a	3,95 ± 0,72 a	5,32 ± 0,86 a

Parte aérea: Σ material vegetal de cortes a 40, 70 y 100 días después de la siembra y Residuo a 100 días después de la siembra.

Metal(oid)es pesados en suelo: corresponde al contenido disponible mediante extracción con NaNO_3 0,1 M relación 1:10 (p/v). Metal(oid)es pesados en raíz y parte aérea de la planta: corresponde al contenido total mediante extracción con HNO_3 y H_2O_2 relación 7:1 (p/v).

Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg^{-1} ; Cen7.5, Cen15, Cen30 y Cen75: ceniza de madera dosis 7.5, 15, 30, 75 g kg^{-1} ; < LC: concentraciones bajo el límite de cuantificación. Medias (n = 3) ± error estándar. Grupos con letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas según la prueba de Tukey (P < 0.05). (Fuente: Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.1.4.2. Biodisponibilidad y absorción en Ballica

Las concentraciones de los metal(oid)es en la raíz y parte aérea de la planta (Tabla 6) se encontraron bajo los límites máximos permitidos en el alimento animal (forraje) establecidos por la legislación Española a través del Real Decreto 747 (2001) (As 2 mg kg^{-1} y Pb 10 mg kg^{-1}); para el caso de Cr, este se encontró por debajo de los límites reportados por Oliveira (2012), quién señaló que concentraciones entre 5 y 100 mg g^{-1} serían tóxicas para Ballica.

Cd se encontró bajo el LC de la metodología (resultados no publicados; para el LC remitirse a la Sección 5.4.3.2.); esto se pudo interpretar debido a la baja solubilidad del metal a pH neutro y básico (Tahervand & Jalali, 2016). Para As, Cr, Ni y Pb (Tabla 6) los mayores contenidos se encontraron principalmente acumulados en la raíz de la planta ($> 60\%$ del metal(oid)e absorbido), donde As y Pb con Cen 30 y 75 g kg^{-1} presentaron diferencias significativas con respecto al testigo, mientras que Cr y Ni mostraron diferencias únicamente con Cen 75 g kg^{-1} .

Resultados similares fueron reportados por Vernay et al. (2007), quienes encontraron una mayor acumulación de Cr en raíces de *Lolium perenne* L. comparado con la parte aérea (10 veces mayor) con aplicaciones de $500 \mu\text{M}$ de Cr (VI) sobre turba.

Houben et al. (2012) evaluaron la fitodisponibilidad del Cd, Zn y Pb en Lupino Blanco (*L. albus* L.), sobre un suelo contaminado y tratado con diferentes enmiendas; dentro de estas enmiendas, carbonato de calcio 50 g kg^{-1} favoreció la disminución de los metales en la parte aérea de la planta (Cd 82.2% , Zn 87.5% y Pb 54.5%); mientras que el uso de ceniza volante, en la misma concentración que el carbonato de calcio, redujo en menor grado los contenidos de Zn y Pb (Cd permaneció invariante). Esto fue interpretado como un efecto del aumento de pH por acción del carbonato de calcio.

De acuerdo con Rotkittikhun et al. (2006) cuando los elementos tóxicos ingresan a la planta, la tasa de distribución y acumulación difiere mucho entre los órganos o tejidos de la misma. Ogunkunle et al. (2014) plantearon que la acumulación de metales (Pb, Cu, Cr, Cd y Zn) en la raíz es un fenómeno común para las gramíneas. Todos estos planteamientos confirman los resultados reportados en el presente estudio.

La acumulación de metal(oid)es de la planta también fue analizada a partir del Factor de Bioacumulación (FBA). Como se observa en la Tabla 7, el FBA fue $< 1\%$ para todos los

metal(oid)es. De acuerdo con Pachura et al. (2016) una planta con un FBA < 100 % presentaría una respuesta característica de especies vegetales no acumuladoras. Resultados similares fueron reportados por Lopareva-Pohu et al. (2011) quienes reportaron un FBA < 100 % en *Lolium perenne* L. con aplicaciones de 1 y 5 % de ceniza volante (equivalente a 10 y 50 g kg⁻¹).

Cen 7.5 g kg⁻¹ y Cal 1.5 g kg⁻¹ mostraron efectos similares en el contenido de metal(oid)es pesados (As, Cd, Cr, Ni y Pb) acumulándose principalmente en la raíz de la planta; adicionalmente para éstas dosis se observó en la parte aérea de la planta una disminución en el contenido de Cr respecto al testigo (Tabla 6). Al parecer el estado de oxidación del metal en el interior de la planta evitaría su translocación. El FBA de todos los metal(oid)es evaluados y para las dosis mencionadas fueron bajos y similares (Tabla 7).

6.3.1.5. Translocación en Ballica

Como se muestra en la Tabla 7, el Factor de Translocación (FT) fue < 100 % para todos los metal(oid)es, lo que estaría indicando que el mecanismo fisiológico de Ballica pudiera ser característico de una planta exclusora (Pachura et al., 2016), siendo éstas las que evitan la translocación de metal(oid)es desde la raíz hacia la parte aérea de la planta.

Ballica presentó una baja translocación para As (cerca al 26,6 %) en todos los tratamientos. Al parecer, Cen entre 7.5 y 75 g kg⁻¹ no influyeron en la absorción o translocación del As. Zhao et al. (2010) plantearon que la baja translocación de As estaría relacionada con la formación de complejos entre As³⁺ y grupos sulfhídricos (SH) presentes en las células de la raíz, los que serían finalmente transportados y retenidos en las vacuolas de almacenamiento.

Ballica presentó una disminución significativa en el FT para Cr (de 42,5 a un promedio de 16 %) para Cen para todo el rango de concentraciones comparado con el testigo. A su vez, se observó una disminución en el FT para Ni y Pb comparado con el testigo (de un promedio de Ni 52,5 % y Pb 71.5% a un promedio de Ni 23,4 % y Pb 15,8 %). Nuestros resultados mostraron que el uso de Cen como material encalante permitió que Ballica presentara una baja translocación de Cr, Ni y Pb.

Lou et al. (2013) encontraron que *Lolium perenne* L. presentó baja translocación del metal (entre el 4,4 al 7,9 %) cuando se aplicó Pb al suelo hasta 3,2 mM, señalando que la raíz fue

la principal barrera que impidió la translocación, posiblemente por precipitación a la forma de fosfato de plomo luego de su ingreso por vía simplástica al interior celular.

FT de Ni fue mayor con Cal 1.5 g kg⁻¹ (52,3 %) comparado con Cen 7.5 g kg⁻¹ (20,9 %). Así mismo, FT de Pb fue mayor con Cal 1.5 g kg⁻¹ (72,80 %) respecto de Cen 7.5 g kg⁻¹ (12,20 %). Entre Cal 1.5 g kg⁻¹ y Cen 7.5 g k⁻¹, que serían similares en relación a sus efectos enclantes (aumento en 1 unidad de pH de suelo), Cen 7.5 g kg⁻¹ sería más recomendable debido a que FT de Ni y Pb fue menor.

Tabla 7. Factor de Bioacumulación y Factor de Translocación de metal(oid)es pesados en Ballica (*Lolium perenne* L.).

Tratamientos	FBA				FT			
	As	Cr	Ni	Pb	As	Cr	Ni	Pb
					%			
Testigo suelo Ultisol	0,02	0,05	0,08	0,08	26,60	42,50	52,70	70,20
Cal1.5	0,02	0,06	0,09	0,13	33,40	18,90	52,30	72,80
Cen7.5	0,03	0,07	0,09	0,15	24,40	13,80	20,90	12,20
Cen15	0,03	0,08	0,12	0,18	26,10	13,80	25,50	21,40
Cen30	0,04	0,12	0,15	0,22	22,70	18,50	23,50	14,30
Cen75	0,06	0,14	0,16	0,28	20,30	15,00	23,60	15,20

FBA: Factor de Bioacumulación; FT: Factor de Translocación. Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; Cen7.5, Cen15, Cen30 y Cen75: ceniza de madera 7.5, 15, 30, 75 g kg⁻¹. (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.1.6. Relación entre la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema con el pH de un suelo Ultisol enmendado con Cen

Como se observa en la Figura 7, As, Cr, Ni y Pb absorbido por la planta mostró una correlación positiva ($R^2 > 0,85$) y altamente significativa ($P < 0,05$) con el aumento de pH

en el suelo por efecto de la aplicación de Cen en todo el rango de concentraciones estudiadas.

Kabata-Pendias (2010) relacionaron la absorción de metal(oid)es con su estado de oxidación, el cual dependería directamente del pH del suelo; éstos autores plantearon que As generalmente se encuentra como anión (arseniato o arsenito) que, frente a las cargas negativas del mineral se produciría una repulsión favoreciendo su solubilidad en el medio. Por otra parte, Lei et al. (2013) plantearon que la absorción del As estaría altamente relacionada con la absorción de P debido a que la planta utilizaría los mismos transportadores por similitud estructural entre iones arseniato y fosfato.

Adicionalmente, los cambios de pH en el suelo podrían afectar las rizósfera de la planta. Navarro-Aviñó et al. (2007) reportaron que los exudados de las raíces juegan un rol importante en la absorción de los metal(oid)es. Estos compuestos orgánicos, y preferentemente aquellos de alto peso molecular (mucilagos), formarían una capa externa a la raíz (mucigel) que favorecería la complejación de Cd, Cu y Pb. Por otro lado, Chen et al. (2005) y Zhao et al. (2010) indicaron que los óxidos ferrosos presentes en el suelo pudieran ser oxidados por éstos exudados formando hidróxido de hierro; esta placa se uniría a las paredes del tejido radical, donde particularmente el As presentaría una gran afinidad acelerando los mecanismos de absorción.

