



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

MINERALIZACIÓN Y LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO EN UN ALFISOL Y UN ANDISOL ENMENDADOS CON SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA TERMOELÉCTRICA

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

CLAUDIO IGNACIO FERNÁNDEZ ESPINOSA
CHILLÁN - CHILE
2017

Profesor Guía: Marco Sandoval Estrada
Dpto. de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción



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

MINERALIZACIÓN Y LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO EN UN ALFISOL Y UN ANDISOL ENMENDADOS CON SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA TERMOELÉCTRICA

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

CLAUDIO IGNACIO FERNÁNDEZ ESPINOSA
CHILLÁN - CHILE
2017

Profesor Guía: Marco Sandoval Estrada
Dpto. de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía
Universidad de Concepción



MINERALIZACIÓN Y LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO EN UN ALFISOL Y UN ANDISOL ENMENDADOS CON SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA TERMOELÉCTRICA

Aprobada por:

Marco Sandoval Estrada.

Ing. Agrónomo, Mg. Cs. Dr. Cs.

Profesor Guía

Neal Stolpe Lau.

Ing. Agrónomo, M.S. Ph. D.

Evaluador Interno

José Celis Hidalgo.

Ing. Agrónomo. M.S. Dr. Cs.

Evaluador Interno

Inés Figueroa Cares.

Ing. Agrónomo, Mg. Cs. Dr. Cs.

Directora de Programa



TABLA DE CONTENIDOS

	Página
Indice de figuras	v
Indice de tablas	vi
Resumen	1
Summary	2
Introducción	2
Objetivos específicos	9
Materiales y Métodos	9
Suelos	9
Caracterización física de las muestras de suelo	10
Caracterización química de las muestras de suelo	10
Composición de las mezclas aplicadas	11
Mineralización del nitrógeno	12
Evaluación de la lixiviación de nitrógeno mineral	13
Análisis de datos	14
Resultados y Discusión	14
Mineralización neta de nitrógeno (N_{MN}) en un Alfisol	14
Mineralización neta de nitrógeno (N_{MN}) en un Andisol	17
Nitrógeno potencialmente mineralizable en un Alfisol	21
Nitrógeno potencialmente mineralizable en un Andisol	25
Lixiviación de nitrógeno mineral en un Alfisol	27
Lixiviación de nitrógeno mineral en un Andisol	28
Conclusiones	31
Referencias	32
Anexos	42
Anexo 1. Análisis químico de yeso sintético.	42
Anexo 2. Análisis químico de cenizas de carbón.	43
Anexo 3. Análisis químico de suelos series Mirador (Alfisol) y Arrayán (Andisol).	44

INDICE DE FIGURAS

		Página
Figura 1	Concentración neta de nitrógeno mineral total (mg kg^{-1}) determinada en cada tiempo de incubación en un Alfisol.	16
Figura 2	Concentración neta de nitrógeno mineral total (mg kg^{-1}) determinada en cada tiempo de incubación en un Andisol.	19
Figura 3	Concentración de nitrógeno mineral acumulado para cada tiempo de evaluación estimada mediante modelo no lineal de primer orden para cada tratamiento aplicado en un Alfisol.	22
Figura 4	Proyección estimada de la concentración de nitrógeno mineral acumulado durante 32 semanas mediante modelo no lineal de primer orden para cada tratamiento aplicado en un Alfisol.	24

INDICE DE TABLAS

		Página
Tabla 1	Porcentaje de yeso sintético, cenizas y urea utilizados en las mezclas aplicadas como tratamientos a un Alfisol y un Andisol de la Provincia de Ñuble.	12
Tabla 2	Concentraciones netas de nitrógeno mineral (N_{MN}) determinadas en cada tiempo de incubación en un suelo Alfisol (mg kg^{-1}).	15
Tabla 3	Concentraciones netas de nitrógeno mineral (N_{MN}) determinadas en cada tiempo de incubación en un suelo Andisol (mg kg^{-1}).	17
Tabla 4	Constantes de nitrógeno potencialmente mineralizable (N_0), tasa constante de mineralización (k) y modelo no lineal ajustado en un suelo Alfisol.	21
Tabla 5	Concentraciones de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) en lixiviados y nitrógeno mineral lixiviado total (N_{ML}) en un suelo Alfisol incubado durante 8 semanas (mg L^{-1}).	27
Tabla 6	Concentraciones determinadas de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) en lixiviados y nitrógeno mineral lixiviado total (N_{ML}) en un suelo Andisol incubado durante 8 semanas (mg L^{-1}).	28

MINERALIZACIÓN Y LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO EN UN ALFISOL Y UN ANDISOL ENMENDADOS CON SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA TERMOELÉCTRICA.

NITROGEN MINERALIZATION AND LEACHING IN AN ALFISOL AND AN ANDISOL AMENDED WITH BY-PRODUCTS OF THE THERMOELECTRIC INDUSTRY.

Palabras adicionales: cenizas de carbón, yeso FGD, termoeléctrica.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintas mezclas de subproductos provenientes de la industria termoeléctrica sobre la mineralización y lixiviación de nitrógeno aplicados a un Alfisol y un Andisol. En cada suelo se evaluó la mineralización y la lixiviación de nitrógeno mediante incubaciones de suelo bajo condiciones controladas. Los tratamientos consistieron en distintas mezclas de yeso sintético, cenizas de carbón y urea (M₁: 50% yeso sintético; 50% cenizas; M₂: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea; M₃: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea; M₄: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea; M₅: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea). La dosis equivalente aplicada al suelo fue de 2 t ha⁻¹. Los resultados al final del experimento muestran que en el suelo Alfisol la mayor concentración de nitrógeno mineral neto (N_{MN}), la cual se produjo al aplicar M₃ (P ≤ 0,05) y la mayor pérdida de nitrógeno por lixiviación (N_{ML}) se determinó al aplicar M₄ con una concentración de 92,94 mg N L⁻¹ (P ≤ 0,05). Respecto al suelo Andisol, la mayor concentración de N_{MN} se produjo al aplicar el M₅ (P ≤ 0,05), mientras que la mayor pérdida de N_{ML} se determinó en los tratamientos M₂, M₃, M₄ y M₅ (P > 0,05), los cuales presentaron pérdidas entre 99,09 y 105,6 mg N L⁻¹. La aplicación de yeso sintético y cenizas de carbón aumento la mineralización de nitrógeno sólo en el Alfisol, y no disminuyeron las

pérdidas por lixiviación en los suelos evaluados.

SUMMARY

The aim of this work was to evaluate the effect of different mixtures of by-products from the thermoelectric industry on the mineralization and leaching of nitrogen leaching applied to an Alfisol and an Andisol. An experiment was performed for each soil to evaluate the mineralization and another to evaluate the nitrogen leaching by soil incubations under controlled conditions. The treatments consisted of different mixtures of synthetic gypsum, coal ash and urea (M₁: 50% synthetic gypsum, 50% ashes; M₂: 50% synthetic gypsum; 35% ashes; 15% urea. M₃: 45% synthetic gypsum; 40% ashes; 15% urea. M₄: 65% synthetic gypsum; 20% ashes; 15% urea. M₅: 55% synthetic gypsum; 30% ashes; 15% urea). The equivalent dose applied to the soil was 2 t ha⁻¹. The results at the end of the experiment showed that in the Alfisol soil the highest concentration of net mineral nitrogen (N_{MN}) occurred when M₃ was applied (P ≤ 0.05) and the highest loss of nitrogen by leaching (N_{ML}) was determined by applying M₄ with a concentration of 92.94 mg N L⁻¹ (P ≤ 0.05). Regarding the Andisol soil, the highest N_{MN} concentration occurred when M₅ was applied (P ≤ 0.05), while the highest loss of N_{ML} was determined in treatments M₂, M₃, M₄ and M₅ (P > 0.05), which presented losses between 99.09 and 105.6 mg N L⁻¹. The application of synthetic gypsum and coal ash increased nitrogen mineralization only in the Alfisol, and did not decrease leach losses in soils evaluated.

INTRODUCCIÓN

En Chile, en el año 2009 se generaron 10,4 millones de toneladas de residuos industriales sólidos (CONAMA, 2010), lo que ha generado un total de 4.961 ton de residuos industriales no peligrosos (CORMA, 2012).

En la actualidad, algunos de los residuos industriales emanados al medioambiente son considerados subproductos y entre ellos se encuentran el yeso sintético y las cenizas provenientes de centrales termoeléctricas, las que utilizan carbón como combustible para la generación de energía (SMA, 2014).

Si bien las cenizas de combustión pueden contener una amplia gama de compuestos químicos (óxidos de sílice, aluminio, hierro y calcio), generalmente, no son considerados residuos peligrosos de acuerdo al D.S. N° 148/2003 del Ministerio de Salud. Tampoco el yeso generado es considerado como residuo peligroso, según el mismo decreto. En general, el volumen aproximado de yeso generado equivale a un 25% del volumen de cenizas resultantes (SMA, 2014).

En la industria termoeléctrica, como resultado del proceso de desulfuración de los gases producidos durante la combustión de carbón, se genera yeso sintético (yeso FGD) como subproducto, el cual representa una alternativa de sustitución del yeso mineral aplicado a los suelos agrícolas (DeSutter y Cihacek, 2009).

Para esto, los gases de la combustión se exponen primero a una suspensión de cal hidratada formando sulfito de calcio ($\text{CaSO}_3 \times 5\text{H}_2\text{O}$) por captura de SO_2 , éste se oxida para formar yeso sintético (sulfato de calcio), y finalmente se elimina el exceso de agua (Chen y Dick, 2011).

Según Tesárek *et al.* (2004) el yeso FGD (“flue gas desulfurization”, en inglés) es eliminado directamente a rellenos sanitarios sin ningún tipo de tratamiento, lo cual representa una importante amenaza de contaminación. Sin embargo, según EPA (2014), las concentraciones de metales en yeso FGD son comparables a las presentes en el yeso mineral, además las concentraciones de metales están dentro del rango de la mayoría de los metales presentes en los suelos agrícolas. Por ende no habrá ningún impacto ambiental del yeso FGD si se utiliza en terrenos donde se requiera mejorar sus propiedades. Por lo que puede convertirse en una estrategia importante en la recuperación de suelos degradados, con

problemas en su estructura y/o por condiciones de salinidad (Galos *et al.*, 2003).

Por su parte, el yeso mineral es utilizado ampliamente en la agricultura, debido a que de forma natural existen yacimientos de sulfato de calcio mineral dihidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), el cual es aplicado como enmienda al suelo (Bassaletti, 2015). Al ser aplicado al suelo, el calcio presente en el yeso mineral provoca un complejo de intercambio catiónico liberando de esta forma las moléculas de sodio, que son reemplazadas por las de calcio de las capas de arcilla y dejándolo así libre para su posterior lavado con un exceso de agua (Quezada *et al.*, 2008; Zúñiga *et al.*, 2011).

Respecto a las cenizas provenientes de la quema de carbón, a nivel mundial se genera una gran cantidad de cenizas desde plantas termoeléctricas, lo que genera un problema de acumulación de desechos sólidos (Skousen *et al.*, 2013). Además, el carbón ha sido y continuará siendo una de las mayores fuentes de producción de energía en el mundo, mostrando un drástico aumento en su uso, sin importar los impactos directos de la combustión del carbón en el cambio climático y la salud humana (Shaheen, 2014).

Las cenizas generadas en este proceso se dividen en cenizas de fondo y cenizas volantes. Estas últimas se producen en la combustión y gasificación industrial a temperaturas entre 800 y 1.600 °C (Vassilev *et al.*, 2013). Las cenizas de fondo son las más gruesas y pesadas, mientras que las cenizas volantes, que permanecen suspendidas en los gases de la combustión, corresponden a la fracción más fina, las cuales llegan a alcanzar el 40% del total de cenizas producidas y usualmente son removidas a través de precipitadores electrostáticos y filtros (Melotti *et al.*, 2013). Debido a esto, en general se obtiene una mezcla de ambos tipos de cenizas.

