

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO EN UN SUELO FRANCO ARCILLOSO DE
LA REGIÓN METROPOLITANA, TRATADO CON BIOSÓLIDOS URBANOS**

ALEXIS JESÚS PÉREZ RÍOS

SANTIAGO, CHILE
2012

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO EN UN SUELO FRANCO ARCILLOSO DE
LA REGIÓN METROPOLITANA, TRATADO CON BIOSÓLIDOS URBANOS

NITROGEN MINERALIZATION IN A CLAY LOAM SOIL FROM
METROPOLITAN REGION, AMENDED WITH MUNICIPAL BIOSOLIDS

ALEXIS JESÚS PÉREZ RÍOS

SANTIAGO, CHILE
2012

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO EN UN SUELO FRANCO ARCILLOSO DE
LA REGIÓN METROPOLITANA, TRATADO CON BIOSÓLIDOS URBANOS**

Memoria para optar al Título Profesional de
Ingeniero Agrónomo.

ALEXIS JESÚS PÉREZ RÍOS

PROFESOR GUÍA	Calificación
Sra. María Adriana Carrasco R. Químico. M. Sc.	6,7
Sr. Juan Pablo Fuentes E. Ingeniero Forestal M. Sc. Ph. D.	6,7
PROFESORES EVALUADORES	
Sra. María Teresa Varnero M. Químico Farmacéutica	6,0
Sr. Jaime R. Montealegre A. Ingeniero Agrónomo	6,9

**SANTIAGO, CHILE
2012**

ÍNDICE

1.0 RESUMEN.....	1
2.0 ABSTRACT.....	2
3.0 INTRODUCCIÓN.....	3
4.0 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	5
4.1 Aplicación de biosólidos al suelo	5
4.2 Reacción del suelo (pH)	7
4.3 Conductividad eléctrica.....	8
4.4 Nitrógeno.....	8
4.5 Elementos traza	9
5.0 OBJETIVOS.....	11
5.1 Objetivo general.....	11
5.2 Objetivos específicos.....	11
6.0 MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
6.1 Lugar de estudio	12
6.2 Materiales.....	12
6.3 Método.....	14
6.4 Análisis químicos.....	14
6.5 Diseño experimental.....	15

7.0 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	16
7.1 Suelo y biosólido.....	16
7.2 pH en agua	17
7.3 Conductividad eléctrica.....	18
7.4 Nitrógeno amoniacal.....	19
7.5 Tasa de mineralización de nitrógeno orgánico a amonio.....	20
7.6 Nitrógeno nítrico.....	22
7.7 Tasa de mineralización de nitrógeno a nitrato.....	23
7.8 Nitrógeno total mineralizado	25
7.9 Nitrógeno neto mineralizado	26
7.10 Metales extraíbles con DTPA.....	28
7.10.1 Hierro, cobre, manganeso y zinc.....	29
7.10.2 Cadmio, níquel, plomo y cromo.....	31
8.0 CONCLUSIONES.....	33
9.0 LITERATURA CITADA	34
10.0 APÉNDICES.....	38
11.0 ANEXOS.....	46

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1:	Estimación de la producción de biosólidos en la Región Metropolitana	3
Cuadro 2:	Concentraciones máximas (mg/kg) de metales en suelo receptor base materia seca	5
Cuadro 3:	Rango de concentración de metales en biosólidos, reportados en la literatura y concentraciones máximas permitidas en la Unión Europea y Estados Unidos	10
Cuadro 4:	Algunas características físicas del suelo	12
Cuadro 5:	Caracterización química del suelo y biosólido	13
Cuadro 6:	Nitrógeno potencialmente mineralizable a NH_4^+	21
Cuadro 7:	Nitrógeno potencialmente mineralizable a NO_3^-	23
Cuadro 8:	Metales extraíbles con DTPA, del suelo tratado con distintas dosis de biosólido, al inicio y al final de la incubación	28

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1:	Destino de los biosólidos producidos en la Comunidad Europea y su evolución en el tiempo	4
Figura 2:	Movilidad de los metales influenciada por el pH del suelo	7
Figura 3:	Valores de pH para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha de biosólido, a los distintos tiempos de incubación	17
Figura 4:	Conductividad eléctrica para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación	18
Figura 5:	Contenido de nitrógeno amoniacal en el suelo tratado con dosis de biosólidos expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación	19
Figura 6:	Tasa diaria de mineralización a nitrógeno amoniacal, para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha	21
Figura 7:	Concentración de nitrógeno nítrico en el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación	22
Figura 8:	Tasa de mineralización a nitrógeno nítrico, para el suelo tratado con distintas dosis de biosólidos, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación	24
Figura 9:	Nitrógeno inorgánico total mineralizado para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación	25
Figura 10:	Nitrógeno neto mineralizado, para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación.	26

RESUMEN

La producción de biosólidos en Chile ha aumentado significativamente en los últimos años y continuará aumentando en el futuro, debido a esto, se han buscado distintas vías de utilización de estos residuos. La aplicación de biosólidos a los suelos es el destino más viable, sin embargo, es necesario conocer cómo reaccionan los distintos suelos a su aplicación.

El objetivo de este estudio fue evaluar, en un suelo tratado con biosólido, la mineralización *in vitro* del nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal y nítrico y los cambios en el pH y la conductividad eléctrica (CE). Para ello, se incubaron muestras del suelo Serie Lonquén con tres dosis de biosólidos (equivalentes a 0-30-60 Mg/ha) obtenido desde la planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal. La incubación fue a temperatura constante de 28 ± 1 °C por ocho semanas, a una humedad equivalente al 60% del contenido de agua a -33kPa, la cual se controló por pesada cada dos días. Los contenidos de nitrógeno inorgánico (N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻), el pH y la CE se midieron cada siete días. Además, los elementos traza metálicos (Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Cd, Ni y Pb) extraíbles con DTPA se midieron al inicio y al final de la incubación.

Según los resultados de la incubación, al aumentar la dosis de biosólido, el pH disminuyó y la conductividad eléctrica del suelo aumentó significativamente en los tres tratamientos. La concentración de nitrógeno inorgánico mostró tendencias contrarias: a medida que el amonio disminuía, por el proceso de nitrificación, aumentaba la concentración de nitratos. En cuanto a los elementos traza metálicos extraíbles con DTPA, hubo un aumento en la concentración de Fe y Pb, mientras que en los otros elementos su concentración disminuyó.

La aplicación de biosólidos al suelo Lonquén, provocó cambios en las propiedades químicas observadas en este estudio, los que, en el caso del pH y nitrógeno pueden ser beneficiosos, aunque podrían existir problemas de lixiviación de nitratos hacia las aguas subterráneas con dosis altas de lodos. Además, el aumento en la conductividad eléctrica puede afectar la implementación de sistemas agrícolas con cultivos sensibles a la concentración de sales.

Los resultados de este estudio indican que la mineralización *in vitro* sería una buena herramienta para avanzar en el conocimiento de la interacción suelo-biosólido en los distintos tipos de suelo existentes en el país.

Palabras clave: nitrógeno amoniacal, nitrógeno nítrico, lixiviación, elementos traza metálicos extraíbles con DTPA, biosólidos

ABSTRACT

The soil of Lonquén Serie was incubated with three doses of biosolid (0-30-60 Mg / ha) were applied to and incubated *in vitro* under controlled temperature and humidity. The objective of this study is to evaluate the mineralization of nitrogen to ammonia and nitrate forms, in parallel with changes in pH and electrical conductivity. The parameters were measured every seven days while trace metals were analyzed both at the beginning and at the end of the incubation (Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Cd, Ni and Pb).

A reduction of the pH of soils under the three treatments were observed as the dose of sludge increased, while the electrical conductivity increased significantly during the incubation in all the treatments. The concentration of nitrogen showed an increment of nitrates in parallel with the detriment of ammonium linked with the nitrification process. Additionally, in all the treatments, an increased Fe concentration was founde while other metals concentration decreased.

The application of sewage sludge to Lonquén Soils led to changes in the chemical properties studied. Although problems of nitrate leaching into groundwater with higher doses of biosolid and the increase of electrical conductivity may affect land use, the reported pH and nitrogen changes may play a role on the improvement of the soil chemical properties.

Key words: ammonia nitrogen, nitrate nitrogen, leaching, DTPA-extractable trace elements, sewage sludge

INTRODUCCIÓN

En Chile han ido creciendo las zonas en las que se ha comenzado a tratar las aguas servidas, mediante la implementación de plantas de tratamiento de estas aguas, con el consiguiente aumento en la cantidad de lodos o biosólidos obtenidos después de este tratamiento.

Biosólidos o lodos se definen según la legislación chilena en el Decreto Supremo número 4 de 2009, como residuos semisólidos que hayan sido generados en plantas de tratamiento de aguas servidas. En Estados Unidos, la EPA (Environmental Protection Agency) los define como sólido, semi-sólido o residuo líquido, generado durante el tratamiento de aguas residuales domésticas. Estos incluyen espumas, o sólidos removidos en el tratamiento primario, secundario o en avanzados procesos de tratamientos de aguas servidas y cualquier material derivado de lodos de aguas residuales, excepto arenas y cenizas (EPA, 1994).

En la Región Metropolitana se encuentran en funcionamiento dos plantas de tratamiento de aguas servidas La Farfana y El Trebal, y se espera que para el año 2012 se ponga en marcha la tercera planta de tratamiento en la Región, la que llevará por nombre Mapocho, y permitirá que el 100% de las aguas servidas de la Región Metropolitana sean tratadas (Aguas Andinas, 2010).

El Cuadro 1 muestra las plantas de tratamiento de aguas servidas presentes en la Región Metropolitana con su respectiva producción y una estimación hasta el año 2012 cuando entre en operación la planta de tratamientos Mapocho.