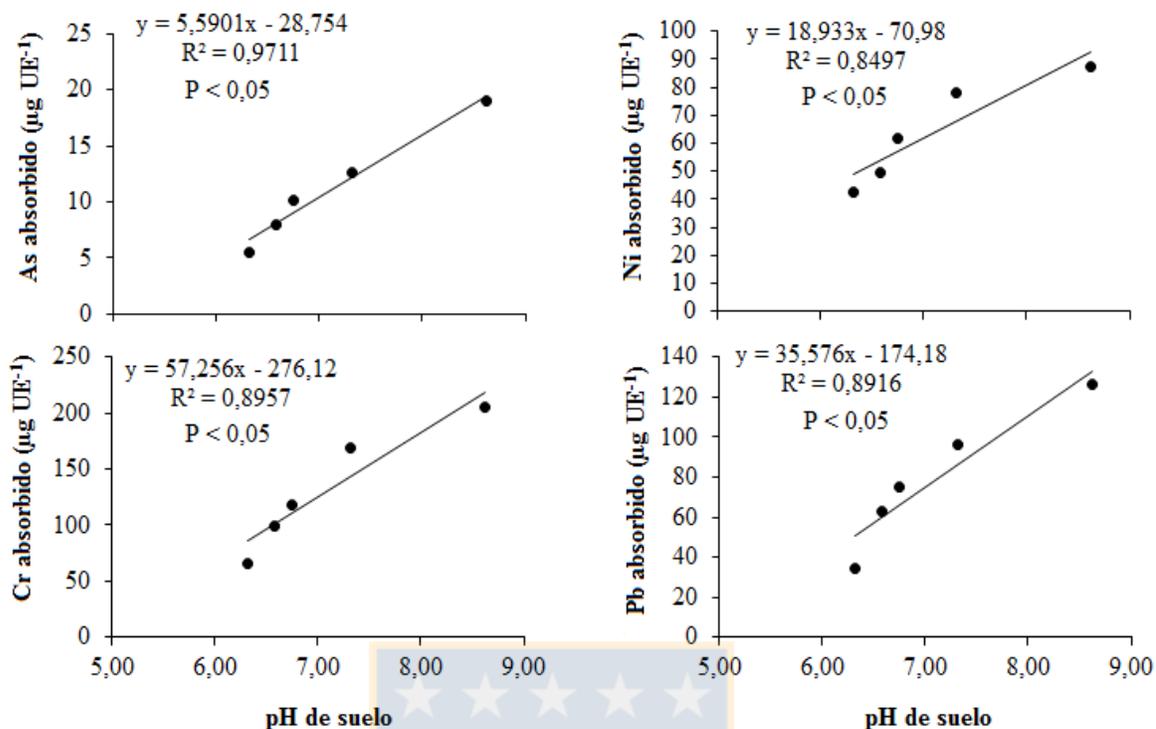


Figura 7. Relación lineal entre el contenido de metal(oid)es pesados absorbidos por la planta y el pH de un suelo Ultisol enmendado con ceniza de madera. Metal(oid)e pesado absorbido: contenido total en Ballica (*Lolium perenne* L.) (Σ material vegetal de cortes a 40, 70 y 100 días después de la siembra, Residuo y raíz a 100 días después de la siembra). pH de suelo relación suelo:agua 1:2,5 (p/v) de los tratamientos en el siguiente orden: Testigo suelo Ultisol, ceniza de madera 7.5, 15, 30 y 75 g kg^{-1} ; $P < 0,05$: diferencias significativa con 95 % de confianza. (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.2. Mezcla de dregs y grits relación 7:1 (DyG)

6.3.2.1. Efecto de la aplicación de Cal comercial y DyG sobre las propiedades fisicoquímicas de un suelo Ultisol

Transcurridos 100 días del experimento, se analizaron los cambios fisicoquímicos ocurridos en el suelo por aplicación de DyG (Tabla 8). Los resultados obtenidos demostraron que Mg, Zn y Cu aumentaron significativamente con respecto al testigo y en forma directamente proporcional con la dosis de DyG a partir de DyG 3 g kg^{-1} , mientras que Ca aumentó significativamente a partir de DyG 5 g kg^{-1} y pH y P a partir de DyG 10 g kg^{-1} . El

aumento de pH (de 5,95 a 8,21) pudo ser atribuido principalmente al aporte de Ca y Na presente en DyG (posiblemente a la forma de óxido y carbonato; Zambrano et al., 2005).

DyG 5 g kg⁻¹ favoreció el aumento de pH de 5,95 (Tabla 1) a 6,99 (Tabla 8), recomendado para el establecimiento del cultivo de Ballica (pH 6,00 – 7,00) (Vidal, 2007; Yusiharni et al., 2007). Cuidado se debe tener con el aumento de pH provocado por DyG 10 y 20 g kg⁻¹ (8,21 y 9,19 respectivamente) debido a que podría inducir deficiencia de P y micronutrientes por precipitación o inmovilización (Pitman 2006; Ochevova et al., 2016); el aumento de CE de 0,09 a 0,44 dS m⁻¹ podría estar directamente relacionado con los aportes de Ca, Mg y Na proveniente de DyG. Zambrano et al. (2005) señalaron que un aumento de cationes favorecería el intercambio catiónico del suelo.

Resultados similares fueron reportados por Cabral et al. (2008) quienes evaluaron los cambios fisicoquímicos de un suelo Cambisol (pH 5.50) con dosis de 1 a 8 g kg⁻¹ de dregs y grits, en periodos de incubación de 1, 4, 8 y 18 semanas; sus resultados mostraron aumentos significativos principalmente del Ca, Na y pH en forma directamente proporcional con la dosis, sin observar diferencias significativas en el contenido de K; estos autores mostraron una disminución en el contenido de Mg por efecto del dregs y grits, contrario a nuestros resultados.

En relación a los micronutrientes (Tabla 8) no se observaron cambios significativos en el contenido de Fe disponible en el suelo; sin embargo Mn presentó una disminución (32 %) a partir de DyG 10 g kg⁻¹. Adicionalmente, MO tampoco presentó diferencias significativas con respecto al testigo, posiblemente al bajo aporte de ésta por parte de DyG.

DyG 3 g kg⁻¹ y Cal 1.5 g kg⁻¹ mostraron un efecto similar en las propiedades del suelo. El cambio de pH de 5.95 a 6.89 con la dosis DyG 3 g kg⁻¹ fue similar al cambio de pH de 5.95 a 6.80 con Cal 1.5 g kg⁻¹. Esto representó un aumento aproximado de 1 unidad de pH esperado para estas dosis. Resultados similares han sido reportados por Zambrano et al. (2005) quienes encontraron para un suelo ácido de la serie Gorbea un cambio de pH 5.12 a 6.15 con mezcla dregs y grits relación 1:1 6.9 Mg ha⁻¹ (equivalente a 3.45 g kg⁻¹) y cambio de 5.12 a 5.85 con Cal comercial 3 Mg ha⁻¹ (equivalente a 1.5 g kg⁻¹).

Tabla 8. Cambios en las propiedades fisicoquímicas de un suelo Ultisol por aplicación de Cal comercial y mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG).

Propiedades del suelo	Tratamientos					
	Testigo suelo Ultisol	Cal1.5	DyG3	DyG5	DyG10	DyG20
pH	6,48 ± 0,08 c	6,80 ± 0,10 c	6,89 ± 0,07 c	6,99 ± 0,14 c	8,21 ± 0,20 b	9,19 ± 0,04 a
CE (dS m⁻¹)	0,09 ± 0,01 c	0,09 ± 0,00 c	0,11 ± 0,01 c	0,23 ± 0,01 b	0,46 ± 0,06 a	0,44 ± 0,02 a
MO (%)	6,87 ± 0,23 a	5,27 ± 0,46 b	6,24 ± 0,08 ab	6,22 ± 0,18 ab	6,54 ± 0,07 a	6,60 ± 0,13 a
P (mg kg⁻¹)	2,96 ± 0,08 c	3,01 ± 0,13 c	2,91 ± 0,16 c	3,32 ± 0,14 c	4,17 ± 0,24 b	5,11 ± 0,16 a
K (cmol kg⁻¹)	0,10 ± 0,00 a	0,13 ± 0,01 a	0,11 ± 0,00 a	0,10 ± 0,00 a	0,09 ± 0,00 a	0,09 ± 0,01 a
Ca (cmol kg⁻¹)	1,93 ± 0,07 d	4,07 ± 0,19 cd	5,08 ± 0,76 cd	8,21 ± 0,24 bc	12,80 ± 0,45 b	21,84 ± 4,35 a
Mg (cmol kg⁻¹)	0,66 ± 0,00 e	1,34 ± 0,35 de	1,73 ± 0,07 cd	2,40 ± 0,03 c	3,48 ± 0,03 b	4,86 ± 0,11 a
Na (cmol kg⁻¹)	0,04 ± 0,00 a	0,05 ± 0,01 a	0,05 ± 0,00 a	0,04 ± 0,00 a	0,04 ± 0,00 a	0,04 ± 0,00 a
Fe (mg kg⁻¹)	16,00 ± 0,44 ab	19,91 ± 0,98 a	18,11 ± 0,73 ab	17,61 ± 0,89 ab	15,23 ± 1,19 ab	17,26 ± 0,60 b
Mn (mg kg⁻¹)	52,86 ± 2,44 a	44,9 ± 1,46 ab	46,51 ± 4,55 ab	43,06 ± 2,11 ab	35,71 ± 2,46 b	50,69 ± 4,44 a
Zn (mg kg⁻¹)	0,15 ± 0,00 e	0,23 ± 0,02 e	0,57 ± 0,03 d	0,77 ± 0,04 c	1,33 ± 0,07 b	2,15 ± 0,08 a
Cu (mg kg⁻¹)	0,58 ± 0,02 c	1,02 ± 0,14 b	1,02 ± 0,03 b	1,23 ± 0,01 b	1,68 ± 0,06 a	2,02 ± 0,05 a

Elementos disponibles en el suelo. pH, relación suelo:agua 1:2,5 (p/v); CE, relación suelo - agua 1:5 (p/v).