Químicamente, el 90 a 99% de las cenizas está compuesto por K, Ca, Mg, Na, Si, Al, y Fe. No obstante, las propiedades mineralógicas y químicas dependen de la

naturaleza del carbón (Carlson y Adriano, 1993).

Mittra *et al.* (2005) exponen que este subproducto puede ser identificado como una fuente de casi todos los macro y micronutrientes requeridos por las plantas, reportando que una aplicación de 10 t ha^{-1} de cenizas de carbón aportan 27 kg de C orgánico, 32 kg de P, 25 kg de K, 33 kg de Ca, 17 kg de Mg, 127 kg de Fe, 2,8 kg de Mn, 238 g de Zn y 178 g de Cu. No obstante la mayor aprehensión para su uso en la agricultura es el contenido y/o aporte de metales pesados a los cultivos (Ram y Masto, 2014).

Convencionalmente, tanto el yeso sintético como las cenizas son depositados en rellenos sanitarios. El almacenamiento de este material en espacios abiertos permite el contacto del material con la lluvia, lo cual genera lixiviados que contienen sulfato ferroso y ácido sulfúrico (SMA, 2014). Sin embargo, desde hace algunos años se busca el reciclaje de nutrientes presentes en estos residuos, aplicándolos como acondicionadores de suelos agrícolas, forestales y suelos degradados (Tyagi y Lo, 2013; Niu *et al.*, 2016).

La aplicación agrícola del yeso FGD como sustituto del yeso mineral, Stout *et al.* (2003) reportan que la aplicación de yeso FGD a suelos con una alta concentración de fósforo disminuye el fósforo extractable al agua, mediante su conversión a fracciones de fósforo inorgánico, las que son estables en el tiempo, concluyendo que es posible disminuir las pérdidas de fósforo por escorrentía superficial por varios años.

Existe evidencia que muestra que las enmiendas con yeso FGD en mezcla con fertilizantes nitrogenados en suelos deficientes de azufre, mejoran la absorción de N en plantas de maíz, disminuyendo los volúmenes de fertilizantes aplicados al suelo y reduciendo la contaminación hídrica (Chen *et al.*, 2005). Además, los autores reportan que el yeso FGD previene la movilidad de Ca y Mg en el perfil del suelo mediante el aumento del pH, observando aumentos de rendimiento de hasta

un 40% en alfalfa. Sin embargo, Stehouwer *et al.* (1999) encontraron aumentos en la movilidad de Ca Mg y S al incrementar la profundidad de aplicación de yeso FGD, encontrando en el caso del S que 90% del lixiviado se encuentra en la forma de SO_4^{-2} .

EL yeso FGD también ha sido empleado para mejorar la acidez del suelo, sin embargo su reacción no mitiga la acidez de la misma manera que la cal comercial. Sino que induce un efecto de “auto encalado” incrementando la concentración de Ca en la capa sub-superficial del suelo, y la precipitación, desplazamiento y lixiviación de Al desde la superficie del suelo. Sin embargo este efecto depende de las propiedades mineralógicas de las arcillas presentes en el suelo (Wang *et al.*, 2008).

El uso de cenizas de carbón como enmienda para mejorar la calidad del suelo ha recibido gran atención durante las últimas 4 décadas (Shaheen, 2014). Los beneficios agronómicos de las cenizas de caldera son principalmente asociados con la mejora de las características físicas y químicas del suelo.

Desde el punto de vista físico, la adición de cenizas puede disminuir la densidad aparente de los suelos, lo que mejora la porosidad del suelo, aumentando la capacidad de retención de humedad (Page *et al.*, 1979).

Las cenizas de carbón presentan un considerable contenido de nutrientes esenciales para las plantas y la capacidad de incrementar y/o corregir deficiencias de P, K, Ca, Mg, S, Mn, Zn, B, Mo, carbonatos, bicarbonatos y sulfatos en el suelo (Kalra *et al.*, 1997; Lai *et al.*, 1999; Khan y Singh, 2001 Srivastava y Ram, 2009; Ram *et al.*, 2011). Esto se debe al aporte directo de las cenizas y/o por su capacidad de incrementar la disponibilidad de estos nutrientes por correcciones de pH (Ram y Masto, 2014).

De igual manera las cenizas de carbón han demostrado un resultado positivo en suelos de pH ácido y neutro en términos de aumentar la adsorción y capacidad de

retención de P en el suelo (Aitken *et al.*, 1984; El-Mogazi *et al.*, 1988; Elseewi *et al.*, 1981), sin embargo en suelos alcalinos se observa una menor respuesta (Seshadri *et al.*, 2013).

Estudios realizados a nivel de campo reportan que muchos constituyentes de las cenizas pueden ser benéficos para el crecimiento de las plantas y pueden mejorar las propiedades agronómicas del suelo. Menon *et al.* (1993) determinaron incrementos significativos en el desarrollo radicular y contenido de K, Ca, Mg, S, Zn y B al realizar aplicaciones de cenizas mezcladas con compost en brasicáceas. Wong y Lai (1996), al aplicar cenizas de carbón en arroz, reportaron aumentos en suelo y tejido vegetal de N, P y K. Además también se ha observado un aumento en la concentración de Si en las plantas de arroz (Lee *et al.*, 2006). En oleaginosas también se ha observado una mejora en la fertilidad del suelo y en la absorción de nutrientes (Selvakumari y Jayanthi, 1999).

Existen pocos antecedentes sobre la aplicación conjunta de cenizas de carbón en mezcla a otros insumos como enmiendas de suelo. Kumar y Singh (2003) realizaron la aplicación conjunta de cenizas de termoeléctricas y lodos urbanos, logrando mejorar las propiedades fisicoquímicas de suelos sódicos e incrementar el rendimiento en arroz y trigo. Lee *et al.* (2005) evaluaron la aplicación de mezclas de cenizas y yeso (50:50 p/p) encontrando efectos positivos en la fertilidad del suelo y el desarrollo del cultivo de arroz. Por otra parte, Daniels y Das (2005) reportaron que la adición de cal junto a cenizas reduce la lixiviación de Cd, Se y As. Mientras que Jayasinghe *et al.* (2009) evaluaron mezclas de cenizas de carbón y desechos de papelería, encontrando mejoras en la agregación del suelo y niveles de metales pesados inferiores a los límites aceptables. Otros estudios sobre el efecto de cenizas de carbón en mezcla aplicadas a suelos agrícolas, principalmente reportan efectos benéficos sobre B (Yong *et al.*, 2002), Se (Gutenmann y Lisk, 1966), metales pesados (Xing *et al.*, 2001; Dermatas y Meng,

2003; Gu *et al.*, 2011) y P (Lee *et al.*, 2008).

Los antecedentes expuestos permiten observar que en la actualidad, prácticamente no existen antecedentes sobre la aplicación simultánea de yeso FGD y cenizas de carbón provenientes de la industria termoeléctrica sobre suelos agrícolas, más aún, sobre cómo la aplicación de estos subproductos puede incidir sobre la mineralización del nitrógeno. Ya que estos procesos están regulados principalmente por la naturaleza mineralógica del suelo, la presencia de microorganismos y el contenido y relación carbono/nitrógeno (C:N) de la materia orgánica (MO) presente en el suelo.

La MO presente en el suelo tiene un importante rol en los ecosistemas y su aporte mediante enmiendas ha sido relacionada al aumento de la capacidad de retención de humedad (Gagnon *et al.*, 1998; Zebarth *et al.*, 1999; Pandey y Shukla, 2006), mejoramiento de la fertilidad del suelo (Mader *et al.*, 2002), disminución de la densidad aparente (Lynch *et al.*, 2005), aumento de la agregación del suelo y reducción de la erosión (Tisdall y Oades, 1982; Brady y Weil, 2002).

Las transformaciones de la MO en el suelo están gobernadas, en parte, por la accesibilidad de agentes descomponedores a los substratos orgánicos (Dungait *et al.*, 2012), y también por su calidad química (Jastrow *et al.*, 2007; Conant *et al.*, 2011). Es por esto que características de la MO son comúnmente estudiadas para inferir su reactividad potencial (Kögel-Knabner *et al.*, 2008).

Dentro del sistema suelo, mediante procesos de mineralización, la MO libera macronutrientes y micronutrientes (Rahman *et al.*, 2013). Sandoval *et al.* (2010), determinaron que la adición de residuos orgánicos en suelos Entisoles y Alfisoles disminuye su impacto en el medio ambiente a través de la descomposición y posterior mineralización de la MO presente en ellos, liberando nutrientes aprovechables por las plantas, como lo es el N.

Por su parte, Booth *et al.* (2005) concluyeron que la mineralización neta de N

presenta una correlación positiva con la concentración total de N, reflejando un control de los substratos presentes y el C total del suelo en la producción de N inorgánico. Siendo posible la evaluación de la mineralización del N de la MO del suelo, como indicador de la cantidad de N orgánico transformado a inorgánico a un determinado contenido de humedad, tiempo de incubación y temperatura del suelo (Gilmour y Mauromoustakos, 2010).

En consecuencia, el objetivo de este trabajo fue evaluar la mineralización neta y lixiviación de nitrógeno al aplicar diferentes mezclas de subproductos provenientes de la industria termoeléctrica en suelos Alfisoles y Andisoles.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar la concentración neta de nitrógeno mineralizado en ambos tipos de suelo tras aplicar mezclas con diferente proporción de subproductos.
2. Estimar las constantes de nitrógeno potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización en base a un modelo de cinética de primer orden en ambos suelos.
3. Evaluar las pérdidas de nitrógeno por lixiviación en ambos suelos para las distintas mezclas de subproductos aplicadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo experimental se realizó en el Laboratorio de Edafología Ambiental del Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción, Campus Chillán.

Suelos

Se recolectaron muestras de suelo en las localidades de San Ignacio (36° 46' 51.01" S y 72° 00' 29,62" O) y Chillán (36° 35' 49.68" S y 72° 4' 54.37"O) a una profundidad de 0-20 cm. Los suelos corresponden a las series Mirador y Arrayán,

pertenecientes a los órdenes taxonómicos Alfisol y Andisol, respectivamente. Los suelos de la serie Mirador (Fine, halloysitic, mesic, Aquic Palexeralfs), presentan topografía plana a suavemente ondulada, drenaje imperfecto y su material parental corresponde a cenizas volcánicas antiguas. Estos suelos presentan una profundidad que varía entre 50 y 90 cm y descansa sobre brecha volcánica meteorizada (Stolpe, 2006).

Los suelos de la serie Arrayán (Medial, amorphous, thermic Humic Haploxerands), presentan una topografía plana con pendientes simples de 0 a 1%, buen drenaje y su material parental corresponde a cenizas volcánicas modernas. Normalmente esta serie de suelo descansa sobre un substrato de arenas andesíticas y basálticas de granulometría media. Ocasionalmente presenta pequeños estratos de arena en el horizonte B (Stolpe, 2006).

El manejo y preparación de las muestras de suelo previo al establecimiento del ensayo fue realizado en base a Sandoval *et al.* (2012).

Caracterización física de las muestras de suelo.

Densidad aparente: Será determinada mediante el método del cilindro (Sandoval *et al.*, 2012) y fue calculada como el cociente entre la masa de suelo seco a 105 °C (M_{ss}) y el volumen total (V_t) que ocupa esta masa de suelo.

Caracterización química de las muestras de suelo.

Se utilizó la metodología de Sadzawka *et al.* (2006) como se detalla a continuación:

pH: Se determinó al agua por potenciometría en una suspensión suelo:agua 1:2,5.

Conductividad eléctrica (CE): mediante extracto de saturación y determinación por conductivimetría.

Materia orgánica (MO): mediante oxidación con dicromato en medio ácido y determinación por colorimetría.

Carbono orgánico (CO): mediante cálculo indirecto en base al análisis de materia orgánica.

Nitrógeno (N) total: Se determinó mediante el método Kjeldahl.

Fósforo (P) disponible: fue determinado mediante extracción con bicarbonato de sodio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 8,5 y colorimetría con azul de molibdeno a través de espectrofotómetro UV/vis modelo Helios.