Cuadro 1: Estimación de la producción de biosólidos en la Región Metropolitana

Planta de tratamiento	2009	2010-2011	2012
	----- Mg día ⁻¹ -----		
El Trebal	220	303	
El Trebal + Mapocho			285
La Farfana	380	478	478
Localidades	40	40	40
Total biosólido generado	640	820	803

Fuente: Aguas Andinas, 2010

Debido a que se está tratando cerca del 83% de las aguas servidas en el país (SISS, 2010), ha surgido la necesidad de encontrar una forma de disposición ambientalmente sostenible para los biosólidos generados, ya que en un principio mundialmente se depositaban en vertederos, se incineraban o vertían al mar, como se observa en la Figura 1, pero debido a sus altas cantidades de materia orgánica y minerales esenciales para las plantas se comenzó con la aplicación a los suelos (Cuevas *et al*, 2006)

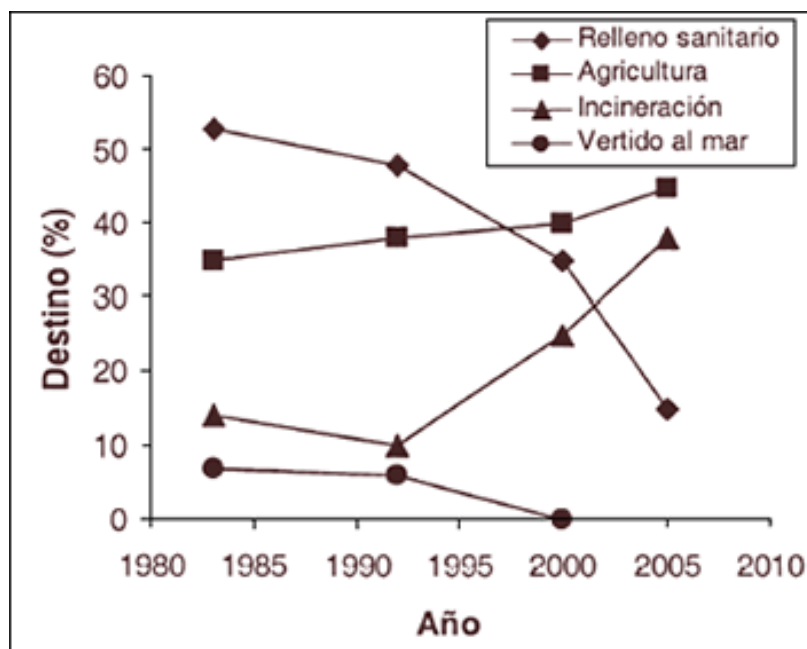


Figura 1: Destino de los biosólidos producidos en la Comunidad Europea y su evolución en el tiempo. Fuente: Cuevas et al., 2006

Además de contener gran cantidad de materia orgánica y elementos nutritivos para los cultivos los biosólidos contienen metales pesados que pueden incorporarse a la cadena trófica y una alta cantidad de nitrógeno orgánico, el cual, después de su mineralización, puede lixiviarse como nitrato y llegar a las napas subterráneas contaminando el agua.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Aplicación de biosólidos al suelo

Según el Decreto Supremo 4 de 2009 en su artículo 4 señala que la aplicación de biosólidos al suelo se entiende como el procedimiento de eliminación mediante la incorporación de biosólidos al suelo, o mezcla del biosólidos con suelo, mediante el uso de equipos adecuados, de conformidad con el presente reglamento.

En el artículo 23 de este mismo reglamento se definen las dosis de aplicación de los biosólidos al suelo que varían según las concentraciones de metales existentes en el suelo receptor (Cuadro 2). En aquellos suelos que cumplan con los requisitos, la tasa máxima de aplicación de lodos al suelo es 90 Mg/ha año, en aquellos suelos que posean una mayor concentración de metales pesados a las señaladas en el Cuadro 2 sin haber sido receptores de biosólido, se permitirá solo una aplicación a una tasa máxima de 30 Mg/ha año.

Cuadro 2: Concentraciones máximas (mg/kg) de metales en suelo receptor base materia seca

Metal	Macrozona Norte		Macrozona Sur
	pH > 6,5	pH ≤ 6,5	pH > 5
Arsénico	20	12,5	10
Cadmio	2	1,25	2
Cobre	150	100	75
Mercurio	1,5	1	1
Níquel	112	50	30
Plomo	75	50	50
Selenio	4	3	4
Zinc	175	120	175

Fuente: Decreto Supremo 4, 2009

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), 1995, indica ventajas y desventajas de la aplicación de biosólidos al suelo. Dentro de las ventajas tenemos que los biosólidos contienen los nutrientes necesarios para las plantas, principalmente N y P, y en la mayoría de los casos, cantidades variables de micronutrientes como boro (B), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo) y zinc (Zn). Los biosólidos también actúan como un acondicionador de suelo, ya que en suelos arcillosos pueden aumentar el espacio poroso disponible para el crecimiento de las raíces y la entrada de aire y agua al suelo, además en suelos arenosos, los residuos orgánicos pueden aumentar la capacidad de retención de agua. Otra ventaja es que la aplicación de biosólidos a suelos agrícolas es menos costosa que otros medios de eliminación de los biosólidos, además esta aplicación es similar a las operaciones normales en la agricultura, como la aplicación de guanos y estiércol animal. Dentro de las desventajas de esta aplicación está el transporte de estos productos a las zonas de aplicación, así como la programación de la aplicación para que sea compatible con la plantación agrícola, la cosecha y las posibles condiciones climáticas adversas.

Reacción del suelo (pH)

El pH de los suelos acondicionados con biosólidos es muy importante, ya que en suelos con pH ácido la mayor parte de los metales pesados quedan disponibles para los cultivos (Kabata-Pendias y Pendias, 2001), por eso es necesario mantener el pH en valores cercanos a la neutralidad cuando se aplican biosólidos a los suelos.

En la Figura 2 se muestran los rangos de pH a los cuales los elementos traza están disponibles.

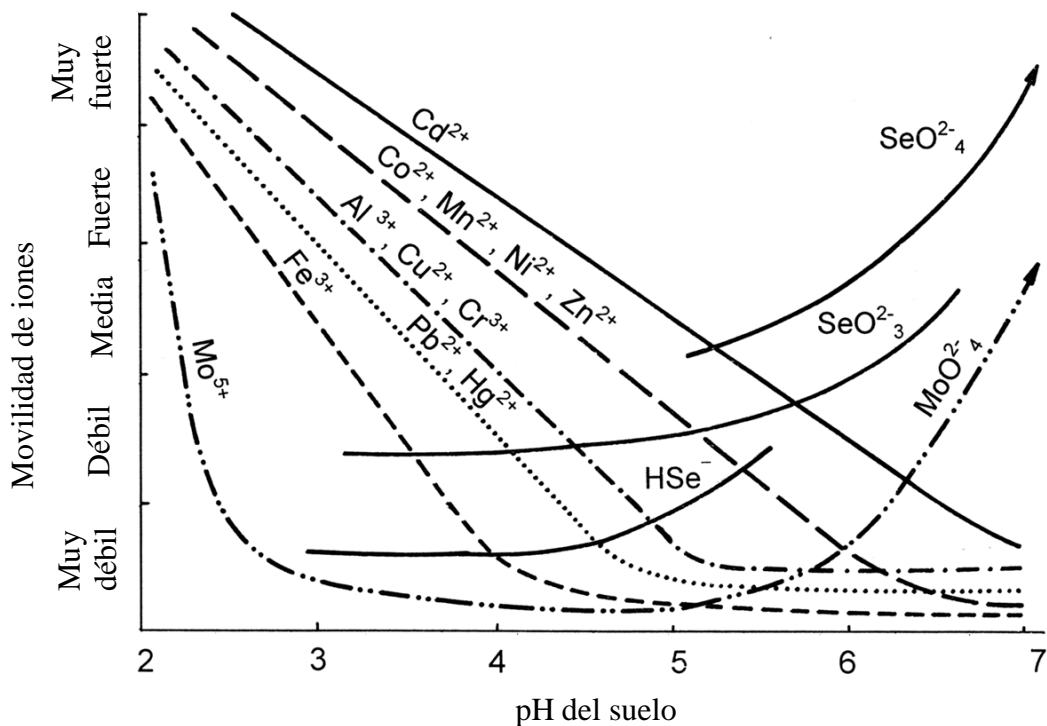


Figura 2: Movilidad de los metales influenciada por el pH del suelo.

Fuente: Kabata-Pendias y Pendias, (2001)

En la degradación de los compuestos orgánicos nitrogenados, se ha visto que en el proceso de nitrificación se liberan iones hidrógeno (H^+) que producirían una acidificación del suelo, (Tisdale y Nelson, 1970).

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE), vista como la concentración de sales solubles se utiliza para estimar la salinidad del suelo, se basa en que la corriente eléctrica atraviesa una solución salina en forma proporcional a la concentración de iones en solución. Por lo tanto, la CE puede variar con la lluvia y el riego (Álvarez, 2004).

En los suelos acondicionados con biosólidos se han observado aumentos en la CE, los cuales son mayores a dosis más altas (Lakhdar *et al.*, 2010; Henríquez, 2009; Pedrero, 2006; Álvarez, 2004).

Según Clapp *et al.* (1994), las sales solubles presentes en los biosólidos aplicados al suelo y las sales generadas durante la mineralización *in situ* de la materia orgánica, aumentan la conductividad eléctrica de éste, y pueden o no afectar el crecimiento de los cultivos, lo que depende principalmente de la conductividad eléctrica inicial del suelo, la tasa de aplicación de biosólido y de la resistencia del cultivo a determinado nivel de sales.

Se estima que la conductividad eléctrica del suelo no debería sobrepasar los 2 dS/m, ya que la mayor parte de los cultivos son sensibles a valores más altos (Bohn *et al.*, 2001).