MO mediante oxidación con dicromato y ácido sulfúrico; P mediante extracción por Olsen modificado; Bases (Ca, Mg, K y Na) mediante extracción por acetato de amonio pH 7 y micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) mediante extracción por DTPA pH 7.3.

Cal1.5 g kg⁻¹: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; DyG3, DyG5, DyG10 y DyG20: mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) 3, 5, 10 y 20 g kg⁻¹ respectivamente. Medias (n = 3) ± error estándar. Grupos de letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas según la prueba de Tukey (P < 0.05). **(Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.2.2. Efecto de la aplicación de Cal comercial y DyG sobre rendimiento y calidad nutricional de Ballica.

Como muestra la Figura 8, se observó un aumento significativo en el rendimiento del cultivo de Ballica por efecto de DyG desde el corte 2 y en la biomasa total con DyG 10 y 20 g kg⁻¹ (40 y 65 % respectivamente).

Resultados similares a nuestra investigación fueron reportados por Torkashvand et al. (2010) quienes evaluaron el rendimiento de *Sorghum vulgare* suelo ácido (pH 5.53) enmendado con lodos alcalinos de la industria de papel en las dosis de 0, 1, 2 y 4 % (equivalente a 0, 10, 20 y 40 g kg⁻¹) por un período de 60 días bajo condiciones de invernadero. Estos autores observaron un aumento significativo en el rendimiento con 1 y 2 % de lodo alcalino (equivalente a 10 y 20 g kg⁻¹) y señalaron que pudo ser debido a la disminución del contenido de Al intercambiable en el suelo y a la disponibilidad de nutrientes, específicamente P por efecto del pH.

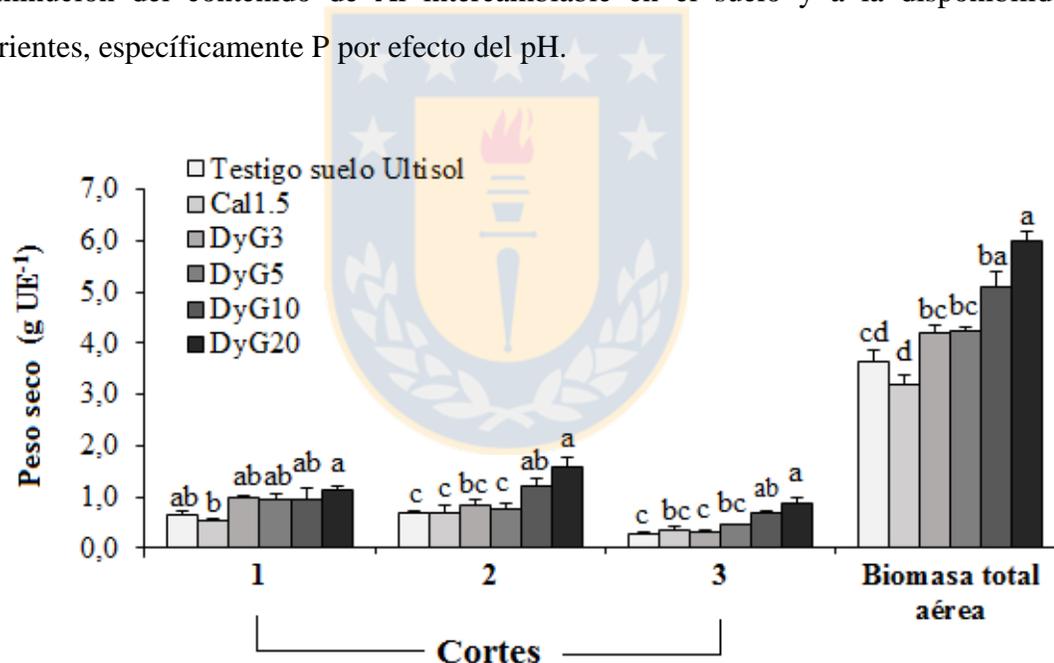


Figura 8. Peso seco de material vegetal de Ballica (*Lolium perenne* L.), Cortes 1, 2 y 3 a los 40, 70 y 100 días respectivamente después de la siembra en un suelo Ultisol enmendado con Cal comercial y mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG). Biomasa total aérea: suma de 3 cortes más Residuo de 5 cm del último corte. Fuente: Datos obtenidos de la presente investigación. Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; DyG3, DyG5, DyG10 y DyG20: mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) 3, 5, 10, 20 g kg⁻¹ respectivamente. Cada barra representa la media de tres repeticiones junto a su error estándar. Letras distintas en cada corte y en la Biomasa total aérea indican diferencias significativas según el test de Tukey (P < 0.05). (Fuente: Datos obtenidos en la presente investigación).

Como se muestra en la Figura 9, los contenidos de N en la parte aérea de Ballica (mezcla del material vegetal de los cortes a 40, 70 y 100 días después de la siembra y Residuo a 100 días después de la siembra) aumentaron significativamente entre DyG 5 y 20 g kg⁻¹ (de 71 a 129 %); sin embargo, se observó un decaimiento con DyG 20 g kg⁻¹, al parecer un aumento de pH (de 5,95 a 9,19) provocaría una posible inmovilización del N causado por el aumento de la masa microbiana (Dendooven et al., 2010).

El contenido de P aumentó paulatinamente con el aumento de las concentraciones de DyG con respecto al testigo (entre 42 y 113 %). K sólo presentó aumentos con DyG entre 10 y 20 g kg⁻¹ (88 y 156 % respectivamente).

El aumento en el rendimiento del cultivo se pudo deber a los incrementos en N, P y K en Ballica (Figura 9) y al aumento de Bases (Ca, Mg, Na) y P disponible en el suelo (Tabla 8); sin embargo, los elementos limitantes para obtener altos rendimientos en las dosis DyG 3 y 5 g kg⁻¹ pudiera ser N y K dado que DyG posee bajos contenidos (Tabla 1). De acuerdo a estos resultados se infiere la posibilidad de acompañar estas dosis con una fertilización que permita suplir las deficiencias.

Zambrano et al. (2005) evaluaron el rendimiento de (*Triticum aestivum* L.) en un suelo ácido de la serie Gorbea enmendado con dregs y grits relación 1:1 durante 120 días; sus resultados mostraron un aumento en el rendimiento (entre 85 y 81 %) con DyG 6.9 Mg ha⁻¹ (equivalente a 3.45 g kg⁻¹) y Cal comercial 3 Mg ha⁻¹ (equivalente a 1.5 g kg⁻¹) comparado con el testigo; además encontraron una mayor absorción de P por parte de la planta por un aumento en su disponibilidad asociado al pH.

Cal 1.5 g kg⁻¹ y DyG 3 g kg⁻¹ mostraron efectos similares en el rendimiento y absorción de nutrientes (N, P y K) por parte de Ballica. Sin embargo, en la Biomasa total aérea el rendimiento de Ballica fue mayor con DyG 3 g kg⁻¹ (4,21 mg UE⁻¹ versus 3,19 mg UE⁻¹; Figura 8).