Cationes: Se realizó la determinación de potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg) y sodio (Na) disponibles, mediante la extracción con acetato de amonio 1 mol L^{-1} a pH 7 y estimación de concentraciones en espectrómetro de absorción atómica (EAA) modelo Solaar 969.

Capacidad de Intercambio Catiónico (C.I.C.E.): Se realizó mediante determinación directa en base a los resultados obtenidos para los cationes.

Azufre (S) disponible: se empleó una extracción con di-hidrógeno fosfato de calcio $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ y determinación por turbidimetría.

Aluminio (Al) intercambiable: Se determinó por extracción con cloruro de potasio 1 mol L^{-1} y determinación por EAA.

Boro (B) disponible: Se estimó mediante la extracción con cloruro de calcio a $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ y determinación por colorimétrica con azometina-H en espectrofotómetro UV/vis Modelo Helios.

Metales: Se estimaron las concentraciones de hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn) y cobre (Cu) disponibles, a través de la digestión del suelo con ácido nítrico - ácido clorhídrico y EAA con llama.

Composición de las mezclas aplicadas

Las materias primas provienen de la termoeléctrica Guacolda ubicada en Huasco ($28^{\circ} 28,08' 33'' \text{ S}$ y $71^{\circ} 13' 08,18'' \text{ O}$), Región de Atacama, Chile. Se generaron 5 mezclas con distintas proporciones de yeso sintético, cenizas de carbón y urea,

las cuales se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Porcentaje de yeso sintético, cenizas y urea utilizados en las mezclas aplicadas como tratamientos a un Alfisol y un Andisol de la Provincia de Ñuble.

Tratamiento	Nomenclatura	Yeso sintético	Cenizas	Urea
Mezcla 1	M ₁	50	50	-
Mezcla 2	M ₂	50	35	15
Mezcla 3	M ₃	45	40	15
Mezcla 4	M ₄	65	20	15
Mezcla 5	M ₅	55	30	15

FUENTE: Elaboración propia.

Mineralización del nitrógeno

Para ambos suelos, se investigó el efecto de las distintas mezclas mediante un diseño experimental completamente al azar con 3 repeticiones por tratamiento. Los tratamientos aplicados a cada orden de suelo consistieron en una dosis equivalente a 2 t ha⁻¹, de cada mezcla (M₁, M₂, M₃, M₄, M₅), más un control (testigo absoluto).

Se prepararon 18 unidades experimentales constituidas por 200 g de suelo previamente tamizado en bolsas de polipropileno.

Una vez aplicados los tratamientos, las unidades experimentales se dispusieron bajo condiciones controladas en una incubadora (D-3162, Uetze-Hänigsen, Alemania) manteniendo la humedad del suelo a 80% de la capacidad de campo (CC) y a una temperatura de incubación de 25 °C. Se emplearon 5 tiempos de evaluación correspondientes a: 0, 2, 4, 6 y 8 semanas de incubación.

Las concentraciones de NO₃⁻ y NH₄⁺ se determinaron por colorimetría con ácido salicílico y reactivo Nessler, respectivamente (Longeri *et al.*, 1979; Robarge *et al.*, 1983) y la totalidad del N mineral mediante la sumatoria de ambos para cada

período de incubación. El cálculo de la concentración de nitrógeno mineral neta (N_{MN}) se realizó mediante la diferencia entre la concentración de N inorgánico total de cada tiempo evaluado menos la concentración total determinada al tiempo 0.

La estimación de las constantes de mineralización potencial de nitrógeno (N_0 , mg kg^{-1}) y la tasa constante de mineralización (k) se realizó mediante el método no lineal de cuadrados medios. Este análisis de regresión asume que la mineralización de N es una reacción de primer orden (Tyson y Cabrera, 1993), mediante el siguiente modelo:

$$Nm_t = N_0[1 - e^{-kt}]$$

Donde:

Nm_t : nitrógeno mineral acumulado en un tiempo específico (mg kg^{-1})

N_0 : nitrógeno potencialmente mineralizable (mg kg^{-1})

k : tasa constante de mineralización

t : tiempo de incubación en semanas

Evaluación de la lixiviación de nitrógeno mineral

Se determinó mediante la metodología propuesta por Sandoval *et al.* (2013), considerando un diseño completamente al azar con 3 repeticiones por tratamiento, los cuales consistieron en las 5 mezclas de subproductos (M_1 , M_2 , M_3 , M_4 , M_5) en una dosis equivalente de 2 ton ha^{-1} , más un control consistente en suelo sin adición de mezcla. Las unidades experimentales en el Alfisol y Andisol consistieron en 320 y 300 gramos de suelo secado al aire y tamizado a 2 mm, respectivamente, a los cuales se les aplicaron los tratamientos. Posteriormente se homogenizaron y por cada unidad experimental se utilizó como una repetición. Posteriormente las repeticiones fueron incubadas a una temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C}$ y humedad 80% CC durante 8 semanas, para estimular y homogenizar las reacciones químicas entre el tratamiento y el suelo (Celis *et al.*, 2006). Al finalizar

el tiempo de incubación, las muestras de suelo fueron homogenizadas y con ellas se procedió a rellenar cilindros de PVC (17,35 cm² x 22 cm) formando una columna de 20 cm de suelo (Sandoval *et al.*, 2013). Para evitar la pérdida de partículas de suelo, en el fondo de cada cilindro se puso una malla metálica con tamaño apertura 0,045 mesh. Luego a cada cilindro se aplicó una carga de agua destilada, de 400 cm³. Las descargas de agua se aplicaron mediante goteo controlado durante un tiempo de 48 h. Los lixiviados se recolectaron en un recipiente plástico y posteriormente se llevaron a analizar para determinar la concentración de amonio y nitrato, además del N mineral lixiviado total mediante la suma de ambas las concentraciones.

Análisis de datos

El análisis de los datos se realizó utilizando el software SAS (Statistical Analysis System) (SAS Institute, 1999). Los datos obtenidos de mineralización neta y lixiviación de nitrógeno fueron sometidos a un análisis de varianza (ANDEVA). En los casos correspondientes se realizó una prueba de comparación de medias mediante la prueba de Tukey con un nivel de confianza del 95 % ($P \leq 0,05$). Los parámetros N_0 y k fueron determinados mediante el método no lineal de Gauss-Newton.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Debido a la falta de antecedentes sobre la aplicación de mezclas de cenizas de carbón y yeso FGD, provenientes de la industria termoeléctrica, los resultados obtenidos se compararon con datos científicos reportados al emplear otros sub productos industriales de similares características.

Mineralización neta de nitrógeno (N_{MN}) en un Alfisol

Las concentraciones de N_{MN} determinadas para cada tratamiento aplicado al suelo

Alfisol se presentan en la Tabla 2. Se observa que los resultados de los tratamientos basados en diferentes mezclas presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) respecto al tratamiento control.

Tabla 2. Concentraciones netas de nitrógeno mineral (N_{MN}) determinadas en cada tiempo de incubación en un suelo Alfisol ($mg\ kg^{-1}$).

Tratamientos	Tiempo (semanas)			
	2	4	6	8
Control	12,75 b	24,46 c	52,92 c	48,57 c
Mezcla 1	19,63 b	14,19 c	51,17 c	74,22 d
Mezcla 2	74,12 a	56,61 b	120,69 b	124,25 b
Mezcla 3	78,76 a	65,10 ab	114,23 b	166,14 a
Mezcla 4	76,89 a	71,67 a	171,20 a	131,89 b
Mezcla 5	71,70 a	73,87 a	123,21 b	98,30 e
C.V. (%)	6,41	9,98	6,65	5,04
DMS	9,77	13,95	19,28	14,83

FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea. C.V. (%): Coeficiente de variación. DMS: diferencia mínima significativa según test de Tukey. Letras distintas en una misma columna indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$).

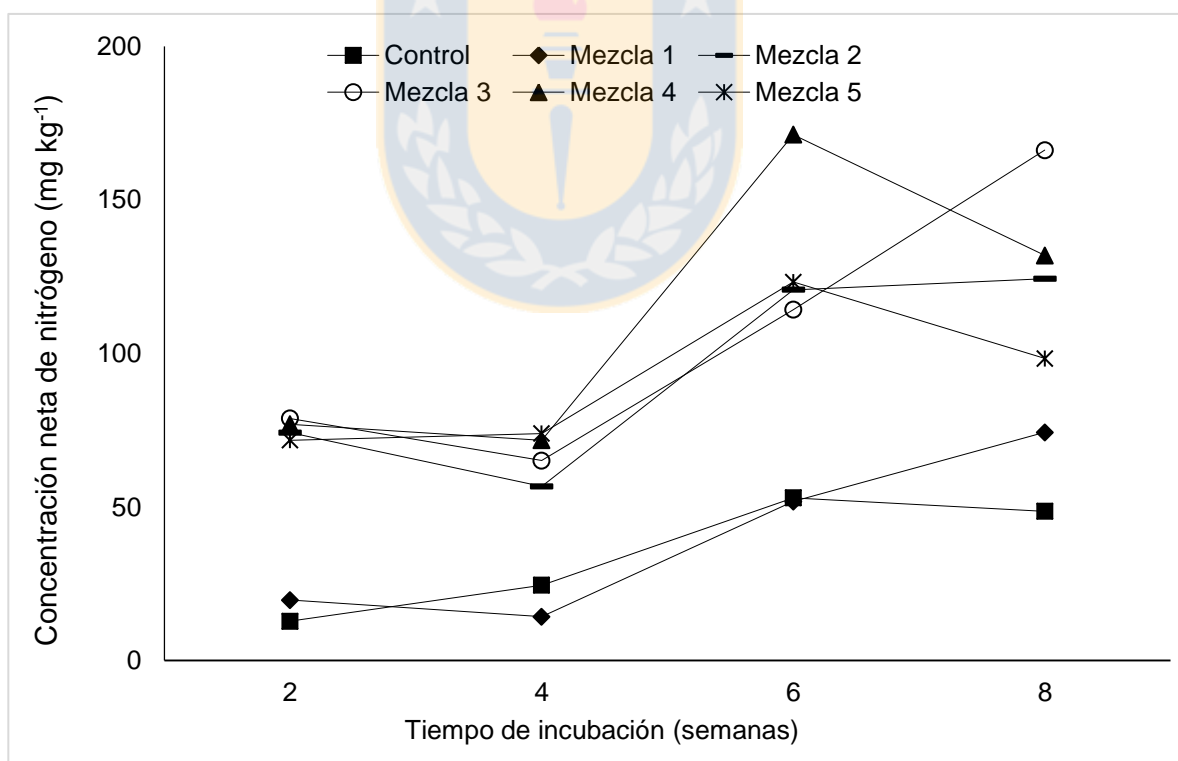
Durante todo el ensayo, las concentraciones de N_{MN} en el tratamiento Control y M_1 se diferenciaron ($P \leq 0,05$) de las concentraciones de N_{MN} presentadas por los tratamientos M_2 , M_3 , M_4 y M_5 . Sólo se determinaron diferencias entre el tratamiento Control y M_1 ($P \leq 0,05$) en la última evaluación.

Después de dos semanas de incubación, los tratamientos M_2 , M_3 , M_4 y M_5 no presentaron diferencias ($P > 0,05$) entre sí respecto a la concentración de N_{MN} . Durante la semana 4 la concentración de N_{MN} generada por los tratamientos M_4 y M_5 no presentaron diferencias entre sí ($P > 0,05$), pero se diferenciaron ($P \leq 0,05$)

del tratamiento M_2 . El mayor aumento de N_{MN} se produjo en la semana 6, en donde el tratamiento M_4 generó la mayor concentración de N_{MN} ($P \leq 0,05$). Respecto a los tratamientos M_2 , M_3 y M_5 no presentaron diferencias entre sí ($P > 0,05$). Sin embargo, en la semana 8 el tratamiento M_3 presentó la mayor concentración de N_{MN} ($P \leq 0,05$) respecto a todas las mezclas con urea en su formulación. Finalmente en este momento de evaluación, existieron diferencias ($P \leq 0,05$) en la concentración de N_{MN} entre los tratamientos M_4 y M_5 .