Nitrógeno

El nitrógeno es uno de los elementos más importantes para el desarrollo de cualquier tipo de vegetal, lo que ha llevado a que sea necesaria la incorporación de este nutriente al suelo para la obtención de altos rendimientos en los cultivos.

Los biosólidos son una buena fuente de nitrógeno para las plantas, ya que al estar principalmente en forma orgánica queda disponible para las plantas en forma paulatina. Los biosólidos presentan un alto contenido de nitrógeno en forma orgánica (aminoácidos), el que mediante el proceso de mineralización se transforma a nitrógeno inorgánico, fácilmente absorbible por los cultivos.

La mineralización del nitrógeno se puede definir como la conversión del nitrógeno orgánico a formas minerales (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) y se produce, etapa por etapa, en tres reacciones esenciales: aminización, amonificación y nitrificación (Russell y Russell, 1964, Tisdale y Nelson, 1970 y Nieder y Benbi, 2008).

La amonificación es la primera etapa en la mineralización del nitrógeno orgánico, en la cual la descomposición enzimática de aminas (llamada proteólisis o aminización) genera NH_4^+ (Chessworth, 2008).

En la etapa de nitrificación el amonio generado en la amonificación puede quedar adsorbido por el material coloidal del suelo por periodos largos de tiempo, si las condiciones para la nitrificación son desfavorables, o ser convertido a nitrito (NO_2) por un grupo de bacterias autótrofas obligadas conocidas como nitrosomonas, proceso en el cual se requiere oxígeno y se liberan iones H^+ . Enseguida el nitrito es convertido a nitrato (NO_3^-) por un segundo grupo de bacterias denominadas nitrobacter, el que queda sujeto a lixiviación, ya que el nitrato no es retenido por las arcillas (Tisdale y Nelson, 1970; Nieder y Benbi, 2008).

El agua dulce es un recurso escaso, esencial para la vida en la Tierra, por lo tanto se debe procurar un manejo sustentable y sostenible de este recurso, sin embargo, los sistemas agrícolas continuamente aumentan la explotación del suelo, afectando los recursos acuáticos. Esto genera una serie de problemas medioambientales relacionados con el contenido de nutrientes, especialmente el de nitrógeno (NO_3^-), el que por su alta aplicación puede no ser absorbido por los cultivos y migrar a través del suelo, llegando a las aguas subterráneas; proceso conocido como lixiviación, que es influenciado por las cargas negativas abundantes en las partículas coloidales que causan el rechazo de los aniones nitrato, los que lixivian con mayor facilidad. (Galaviz-Villa, *et al.*, 2010).

Se sabe que los nitratos y nitritos disueltos en las aguas subterráneas utilizadas para el consumo humano pueden provocar efectos nocivos en la salud (Freitas, Brilhante y Almeida, 2001). Entre los efectos más comunes están la disminución de la función de la glándula tiroidea, bajo almacenamiento de vitamina A, la producción de nitrosaminas (que se conocen como la causa más común de cáncer), y una disminución en la capacidad de transporte de oxígeno de la sangre (metahemoglobinemia, o "Síndrome del bebé azul") (Ageitos *et al.*, 1980; Gupta *et al.*, 2000; WHO, 2007).

La estimación de la velocidad de mineralización de nitrógeno o tasa de mineralización, se puede utilizar para medir la actividad microbiana en los suelos y se ha usado para estudiar la influencia de contaminantes (Barajas, 2008)

Elementos traza metálicos

Según Hooda (2010) y Kabata-Pendias (2010), los elementos traza (ET) se definen como elementos químicos que se presentan en concentraciones menores a 100 mg/kg, pero varios de estos elementos se encuentran en concentraciones mucho más bajas que ésta. Este término definiría mejor a los compuestos químicos que se encuentran en el suelo, ya que no todos éstos son metales pesados y solo son tóxicos cuando se encuentran en concentraciones elevadas.

Hall (2008) define los ET como elementos esenciales para las plantas y animales requeridos en pequeñas cantidades, los que pueden estar disponibles o no y llegar a ser tóxicos dependiendo principalmente del pH y de su disponibilidad.

Las propiedades que gobiernan la disponibilidad de los elementos traza en el suelo, según Kabata-Pendias y Pendias (2001), son el pH y el Eh (potencial de óxido-reducción), la fracción arcilla, la materia orgánica, los óxidos e hidróxidos de Fe, Mn y Al y los microorganismos; además, Chesworth (2008) agrega la capacidad de intercambio catiónico, el fósforo disponible, la competencia iónica, la rizósfera y el tipo de plantas.

En el Cuadro 3 se presentan los rangos de concentración de metales encontrados en los biosólidos y las concentraciones máximas de metales permitidas en la Unión Europea y Estados Unidos, los que usan distintos rangos de permisibilidad de metales en los biosólidos generados.

Cuadro 3: Rango de concentración de metales en biosólidos, reportados en la literatura y concentraciones máximas permitidas en la Unión Europea y Estados Unidos

Metal	Mínimo	Máximo	Concentraciones máximas permitidas	
			Unión Europea	Estados Unidos
	----- mg/kg -----			
Ag	1	960		
As	3	30		
Cd	<1	3410	20-40	85
Co	1	260		
Cr	8	40600	600	3000
Cu	50	8000	1000-1750	4300
Hg	0,1	55	16-25	57
Mn	60	3900		
Mo	1	40		
Ni	6	5300	300-400	420
Pb	29	3600	750-1200	840
Sb	3	44		
Se	1	10		
U	<2	5		
Y	20	400		
Zn	91	49000	2500-4000	7500

Fuente: Alloway, 1994

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar en un suelo franco arcilloso tratado con distintas dosis de biosólidos la mineralización del nitrógeno orgánico a N-amoniaco y N-nítrico y los cambios generados en el pH y la conductividad eléctrica y un posible cambio en la disponibilidad de los elementos traza metálicos después de la incubación.

Objetivos específicos

En la mineralización *in vitro* del suelo tratado con distintas dosis de biosólido:

- Determinar el N-NH_4^+ y N-NO_3^- durante el tiempo de incubación
- Determinar los cambios en el pH y la conductividad eléctrica del suelo durante la incubación.
- Determinar la disponibilidad de algunos elementos traza metálicos (Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Pb, Cd) al inicio y final de la incubación del suelo.

Esta investigación forma parte del proyecto Fondecyt N° 1080357 titulado “Aplicación de métodos biomiméticos para predecir biodisponibilidad de metales traza y contaminantes orgánicos en suelos tratados con biosólidos”

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar del estudio

Laboratorio de Química de Suelos del Departamento de Ingeniería y Suelos de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile.

Materiales

Se utilizó un suelo de la Serie Lonquén, (obtenido a una profundidad de 0 a 20 cm), con un pH mayor a 5,5 como lo exige el Decreto Supremo 123 para la aplicación de biosólidos, ubicado dentro de una zona sin cultivos, y con malezas principalmente del tipo gramíneas; el biosólido fue obtenido de la planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal. El biosólido y el suelo fueron secados al aire y tamizados a 2mm para su caracterización.

En el Cuadro 4 se presentan algunas características físicas del suelo y en el Cuadro 5 se presenta la caracterización química del suelo y biosólido.

Cuadro 4: Algunas características físicas del suelo

Suelo	Arena	Limo	Arcilla	Textura	Retención de agua a -33 kPa
	-----	%	-----		%
Lonquén	35	36,2	28,8	FA	24,9

Cuadro 5: Caracterización química del suelo y biosólido.

Determinación	Unidad	Biosólido	Suelo
		2009	Lonquén
pH-H ₂ O (1:2,5)	-	7,00	8,05
pH-KCl	-	6,80	6,92
CE (extracto de saturación)	dS/m	14,5	0,73
CaCO ₃ equivalente	%	NA ¹	0
MO total (calcinación 450 °C)	%	52,0	4,25
MO oxidable	%	44,1	2,94
N inorgánico	mg kg ⁻¹	1965	9
NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	1898	NA
NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	67	NA
P disponible	mg kg ⁻¹	925	38
K disponible	mg kg ⁻¹	568	212
N total	g kg ⁻¹	5,77	0,93
P total	g kg ⁻¹	28,0	1,42
K total	g kg ⁻¹	2,05	4,18
CIC pH 8,2	cmol(+)kg ⁻¹	33	15
Ca extraíble	cmol(+)kg ⁻¹	55	40
Mg extraíble	cmol(+)kg ⁻¹	0,28	0,27
K extraíble	cmol(+)kg ⁻¹	2,26	0,94
Na extraíble	cmol(+)kg ⁻¹	4,91	0,60
B disponible	mg kg ⁻¹	14	1,1
S extraíble	mg kg ⁻¹	2192	3,4
Fe-DTPA	mg kg ⁻¹	83,9	28,1
Cu-DTPA	mg kg ⁻¹	55,7	5,0
Mn-DTPA	mg kg ⁻¹	8,1	6,6
Zn-DTPA	mg kg ⁻¹	144	1,7
Ni-DTPA	mg kg ⁻¹	0,70	BLD ²
Cr-DTPA	mg kg ⁻¹	0,52	0,10
Cd-DTPA	mg kg ⁻¹	0,18	BLD
Pb-DTPA	mg kg ⁻¹	0,00	0,00

1 No analizado

2 Bajo el límite de detección

Método

Para la mineralización *in vitro* se incubaron 3.141 g de suelo distribuidos en nueve bolsas plásticas, cada una con 349 g de suelo, a $28\pm 1^\circ\text{C}$ durante 8 semanas. La humedad se ajustó a un 60% del contenido de agua a -33 kPa con un control cada dos días. Las bolsas se cerraron parcialmente con un elástico para permitir el paso del aire. Para el control de humedad se consideró la masa de cada bolsa al momento de la extracción de la muestra para realizar los análisis químicos en los distintos tiempos y se agregaba la cantidad de agua necesaria para llegar a la misma masa. Se aplicaron dosis equivalentes a 0, 30 y 60 Mg de biosólido base seca por hectárea, cada tratamiento contó con tres repeticiones. Para tener una mezcla homogénea en cada bolsa se mezcló en seco, mediante movimientos de la bolsa, el biosólido con el suelo y luego se aplicó el agua necesaria volviendo a mezclar hasta obtener una muestra granular que no se adhiriera a la bolsa.