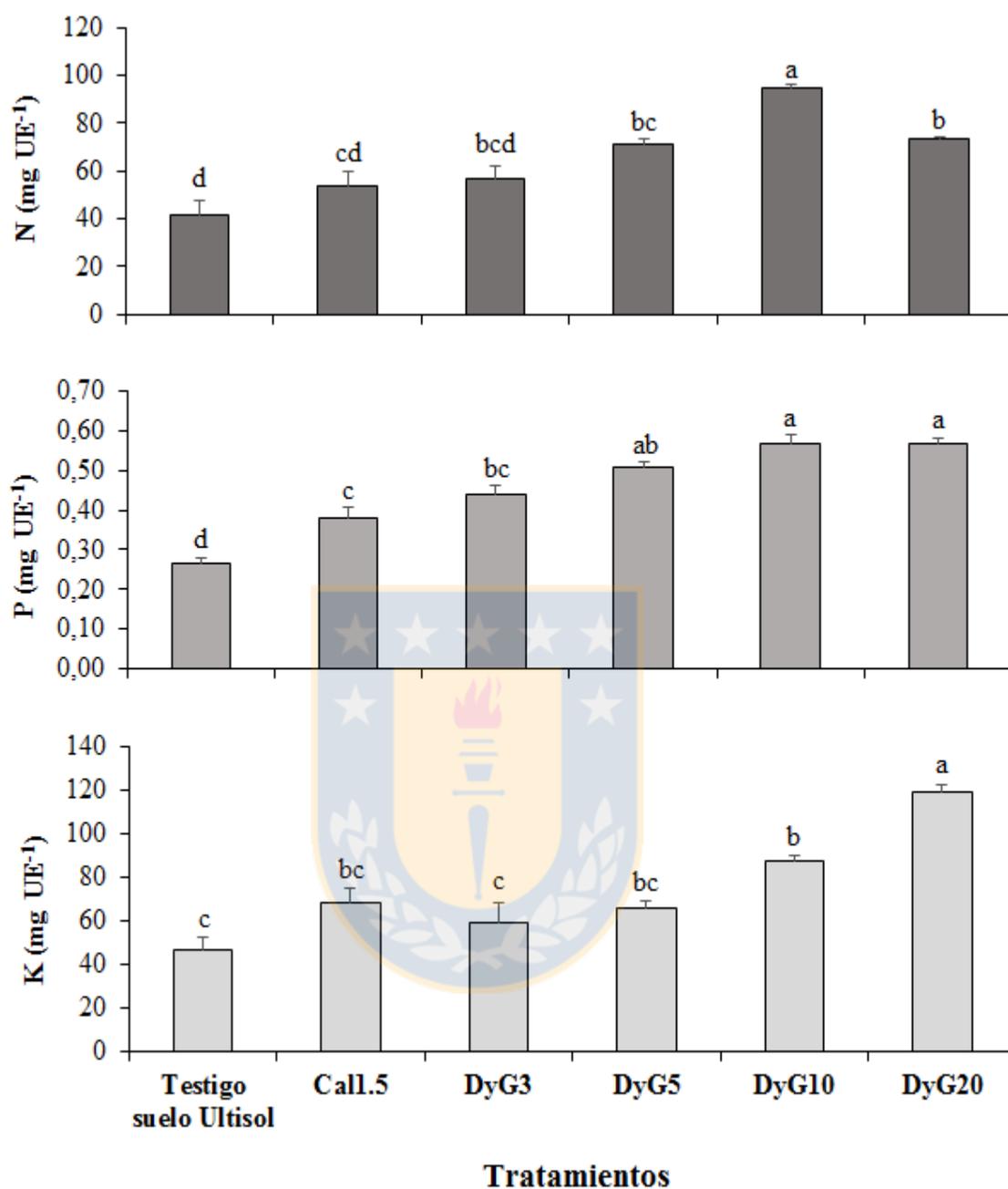


Figura 9. N, P y K en Biomasa total aérea de Ballica (*Lolium perenne* L.) por aplicación de Cal comercial y mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) en un suelo Ultisol. Cal1.5: Cal comercial dosis 1.5 g kg⁻¹; DyG3, DyG5, DyG10 y DyG20: mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) dosis 3, 5, 10, 20 g kg⁻¹ respectivamente. Cada barra representa la media de tres repeticiones junto a su error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas, según el test de Tukey (P < 0.05). (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.2.3. Efecto de la aplicación de Cal comercial y DyG sobre pH y CE de aguas percoladas

Como se observa en la Figura 10, pH y CE aumentaron en forma directamente proporcional con la dosis de DyG. pH aumentó de 6,19 (Testigo suelo Ultisol) a 9,19 (DyG 20 g kg⁻¹), mostrando diferencias significativas a partir de DyG 5 g kg⁻¹.

El pH 8,21 del agua percolada con la dosis DyG 10 g kg⁻¹ se acercó al límite máximo establecido por el Decreto Supremo 46 (2003) (pH 8,0), mientras que el pH 8,69 con DyG 20 g kg⁻¹ superó este límite. El aumento de CE de 0,09 dS m⁻¹ (Testigo suelo Ultisol) a 0,44 dS m⁻¹ (DyG 20 g kg⁻¹) no superó el límite para aguas dulces establecido por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME, 1985) (CE 2.00 dS m⁻¹).

Al comparar los efectos de Cal 1.5 g kg⁻¹ y DyG 3 g kg⁻¹ sobre el pH y CE de las aguas percoladas no se observaron diferencias.

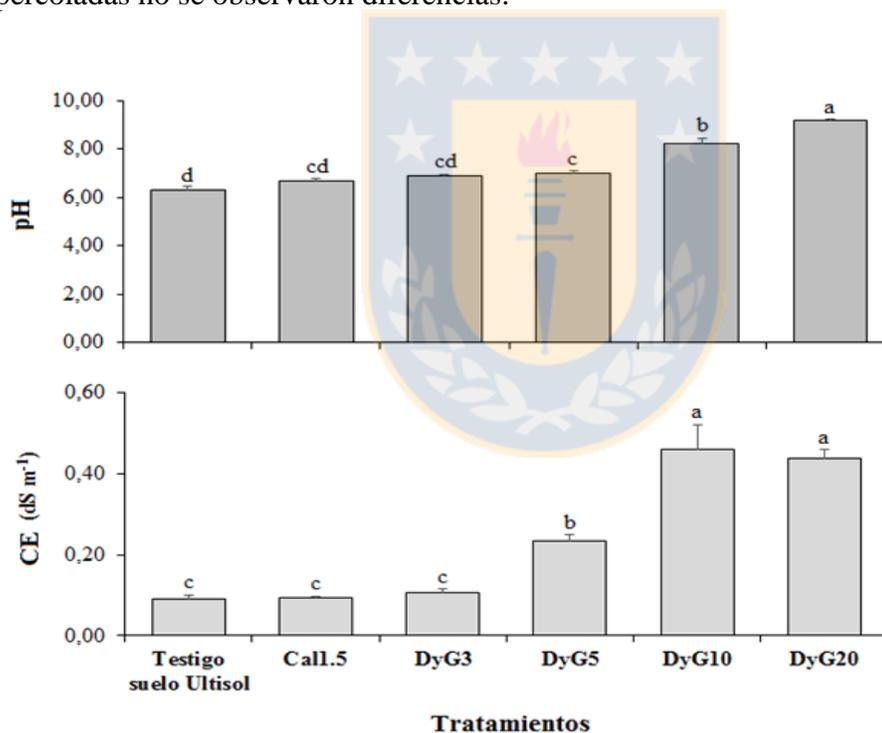


Figura 10. Efecto de Cal comercial y mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG) sobre el pH (a) y conductividad eléctrica (CE) (b) de aguas percoladas. Cal1.5 g kg⁻¹: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; DyG3, DyG5, DyG10 y DyG20: mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) 3, 5, 10 y 20 g kg⁻¹ respectivamente. Cada barra representa la media de tres repeticiones junto a su error estándar. Letras distintas para cada variable indican diferencias significativas, según el test de Tukey ($P < 0.05$). (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.2.4. Efecto de la aplicación de Cal comercial y DyG sobre la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema suelo-planta-agua

6.3.2.4.1. Suelo Ultisol y aguas percoladas

Como se observa en la Tabla 9, Cd, Cr, Ni y Pb disponible en suelo se encontró bajo el LC de la metodología. As disponible no se presentó cambios significativos entre los tratamientos. Por otro lado, los contenidos de As, Cd, Cr, Ni y Pb disueltos en las aguas percoladas también se encontraron por debajo de los LC (resultados no presentados).

A partir de los datos reportados en la Tabla 2 (metal(oid)es pseudotoales en suelo Ultisol, ceniza de madera, mezcla dregs grits relación 7:1 (p/p) y Cal comercial) y Tabla 6 (metal(oid)es en el sistema suelo-planta) se estimó que entre 0,27 y 0,31 % de metal(oid)es fue movilizado en el sistema suelo-planta-agua por efecto de DyG.

Manskinen et al. (2011) llevando a cabo una extracción secuencial de metal(oid)es presentes en dregs (Al, As, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Pb, Sb, Se, V y Zn) observaron que la mayoría de los metal(oid)es se encontraron en la fracción 3 (fracción oxidable: aquellos que se encuentran ligados a los sulfuros y materia orgánica); mientras que Ni mostró mayor concentración en la fracción soluble. Este antecedente podría explicar la baja solubilidad de metal(oid)es observado en el presente estudio.

La baja disponibilidad de metal(oid)es en el suelo podría también estar asociado a la baja solubilización de DyG, observado en el proceso de tratamiento de la muestra al finalizar el experimento. Martins et al. (2007) atribuyeron la insolubilidad del dregs y grits a la presencia de Gibsita y calcita en su estructura.

DyG 3 g kg⁻¹ y Cal 1.5 g kg⁻¹ presentaron respuesta similar en el contenido de metal(oid)es en el suelo; Cd, Cr, Ni y Pb se encontró bajo los LC de la metodología; As por su parte, no presentó diferencias significativas entre las dosis.

Tabla 9. Contenido de metal(oid)es pesados en el sistema suelo-planta por efecto de la mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG).