En la Figura 1 se puede observar la dinámica del N_{MN} presentada por el suelo Alfisol, en donde el tratamiento control y M_1 generaron un aumento constante en la concentración de N_{MN} durante el tiempo que duró el ensayo.

Figura 1. Concentración neta de nitrógeno mineral total (mg kg^{-1}) determinada en cada tiempo de incubación en un Alfisol.



FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea.

Con excepción del tratamiento Control y M₅, todos los tratamientos presentaron una leve disminución en la concentración de N_{MN} durante la semana 4. Posteriormente en la semana 6 se observó un aumento en la N_{MN} en la totalidad de los tratamientos, aumento que se mantuvo en los tratamientos M₁, M₂ y M₃ hasta el de las evaluaciones en la semana 8. El tratamiento Control, M₄ y M₅ presentaron una disminución en la concentración de N_{MN} en la octava semana de incubación generando diferencias ($P \leq 0,05$) entre sí.

Mineralización neta de nitrógeno (N_{MN}) en un Andisol

En la Tabla 3 se presentan las concentraciones de N_{MN} determinadas para los tratamientos aplicados a un suelo Andisol incubado durante ocho semanas.

Tabla 3. Concentraciones netas de nitrógeno mineral (N_{MN}) determinadas en cada tiempo de incubación en un suelo Andisol (mg kg⁻¹).

Tratamientos	Tiempo (semanas)			
	2	4	6	8
Control	68,72 a	15,92 bc	67,82 b	45,1 c
Mezcla 1	-42,87 b	-57,45 d	-32,95 d	-35,16 d
Mezcla 2	59,46 a	31,33 a	47,18 c	43,44 c
Mezcla 3	61,84 a	19,11 abc	40,77 c	52,08 c
Mezcla 4	69,28 a	24,32 ab	84,01 a	93,76 b
Mezcla 5	63,14 a	11,40 cd	43,35 c	133,33 a
C.V. (%)	16,42	27,54	11,80	20,35
DMS	24,19	12,84	15,27	34,20

FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea. C.V. (%): Coeficiente de variación. DMS: diferencia mínima significativa según test de Tukey. Letras distintas en una misma columna indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$).

La aplicación del tratamiento M₁ al suelo Andisol, generó durante todos los

tiempos de evaluación deltas negativos en la concentración de N_{MN} respecto al tiempo 0, demostrando la ocurrencia de fenómenos de inmovilización de N. Debido a esto, la mineralización neta de este tratamiento se asumió con el valor 0 para la realización del análisis de varianzas, lo que generó que M_1 se diferenciara de todos los tratamientos aplicados ($P \leq 0,05$). Sin embargo en la Tabla 3, se presenta el valor obtenido al calcular la concentración de N_{MN} de la mezcla 1 en el suelo Andisol.

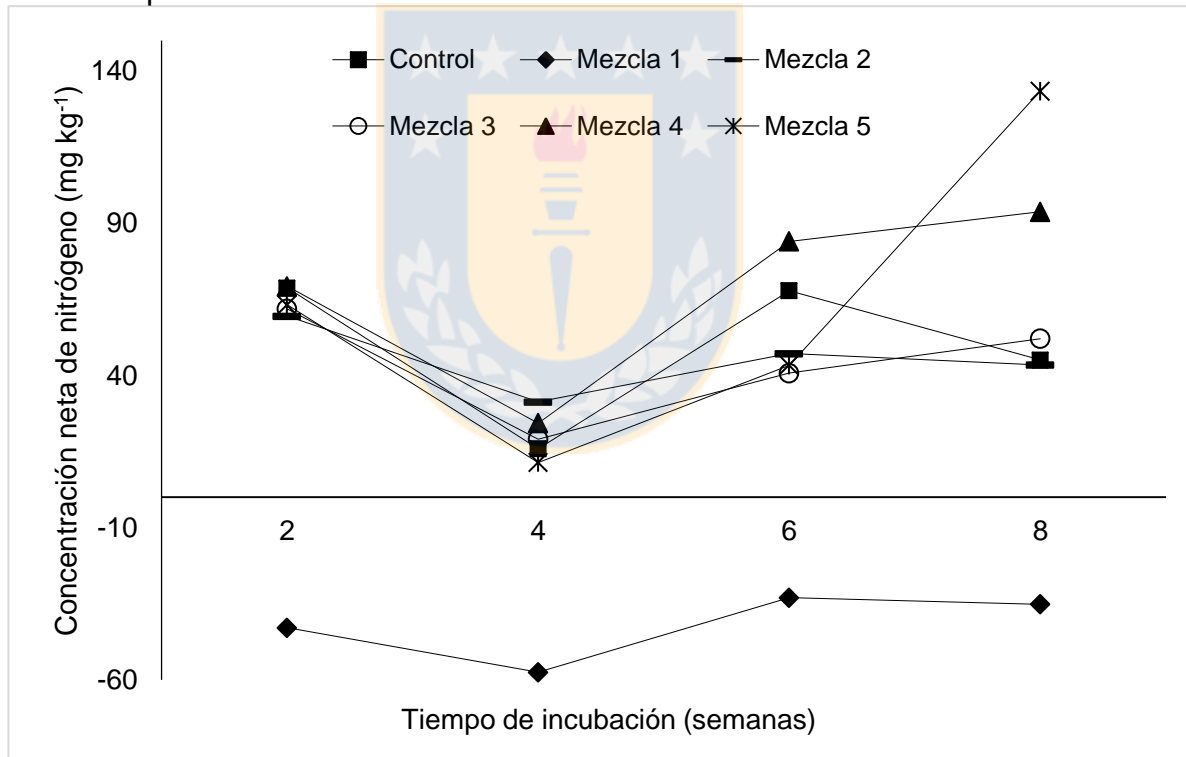
En el suelo Andisol después de dos semanas de incubación no se determinaron diferencias ($P > 0,05$) entre el tratamiento Control y los tratamientos M_2 , M_3 , M_4 y M_5 . Durante la semana 4 el tratamiento Control presentó diferencias ($P \leq 0,05$) sólo respecto al tratamiento M_2 . Sin embargo en la semana 6 el tratamiento control se diferenció ($P \leq 0,05$) de todos los tratamientos, presentando la segunda mayor concentración de N_{MN} . Al finalizar el ensayo el tratamiento control presentó una de las menores concentraciones de N_{MN} diferenciándose ($P \leq 0,05$) de los tratamientos M_4 y M_5 .

Respecto a las mezclas que contienen urea en su composición, en las primeras dos semanas de incubación los tratamientos M_2 , M_3 , M_4 y M_5 aplicados al Andisol, no presentaron diferencias ($P > 0,05$) en la concentración de N_{MN} . Esto varió en la semana 4 en donde M_5 presentó la menor concentración de N_{MN} , diferenciándose ($P \leq 0,05$) de los tratamientos M_2 y M_4 , los que no presentaron diferencias entre sí. Durante la sexta semana de incubación el tratamiento M_4 presentó la mayor concentración de N_{MN} ($P \leq 0,05$) con una concentración de N_{MN} 50% superior a la determinada en los tratamientos M_2 , M_3 y M_5 . Al realizar la última evaluación en el suelo Andisol, se observó que los tratamientos M_5 y M_4 presentaron diferencias entre sí ($P \leq 0,05$) con concentraciones de 133,33 y 93,76 mg N_{MN} kg^{-1} , respectivamente, las cuales también fueron estadísticamente significativas respecto a las obtenidas en los tratamientos M_2 y M_3 , los cuales no presentaron

diferencias entre ellos ($P > 0,05$).

En la Figura 2 se puede observar la dinámica del N_{MN} presentada por el suelo Andisol, en donde se refleja que el tratamiento Control, M_2 , M_3 , M_4 y M_5 presentaron una disminución del N_{MN} hacia la cuarta semana de incubación la cual fue mayor a la observada en el suelo Alfisol a igual tiempo de incubación. Posteriormente, a partir de la semana 6 y hasta la semana 8, los tratamientos M_4 y M_5 presentaron un aumento constante en la concentración de N_{MN} , diferenciándose ($P \leq 0,05$) de los tratamientos M_2 y M_3 .

Figura 2. Concentración neta de nitrógeno mineral total (mg kg^{-1}) determinada en cada tiempo de incubación en un Andisol.



FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea.

Ambos suelos presentaron aumentos y disminuciones en las concentraciones de N_{MN} durante toda la duración del ensayo, sin embargo esto fue más evidente en el

suelo Andisol. A partir de la semana 4, Las mezclas formuladas con urea, generaron en el suelo Alfisol concentraciones de N_{MN} mayores a las determinadas en el suelo Andisol. Debido al nulo aporte de N de las cenizas y el yeso FGD, se atribuye el aumento de la concentración de N_{MN} a la mineralización de la materia orgánica presente en el suelo y a la mineralización de la urea en el caso de las mezclas M_2 , M_3 , M_4 y M_5 .

Según Vidal (2007), una concentración de N mayor a 60 mg kg^{-1} presente en un suelo es considerada como alta. En base a esto, el suelo Alfisol presentó concentraciones altas de N disponible durante todo el tiempo de incubación tras aplicar los tratamientos M_2 , M_3 , M_4 y M_5 , mientras que M_1 sólo presentó una concentración alta en la semana 8. En el caso del suelo Andisol, con excepción de M_2 , todos los tratamientos presentaron una concentración alta de N a las 2 semanas de incubación. Posteriormente en la semana 6, sólo el M_4 presentó una concentración altas de N disponible. Observándose concentraciones altas de N en los tratamientos M_4 y M_5 al finalizar el ensayo.

En este estudio al aplicar las mezclas en el suelo Alfisol, se encontraron concentraciones de N_{MN} mayores a los reportados por San Martín *et al.* (2016) al aplicar de residuos peletizados de la industria papelera con y sin adición de *Ulva Lactuca* L. en un Entisol. Al comparar las concentraciones de N_{MN} en el suelo Andisol respecto a lo reportado por San Martín *et al.* (2016) tras dos semanas de incubación las mezclas M_2 , M_3 , M_4 y M_5 superaron las concentraciones de N reportadas. Posteriormente se observa que las concentraciones de N_{MN} determinadas en los tratamientos M_1 , M_2 , M_3 , M_4 y M_5 tras 4 semanas de incubación fueron inferiores. Lo mismo se observó para los M_3 y M_5 a la sexta semana de incubación. Sin embargo en la semana 8 las mezclas M_4 y M_5 presentaron concentraciones de N_{MN} mayores a las reportados por San Martín *et al.* (2016).

El comportamiento de la concentración de N_{MN} observado en el Alfisol en la Figura 1 es similar al obtenido por Laos *et al.* (2000) y San Martín (2016) quienes observaron un aumento constante en la concentración de N_{MN} con leves bajas entre semanas. Por otra parte la dinámica del Andisol, observada en la Figura 2, difiere de los resultados obtenidos por Hirzel *et al.* (2010) quienes a partir de la segunda semana de incubación, sólo determinaron aumentos en las concentraciones de N_{MN} al aplicar cama broiler en un Andisol.

Nitrógeno potencialmente mineralizable en un Alfisol

En la Tabla 4 se presentan las constantes N_0 y k determinados para cada tratamiento aplicado al suelo Alfisol y sus respectivas ecuaciones obtenidas para el modelo no lineal de primer orden. Mientras que en la Figura 3 se puede observar la concentración de nitrógeno mineral estimada mediante el modelo no lineal de primer orden durante el tiempo del ensayo.

Tabla 4. Constantes de nitrógeno potencialmente mineralizable (N_0), tasa constante de mineralización (k) y modelo no lineal ajustado en un suelo Alfisol.

Tratamientos	Constante		Modelo
	N_0	k	
Control	149,9	0,055	$Nm_t = 149,9 [1 - e^{(-0,055t)}]$
Mezcla 1	579	0,00331	$Nm_t = 579 [1 - e^{(-0,00331t)}]$
Mezcla 2	154,2	0,2035	$Nm_t = 154,2 [1 - e^{(-0,2035t)}]$
Mezcla 3	523,4	0,0447	$Nm_t = 523,4 [1 - e^{(-0,0447t)}]$
Mezcla 4	175,6	0,2308	$Nm_t = 175,6 [1 - e^{(-0,2308t)}]$
Mezcla 5	109,9	0,4499	$Nm_t = 109,9 [1 - e^{(-0,4499t)}]$

FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea.