Análisis químicos

Cada siete días incluyendo el tiempo cero, se analizó pH, conductividad eléctrica, nitrógeno inorgánico en forma amoniacal y nítrica (N-NH_4^+ y el N-NO_3^-); además, al inicio y al final de la incubación se analizaron algunos metales (Fe, Cu, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni y Pb) extraíbles con DTPA. Los análisis se hicieron de acuerdo a los métodos propuestos por Sadzawka et al. (2006) para los suelos chilenos:

El pH se midió en agua, en una relación suelo/solución 1:2,5 (p/v), por el método potenciométrico con un medidor de pH Corning modelo 7, y electrodo de vidrio combinado.

La conductividad eléctrica (CE) se midió con un conductímetro Oakton modelo CON 510 Series en el extracto acuoso preparado en una relación suelo:/agua de 1:5 (p/v), agitando 30 minutos y filtrando,

Para la caracterización inicial del suelo y del lodo, la CE se midió en el extracto de una pasta saturada en agua.

El N-NH_4^+ y el N-NO_3^- se extrajeron con KCl 2 mol/L y se determinaron por destilación con arrastre de vapor de agua en presencia de MgO y de MgO más aleación de Devarda, respectivamente.

Los metales se midieron por extracción con DTPA, a pH 7,3. Las muestras se agitaron dos horas, se centrifugaron y los metales se analizaron en los extractos por espectrofotometría

de absorción atómica, con un espectrofotómetro de llama de absorción atómica modelo Perkin Elmer N°3110

Diseño experimental

Se utilizó un modelo completamente al azar con arreglo bifactorial (AxB), con tres repeticiones, donde el factor A representa las dosis de lodos aplicadas (0, 30 y 60 Mg ha⁻¹) y B representa el tiempo de incubación (ocho semanas).

Según este diseño, los resultados se sometieron a un análisis de varianza (ANDEVA) con $\alpha = 0,05$ y se aplicó el test de Tukey, para determinar si existían diferencias significativas entre las dosis y los tiempos de incubación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Suelo y biosólido

Las características químicas del suelo y biosólido (Cuadro 5), fueron interpretadas según los estándares entregados por el Laboratorio de Suelos del INIA (2011) (Anexo I), y se concluye lo siguiente:

pH: el pH en agua del suelo es fuertemente alcalino y en KCl es neutro, mientras que para el biosólido el pH en agua y en KCl es neutro.

Conductividad eléctrica (CE): el suelo es no salino y el biosólido es altamente salino.

Materia orgánica: El suelo presenta un nivel medio de materia orgánica según los estándares de Rodríguez, J. 1993 (Anexo II)

Macronutrientes disponibles: el N inorgánico se encuentra en un nivel muy bajo en el suelo y muy alto en el biosólido; el P disponible se presenta en nivel muy alto tanto en el suelo como el biosólido y el K alto en el suelo y muy alto en el biosólido.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC): la CIC está en niveles normales en el suelo y en el biosólido.

Cationes de intercambio: el Ca, K y Na intercambiable se encuentran en nivel muy alto para el suelo y el biosólido, mientras que el Mg intercambiable se encuentra en un nivel bajo para el suelo y el biosólido.

Elementos traza metálicos extraíbles con DTPA: los elementos traza metálicos Cu-DTPA, Zn-DTPA, Fe-DTPA y Mn-DTPA, se encuentran en niveles altos en el biosólido y en el suelo.

Cabe destacar que aunque el biosólido y el suelo se encuentren en algunas propiedades dentro del mismo rango, el biosólido presenta algunos valores mucho mayores que en el suelo, aun cuando se encuentren en el nivel más alto de interpretación según los criterios entregados por el INIA.

pH en agua

La Figura 3 muestra los valores de pH del suelo, tratado con distintas dosis de biosólidos equivalentes a (0-30-60 Mg/ha) a través del tiempo de incubación. Se observa que el suelo sin biosólido presenta el valor de pH más alto. Al tiempo 0 no se evidencia una acción acidificadora del biosólido, la leve disminución de pH a dosis más altas es atribuible al efecto salino del biosólido ($CE= 14,5 \text{ dS m}^{-1}$, Cuadro 5). Sin embargo, a partir de la segunda semana existe una baja significativa en el pH en los tratamientos con biosólido, lo que implica un efecto de las dosis de biosólido en el pH, el que va desde ligeramente alcalino (7,7, Figura 3) a neutro (6,94, Figura 3), según rangos establecidos por el Laboratorio de Suelos del INIA (2011).

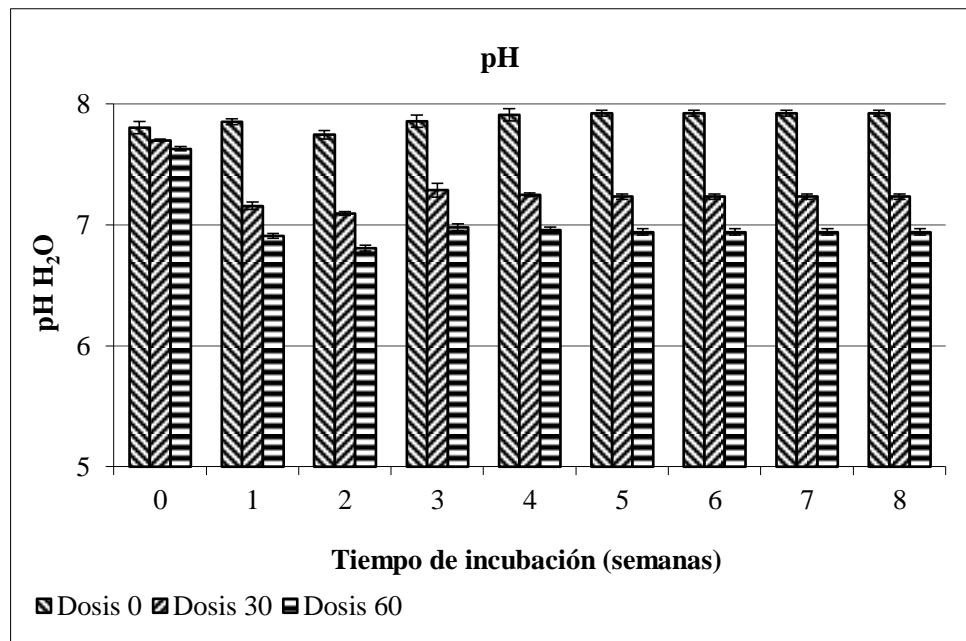


Figura 3: Valores de pH para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación. Las barras de error representan \pm una desviación estándar.

El análisis estadístico de los resultados indica que desde la primera semana (tiempo de incubación 1) se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos mostrando un claro efecto de las dosis de biosólido sobre el pH (Apéndice I, Cuadro Ia); además, indica el efecto del tiempo para cada dosis de biosólido (Apéndice I, Cuadro Ib), observándose, diferencias significativas entre los tres tratamientos solo en las tres primeras semanas de incubación.

La disminución del pH conforme aumenta la concentración de biosólidos en el suelo también ha sido observada por Pedrero (2006) y Henríquez (2009). Esta disminución del pH no debería afectar el proceso de mineralización, ya que según Tisdale y Nelson (1970), para que exista nitrificación el pH debe estar entre 5,5 y 10, con un valor óptimo alrededor de 8,5, y los valores de pH medidos están dentro de este rango.

Conductividad eléctrica

La Figura 4 muestra los valores de CE del suelo tratado con las distintas dosis de biosólido (equivalentes a 0-30-60 Mg/ha) a través del tiempo de incubación. En el tiempo 0 la respuesta a la aplicación de biosólido es inmediata, debido a la salinidad inicial del biosólido (CE=14,5 dS/m, según Cuadro 5), mostrando una diferencia entre los tres tratamientos con biosólido. Esta diferencia se mantiene y se hace mucho más significativa desde la segunda semana de incubación hasta el tiempo final por efecto de la mineralización de la materia orgánica del biosólido, proceso que genera sales solubles.

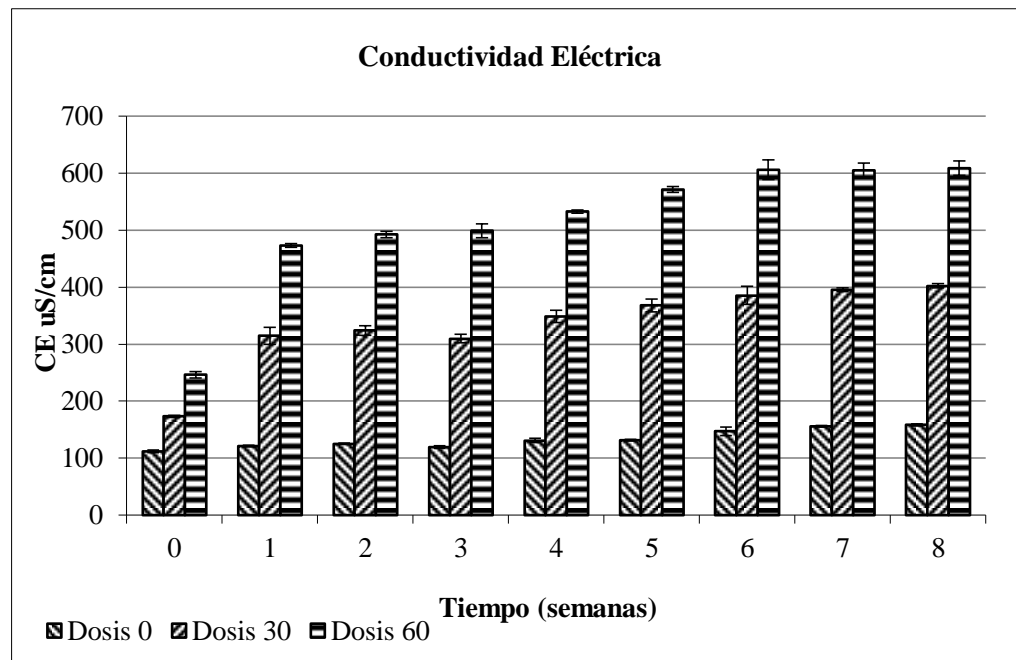


Figura 4: Conductividad eléctrica para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación. Las barras de error representan \pm una desviación estándar.