Elemento	Matriz	Tratamientos					
		Testigo suelo Ultisol	Cal1.5	DyG3	DyG5	DyG10	DyG20
		----- $\mu\text{g UE}^{-1}$ -----					
As	Suelo	2,78 ± 0,87 a	2,54 ± 0,56 a	0,45 ± 0,13 a	2,89 ± 0,08 a	2,69 ± 0,85 a	3,15 ± 1,16 a
	Raíz	1,42 ± 0,16 a	1,49 ± 0,35 a	2,22 ± 0,47 a	1,51 ± 0,17 a	1,43 ± 0,34 a	1,57 ± 0,35 a
	Parte aérea	0,38 ± 0,07 a	0,46 ± 0,10 a	0,68 ± 0,03 a	0,60 ± 0,07 a	0,54 ± 0,09 a	0,73 ± 0,04 a
Cd	Suelo	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC
	Raíz	0,39 ± 0,03 b	0,41 ± 0,12 b	0,59 ± 0,12 ab	0,63 ± 0,11 ab	0,93 ± 0,15 ab	1,14 ± 0,23 a
	Parte aérea	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC
Cr	Suelo	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC
	Raíz	15,45 ± 1,65 a	21,79 ± 4,36 a	28,37 ± 7,09 a	17,44 ± 2,11 a	18,82 ± 4,65 a	19,75 ± 5,31 a
	Parte aérea	6,41 ± 0,32 a	4,02 ± 0,56 a	5,22 ± 0,76 a	4,26 ± 0,19 a	4,97 ± 0,64 a	6,65 ± 0,59 a
Ni	Suelo	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC
	Raíz	9,26 ± 0,70 a	10,86 ± 1,21 a	16,47 ± 1,98 a	13,52 ± 1,63 a	14,24 ± 2,68 a	20,16 ± 6,25 a
	Parte aérea	4,89 ± 0,59 b	5,36 ± 0,90 ab	5,21 ± 0,56 ab	4,88 ± 0,27 b	5,99 ± 0,35 ab	8,03 ± 0,64 a
Pb	Suelo	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC	< LC
	Raíz	9,01 ± 1,28 a	11,70 ± 3,52 a	17,74 ± 3,67 a	10,82 ± 1,26 a	11,07 ± 1,45 a	13,25 ± 2,62 a
	Parte aérea	4,56 ± 0,75 ab	6,14 ± 1,45 a	5,18 ± 0,17 ab	2,84 ± 0,29 ab	2,55 ± 0,34 b	4,05 ± 0,55 ab

Parte aérea: Σ material vegetal de cortes a 40, 70 y 100 días después de la siembra y Residuo a 100 días después de la siembra.

Metal(oid)es pesados en suelo: corresponde al contenido disponible mediante extracción con NaNO_3 0,1 M relación 1:10 (p/v). Metal(oid)es pesados en raíz y parte aérea de la planta: corresponde al contenido total mediante extracción con HNO_3 y H_2O_2 relación 7:1 (p/v).

Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg^{-1} ; DyG3, DyG5, DyG10 y DyG20: mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) 3, 5, 10, 20 g kg^{-1} respectivamente; < LC: concentraciones bajo el límite de cuantificación. Medias (n=3) \pm error estándar. Grupos con letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas según la prueba de Tukey (P < 0.05). (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.2.4.2. Biodisponibilidad y absorción en Ballica

Como se observa en la Tabla 9, As, Cd, Cr, Ni y Pb fueron encontrados en mayor proporción en la raíz de la planta (más del 65% del metal(oid)e absorbido). En raíz Cd aumento significativamente con DyG 20 g kg⁻¹ respecto al testigo. En la parte aérea de la planta Ni presentó diferencia significativa con DyG 20 g kg⁻¹. En el resto de los elementos y matrices no se observaron diferencias significativas; cabe destacar que todas las concentraciones de metal(oid)es en Ballica se encontraron bajo los límites máximos permitidos en la alimentación animal (forraje), establecidos por la legislación Española a través del Real Decreto 747 (2001) (As 2 mg kg⁻¹ y Pb 10 mg kg⁻¹); para el caso de Cr, este se encontró por debajo de los límites que reportó Oliveira (2012) quién señaló que concentraciones entre 5 y 100 mg g⁻¹ sería tóxicas para Ballica.

Li et al. (2016) evaluaron el uso de enmiendas alcalinas en suelos Paddy y observaron un aumento significativo en el contenido de Cd en arroz con acumulación principalmente en las raíces comparado con el grano (10 veces más en la raíz); al parecer, estaría relacionado con el silicio aportado por las enmiendas, el cual actuaría como barrera en la exodermis y endodermis de las células radicales de la planta. Posiblemente, en el presente estudio la mayor proporción de Cd en la raíz pudo ser debido a la presencia de este elemento en grits (Martins et al., 2007).

Como se muestra en la Tabla 10, el FBA fue < 1 % para todos los metal(oid)es. De acuerdo a Pachura et al. (2016) una planta con un FBA < 100 % presentaría una respuesta característica de especies vegetales no acumuladoras. Los bajos valores de FBA para As, Cr, Ni y Pb reflejaron una baja absorción y por lo tanto baja disponibilidad del metal(oid)e en el suelo.

DyG 3 g kg⁻¹ y Cal 1.5 g kg⁻¹ mostraron efectos similares en el contenido de metal(oid)es pesados (As, Cd, Cr, Ni y Pb) acumulándose principalmente en la raíz de la planta (Tabla 9). El FBA de todos los metal(oid)es evaluados en éstas dosis fueron bajos y similares (Tabla 10).

6.3.2.5. Translocación en Ballica

Como se muestra en la Tabla 10, Ballica presentó un Factor de Translocación (FT) < 100 % para todos los metal(oid)es pesados, representando baja translocación de la raíz a la parte

aérea de la planta. Esto estaría indicando que su mecanismo fisiológico pudiera ser característico de una planta exclusora (Pachura et al., 2016), respuesta similar a la reportada para el caso de Cen.

Ballica presentó una disminución en el FT para Cr con DyG 3 y 5 g kg⁻¹ (promedio de 26,4 %) comparado con el testigo (42,47 %). Kabata-Pendias (2010) señaló que Cr⁶⁺ es la forma más absorbida por la planta; sin embargo, de acuerdo al flujo iónico una vez que ingresa el Cr a las células de la raíz, ésta transformaría el metal a Cr³⁺ facilitando su interacción con las proteínas, disminuyendo su solubilidad y por consiguiente evitando su translocación a la parte aérea de la planta.

Por otra parte, no fue posible determinar el FT para Cd debido a que sus concentraciones en la parte aérea de la planta se encontraron bajo el LC de la metodología.

FT de Ni fue mayor con Cal 1.5 g kg⁻¹ (52,32 %) comparado con DyG 3 g kg⁻¹ (32,01 %). Así mismo, FT de Pb fue mayor con Cal 1.5 g kg⁻¹ (72,83 %) respecto de DyG 3 g kg⁻¹ (31,40 %). Entre Cal 1.5 g kg⁻¹ y DyG 3 g kg⁻¹, que serían similares en relación a sus efectos enalantes (aumento en 1 unidad de pH de suelo), DyG 3 g kg⁻¹ sería más recomendable debido a que FT de Ni y Pb fue menor.

Tabla 10. Factor de Translocación y Factor de Bioacumulación de metal(oid)es pesados en Ballica.

Tratamientos	FBA					FT			
	As	Cd	Cr	Ni	Pb	As	Cr	Ni	Pb
	-----%								
Testigo suelo Ultisol	0,02	0,01	0,05	0,08	0,10	26,65	42,47	52,64	50,95
Cal1.5	0,02	0,02	0,06	0,09	0,13	33,46	18,93	52,32	72,83
DyG3	0,03	0,03	0,07	0,11	0,16	33,51	20,12	32,01	31,40
DyG5	0,02	0,02	0,05	0,09	0,10	40,40	25,20	37,26	27,50
DyG10	0,02	0,02	0,05	0,09	0,10	43,02	28,62	44,61	23,32
DyG20	0,02	0,02	0,05	0,09	0,12	54,10	39,00	47,10	34,70

FBA: Factor de Bioacumulación; FT: Factor de Translocación. Cal1.5: Cal comercial 1.5 g kg⁻¹; DyG3, DyG5, DyG10 y DyG20: mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) 3, 5, 10, 20 g kg⁻¹ respectivamente. (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

6.3.2.6. Relación entre la movilidad de metal(oid)es pesados en el sistema con el pH de un suelo Ultisol enmendado con DyG

Como se muestra en la Figura 11, Cd y Ni absorbidos por la planta mostraron una correlación positiva (R^2 0,98 y 0,73 respectivamente) y significativa ($P < 0,05$) con el aumento de pH en el suelo por efecto de la aplicación de DyG, en todo el rango de concentraciones estudiadas.

Al parecer, la solubilidad de Cd podría ser el resultado de una competencia de adsorción por metales catiónicos; de esta manera, el gran aporte de Ca por DyG desplazaría el Cd de la fracción intercambiable del suelo (favoreciendo su absorción por parte de la planta); otro factor influyente podría ser el proceso de deshidratación y recristalización que se produce en la superficie de los coloides, comúnmente observado en suelos alcalinos (Kabata-Pendias, 2010).

Adicionalmente, la demanda nutricional y la gran similitud que presentan los iones de Cd con aquellos micronutrientes como el Zn (radio iónico, carga y uso de los mismos mecanismos de transporte) favorecerían el ingreso de Cd al interior de la planta (McLaughlin & Singh, 1999).

Appel & Ma (2002) y Baghenejad et al. (2016) evaluaron la adsorción del Cd y Pb en diferentes tipos de suelos en función del pH y postularon que, a pesar de su igualdad de carga, Pb presentó mayor afinidad por los sitios de intercambio en el suelo; de igual forma, plantearon que, la capacidad de intercambio catiónico limitaría la adsorción de cada metal.