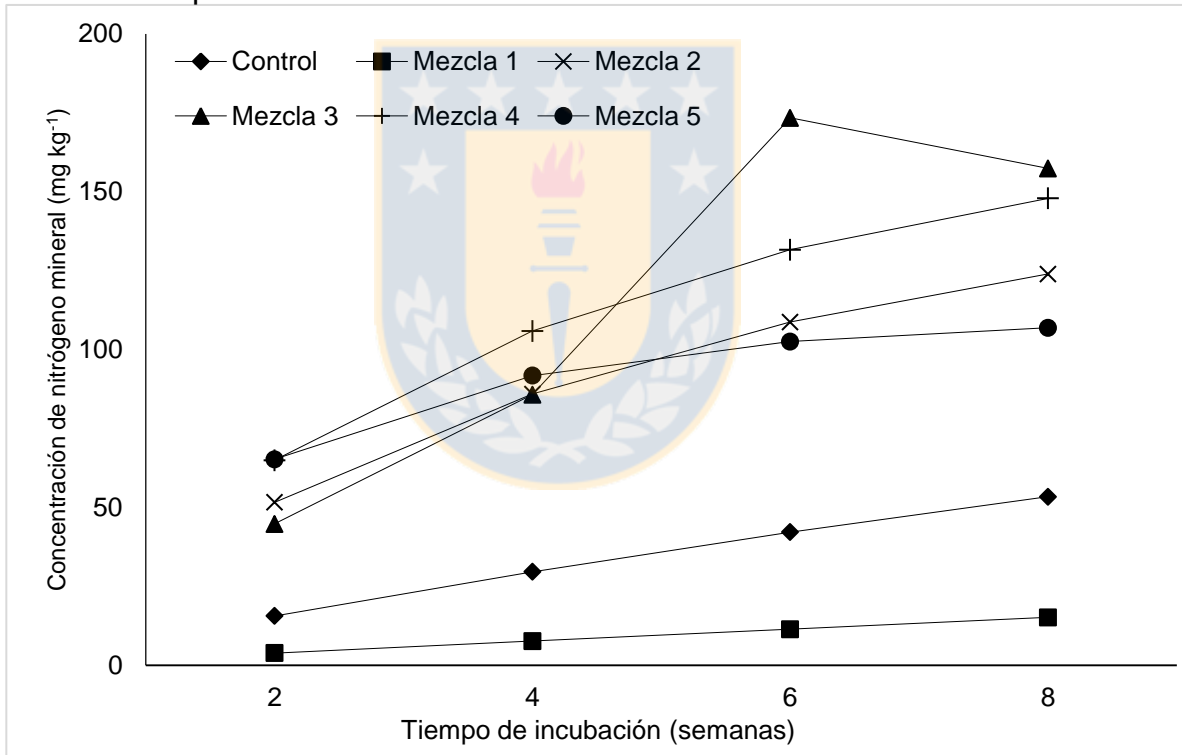
Nm_t : nitrógeno mineral acumulado en un tiempo específico ($mg\ kg^{-1}$).

Los valores de N_0 hacen referencia a la cantidad de N orgánico que puede ser transformado a formas inorgánicas por la actividad de la biomasa microbiana

(Standford y Smith, 1972). Al respecto, la mezcla 1 la cual no contiene urea, presentó la mayor constante N_0 entre todos los tratamientos aplicados. En las mezclas que presentan urea en su composición, la mezcla 3 presentó el mayor valor de N_0 , mientras que la mezcla 5 presentó el N_0 más bajo de todas las mezclas con urea, siendo incluso inferior al testigo.

Respecto al valor k , M_3 y M_1 , respectivamente, presentaron las menores tasas constantes de mineralización, siendo incluso inferiores al tratamiento control.

Figura 3. Concentración de nitrógeno mineral acumulado para cada tiempo de evaluación estimada mediante modelo no lineal de primer orden para cada tratamiento aplicado en un Alfisol.



FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea.

Respecto a las mezclas que presentan urea en su formulación, M_3 presentó un valor N_0 de 523 mg N kg^{-1} . Las constantes N_0 en todos los tratamientos aplicados al suelo Alfisol son mayores a las reportadas por Hernández *et al.* (2002) quienes

determinaron valores N_0 de 70 y 54 mg N kg⁻¹ en un suelo franco arcilloso tras aplicar lodos urbanos en concentraciones de 30 y 50 g kg⁻¹ de suelo, respectivamente. No obstante, Hernández *et al.* (2002) al realizar las mismas aplicaciones en un suelo franco arenoso, obtuvo constantes N_0 de 215 y 198 mg N kg⁻¹, las que sólo fueron superadas por los tratamientos M_1 y M_3 .

El valor N_0 del tratamiento M_1 en el Alfisol es mayor al reportado por San Martín *et al.* (2016) al aplicar subproductos de la industria celulosa en un suelo Entisol. De igual manera las mezclas que presentan urea en su formulación, presentaron valores de N_0 mayores a los reportados por San Martín *et al.* (2016) al aplicar subproductos de la industria celulosa adicionados de *Ulva lactuca* L.

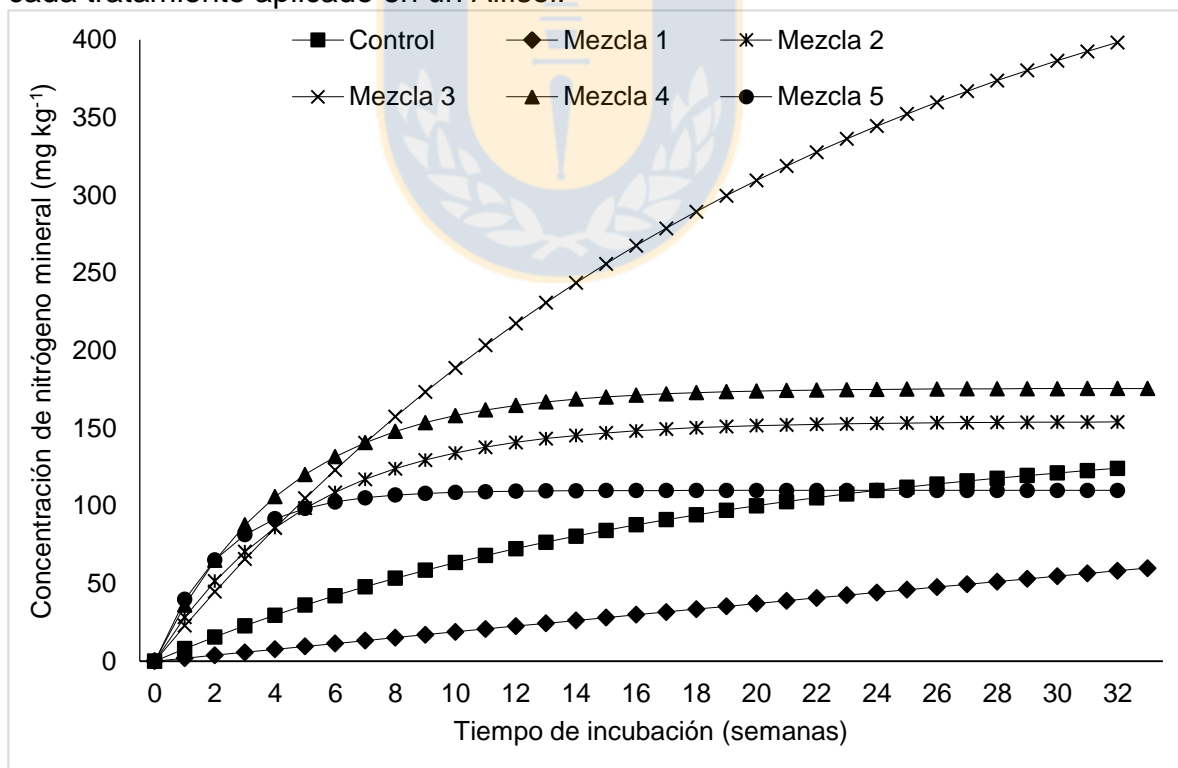
Respecto a la constante k , los valores determinados en todos los tratamientos aplicados en el suelo Alfisol son inferiores a los reportados por Hernández *et al.* (2002) quienes determinaron valores k de 0,92 y 0,86 en un suelo franco arenoso y de 0,63 y 1,14 en un suelo franco arcilloso, al aplicar concentraciones de lodos urbanos de 30 y 50 g kg⁻¹ de suelo. De igual manera los valores k para el tratamiento Control y M_1 son menores a los determinados por San Martín *et al.* (2016) en subproductos de celulosa sin adición de *Ulva lactuca* L aplicados en un Entisol.

En las mezclas enriquecidas de urea, los valores k de los tratamientos M_2 , M_4 y M_5 se encuentran dentro del rango 0,42 y 0,77 determinados por San Martín *et al.* (2016) en subproductos de celulosa aplicados en un Entisol, adicionados de *Ulva lactuca* L. Sin embargo, el tratamiento M_3 que presentó un valor inferior a este rango.

Finalmente en la Figura 4 se presenta una proyección a 32 semanas del nitrógeno potencialmente mineralizable en el suelo Alfisol empleando para ellos las constantes determinadas en base a los resultados del ensayo de mineralización neta. La respuesta observada en la Figura 4 para los tratamientos M_1 y M_3 , se

atribuye al alto valor de N_0 y el bajo valor de k determinado a través del método de Gauss-Newton. Al respecto si bien las curvas graficadas concuerdan con la respuesta teórica para la mineralización del N, estos podrían no constituir un parámetro cuantitativo preciso. Ya que la metodología permite estimar el potencial de mineralización de un suelo en forma aproximada, sin considerar los niveles que podría alcanzar el sistema suelo bajo determinadas condiciones de temperatura, humedad y pH. Además de las diferencias basadas en manejos históricos del suelo. En base a esto, se infiere que los valores N_0 y k , responderían más al ajuste del modelo matemático empleado que al proceso biológico real (Pinochet *et al.*, 2000).

Figura 4. Proyección estimada de la concentración de nitrógeno mineral acumulado durante 32 semanas mediante modelo no lineal de primer orden para cada tratamiento aplicado en un Alfisol.



FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea.

Nitrógeno potencialmente mineralizable en un Andisol

Los resultados obtenidos en la mineralización neta de N en el suelo Andisol, no se ajustaron al modelo de cinética de primer orden, lo que no permitió estimar las constantes N_0 y k .

El concepto mineralización potencial de nitrógeno (N_0 , mg kg^{-1}), se refiere a la cantidad de N orgánico que puede ser transformado a formas inorgánicas solubles por medio de los microorganismos presentes en el suelo, lo que permite cuantificar el aporte de N del suelo disponible y generar recomendaciones sustentables de aplicación de fertilizantes nitrogenados (Standford y Smith, 1972; Campbell *et al.*, 1996). Sin embargo, la dinámica de la materia orgánica presente en el suelo, tiene directa influencia sobre las funciones físicas, químicas y biológicas, regulando la liberación de nutrientes (Karlen *et al.*, 1990).

La transformación de nutrientes en el suelo está estrechamente ligada al ciclaje (turn-over) de la materia orgánica biológicamente activa del suelo, la cual proviene de inputs recientes o de reservas acumuladas en el suelo. Esto involucra el balance de dos procesos: la mineralización del C y N presente en la materia orgánica y el secuestro de C y N en la materia orgánica (Reeve *et al.*, 2016).

Desde el punto de vista de fertilidad del suelo NH_4^+ y NO_3^- son las más importantes y conforman el nitrógeno inorgánico total, el cual representa entre un 2 y 5% del nitrógeno total en el suelo (Tisdale *et al.*, 1993). Estas formas se obtienen desde fuentes fertilizantes o por la mineralización del nitrógeno orgánico presente en el suelo, proceso que se define como la transformación del nitrógeno en un estado orgánico a formas inorgánicas, y además se ve afectado por el MIT (“mineralization immobilization turn over”, en inglés) (Jansson y Persson, 1982).