El análisis estadístico de los resultados de CE muestra que hay diferencias significativas entre los tratamientos para todos los tiempos de incubación (Apéndice II, Cuadro IIa).

Además, se analizó estadísticamente el efecto del tiempo de incubación para cada una de las dosis (Apéndice II, Cuadro IIb). Se observa que el transcurso del tiempo de incubación tuvo efecto para las tres dosis. Si tomamos como ejemplo el suelo sin lodo, el tiempo de incubación afectó significativamente la CE a partir de la 6^a semana de incubación.

Álvarez (2004), Pedrero (2006) y Henríquez (2009), observaron que existe un aumento en la CE del suelo acondicionado con biosólidos en una primera instancia por la salinidad del biosólido aplicado, que en la mayoría de los casos tiende a ser alta, y en una segunda instancia por el proceso de mineralización, ya que a medida que aumenta la concentración de nitrógeno inorgánico en el suelo, aumenta la salinidad de éste.

Nitrógeno amoniacal

La Figura 5 muestra los resultados de la mineralización del nitrógeno orgánico a su forma amoniacal (N-NH_4^+), para los suelos tratados con las distintas dosis de biosólidos (equivalentes a 0-30-60 Mg/ha) durante la incubación. Se puede ver que al inicio de la incubación, existe una alta concentración de NH_4^+ en el suelo acondicionado con biosólidos en relación al suelo sin biosólidos, esto se debe principalmente a que el biosólido utilizado contiene una cantidad importante de nitrógeno en forma amoniacal (1898 mg N /kg ss, Cuadro 5). Desde la segunda semana se observa una disminución importante del nitrógeno amoniacal, debido a su transformación a nitrógeno nítrico, llegando a casi desaparecer a la semana siete. Esto está indicando una rápida oxidación del amonio a medida que se va generando durante la incubación.

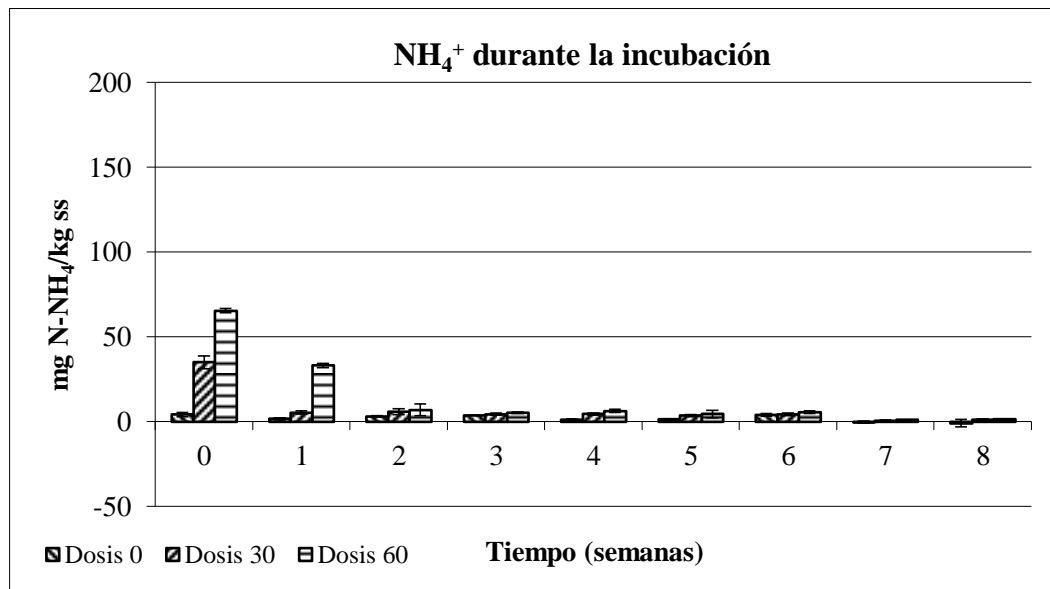


Figura 5: Contenido de nitrógeno amoniacal en el suelo tratado con dosis de biosólidos expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación. Las barras de error representan \pm una desviación estándar.

El análisis estadístico de los resultados muestra diferencias significativas entre los tres tratamientos sólo en las dos primeras semanas de incubación. Para los tiempos 3, 4 y 7 semanas se encontraron diferencias significativas sólo entre el tratamiento sin biosólido y el con dosis 60 Mg/ha (Apéndice III, Cuadro IIIa). También se analizó el efecto que tendría el tiempo de incubación en la mineralización del nitrógeno orgánico a amonio (Apéndice III, Cuadro IIIb), observándose los valores más altos de amonio al tiempo 0, valores intermedios desde el tiempo de incubación 1 al tiempo de incubación 6, y finalmente los valores más bajos a los tiempos de incubación 7 y 8.

Se ha visto que el proceso de nitrificación que ocurre en el suelo es el responsable de que el amonio descienda a través del tiempo, ya que en este proceso el amonio es transformado a nitrato (Tisdale y Nelson, 1970), aumentando la concentración de éste a medida que avanzan las semanas de incubación, además en este proceso el amonio puede ser inmovilizado por los microorganismos y fijado por los coloides inorgánicos del suelo (Almendro *et al.*, 2001). Debido a estas consideraciones se esperaría que el amonio durante el paso del tiempo bajara, llegando a valores cercanos a cero al final de la incubación.

Tasa de mineralización de nitrógeno orgánico a amonio

Para determinar la tasa de nitrógeno potencialmente mineralizable a la forma de amonio los datos de mineralización obtenidos semanalmente se ajustaron a la siguiente ecuación:

$$NH_4 t = NH_{40} (e^{-k t})$$

donde NH_4 representa el nitrógeno amoniacal (mg/100 mg suelo) acumulado al tiempo t (días), NH_{40} representa el nitrógeno amoniacal potencialmente mineralizable, k es la fracción de nitrógeno mineralizado o tasa de mineralización y t representa el tiempo.

En el Cuadro 6 se muestran los valores obtenidos para NH_{40} , k y $1/k$, siendo $1/k$ el tiempo necesario para que el nitrógeno orgánico se mineralice a amonio, donde para la dosis de 0 Mg/ha tomaría 38,65 días, para la dosis 30 Mg/ha tomaría 3,98 días y para la dosis 60 Mg/ha tomaría 7,81 días, es decir, en el tratamiento con dosis 60 Mg/ha de biosólido se estaría generando un efecto inhibitorio de la amonificación.

Cuadro 6: Nitrógeno potencialmente mineralizable a NH_4^+

Parámetro	Dosis de biosólidos (Mg/ha)		
	0	30	60
NH_4O (mg/100 mg suelo)	3,976	44,8836	74,8016
k (día^{-1})	0,0259	0,2514	0,1281
1/k (días)	38,65	3,98	7,81

En la Figura 6 se muestra la tasa de transformación de amonio a nitrato, para las tres dosis de biosólidos (equivalentes a 0-30-60 Mg/ha), en un periodo de 56 días de incubación. Se observa que en los primeros 14 días existe un descenso significativo en la tasa de mineralización a amonio, para los tratamientos con biosólido, y se mantiene un valor constante a partir de los 27 días de incubación. Esta figura demuestra la cinética de descomposición del NH_4^+ a NO_3^- , ya que la pendiente de las curvas es negativa, lo que implica una disminución del NH_4^+ .

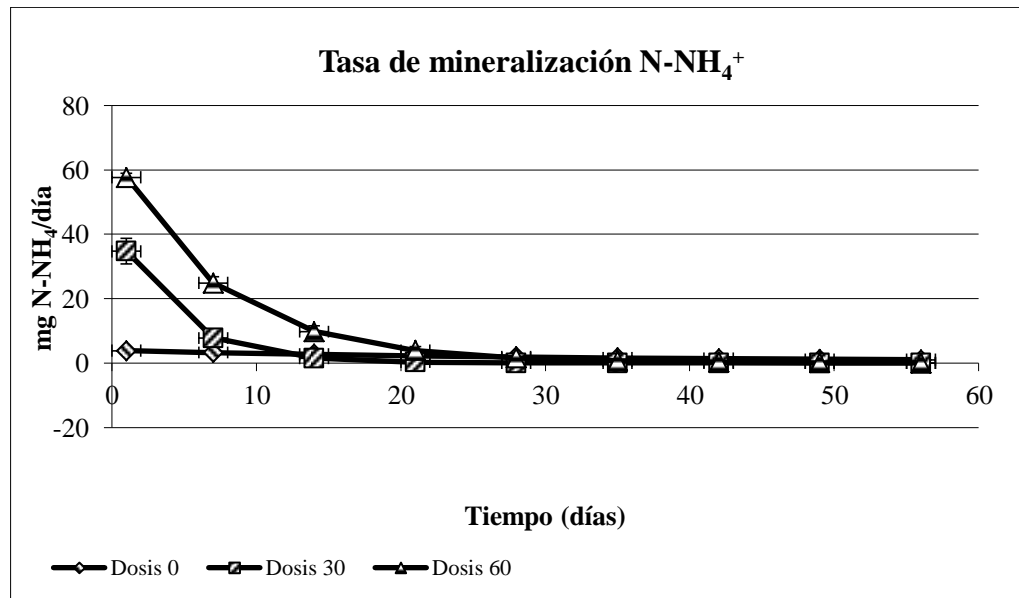


Figura 6: Tasa diaria de mineralización a nitrógeno amoniacal, para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha. Las barras de error representan \pm una desviación estándar.