Mahar et al. (2016) evaluaron en un suelo contaminado (pH 5,54) el efecto de óxido de calcio (CaO), ceniza volante y sulfuro de sodio sobre la inmovilización y fitodisponibilidad de Cd, Cu y Pb. Los resultados mostraron que el uso de CaO (entre 1 a 10 %, equivalente a 10 g kg⁻¹ y 100 g kg⁻¹) favoreció la absorción de Cd (de 68 a 284 %) por parte de una planta hiperacumuladora (Repollo Chino, *Brassica rapa chinensis*); según estos autores, el aumento de pH favoreció la formación de óxido de cadmio que al estar próximos a los exudados de las raíces, fueron fácilmente disueltos con la consecuente absorción. Planteamiento que también es soportado por Navarro-Aviñó et al. (2007) quienes señalaron que los exudados de las raíces jugarían un rol importante en la absorción de Cd y Ni por la formación de complejos metálicos.

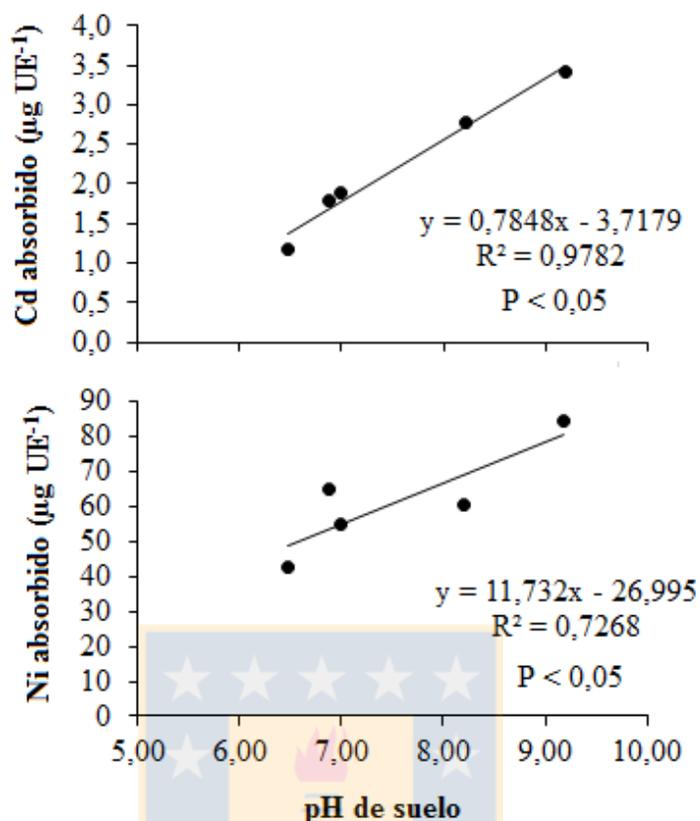


Figura 11. Relación lineal entre el contenido de metal(oid)es pesados absorbidos por la planta y el pH de un suelo Ultisol enmendado con mezcla de dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG). Metal(oid)e pesado absorbido: contenido total en Ballica (*Lolium perenne* L.) (Σ material vegetal de cortes a 40, 70 y 100 días después de la siembra, Residuo y raíz a 100 días después de la siembra). pH de suelo relación suelo:agua 1:2,5 (p/v) de los tratamientos en el siguiente orden: Testigo suelo Ultisol, mezcla dregs y grits 7:1 (p/p) (DyG) 3, 5, 10 y 20 g kg⁻¹. $P < 0,05$: diferencias significativa con 95 % de confianza. (**Fuente:** Datos obtenidos en la presente investigación).

7. Conclusiones

Para ceniza de madera (Cen)

- a. Cen, proveniente de la industria de celulosa Kraft provocó un incremento significativo de pH y CE del suelo Ultisol. Los extractos de las mezclas Cen:suelo no superaron el umbral de salinidad óptimo para Lechuga (*Lactuca sativa* L.) y no mostraron fitotoxicidad para esta especie.

- b. Cen entre 7.5 y 75 g kg⁻¹ favoreció el aumento de pH, Bases, P, Cu y Zn disponibles en el suelo; a su vez favoreció un aumento en el rendimiento y en la absorción de N, P y K por parte de Ballica.
- c. Cen favoreció el aumento de pH y CE en aguas percoladas. La dosis Cen 75 g kg⁻¹ produjo un aumento de pH superior al máximo establecido por el Decreto Supremo 46 (2003); mientras que CE se encontró en el rango normal establecido por IGME (1985).
- d. Se pudo comprobar que Cen, en todo el rango estudiado, favoreció la disponibilidad de metal(oid)es y su posterior absorción por parte de la planta en forma directamente proporcional con la dosis, acumulándose principalmente en la raíz, sin superar los límites establecidos para alimentación animal. En general el orden de movilidad de los metal(oid)es en el sistema suelo-planta fue: Cr > Pb > Ni > As. La relación entre los metal(oid)es absorbidos con el pH del suelo fue directamente proporcional.
- e. Las dosis ambientalmente inocuas para el cultivo de Ballica en un suelo Ultisol correspondieron a Cen entre 7.5 g kg⁻¹ y 30 g kg⁻¹.
- f. Cal y la menor dosis de Cen se comportaron de manera similar en todas las variables estudiadas.

Para mezcla dregs y grits relación 7:1 (p/p) (DyG)

- a. DyG proveniente de la industria de celulosa Kraft provocó un incremento significativo de pH y CE del suelo Ultisol. Los extractos de las mezclas DyG:suelo no superaron el umbral de salinidad óptimo para Lechuga (*Lactuca sativa* L.) y no presentaron fitotoxicidad, mientras que los extractos de testigo DyG mostraron fitotoxicidad moderada.
- b. DyG entre 3 y 20 g kg⁻¹ favoreció el aumento de Ca, Mg, Zn, Cu y P; a su vez, se observó un aumento en el rendimiento y en la absorción de N, P y K por parte de Ballica.

- c. En general DyG favoreció el aumento de pH y CE en aguas percoladas. Con DyG 20 g kg⁻¹ se superó el límite establecido por el Decreto supremo 46 (2003). mientras que CE se encontró en el rango normal establecido por IGME (1985).
- d. DyG produjo solo la movilización de Ni y Cd con la dosis DyG 20 g kg⁻¹ favoreciéndose su disponibilidad, absorción por la planta y acumulación en la raíz, sin superar los límites establecidos para alimentación animal. El orden de movilidad en el sistema suelo-planta fue: Ni > Cd. La relación entre la absorción de Cd y Ni por la planta y el pH del suelo fue directamente proporcional.
- e. Las dosis ambientalmente inocuas para el cultivo de Ballica en un suelo Ultisol correspondieron a DyG 3 g kg⁻¹ y 5 g kg⁻¹. Con dosis mayores el aporte de Bases (particularmente Na) y el aumento de pH en el suelo podrían inducir problemas de salinidad y baja disponibilidad de nutrientes en el suelo.
- f. Cal y la menor dosis de DyG se comportaron de manera similar en todas las variables estudiadas.

Recomendaciones

De acuerdo a estos resultados, y con el propósito de evaluar efectos a mayor plazo, se recomienda estudios que contemplen aplicaciones secundarias de Cen y DyG al suelo en lapsos de tiempo más prolongados que abarquen otras etapas vegetativas de la planta. A su vez, sería meritorio incorporar otros tipos de suelo, suelos contaminados y fertilización inorgánica.

8. Referencias

- Ahmad, I., Akhtar, M. J., Zahir, Z. A., & Jamil, A. (2012). Effect of cadmium on seed germination and seedling growth of four wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars. *Pak.J.Bot*, 44(5), 1569-1574.
- Alberta Environment. (2002). Standards and Guidelines for the Use of Wood Ash as a Liming Material for Agricultural Soils. Science and Standards Branch. Recuperado

en <https://extranet.gov.ab.ca/env/infocentre/info/library/6680.pdf> [2016, 9 de noviembre].

- Antonkiewicz, J., Jasiewicz, C., Koncewicz-Baran, M., & Sendor, R. (2016). Nickel bioaccumulation by the chosen plant species. *Acta Physiologiae Plantarum*, 38(2), 1-11.
- Appel, C., & Ma, L. (2002). Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils. *Journal of Environmental Quality*, 31(2), 581-589.
- Arshad, M., Soon, Y., Azooz, R., Lupwayi, N., & Chang, S. (2012). Soil and crop response to wood ash and lime application in acidic soils. *Agronomy Journal*, 104(3), 715-721.
- Augusto, L., Bakker, M., & Meredieu, C. (2008). Wood ash applications to temperate forest ecosystems—potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil*, 306(1-2), 181-198.
- Baghenejad, M., Javaheri, F., & Moosavi, A. A. (2016). Adsorption isotherms of some heavy metals under conditions of their competitive adsorption onto highly calcareous soils of southern Iran. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 62(10), 1462-1473.
- Balzarini, M.G., L. González, M. Tablada, F. Casanoves, J.A. Di Rienzo, y C.W. Robledo. (2008). Infostat: software estadístico: manual del usuario. Versión 2016. Brujas. Córdoba, Argentina.
- Barman, M., Shukla, L. M., Datta, S. P., & Rattan, R. K. (2014). Effect of applied lime and boron on the availability of nutrients in an acid soil. *Journal of Plant Nutrition*, 37(3), 357-373.
- Borquez, C., Arellano, E., Artacho, P., Bonomelli, C., Canales, C., & Antilen, M. (2013). Chemical fractions of Al in volcanic soil amended with cellulose waste. *Journal of the Chilean Chemical Society*, 58(4), 2092-2095.
- Bundschuh, J., Pérez Carrera, A., & Litter, M. (2008). Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana. *Editado Por CYTED Impreso En Argentina*,
- Buol, S. W., Southard, R. J., Graham, R. C., & McDaniel, P. A. (2003). *Soil genesis and classification* (5a. ed.). United States of American: Iowa State.
- Cabral, F., Ribeiro, H., Hilário, L., Machado, L., & Vasconcelos, E. (2008). Use of pulp mill inorganic wastes as alternative liming materials. *Bioresource Technology*, 99(17), 8294-8298.