Las disminuciones en las concentraciones de N_{MN} observadas en el suelo Andisol, pueden ser por tanto consecuencia de procesos de inmovilización por parte de la biomasa microbiana presente en el suelo, el MIT e interacciones con la materia

orgánica. Hseu *et al.* (2005) comentan que las disminuciones en las concentraciones de N_{MN} determinadas son atribuibles a la disminución de la actividad microbiana a través del tiempo o bien a agotamiento de fuentes de N fácilmente mineralizable.

Respecto a la interacción de la mezcla con el suelo, el tipo de arcilla dominante en suelos Andisol es el alofán, el cual se caracteriza por ser partículas esféricas huecas, no cristalinas, constituidas por aluminio-silicatos hidratados, con una composición química variable en relación al Al : Si (1:1 - 2:1). El diámetro externo de los minerales alofánicos es de 3,5 y 5,0 nm y un espesor de pared de 0,7 y 1 nm. Estas esferas de alofán se ordenan conformando una estructura fractal con diámetro de microporos de 0,3 a 2,0 nm (Dahlgreen *et.al*, 2004).

Es probable que, bajo las condiciones de este experimento, la aplicación de mezclas al suelo Andisol incida en la formación de compositos, los cuales son materiales complejos constituidos por dos o más fases sólidas, dentro de las cuales existe una fase orgánica continua (matriz), en este caso compuesta por la materia orgánica del suelo, además de una fase inorgánica dispersa reforzante, correspondiente al alofán y las cenizas de las mezclas. Esta hipótesis se ve reforzada en base a que en la actualidad, para la formación de bionanocompositos se emplean arcillas alofánicas (Darder *et al.*, 2007), las cuales se obtienen desde suelos Andisol. Por otra parte, en un estudio desarrollado por Woignier *et al.* (2013) se observó que al aplicar materia orgánica (compost) en suelos con alto contenido de alofán, esta arcilla se aglomeraba formando clusters de 20-30 nm y pasados 30 días se formaban agregados. Lo que sugiere un encapsulamiento de los subproductos aplicados y dificultad de acceso a agentes descomponedores.

Lixiviación de nitrógeno mineral en un Alfisol

Las concentraciones de N_{ML} determinadas en un suelo Alfisol tras la aplicación de una carga de agua de 400 cc luego de ser incubado durante 8 semanas se presentan en la Tabla 5. El tratamiento Control y M_1 se diferenciaron significativamente ($P \leq 0,05$) de los demás tratamientos presentando la menores concentraciones de NH_4^+ , las cuales fueron inferiores a 1 mg L^{-1} . Respecto a las mezclas adicionados de urea, los tratamientos M_2 y M_3 no presentaron diferencias entre sí ($P > 0,05$), sin embargo los tratamientos M_4 y M_5 presentaron diferencias ($P \leq 0,05$) entre las concentraciones de amonio determinadas, en donde M_5 presentó la mayor pérdida de NH_4^+ por lixiviación.

Tabla 5. Concentraciones de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) en lixiviados y nitrógeno mineral lixiviado total (N_{ML}) en un suelo Alfisol incubado durante 8 semanas (mg L^{-1}).

Tratamientos	NO_3^-	NH_4^+	N_{ML}
Control	42,10 d	0,97 d	43,07 d
Mezcla 1	41,35 d	0,91 d	42,26 d
Mezcla 2	80,55 b	1,25 c	81,80 b
Mezcla 3	69,33 c	1,26 c	70,60 c
Mezcla 4	91,45 a	1,49 b	92,94 a
Mezcla 5	67,20 c	1,90 a	69,10 c
C.V. (%)	5,29	5,64	5,25
DMS	9,47	0,20	9,59

FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea. C.V. (%): Coeficiente de variación. DMS: diferencia mínima significativa según test de Tukey. Letras distintas en una misma columna indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$).

Respecto a la concentración de N_{ML} el tratamiento Control y M_1 se diferenciaron significativamente ($P \leq 0,05$) de los demás tratamientos presentando

concentraciones de N_{ML} inferiores a los 44 mg L^{-1} . La mayor concentración de N_{ML} se determinó al aplicar el M_4 , el que se diferenció significativamente ($P \leq 0,05$) de todos los tratamientos. Seguido por el M_2 el cual fue diferente ($P \leq 0,05$) a las concentraciones determinadas al aplicar los tratamientos M_3 y M_5 , los cuales no presentaron diferencias significativas entre sí ($P > 0,05$).

Lixiviación de nitrógeno mineral en un Andisol

Las concentraciones de N_{ML} determinadas en un suelo Andisol tras la aplicación de una carga de agua de 400 cc luego de ser incubado durante 8 semanas se presentan en la Tabla 6.

Los tratamientos aplicados al suelo Andisol, no generaron diferencias significativas ($P > 0,05$) en la concentración de NH_4^+ lixiviado, presentando concentraciones inferiores a $0,6 \text{ mg NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ lixiviado.

Tabla 6. Concentraciones determinadas de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) en lixiviados y nitrógeno mineral lixiviado total (N_{ML}) en un suelo Andisol incubado durante 8 semanas (mg L^{-1}).

Tratamientos	NO_3^-	NH_4^+	N_{ML}
Control	78,5 b	0,50 a	79,00 b
Mezcla 1	72,63 b	0,50 a	73,13 b
Mezcla 2	105,06 a	0,54 a	105,60 a
Mezcla 3	99,53 a	0,50 a	100,03 a
Mezcla 4	98,56 a	0,53 a	99,09 a
Mezcla 5	104,70 a	0,50 a	105,2 a
C.V. (%)	6,37	5,18	6,35
DMS	16,27	0,07	16,31

FUENTE: Datos propios de la investigación.

Mezcla 1: 50% yeso sintético; 50% cenizas. Mezcla 2: 50% yeso sintético; 35% cenizas; 15% urea. Mezcla 3: 45% yeso sintético; 40% cenizas; 15% urea. Mezcla 4: 65% yeso sintético; 20% cenizas; 15% urea. Mezcla 5: 55% yeso sintético; 30% cenizas; 15% urea. C.V. (%): Coeficiente de variación. DMS: diferencia mínima significativa según test de Tukey. Letras distintas en una misma columna indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$).

No se determinaron diferencias ($P > 0,05$) entre las concentraciones de N_{ML} del tratamiento Control y M_1 , sin embargo estas fueron significativamente inferiores ($P \leq 0,05$) respecto a los tratamientos que presentan urea en su formulación, los que tampoco generaron diferencias entre sí ($P > 0,05$) en la concentración de N_{ML} , la que varió entre 99,09 y 105,6 $mg L^{-1}$.

Las concentraciones de NH_4^+ lixiviado en ambos suelos coinciden con lo observado por Xu *et al.* (2016), demostrando que la lixiviación de esta forma de nitrógeno desde suelos agrícolas no representa un riesgo de contaminación, porque el NH_4^+ es adsorbido en las cargas negativas de las arcillas presentes en el suelo.

Tanto en el Alfisol como en el Andisol, la forma predominante de N lixiviado corresponde al NO_3^- con un 97% del N_{ML} . En todos los tratamientos aplicados en este estudio, las concentraciones de nitrato lixiviado en el Alfisol y Andisol son mayores a los reportados por Burgos *et al.* (2006), quienes durante un año evaluaron la acumulación de NO_3^- lixiviado tras la aplicación de enmiendas orgánicas a un suelo arenoso, determinando concentraciones inferiores a 40 $mg L^{-1}$. Lo mismo se observó al comparar los resultados obtenidos con los reportados por Xu *et al.* (2016), quienes al aplicar dosis de 40, 80 y 160 $t ha^{-1}$ de biocarbón y tras 150 días de incubación determinaron concentraciones inferiores a 30 $mg NO_3^- L^{-1}$ lixiviado, siendo estas inferiores al testigo sin aplicación de biocarbón.

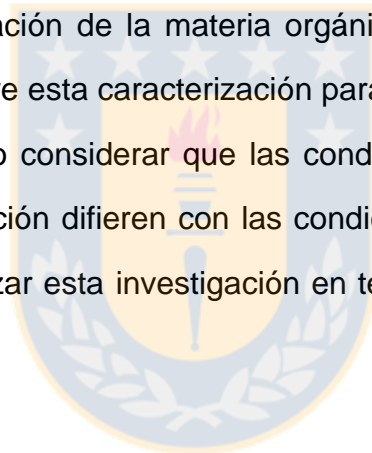
Andersson *et al.* (2002) sugieren que la relación C/N puede ser un factor importante respecto a la mineralización de N, demostrando aumentos de pH en lugares que presentan una alta relación C/N junto a una baja o nula mineralización de N, mientras que al presentar una baja relación C/N se observa una alta mineralización, lo que podría favorecer su pérdida por lixiviación principalmente tras ser afectado por procesos de nitrificación (Tisdall y Oades, 1982). Por lo que, en futuras investigaciones debe ser considerada la evaluación del pH de las

muestras de suelo y su evolución en durante el tiempo de incubación.

Weil y Magdoff (2004) exponen que la materia orgánica acumulada presente en el suelo actuaría en las propiedades químicas del suelo, generando una fuente directa de liberación lenta de nutrientes, quelatación de microelementos, regulación del pH del suelo e incrementando la capacidad de intercambio iónico lo que regularía disponibilidad de nutrientes para la planta y disminuyendo la lixiviación. De igual manera la presencia de sustancias húmicas influenciarían la quelatación de nutrientes, su abastecimiento y almacenaje (Rivero *et al.*, 2004).

Por lo tanto, para poder tener un mejor entendimiento de las respuestas determinadas en cada tratamiento aplicado al suelo Alfisol y Andisol se debe contar con la caracterización de la materia orgánica presente en cada suelo. Al mismo tiempo, se requiere esta caracterización para cada tiempo de evaluación.

Finalmente, es necesario considerar que las condiciones controladas en las que se realizó esta investigación difieren con las condiciones reales en campo, por lo que se recomienda realizar esta investigación en terreno en presencia y ausencia de cobertura vegetal.



CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos bajo las condiciones de la presente investigación se concluye que:

- La mineralización neta de nitrógeno en el suelo Alfisol se ve favorecida al aplicar mezclas con diferente formulación adicionadas de urea. En este sentido, los incrementos en la mineralización del nitrógeno parecen responder principalmente al contenido de urea de las mezclas en lugar de su proporción de subproductos. Sin embargo, en el suelo Andisol se observa que el aporte de nitrógeno en base a urea no genera la misma respuesta, debido a ciertos fenómenos de inmovilización.
- El proceso de mineralización potencial de nitrógeno en el suelo Alfisol correspondió a una cinética de primer orden. Al contrario en el suelo Andisol, este proceso no se ajustó al modelo de cinética de primer orden establecido para la mineralización de nitrógeno potencial, debido a procesos de inmovilización, lo que no permitió estimar los parámetros N_0 y k .
- La aplicación de mezclas de yeso sintético y cenizas de carbón adicionadas de urea en Alfisoles y Andisoles aumenta la lixiviación de nitrógeno mineral. Sin embargo, en el Alfisol las pérdidas por lixiviación son menores a las producidas en el Andisol.