Nitrógeno nítrico

En la Figura 7 se indica el nitrógeno oxidado a nitrato (N-NO_3^-), para el suelo tratado con distintas dosis de biosólidos (equivalentes a 0-30-60 Mg/ha) a los distintos tiempos de incubación. Se observa que al tiempo de incubación cero la concentración de NO_3^- es baja, en relación a la concentración acumulada en las semanas siguientes, esto debido principalmente a la baja cantidad de NO_3^- presente en el biosólido (67 mg N/kg ss, Cuadro 5). A partir del tiempo uno, para los tratamientos con 30 y 60 Mg/ha de biosólido, se observa un aumento en la concentración de nitratos, especialmente en el tratamiento con la dosis 60, el que continúa hasta la séptima semana, donde alcanza un valor máximo.

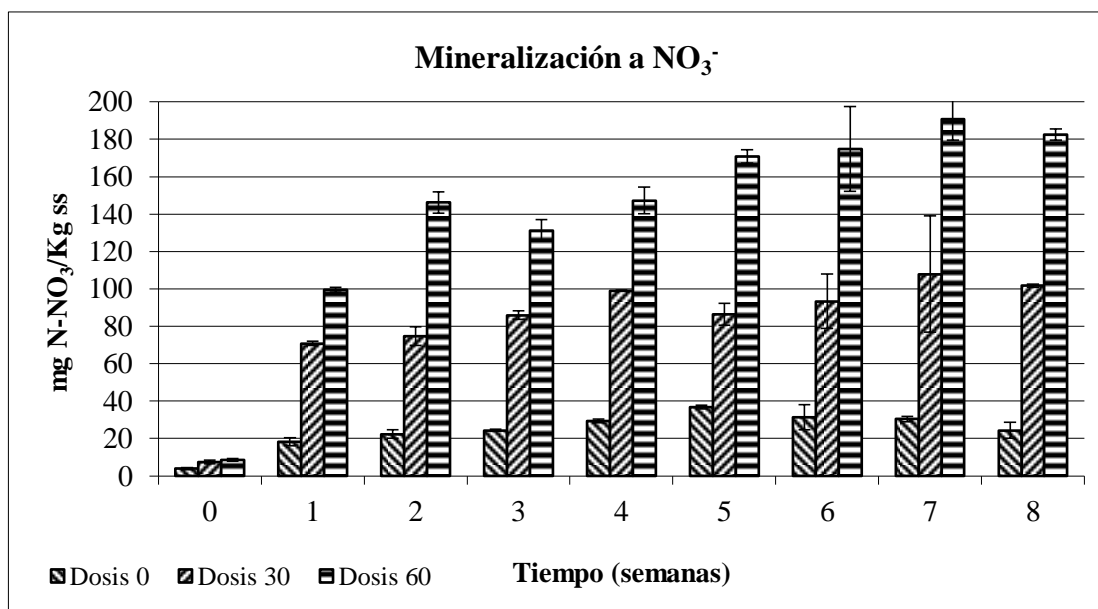


Figura 7: Concentración de nitrógeno nítrico en el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación. Las barras de error representan \pm una desviación estándar.

El análisis estadístico de los resultados indicó diferencias significativas entre los tratamientos a partir de la primera semana de incubación, (Apéndice IV, Cuadro IVa), además, mostró que el tiempo de incubación generó diferencias significativas entre los tratamientos con las distintas dosis de biosólido. Según el Cuadro IVb (Apéndice IV), se observan diferencias principalmente entre las primeras semanas de incubación (0 y 1 semanas) con los tiempos finales (7 y 8 semanas). Además los tiempos antes mencionados presentan diferencias estadísticamente significativas con los tiempos centrales (2 al 6) (Apéndice IV, Cuadro IVb), estas diferencias evidencian que al entregar las condiciones de temperatura y humedad necesarias, aumentan las concentraciones de nitrato en el suelo.

El uso de biosólido, como fertilizantes reduce el riesgo de lixiviación de nitrato, esto se explica por una mineralización gradual del biosólido en el tiempo, que significa que no hay excesos instantáneos de formas minerales solubles, en relación a la demanda de las plantas y de la población microbiana del suelo, fortalecida por el aporte de detritos orgánicos (Tessada, et al., 2004), pero puede existir un exceso de nitrógeno con dosis altas, el que podría lixiviarse a las aguas subterráneas.

Se espera que mientras existan fuentes nitrogenadas en los suelos tratados con biosólido y se mantengan las condiciones de incubación se podrán seguir generando nitratos, hasta un umbral mientras se mantengan esas condiciones.

Tasa de mineralización de nitrógeno a nitrato.

Para la determinación de la tasa de mineralización de nitrógeno a nitrato los datos de mineralización obtenidos semanalmente se ajustaron a la ecuación estimada por Stanford y Smith (1972), la que se muestra a continuación.

$$\text{NO}_3^- \text{ t} = \text{NO}_{3_0}^- (1 - e^{-k t})$$

donde $\text{NO}_3^- \text{ t}$ es el nitrógeno nítrico (mg/100mg suelo) acumulado al tiempo t (días), $\text{NO}_{3_0}^-$ es el nitrato potencialmente mineralizable, k es la fracción de nitrógeno mineralizado o tasa de mineralización y t es el tiempo.

En el Cuadro 7 se muestra el nitrógeno potencialmente mineralizable a nitrato, donde 1/k representa el tiempo en que se produce la máxima tasa de mineralización del nitrógeno a nitrato, que para la dosis 0 Mg/ha tomaría un tiempo de 12,81 días, para la dosis 30 Mg/ha tomaría un tiempo de 6,77 días y para la dosis 60 Mg/ha tomaría un tiempo de 10,02 días. Al igual que en el caso del amonio, con la dosis 60 se produciría también un efecto inhibitorio en la nitrificación

Cuadro 7: Nitrógeno potencialmente mineralizable a NO_3^-

Parámetros	Dosis de biosólidos (Mg/ha)		
	0	30	60
$\text{NO}_{3_0}^-$ (mg/100mg suelo)	34,7296	95,6084	175,9705
K (días ⁻¹)	0,078	0,1477	0,0998
1/k (días)	12,81	6,77	10,02

La Figura 8 muestra el nitrógeno nítrico acumulado en la incubación del suelo con las tres dosis de biosólidos (equivalentes a 0-30-60 Mg/ha), en un periodo de 56 días. Se observa que hasta los primeros 15 días de incubación existe un aumento significativo en la mineralización para los tratamientos con biosólido y a partir de los 21 días la tasa de mineralización se mantiene prácticamente estable hasta el final de la incubación. Para la dosis 0 no existe un aumento significativo en las primeras semanas de incubación, alcanzando un valor estable en torno a los 30 mg kg⁻¹, en cambio, para la dosis 30 y 60 se observa un aumento 3 y 5 veces mayor que el de la dosis 0. Tal comportamiento, corrobora que la aplicación de biosólido favorece la actividad biológica, sin embargo, su efecto está limitado por la dosis de biosólido que se aplique.

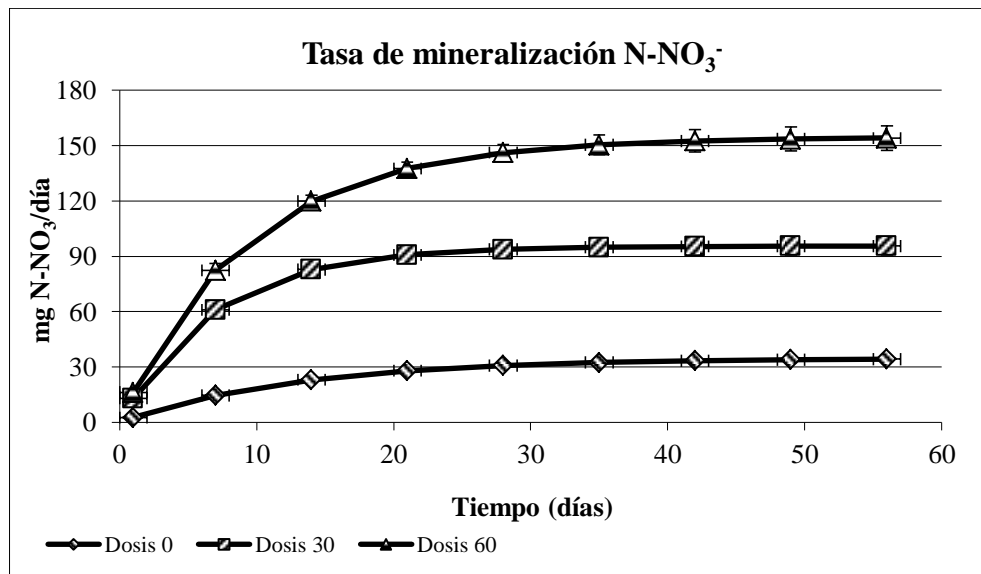


Figura 8: Tasa de mineralización a nitrógeno nítrico, para el suelo tratado con distintas dosis de biosólidos, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación. Las barras de error representan \pm una desviación estándar.

Los resultados de la tasa de mineralización indican que existe una alta actividad microbiana al inicio de la incubación, la que se incrementa con el biosólido aplicado y se mantiene prácticamente a partir de los 28 días de incubación. Según Barajas (2008), la tasa de mineralización es un indicador de la actividad biológica presente en el suelo y este proceso está gobernado por los microorganismos del suelo.