- Campbell, A. (1990). Recycling and disposing of wood ash. *Tappi Journal*, 73(9), 141-146.
- Celis, J., Sandoval, M., Zagal, E., & Briones, M. (2006). Efecto de la adición de biosólidos urbanos y de salmonicultura sobre la germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en un suelo patagónico. *Revista De La Ciencia Del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6(3), 13-25.
- Chakar, F. S., & Ragauskas, A. J. (2004). Review of current and future softwood kraft lignin process chemistry. *Industrial Crops and Products*, 20(2), 131-141.
- Chen, Z., Zhu, Y., Liu, W., & Meharg, A. A. (2005). Direct evidence showing the effect of root surface iron plaque on arsenite and arsenate uptake into rice (*Oryza sativa* L.) roots. *New Phytologist*, 165(1), 91-97.
- Chibuike, G., & Obiora, S. (2014). Heavy metal polluted soils: Effect on plants and bioremediation methods. *Applied and Environmental Soil Science*, 2014, 1-12.
- Dahlin, A., Ramezani, A., Campbell, C., Hillier, S., & Öborn, I. (2015). Waste recovered by-products can increase growth of grass-clover mixtures in low fertility soils and alter botanical and mineral nutrient composition. *Annals of Applied Biology*, 166(1), 105-117.
- Decreto Supremo 4. (2009, 28 de octubre). Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas. Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República. Id Norma 1007456 [En línea]. Recuperado de <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1007456> [2015, 7 de julio].
- Decreto Supremo 46. (2003, 17 de enero). Establece norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas. República de Chile. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Id Norma. 206883 [En línea]. Recuperado de <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=206883&idVersion=2003-01-17> [2015, 7 de julio].
- Decreto Supremo 148. (2004, 16 de junio). Reglamento Sanitario Sobre Manejo de Residuos Peligrosos. República de Chile. Ministerio de Salud. Id Norma 1007456 [En línea]. Recuperado de <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=226458&idVersion=2004-06-16> [2015, 7 de julio].

- Dendooven, L., Alcántara-Hernández, R. J., Valenzuela-Encinas, C., Luna-Guido, M., Perez-Guevara, F., & Marsch, R. (2010). Dynamics of carbon and nitrogen in an extreme alkaline saline soil: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(6), 865-877.
- Emino, E. R., & Warman, P. R. (2004). Biological assay for compost quality. *Compost Science & Utilization*, 12(4), 342-348.
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407-418.
- Füzesi, I., Heil, B., & Kovács, G. (2015). Effects of wood ash on the chemical properties of soil and crop vitality in small plot Experiments/Fahamu hatása a talaj kémiai jellemzőire és a termény vitalitására egy kisparcellás kísérletben. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 11(1), 55-64.
- Gagnon, B., & Ziadi, N. (2012). Papermill biosolids and alkaline residuals affect crop yield and soil properties over nine years of continuous application. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(6), 917-930.
- García-Gallegos, E., Hernández-Acosta, E., García-Nieto, E., & Acevedo-Sandoval, O. A. (2011). Contenido y traslocación de plomo en avena (*Avena sativa*, L.) y haba (*Vicia faba*, L.) de un suelo contaminado. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 17(1), 19-29.
- Gautam, S., Singh, A., Singh, J., & Shikha. (2012). Effect of fly ash amended soil on growth and yield of indian mustard (*Brassica juncea* L.). *Adv Bioresearch.*, 3(4), 39-45.
- Górecka, H., Chojnacka, K., & Górecki, H. (2006). The application of ICP-MS and ICP-OES in determination of micronutrients in wood ashes used as soil conditioners. *Talanta*, 70(5), 950-956.
- Gupta, N., Ram, H., & Kumar, B. (2016). Mechanism of zinc absorption in plants: Uptake, transport, translocation and accumulation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 15(1), 89-109.
- Hartley, W., & Lepp, N. W. (2008). Effect of in situ soil amendments on arsenic uptake in successive harvests of ryegrass (*Lolium perenne* cv Elka) grown in amended As-polluted soils. *Environmental Pollution*, 156(3), 1030-1040.

- Healy, M., Ryan, P., Fenton, O., Peyton, D., Wall, D., & Morrison, L. (2016). Bioaccumulation of metals in ryegrass (*Lolium perenne* L.) following the application of lime stabilised, thermally dried and anaerobically digested sewage sludge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *130*, 303-309.
- Hela, M., Nawel, N., Imen, T., Hanen, Z., Imen, B. S., Raouia, B. M., Olfa, B., Rym, K., Mouhiba, B. N. A., Abdelali, H., Lachaâl, M., & Ouerghi, Z. (2011). Salt stress induced changes in germination, lipid peroxidation and antioxidant activities in Lettuce (*Lactuca sativa* L.) seedlings. *African Journal of Biotechnology*, *10*(65), 14498-14506.
- Helmisaari, H., Saarsalmi, A., & Kukkola, M. (2009). Effects of wood ash and nitrogen fertilization on fine root biomass and soil and foliage nutrients in a norway spruce stand in finland. *Plant and Soil*, *314*(1-2), 121-132.
- Hirzel, J. (2016). Uso de Enmiendas Calcáreas. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Quilamapu. Recuperado en <http://www2.inia.cl/medios/Noticias/UsodeenmiendasCalcareas.pdf> [2016, 9 de noviembre].
- Houben, D., Pircar, J., Sonnet, P. (2012). Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: Effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration*. 123, 87–94.
- IGME (Instituto Geológico y Minero de España). (1985). Calidad y Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. Capítulo I. Composición Química de las Aguas Subterráneas Naturales. pp. 17-33. España.
- Jordan, M., Sanchez, M. A., Padilla, L., Cespedes, R., Osses, M., & González, B. (2002). Kraft mill residues effects on monterey pine growth and soil microbial activity. *Journal of Environmental Quality*, *31*(3), 1004-1009.
- Jordan, M., & Rodriguez, E. (2004). Effect of solid residues from the cellulose industry on plant growth. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *167*(3), 351-356.
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace elements in soils and plants* (4a. ed.). United States of America: Florida.

- Lei, M., Wan, X., Li, X., Chen, T., Liu, Y., & Huang, Z. (2013). Impacts of sulfur regulation in vivo on arsenic accumulation and tolerance of hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Environmental and Experimental Botany*, 85, 1-6.
- Li, X., Rubæk, G. H., & Sørensen, P. (2016). High plant availability of phosphorus and low availability of cadmium in four biomass combustion ashes. *Science of the Total Environment*, 557, 851-860.
- Longeri, L. (2000). Manual Interno de Métodos de Análisis de Suelo y Tejido Vegetal. Departamento de Suelos. Universidad de Concepción. pp. 27-28. Chillán Chile.
- Lopareva-Pohu, A., Verdin, A., Garçon, G., Lounès-Hadj, A., Pourrut, B., Debiane, D., Waterlot, C., Laruelle, F., Bidar, G., Douay, F., Shirali, P. (2011). Influence of fly ash aided phytostabilisation of Pb, Cd and Zn highly contaminated soils on *Lolium perenne* and *Trifolium repens* metal transfer and physiological stress. *Environmental Pollution*, 159(6), 1721-1729.
- Lou, Y., Luo, H., Hu, T., Li, H., & Fu, J. (2013). Toxic effects, uptake, and translocation of Cd and Pb in perennial ryegrass. *Ecotoxicology*, 22(2), 207-214.
- Lucchini, P., Quilliam, R., DeLuca, T. H., Vamerali, T., & Jones, D. L. (2014). Increased bioavailability of metals in two contrasting agricultural soils treated with waste wood-derived biochar and ash. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(5), 3230-3240.
- Mahar, A., Wanga, P., Ali, M., Guo, Z., Awasthi, M.K., Lahori, A.H., Wang, Q., Shen, F., Li, R., Zhang, Z. (2016). Impact of CaO, fly ash, sulfur and na 2 S on the (im) mobilization and phytoavailability of cd, cu and pb in contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 134, 116-123.
- Manskinen, K., Nurmesniemi, H., & Pöykiö, R. (2011). Total and extractable non-process elements in green liquor dregs from the chemical recovery circuit of a semi-chemical pulp mill. *Chemical Engineering Journal*, 166(3), 954-961.
- Martins, F. M., Martins, J. M., Ferracin, L. C., & da Cunha, C. J. (2007). Mineral phases of green liquor dregs, slaker grits, lime mud and wood ash of a kraft pulp and paper mill. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1), 610-617.
- McLaughlin, M. J., & Singh, B. R. (1999). Chemistry of Cadmium soil solution. *En Cadmium in soils and plants*. pp. 39-64. Springer.