REFERENCIAS

1. Aitken, R.L., D.J. Campbell, and L.C. Bell. 1984. Properties of Australian fly ash relevant to their agronomic utilization. *Australian Journal of Soil Research*. 22: 443-453.
2. Andersson, P., D. Berggren, and I. Nilsson. 2002. Indices for nitrogen status and nitrate leaching from Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Sweden. *Forest Ecol. Manag.* 157: 39-53.
3. Bassaletti, G. 2015. Aplicaciones de yeso sintético y mineral como mejorador de la organización estructural de un Alfisol de la precordillera andina de la región del Bío Bío. Memoria de título, Ingeniero Agrónomo. Universidad de Chile, Facultad de Agronomía. Chillán, Chile.
4. Brady, N.C., and R.R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Pearson Education, Inc, Upper Saddle River. New Jersey, USA: 960 pp.
5. Booth, M.S., J.M. Stark, and E. Rastetter. 2005. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecol. Monogr.* 75: 139-157.
6. Burgos, P., E. Madejón, F. Cabrera. 2006. Nitrogen mineralization and nitrate leaching of a sandy soil amended with different organic wastes. *Waste Manage Res.* 24:175-182.
7. Campbell, C.A., Y.W. Jame, O.O. Akinremi, and M.L. Cabrera. 1996. Adapting the potentially mineralizable N concept for the prediction of fertilizer N requirement. *Fert. Res.* 42(1): 61-75.
8. Carlson, C.L., and D.C. Adriano. 1993. Environmental impacts of coal combustion residues. *J. Environ. Qual.* 22(2): 227-247.
9. Celis, J., M. Sandoval, E. Zagal, and M. Briones. 2006. Effect of sewage sludge and salmon wastes applied to a Patagonian soil on lettuce (*Lactuca sativa* L.) germination. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 6: 13-25.

10. Chen, L. and W.A. Dick. 2011. Gypsum as an agricultural amendment: general use guidelines. Bulletin N° 945. The Ohio State University Extension. Columbus, USA.
11. Chen, L., W.A. Dick, and S. Nelson. 2005. Flue gas desulfurization products as sulfur sources for alfalfa and soybean. *Agron. J.* 97: 265-271.
12. CONAMA. 2010. Primer reporte sobre manejo de residuos sólidos en Chile. CONAMA. Santiago, Chile.
13. Conant, R.T., S.M. Ogle, E.A. Paul, and K. Paustian. 2011. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(3): 169-173.
14. CORMA. 2012. Evaluación de impacto del acuerdo de producción limpia de la industria del papel región del Bío-Bío. CORMA. Santiago, Chile.
15. Dahlgreen, R.A., M. Saigusa, and F.C. Ugolini. 2004. The Nature, properties and management of volcanic soils. *Advances in Agronomy*. Academic Press.
16. Daniels, J.L. and G.P. Das. 2005. Leaching behavior of lime-fly ash mixtures. *Environ. Eng. Sci.* 23: 42-52.
17. Darder, M., P. Aranda, and E. Ruiz-Hitzky. 2007. Bionanocomposites: a new concept of ecological, bioinspired and functional hybrid materials. *Adv. Mater.* 19: 1309-1319.
18. Dermatas, D. and X. Meng. 2003. Utilization of fly ash for stabilization/solidification of heavy metal contaminated soils. *Eng. Geol.* 70: 377-394.
19. DeSutter, T.M. and L.J. Cihacek. 2009. Potential agricultural uses of flue gas desulfurization gypsum in the Northern Great Plains. *Agron. J.* 101(4): 817-825.
20. Dungait, J.A.J., D.W. Hopkins, A.S. Gregory, and A.P. Whitmore. 2012. SOM turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18: 1781-1796.

21. El-Mogazi, D., D.J. Lisk, and L.H. Weinstein. 1988. A review of physical, chemical, and biological properties of fly ash and effects on agricultural ecosystems. *Science of the Total Environment*. 74(1): 1-37.
22. Elseewi, A.A., S.R. Grimm, A.L. Page, and I.R. Straughan. 1981. Boron enrichment of plants and soils treated with coal ash," *Journal of Plant Nutrition*. 3: 409-427.
23. EPA (USA). 2014. Management plan for the land application of FGD gypsum in Ohio for agronomic use [en línea]. Environmental Protection Agency, USA. <http://epa.ohio.gov/portals/34/document/issued_actions/LAMP%20Monroe%20FGD%20gypsum.pdf>. [Consulta: 20 diciembre 2016].
24. Gagnon, B., R.R. Simard, M. Goulet, R. Robitaille, and R. Rioux. 1998. Soil nitrogen and moisture as influenced by composts and inorganic fertilizer rate. *Canadian Journal of Soil Science* 78: 207-215.
25. Galos, K.A., T.S. Smakowski, and J. Szlugaj. 2003. Flue-gas desulphurisation products from Polish coal-fired and conservation tillage. *J. Soil Water Conserv.* 44(1): 57-60.
26. Gilmour, J.T. and A. Mauromoustakos. 2010. Nitrogen mineralization from soil organic matter: a sequential model. *Soil Science Society of America Journal* 75(1): 317-323.
27. Gu, H., H. Qiu, T.Tian, S. Zhan, T. Deng, R.L. Chaney, S. Wang, Y. Tang, J. Morel, and R. Qiu. 2011. Mitigation effects of silicon rich amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on multi-metal contaminated acidic soil. *Chemosphere*. 83: 1234-1240.
28. Gutenmann, W.H. and D.J. Lisk. 1996. Increasing selenium in field-grown onions by planting in peat moss pots containing coal fly ash. *Chemosphere*. 32: 1851-1853.
29. Hernández, T., R. Moral, A. Perez-Espinosa, J. Moreno-Caselles, M.D. Perez-Murcia, and C. García. 2002. Nitrogen mineralization potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 83(3): 213-219.

30. Hirzel, J., P. Undurraga, and I. Walter. 2010. Nitrogen mineralization and released nutrients in a volcanic soil amended with poultry litter. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70(1): 113-121.
31. Hseu, Z.Y. and C.C. Huang. 2005. Nitrogen mineralization potentials in three tropical soils treated with biosolids. *Chemosphere* 59(3): 447-454.
32. Jansson, S. and J. Pearson. 1982. Mineralization and immobilization of soil nitrogen. pp. 229-252 In: F. Stevenson (Ed.). *Nitrogen in agricultural soils*. American Society of Agronomy / Crop Science Society of America / Soil Science Society of America. Wisconsin, USA.
33. Jastrow, J.D., J.E. Amonette, and V.L. Bailey. 2007. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climate Change* 80: 5-23.
34. Jayasinghe, G.Y., Y. Tokashiki, and K. Kinjo. 2009. Recycling of coal fly ash and paper waste to improve low productive red soil in Okinawa, Japan. *Clean Soil Air Water*. 37: 687-695.
35. Kalra, N., H. C. Joshi, A. Chaudhary, R. Choudhary, and S.K. Sharma. 1997. Impact of fly ash incorporation in soil on germination of crops. *Bioresource Technology*. 61(1): 39-41.
36. Karlen, D.L., D.C. Erbach, T.T. Kasper, T.S. Colvin, E.C. Berry, and D.R. Timmons. 1990. Soil tillage: a review of past perceptions and future needs. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 153–161.
37. Khan, M.R. and W.N. Singh. 2001. Effects of soil application of fly ash on the fusarial wilt on tomato cultivars. *Int. J. Pest Manag.* 47: 293-297.
38. Kögel-Knabner, I., G. Guggenberger, M. Kleber, E. Kandeler, K. Kalbitz, S. Scheu, K. Eusterhues, and P. Leinweber. 2008. Organo-mineral associations in temperate soils: integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 171(1): 61-82.
39. Kumar, D. and B. Singh. 2003. The use of coal fly ash in sodic soil reclamation. *Land Deg. Dev.* 14: 285-299.

40. Lai, K.M., D.Y. Ye, and J.W.C. Wong. 1999. Enzyme activities in sandy soil amended with sewage sludge and coal fly ash. *Water Air & Soil Pollution*. 113: 261-272.
41. Laos, F., P. Satti, I. Walter, M.J. Mazzarino, and S. Moyano. 2000. Nutrient availability of composted and non composted residues in a Patagonic Xeric Mollisol. *Bio. Fert. Soils* 31(6): 462-469.
42. Lee, Y.B., S.B. Lee, J.H. Oh, C.H. Lee, C.O. Hong, P.J. Kim. 2008. Effects of fly ash and gypsum mixture on reducing phosphorus loss from paddy soil. *Korean J. Environ. Agric.* 27: 66-71.
43. Lee, Y.B., H.S. Ha, C.H. Lee, H. Lee, B.H. Ha, and P.J. Kim. 2005. Improving rice productivity and soil quality by coal ash–phospho gypsum mixture application. *J. Korea Soc. Soil Sci. Fert.* 38: 45-50.
44. Lee, H., S.H. Ho, C.H. Lee, Y.B. Lee, and P.J. Kim. 2006. Fly ash effect on improving soil properties and rice productivity in Korean paddy soils. *Bioresour. Technol.* 97: 1490-1497.
45. Longeri, L., J. Etchvers. and J. Venegas. 1979. Metodología de perfusión para estudios de nitrificación en suelos. *Ciencia Investigación Agraria (Chile)*. 6:295-299.
46. Lynch, D.H., R.P. Voroney, and P.R. Warman. 2005. Soil physical properties and organic matter fractions under forages receiving composts, manure or fertilizer *Compost Science & Utilization*. 13(4): 252-261.
47. Mader, P., A. Fliessbach, D. Dubois, L. Gunst, P. Fried, and U. Niggli. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*. 296: 1694-1697.
48. Melotti, R., E. Santagata, M. Bassani, M. Salvo, and S. Rizzo. 2013. A preliminary investigation into the physical and chemical properties of biomass ashes used as aggregate fillers for bituminous mixtures. *Waste Management* 33: 1906-1917.
49. Menon, M.P., K.S. Sajwan, G.S. Ghuman, J. James, K. Chandra. 1993. Fly ash-amended compost as manure for agricultural crops. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Environ. Sci. Eng.* 28: 2167-2182.

50. MINSAL (Chile). 2004. Decreto N°148. Aprueba reglamento sanitario sobre manejo de residuos peligrosos [en línea]. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. <<https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=226458>>. [Consulta: 20 diciembre 2016].
51. Mitra, B.N., S. Karmakar, D.K. Swain, B.C. Ghosh. 2005. Fly ash – a potential source of soil amendment and a component of integrated plant nutrient supply system. *Fuel*. 84(11): 1447-1451.
52. Niu, Y., T. Houzhang, and S. Hui. 2016. Ash-related issues during biomass combustion: Alkali-induced slagging, silicate melt-induced slagging (ash fusion), agglomeration, corrosion, ash utilization, and related countermeasures. *Progress in Energy and Combustion Science*. 52: 1-61.
53. Page, A.L., A.A. Elseewi, and I.R. Straughan. 1979. Physical and chemical properties of fly ash from coal-fired power plants with reference to environmental impacts. *Residue Reviews*. 71: 83-120.
54. Pandey, C. and S. Shukla. 2006. Effects of composted yard waste on water movement in sandy soil. *Compost Science & Utilization*. 14: 252-259.
55. Pinochet, D., J. Mendoza y A. Galvis. 2000. Potencial de mineralización de nitrógeno de un Hapludand con distintos manejos agrícolas. *Cien. Investig. Agr.* 27(2): 97-106.
56. Quezada, C., M. Sandoval y E. Zagal. 2008 Manejo de suelos en zonas áridas. Universidad de Concepción, Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Chillán, Chile. 120 p.
57. Rahman, M.H., M.R. Islam, M. Jahiruddin, A.B. Puteh and M.M.A. Mondal. 2013. Influence of organic matter on nitrogen mineralization pattern in soils under different moisture regimes. *Int. J. Agric. Biol.* 15(1): 55-61.
58. Ram, L.C. and R.E. Masto. 2014. Fly ash for soil amelioration: A review on the influence of ash blending with inorganic and organic amendments. *Earth-Science Reviews*. 128: 52-74.