Nitrógeno total mineralizado

En la Figura 9 se presentan los datos de nitrógeno inorgánico total mineralizado (suma de N-NH_4^+ y N-NO_3^-), para los tres tratamientos (equivalentes a 0-30-60 Mg/ha) a los distintos tiempos de incubación. Para los tratamientos con biosólido, se observan, dos ciclos de mineralización que se diferencian en el tiempo en que ocurren, siendo el proceso más corto para el primer ciclo del suelo tratado con la dosis 60 (2 semanas); el segundo ciclo se presentó a las 7 semanas tanto para la dosis 30 como 60. Para la dosis 0 se observa que la mayor concentración de nitrógeno se encuentra a la mitad del tiempo de incubación, disminuyendo las siguientes semanas.

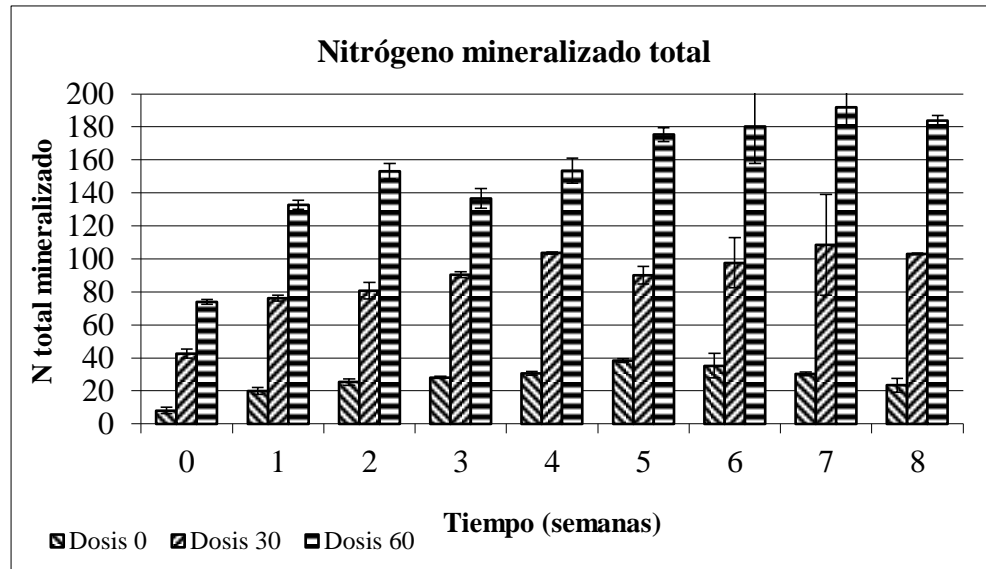


Figura 9: Nitrógeno inorgánico total mineralizado para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación. Las barras de error representan \pm una desviación estándar.

Existen diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos con aplicación de biosólidos para todos los tiempos de incubación (Apéndice V, Cuadro Va) y existen diferencias según el tiempo de incubación para los tres tratamientos (Apéndice V, Cuadro Vb), pero en el tratamiento de 30 Mg/ha sólo se observan diferencias entre el tiempo 0 y a los demás tiempos, mientras que en los tratamientos con 0 y 60 Mg/ha se ven diferencias entre la mayor parte de los tiempos de incubación.

Nitrógeno neto mineralizado

En la Figura 10 se presentan los datos de nitrógeno neto mineralizado para los tratamientos con biosólido (equivalentes a 30 y 60 Mg/ha) a los distintos tiempos de incubación, el que fue calculado como la diferencia entre el nitrógeno mineralizado en los tratamientos con biosólido y el nitrógeno mineralizado por el suelo testigo para cada tiempo de incubación. Además se descontó el nitrógeno inorgánico al tiempo 0, porque la mayor parte de ese nitrógeno pertenecía al biosólido y no provenía del proceso de mineralización por la incubación de los suelos. Resulta una situación muy parecida a la del nitrógeno total mineralizado (Figura 7), se observan dos ciclos de mineralización: en el primero su extensión depende de la dosis de biosólido aplicada y presenta un máximo a las 4 semanas para la dosis 30 Mg/ha y un máximo a las 2 semanas para la dosis 60 Mg/ha, sin embargo, en el segundo ciclo de mineralización el máximo se observa a las 7 semanas para ambas dosis de biosólido.

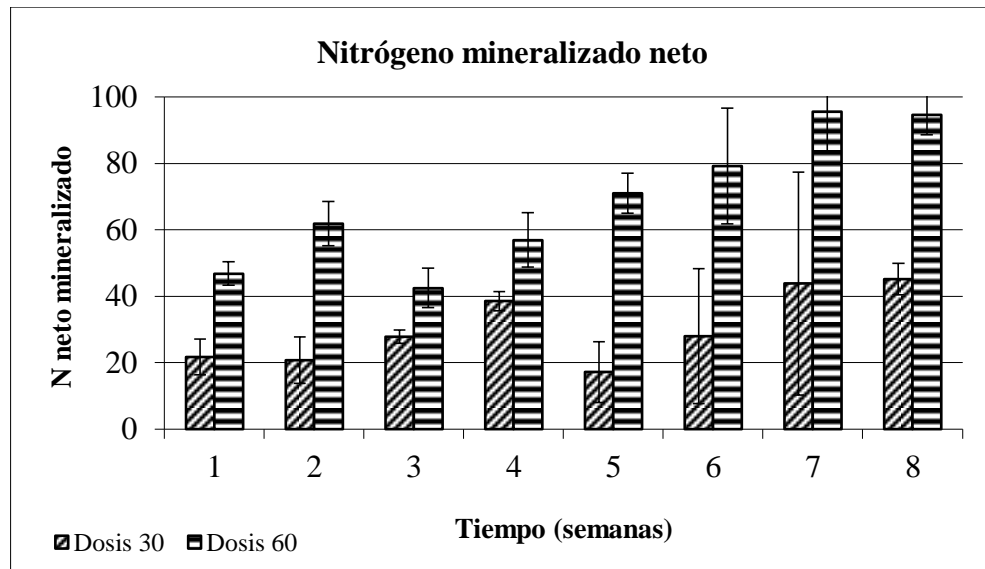


Figura 10: Nitrógeno neto mineralizado, para el suelo tratado con distintas dosis de biosólido, expresadas en Mg/ha, a los distintos tiempos de incubación. Las barras de error representan \pm una desviación estándar.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos con biosólido en todos los tiempos de incubación, salvo en la tercera semana (Apéndice VI, Cuadro VIa); en el caso de las diferencias según tiempos de incubación (Apéndice VI, Cuadro VIb) se encontraron diferencias estadísticamente significativas sólo para el tratamiento con dosis 60 Mg/ha, principalmente entre la primera semana con las dos últimas semanas de incubación.

Según Buscot y Varma (2005) se puede definir la mineralización neta como el resultado de la mineralización aparente y una inmovilización simultánea del nitrógeno por las bacterias del suelo, por este motivo se restaron los valores pertinentes mencionados anteriormente, para observar sólo el efecto del biosólido en el proceso de mineralización, además Neill *et al* (1997), calcularon la nitrificación neta como la diferencia entre la concentración final y la concentración inicial de N-NO_3^- .

Metales extraíbles con DTPA

En el Cuadro 8 se presentan los resultados para los metales extraíbles con DTPA al inicio y al final de la incubación del suelo tratado con tres dosis de biosólidos.

Cuadro 8: Metales extraíbles con DTPA, del suelo tratado con distintas dosis de biosólido, al inicio y al final de la incubación

Tiempo de incubación (semanas)	Metales-DTPA	Dosis biosólido (Mg/ha)		
		0	30	60
	mg/kg.....		
0	Fe-DTPA	4,1	5,8	7,4
8		8,84	11,3	13,1
0	Cu-DTPA	4,18	5,02	6,24
8		3,35	4,22	4,93
0	Mn-DTPA	11,3	13,7	16,8
8		9,06	8,89	10,4
0	Zn-DTPA	2,4	6,08	10,0
8		1,62	5	9,3
0	Cd-DTPA	BLD#	BLD	BLD
8		BLD	BLD	BLD
0	Cr-DTPA	BLD	BLD	BLD
8		BLD	BLD	BLD
0	Ni-DTPA	BLD	BLD	BLD
8		BLD	BLD	BLD
0	Pb-DTPA	BLD	BLD	BLD
8		BLD	BLD	BLD

BLD: bajo el límite de detección

Hierro

Se observa un aumento en la concentración de Fe-DTPA tanto por la aplicación de biosólidos como por efecto de la incubación, siendo el efecto de la incubación mucho más importante. Se obtuvo aumentos de un 122% para el tratamiento con dosis 0, de 103% para el tratamiento con dosis 30 y de un 79% para el tratamiento con dosis 60. El aumento del Fe-DTPA a tiempo 0 es debido principalmente a la concentración inicial presente en el biosólido aplicado al suelo (83,9 mg/kg. Cuadro 5). Además, a la octava semana de incubación se observa un aumento en la concentración de Fe-DTPA, debido principalmente a la disminución del pH en los suelos tratados con biosólido (Figura 3). Santander, 2010, observó en un suelo con pH 6,38 un aumento en la disponibilidad de Fe, con el incremento de la dosis de biosólido y a través del tiempo. Según Kabata-Pendias (2001), la disponibilidad de hierro puede aumentar si disminuye el pH, y se observa un mayor aumento cuando se alcanzan niveles de pH cercanos a 4,5.

Se identificaron diferencias significativas entre los tratamientos para el tiempo inicial, pero al tiempo final de incubación sólo existen diferencias significativas entre la dosis 0 con la dosis 60 (Apéndice VII, Cuadro VIIa), también se analizaron las diferencias entre el tiempo de incubación (Apéndice VII, Cuadro VIIb) para los tres tratamientos, encontrándose diferencias significativas para las tres dosis de biosólidos.