- Meyers, D. E., Auchterlonie, G. J., Webb, R. I., & Wood, B. (2008). Uptake and localisation of lead in the root system of *Brassica juncea*. *Environmental Pollution*, 153(2), 323-332.
- Monte, M. C., Fuente, E., Blanco, A., & Negro, C. (2009). Waste management from pulp and paper production in the european union. *Waste Management*, 29(1), 293-308.
- Muñoz, C., Góngora, S., and Zagal, E. (2016). Uso del biocarbón como enmendador de suelos: una breve revisión. *Chilean J. Agric. Anim. Sci.* 32, 37-47.
- Nabeela, F., Murad, W., Khan, I., Mian, I. A., Rehman, H., Adnan, M., & Azizullah, A. (2015). Effect of wood ash application on the morphological, physiological and biochemical parameters of *Brassica napus* L. *Plant Physiology and Biochemistry*, 95, 15-25.
- Navarro-Aviñó, J. P., Alonso, I. A., & López-Moya, J. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Revista Ecosistemas*, 16(2), 10-25.
- Nurmesniemi, H., Pöykiö, R., Watkins, G., & Dahl, O. (2010). Total and extractable heavy metal, phosphorous and sulfur concentrations in slaker grits from the causticizing process of a pulp mill for use as a soil amendment. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 22(2), 87-97.
- Ochecova, P., Tlustos, P., & Szakova, J. (2014). Wheat and soil response to wood fly ash application in contaminated soils. *Agronomy Journal*, 106(3), 995-1002.
- Ochecova, P., Tlustos, P., Szakova, J., Mercl, F., & Maciak, M. (2016). Changes in nutrient plant availability in loam and sandy clay loam soils after wood fly and bottom ash amendment. *Agronomy Journal*, 108(2), 487-497.
- ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias). (2014). Exportaciones chilenas de celulosa [en línea]. *Santiago, Chile*. Recuperado en http://www.odepa.cl/wp-content/files_mf/1420035075Celulosa201412.pdf [2016, 9 de noviembre].
- Ogunkunle, C. O., Fatoba, P. O., Oyedeji, A. O., & Awotoye, O. O. (2014). Assessing the heavy metal transfer and translocation by sida acuta and pennisetum purpureum for phytoremediation purposes. *Albanian Journal of Agricultural Sciences*, 13(1), 71-80.
- Oliveira, H. (2012). Chromium as an environmental pollutant: Insights on induced plant toxicity. *Journal of Botany*, 2012, 1-8.

- Pachura, P., Ociepa-Kubicka, A., & Skowron-Grabowska, B. (2016). Assessment of the availability of heavy metals to plants based on the translocation index and the bioaccumulation factor. *Desalination and Water Treatment*, 57(3), 1469-1477.
- Park, N. D., Rutherford, P. M., Thring, R. W., & Helle, S. S. (2012). Wood pellet fly ash and bottom ash as an effective liming agent and nutrient source for rye grass (*Lolium perenne* L.) and oats (*Avena sativa* L.). *Chemosphere*, 86(4), 427-432.
- Pathak, H., & Rao, D. (1998). Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(6), 695-702.
- Perkin, E. (2013). A reference notebook of microwave applications. Titan MPS – Microwave Sample Preparation System. pp. 191. Waltham.
- Pitman, R. M. (2006). Wood ash use in forestry—a review of the environmental impacts. *Forestry*, 79(5), 563-588.
- Pöykiö, R., & Nurmesniemi, H. (2008). Calcium carbonate waste from an integrated pulp and paper mill as a potential liming agent. *Environmental Chemistry Letters*, 6(1), 47-51.
- Quirantes, M., Calvo, F., Romero, E., & Nogales, R. (2016). Soil-nutrient availability affected by different biomass-ash applications. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 16(1), 159-163.
- Real Decreto 747 (2001). Por el que se establecen las sustancias y productos indeseables en la alimentación animal. Gobierno de España. BOE, (156). pp. 23359-23371 [En línea]. Recuperado de https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2001-12627 [2016, 9 de noviembre].
- RETC (Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes). (2014). Sistema Nacional de Declaración de Residuos no Peligrosos (SINADER). Residuos de la transformación de la madera y de la producción de tableros y muebles, pasta de papel, papel y cartón [En línea]. Chile. Recuperado en <http://www.retc.cl/datos-retc/> [2016, 9 de noviembre].
- Reyes, O., Kaal, J., Arán, D., Gago, R., Bernal, J., García-Duro, J., & Basanta, M. (2015). The effect of ash and black carbon (biochar) on germination of different tree species. *Fire Ecology*, 11(1), 119-133.

- Rotkittikhun, P., Kruatrachue, M., Chaiyarat, R., Ngernsarsaruay, C., Pokethitiyook, P., Paijitprapaporn, A., & Baker, A. (2006). Uptake and accumulation of lead by plants from the bo ngam lead mine area in thailand. *Environmental Pollution*, *144*(2), 681-688.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., & Arola, M. (2010). Effect of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes, and stand growth in two coniferous stands in finland. *Plant and Soil*, *331*(1-2), 329-340.
- Sadzawka, R. A. (2006). Métodos de análisis de aguas para riego. Serie Actas-Instituto de Investigaciones Agropecuarias, (37), Santiago, Chile.
- Sadzawka, R. A., Carrasco, M. A., Grez, R., Mora, M. L., Flores, H., Neaman, A. (2006). Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Serie Actas-Instituto de Investigaciones Agropecuarias, (34), Santiago, Chile.
- Sadzawka, A., Grez, R., Mora, M. L., Saavedra, N., Carrasco, M. A., Flores, H., & Rojas, C. (2007). Métodos de análisis de tejidos vegetales. Serie Actas-Instituto de Investigaciones Agropecuarias (2a. ed.), (40), Santiago, Chile.
- Samaras, P., Papadimitriou, C., Haritou, I., & Zouboulis, A. (2008). Investigation of sewage sludge stabilization potential by the addition of fly ash and lime. *Journal of Hazardous Materials*, *154*(1), 1052-1059.
- Seshadri, B., Bolan, N., & Naidu, R. (2015). Rhizosphere-induced heavy metal (loid) transformation in relation to bioavailability and remediation. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, *15*(2), 524-548.
- Singh, P. K., Tripathi, P., Dwivedi, S., Awasthi, S., Shri, M., Chakrabarty, D., & Tripathi, R. D. (2016). Fly-ash augmented soil enhances heavy metal accumulation and phytotoxicity in rice (*oryza sativa* L.); A concern for fly-ash amendments in agriculture sector. *Plant Growth Regulation*, *78*(1), 21-30.
- Sirikare, N., Marwa, E., Semu, E., & Naramabuye, F. (2015). Liming and sulfur amendments improve growth and yields of maize in rubona ultisol and nyamifumba oxisol. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science*, *65*(8), 713-722.

- Sobrero, M. C., & Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). *Ensayos Toxicológicos y Métodos De Evaluación De Calidad De Aguas*. IDRC/IMTA. Canadá, Capítulo, 4, 71-79.
- Stolpe, N. (2006). Descripciones de los principales suelos de la octava región de Chile. *Universidad De Concepción, Facultad De Agronomía: Chillán, Chile*.
- Tahervand, S., & Jalali, M. (2016). Sorption, desorption, and speciation of Cd, Ni, and Fe by four calcareous soils as affected by pH. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(6), 1-12.
- Tiquia, S. (2000). Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig on litter system. *Proceedings of the International Composting Symposium, CBA Press Inc. Truro, NS*, 625-647.
- Torkashvand, A. M., Haghghat, N., & Shadparvar, V. (2010). Effect of paper mill lime sludge as an acid soil amendment. *Scientific Research and Essays*, 5(11), 1302-1306.
- Vernay, P., Gauthier-Moussard, C., & Hitmi, A. (2007). Interaction of bioaccumulation of heavy metal chromium with water relation, mineral nutrition and photosynthesis in developed leaves of *Lolium perenne* L. *Chemosphere*, 68(8), 1563-1575.
- Vidal, I. (2007). Fertirrigación cultivos y frutales. Departamento de Suelos y Recursos Naturales. Universidad de Concepción. Chillán, Chile.
- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A., & Pigna, M. (2010). Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10(3), 268-292.
- Violante, A., & Caporale, A. (2015). Biogeochemical processes at soil-root interface. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15(2), 422-448.
- Yusiharni, B., Ziadi, H., & Gilkes, R. (2007). A laboratory and glasshouse evaluation of chicken litter ash, wood ash, and iron smelting slag as liming agents and P fertilisers. *Soil Research*, 45(5), 374-389.
- Zagal, E., & Sadzawka, A. (2007). Protocolo de métodos de análisis para suelos y lodos. Comisión de Normalización y Acreditación de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Servicio Agrícola Ganadero. Gobierno de Chile. Chillán, Chile. Recuperado en http://www.cofes.org.ar/descargas/relas/4jornada/Protocolos_suelos%20ylodos_Sadzawka.pdf [2016, 9 de noviembre].

- Zambrano, M., Arias, M., Gallardo, F., & Vidal, G. (2005). Utilización de dregs y grits provenientes del proceso de fabricación de celulosa Kraft en la productividad vegetal. *Afinidad*, 62(517), 000-000.
- Zambrano, M., Pichún, C., Alvear, M., Villarroel, M., Velásquez, I., Baeza, J., & Vidal, G. (2010). Green liquor dregs effect on kraft mill secondary sludge composting. *Bioresource Technology*, 101(3), 1028-1035.
- Zhao, F., McGrath, S. P., & Meharg, A. A. (2010). Arsenic as a food chain contaminant: Mechanisms of plant uptake and metabolism and mitigation strategies. *Annual Review of Plant Biology*, 61, 535-559.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., & Bertoli, M. (1981). Evaluations toxicity in immature compost. *BioCycle*, 22, 54-57.