59. Ram, L.C., R.E. Masto, S. Singh, R.C. Tripathi, S.K. Jha, N.K. Srivastava, A.K. Sinha, V.A. Selvi, and A. Sinha. 2011. An Appraisal of Coal Fly Ash Soil Amendment Technology (FASAT) of Central Institute of Mining and Fuel Research (CIMFR). *World Acad. Sci. Eng. Technol.* 76: 703-714.
60. Reeve, J.R., L.A. Hoagland, J.J. Villalba, P.M. Carr, A. Atucha, C. Cambardella, D.R. Davis, and K. Delate. 2016. Organic farming, soil health and food quality: Considering Possible links. *Advances in agronomy.* 137: 317-364.
61. Rivero, C., T. Chirenje, L.Q. Ma, and G. Martinez. 2004. Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. *Geoderma.* 123: 355–361.
62. Robarge, W.P., A. Edwards, and B. Johnson. 1983. Water and waste water analysis for nitrate via nitrification of salicylic acid. *Commun, Soil Sci. Plant Anal.* 14(2): 1207-1215.
63. Sadzawka, A.R., M.A. Carrasco, R. Grez, M.L. Mora, H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006 Instituto de investigación Agropecuaria. Serie Actas INIA N° 34. INIA. Santiago, Chile.
64. Sandoval, M., J. Celis, N. Stolpe and J. Capulín. 2010. Effect of sewage sludge and salmon wastes amendments on the structure of an Entisol and Alfisol in Chile. *Agrociencia.* 44(5): 503-515.
65. Sandoval, M., J. Celis, L. Pedreros, and J. Capulín. 2013. Chemical remediation of an Agricultural Soil: a Case Study of the Tsunami-Affected Area of Chile. *Water, Air & Soil Pollution.* 224: 1590-1599.
66. Sandoval, M., J. Dörner, O. Seguel, J. Cuevas y D. Rivera. 2012. Métodos de análisis físicos de suelo. Publicaciones del Departamento de Suelos y Recursos Naturales N°5. Universidad de Concepción. Chillán, Chile.

67. San Martín, V. 2016. Evaluación agronómica de residuos peletizados de la industria del papel en asociación con alga marina *Ulva lactuca* L.: posible utilización como biofertilizantes y efectos en la mineralización del nitrógeno. Tesis, Magíster en Ciencias Agronómicas con mención en Ciencias del Suelo y Recursos Naturales. Universidad de Concepción, Facultad de Agronomía. Chillán, Chile.
68. San Martín, V., P. Undurraga, C. Quezada, J.E. Célis, and M. Sandoval. 2016. Effect of pellets made of waste materials from the paper industry enhanced with seaweed (*Ulva lactuca* L.) on N mineralization and lettuce production. Chilean JAR. 76(3): 363-370.
69. SAS Institute. 1999. The SAS system for Windows [cd-rom]. Ver. 8. Cary, USA: SAS Institute. 1 cd-rom.
70. Selvakumari, G. and D. Jayanthi. 1999. Effect of fly ash and compost on yield and nutrient uptake of groundnut in laterite soil. Proceedings of the National Seminar on Developments in Soil Science. Tamilnadu Agricultural University Coimbatore, India.
71. Seshadri, B., N.S. Bolan, and A. Kunhikrishnan. 2013. Effect of Clean Coal Combustion Products in Reducing Soluble Phosphorus in Soil I. Adsorption Study. Water Air Soil Pollut. 224: 1524.
72. Shaheen, S.M., P.S. Hooda, and Ch.D. Tsadillas. 2014. Review: Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements – A review. Journal of Environmental Management 145: 249-267.
73. Skousen, J., J.E. Yang, J. Lee, and P. Ziemkiewicz. 2013. Review of fly ash as a soil amendment. Geosyst. Eng. 16: 249-256.
74. SMA (Chile). 2014. Guía de aspectos ambientales relevantes para centrales termoeléctricas [en línea]. Scribd Inc., USA. <<https://es.scribd.com/doc/314336231/Guia-SMA-Termoelectricas>>. [Consulta: 20 noviembre 2016].
75. Srivastava, N.K. and L.C. Ram. 2009. Bio-restoration of coal mine spoil with fly ash and biological amendments. In: Chaubey, O.P., Bahadur, Vijay, Shukla, P.K. (Eds.), Sustainable Rehabilitation of Degraded Ecosystems. Avishkar Publishers, Distributors, Jaipur (Rajsthan). pp. 77-91.

76. Standford, G. and S. J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil. Sci. Soc. Am.* 36(3): 465-472.
77. Stehouwer, R.C., W.A. Dick, and P. Sutton. 1999. Acidic soil amendment with a magnesium-containing fluidized bed combustion by-product. *Agron. J.* 91: 24-32.
78. Stolpe, N.B. 2006. Descripciones de los principales suelos de la VIII Región de Chile. Publicaciones del Departamento de Suelos y Recursos Naturales N°1. Universidad de Concepción. Chillán, Chile.
79. Stout, W.L., Sharpley, A.N., Weaver, S.R., 2003. Effect of amending high phosphorus soils with flue-gas desulfurization gypsum on plant uptake and soil fractions of phosphorus. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 67: 21-29.
80. Tesárek, P., J. Drchalová, J. Kolisko, P. Rovnaníková, and R. Černý. Mechanical, Hygric and Thermal Properties of Flue Gas Desulfurization Gypsum. *Acta Polytechnica* Vol. 44 (5-6):83-88.
81. Tisdall, J.M. and J.M. Oades. 1982. Organic-matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.
82. Tisdale, S.L., W.L. Nelson, and J.D. Beaton. 1993. Soil fertility and fertilizers. 5th Ed. Macmillan Publishing Co., N.Y. USA.
83. Tyagi, V.K. and S.L. Lo. 2013. Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery? *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 25: 708-728.
84. Tyson, S.C. and M.L. Cabrera. 1993. Nitrogen mineralization in soils amended with composted and uncomposted poultry litter. *Commun. Soil Sci. Plan.* 24(17-18): 2361-2374.
85. Vassilev, S.V., D. Baxter, L.K. Andersen, and C.G. Vassileva. 2013. An overview of the composition and application of biomass ash Part 1. Phase-mineral and chemical composition and classification. *Fuel.* 105: 40-76.

86. Vidal, I. 2007. *Fertirrigación, Cultivos y Frutales*. Publicaciones del Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Universidad de Concepción. Chillán, Chile. Volumen1 N°2 118p.
87. Wang S.J., C.H. Chen, X.C. Xu, and Y.J. Li. 2008. Amelioration of alkali soil using flue gas desulfurization byproducts: Productivity and environmental quality. *Environ. Pollut.* 151(1), 200-204.
88. Weil, R.R. and F. Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. pp 1-58 In: Magdoff, F., Weil, R.R. (Eds.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL.
89. Woignier, T., P. Fernandez, A. Soler, F. Clostre, C. Carles, L. Rangon, and M. Lesueur-Jannoyer. 2013. Soil microstructure and organic matter: key for chlordecone sequestration. *J. Hazard Mater.* 262: 357-364.
90. Wong, J.W.C. and K.M. Lai. 1996. Effect of an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge on soil microbial activity. *Biol. Fertil. Soils.* 23: 420-424.
91. Xing, S., Z. Zhao, B. Zhou, and X. Wu. 2001. Effect of fly ash-filtered mud mixture on soil properties and radish yield and quality. *J. App. Ecolo.* 12: 121-125.
92. Xu, N., G. Tan., H. Wang, and X. Gai. 2016. Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology.* 74: 1-8.
93. Yong, P., N.A. Rowson, J.P.G. Farr, I.R. Harris, and L.E. Macaskie. 2002. Bioaccumulation of palladium by *Desulfovibrio desulfuricans*. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 77: 593-601.
94. Zebarth, B.J., G.H. Neilsen, E. Hogue, and D. Neilsen. 1999. Influence of organic waste amendments on selected soil physical and chemical properties. *Can. J. Soil Sci.* 79: 501-504.
95. Zúñiga, O., J.C. Osorio, R. Cuero, y J.A. Peña. 2011. Evaluación de tecnologías para la recuperación de suelos degradados por salinidad. *Rev. Fac. Nal. Agron. Medellín* 64(1): 5769-5779.

ANEXOS

Anexo 1. Análisis químico de yeso sintético.

Elemento	Símbolo	Contenido	Unidad
Nitrógeno	N	< 0,05	%
Fósforo	P	< 0,05	g t ⁻¹
Calcio	Ca	9,5	%
Carbonato*	CO ₃	0,85	%
Magnesio	Mg	0,09	%
Sulfato**	SO ₄ ⁻²	52,3	%
Sodio	Na	0,18	%
Cobre	Cu	14	g t ⁻¹
Boro	B	< 10	g t ⁻¹
Hierro	Fe	0,16	%
Zinc	Zn	131	g t ⁻¹
Níquel	Ni	< 5	g t ⁻¹
Selenio	Se	39	g t ⁻¹
Plomo	Pb	< 10	g t ⁻¹
Mercurio	Hg	< 0,5	g t ⁻¹
Arsénico	As	16	g t ⁻¹
Cadmio	Cd	< 1	g t ⁻¹

FUENTE: Elaborado en base a informe analítico emitido por laboratorio autorizado CESMEC.

*Expresado como carbonato de calcio.

**Expresado como sulfato de calcio.

Anexo 2. Análisis químico de cenizas de carbón.

Elemento	Símbolo	Contenido	Unidad
Carbono	C	34,7	%
Nitrógeno	N	0,57	%
Fósforo	P	1,30	%
Potasio	K	1,26	%
Magnesio	Mg	1,10	%
Azufre	S	0,04	%
Silicio	Si	5,59	%
Aluminio	Al	1,14	%
Sodio	Na	0,42	%
Cobre	Cu	47,5	$\mu\text{g g}^{-1}$
Hierro	Fe	2,56	%
Manganeso	Mn	1,13	%
Molibdeno	Mo	< 5*	$\mu\text{g g}^{-1}$
Zinc	Zn	73	$\mu\text{g g}^{-1}$
Níquel	Ni	20	$\mu\text{g g}^{-1}$
Selenio	Se	< 10*	$\mu\text{g g}^{-1}$
Plomo	Pb	11,33	$\mu\text{g g}^{-1}$
Mercurio	Hg	n.d.	$\mu\text{g g}^{-1}$
Arsénico	As	21	$\mu\text{g g}^{-1}$
Cadmio	Cd	< 2*	$\mu\text{g g}^{-1}$

FUENTE: Elaborado en base a informe analítico emitido por laboratorio autorizado CESMEC.

*Valor se encuentra bajo el Límite de Cuantificación. n.d.: No determinado.

Anexo 3. Análisis químico de suelos series Mirador (Alfisol) y Arrayán (Andisol).

Suelo				
Parámetro	Alfisol	Andisol	Rango	Unidad
pH	6,0	6,1	6,0 - 7,0	- -
Materia orgánica	7,2	8,1	2,0 - 8,0	%
Conductividad eléctrica	0,08	0,3	< 1,0	dS/m
Amonio N-NH ₄	12,3	27,3	> 10	mg kg ⁻¹
Nitrato N-NO ₃	28,3	158,8	> 10	mg kg ⁻¹
Fósforo disponible	94,3	25	20	mg kg ⁻¹
Potasio intercambiable	2,1	1,4	0,3 - 0,45	cmol _c kg ⁻¹
Calcio intercambiable	4,4	7,5	4,0 - 8,0	cmol _c kg ⁻¹
Magnesio intercambiable	1,6	1,7	0,6 - 0,8	cmol _c kg ⁻¹
Sodio intercambiable	0,1	0,1	< 1,0	cmol _c kg ⁻¹
Suma de bases	8,1	10,7	5,0 - 10	cmol _c kg ⁻¹
Azufre disponible	5,1	14,7	16 -30	mg kg ⁻¹
Aluminio intercambiable	0,6	0,1	< 0,15	cmol _c kg ⁻¹
CICE	8,8	10,8	>5,0	cmol _c kg ⁻¹
Saturación de Al	7,2	1,1	< 2,0	%
Saturación de K	24,1	13,1	5 - 10	%
Saturación de Ca	50,4	69,2	65 - 75	%
Saturación de Mg	17,6	15,6	10 - 15	%
Hierro disponible	55,3	27,9	> 2,5	mg kg ⁻¹
Manganeso disponible	37,6	3,3	> 3,0	mg kg ⁻¹
Zinc disponible	2,5	0,7	> 1,0	mg kg ⁻¹
Cobre disponible	1,4	1,2	> 0,5	mg kg ⁻¹
Boro disponible	0,9	0,7	0,6 - 1,5	mg kg ⁻¹

FUENTE: Elaborado en base a informe analítico emitido por laboratorio de suelos de la Universidad de Concepción.