Cobre

Se observa que para ambos tiempos de incubación existe una diferencia entre los tratamientos, aumentando el Cu-DTPA según aumentan las concentraciones de biosólido. Se obtuvo disminuciones en la concentración de Cu-DTPA de 21% para el tratamiento con dosis 0, de 13% para el tratamiento con dosis 30 y de un 18% para el tratamiento con dosis 60. Esto evidencia un efecto parcial de inmovilización del Cu como resultado de la incubación del suelo y del aumento de las dosis de biosólidos aplicados al suelo, ya que a la octava semana de incubación existe una disminución en la concentración de Cu-DTPA en relación con el tiempo cero en todos los tratamientos.

Según Tisdale y Nelson (1970) la disponibilidad de cobre está condicionada por varios factores tales como nivel de materia orgánica del suelo, pH y la presencia de otros iones metálicos como el hierro y el manganeso, por lo tanto, al variar estos factores es esperable que la concentración de cobre experimente cambios, además, según este mismo autor “la retención de cobre en el suelo aumenta con un aumento en el contenido de materia orgánica y con la disminución del pH a valores ácidos”, lo que validaría la disminución que se presenta en la concentración de este elemento.

Existen diferencias significativas entre los tratamientos, en ambos tiempos de incubación (Apéndice VIII, Cuadro VIIIa) y también existen diferencias entre los tiempos analizados para los tres tratamientos (Apéndice VIII, Cuadro VIIIb)

Manganeso

En el tiempo inicial se observa que, al ir aumentando la dosis de biosólido según los tratamientos, aumenta la concentración de Mn-DTPA en el suelo. Al final de la incubación se observa una disminución en la concentración de Mn-DTPA del 19% para el tratamiento con dosis 0, de 35% para el tratamiento con dosis 30 y de 39% para el tratamiento con dosis 60. Esta disminución se puede deber principalmente a una inmovilización del manganeso.

Según Hodda (2010) el manganeso puede quedar retenido en el suelo, debido a que participa en el intercambio catiónico de forma similar al Ca^{++} , que puede ser intercambiado tanto por cationes divalentes como monovalentes, produciendo la liberación de protones H^+ , lo que disminuye el pH del suelo.

Se encontraron diferencias significativas con respecto del tiempo de incubación sólo para los tratamientos con lodo (Apéndice IX, Cuadro IXa). En cuanto a las dosis aplicadas, se encontraron diferencias significativas sólo al tiempo cero de incubación (Apéndice IX, Cuadro IXb), lo cual indica una inmovilización del Mn durante la incubación.

Zinc

Se observa que la concentración de Zn-DTPA, aumenta directamente con la dosis de biosólido aplicada para los dos tiempos de incubación. Sin embargo, a la octava semana de incubación se observa una disminución en el contenido de Zn-DTPA del 32% para el tratamiento con dosis 0, del 17% para el tratamiento con dosis 30 y del 7% para el tratamiento con dosis 60. Santander, 2010, observó que existe una disminución en la concentración de Zn al completar 60 días de incubación asociado al pH mayor a 7, disminuyendo la disponibilidad de este elemento. Esta disminución se debe principalmente a una inmovilización por los microorganismos presentes en el suelo (Kabata-Pendias, 2010), cuya actividad aumenta al aumentar el contenido de materia orgánica con la aplicación de biosólidos y un posible efecto del pH.

Tisdale y Nelson (1970) y posteriormente Kabata-Pendias (2010) postularon que se observan deficiencias de zinc cuando el pH alcanza valores entre 6 y 8, también por la presencia de organismos en la materia orgánica que necesiten del zinc para su mantención, inmovilizando este elemento.

Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para ambos tiempos de medición (Apéndice X, Cuadro Xa) y para las dosis (Apéndice X, Cuadro Xb), mostrando una influencia tanto de las dosis de biosólido aplicado como del tiempo de incubación, bajo las condiciones de incubación.

Cadmio

El cadmio DTPA para ambos tiempos de incubación medidos y para las tres dosis de biosólido (0-30-60 Mg/ha) se encontró bajo el límite de detección (Apéndice XI) del instrumento empleado en la medición (espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 3110). Sin embargo, el biosólido Cd-DTPA detectable ($0,18 \text{ mg kg}^{-1}$) (Cuadro 5) la que no es detectada en los tratamientos con biosólido por la dilución que experimenta, o tal vez porque pudo quedar retenido en las partículas de suelo o no disponible debido al pH cercano a la neutralidad.

Cromo

El cromo DTPA para ambos tiempos de incubación y para las tres dosis de biosólido (0-30-60 Mg/ha) se encontró bajo el límite de detección (Apéndice XI) del instrumento empleado en la medición. Sin embargo, tanto el biosólido como el suelo contienen una cierta cantidad de Cr-DTPA ($0,52 \text{ mg kg}^{-1}$ y $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente) (Cuadro 5) la que no se detectó en los tratamientos con biosólido, ya sea por la dilución que experimenta o queda en un estado no disponible debido al pH cercano a la .

Níquel

El níquel DTPA para ambos tiempos de incubación medidos y para las tres dosis de biosólido (0-30-60 Mg/ha) se encontró bajo el límite de detección (Apéndice XI) del instrumento empleado en la medición. Sin embargo, el lodo contiene una cantidad de $2,12 \text{ mg kg}^{-1}$ de Ni-DTPA (Cuadro 5) la que no es detectada en los tratamientos con biosólido ya sea por la dilución que experimenta, o tal vez por que pudo quedar retenido en las partículas de suelo o no disponible debido al pH cercano a la neutralidad

Plomo

El plomo DTPA para ambos tiempos de incubación medidos y para las tres dosis de biosólido (0-30-60 Mg/ha) se encontró bajo el límite de detección (Apéndice XI) del instrumento empleado en la medición. Sin embargo el lodo contiene una cantidad de 1,79 mg kg⁻¹ de Pb-DTPA (Cuadro 5) la que no es detectada en los tratamientos con biosólido ya sea por la dilución que experimenta, o tal vez porque pudo quedar retenido en las partículas de suelo o no disponible debido al pH cercano a la neutralidad.

La no detección de Ni, Cr, Cd en los distintos tratamientos también se podría explicar por una posible inmovilización debido a su reacción con los distintos componentes del suelo, la que se favorecería por las óptimas condiciones de humedad al inicio y al final de la incubación.

CONCLUSIONES

La aplicación de biosólidos al suelo Lonquén genera distintas reacciones en sus propiedades químicas como el pH, la conductividad eléctrica, el nitrógeno en sus formas nítrica y amoniacal (nitrógeno mineral) y en los metales traza disponibles.

Los cambios en las propiedades químicas analizadas están asociados con el proceso de mineralización que ocurre en el suelo a partir de la materia orgánica aportada por los biosólidos, proceso que trae consigo un aumento en el nitrógeno mineral, una disminución en el pH y un aumento en la conductividad eléctrica del suelo.

La disminución del pH a un nivel ácido puede limitar la elección de cultivos y aumentar la disponibilidad de los metales traza provocando toxicidad. Otro problema que puede estar involucrado a la adición de biosólidos es el aumento de la conductividad eléctrica generado por la aplicación de biosólidos que puede afectar el desarrollo de cultivos.

Las tasas de mineralización de nitrógeno a NO_3^- y NH_4^+ , mostraron una inhibición en el tratamiento con dosis 60 Mg/ha, demostrando que a éste nivel de aplicación de biosólido, la mineralización de nitrógeno desciende y no genera un beneficio mayor que la dosis de 30 Mg/ha.

El aumento en la concentración de nitrógeno en su forma nítrica, trae consigo un beneficio innegable, ya que es una de las fuentes de nitrógeno más utilizadas por los cultivos y ayuda a disminuir la utilización de fertilizantes químicos, sin embargo, las dosis altas de biosólido pueden liberar una cantidad demasiado alta de nitrato el que al no ser absorbido por los cultivos, acarrea problemas de contaminación de las aguas subterráneas, debido a su fácil lixiviación por el dominio de carga negativa en los coloides de la mayoría de los suelos del país

Es muy importante identificar cuál es la dosis óptima de biosólido a aplicar a los suelos, debido a los potenciales problemas ya mencionados. Además, es necesario realizar nuevos estudios para grupos de suelos con distintas propiedades químicas, ya que éstas afectan la respuesta del suelo a la aplicación de biosólido y así facilitar el uso agrícola de estos residuos.

LITERATURA CITADA

AGUAS ANDINAS CHILE, 2010. Tratamiento de aguas servidas, <http://www.aguasandinas.cl/weblectorrealinfo/tapa.aspx?&sitio=1&cuerpo=114&edicion=6> consultado el 22 de Agosto 2010.

AGEITOS, C., AVELINO, E., ALVAREZ, A. S. y SÁNCHEZ, P. E. 1980. Nitratos en aguas subterráneas; causa de metahemoglobinemia en lactantes. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología* 18 (3), 227-35.

ALLOWAY, B. 1994. Heavy metals in soil. 2nd Edition. Springer Printer, United States of America, 384p.

ALMENDRO, M. NAVARRO, J. JORDAN M. GARCIA, E. MATAIX, J. 2001. Ensayos de movilidad de compuestos nitrogenados en zona no saturada. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández, Alicante, España. 12p.

ALVAREZ, L. 2004. Mineralización *in vitro* de nitrógeno y fósforo y contenido de metales pesados en suelos acondicionados con lodos provenientes de una planta de tratamiento de aguas servidas. Memoria de título. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 58p.

BARAJAS, M. 2008. Ensayos de metabolismo microbiano en suelo: actividad deshidrogenasa y tasa de mineralización del nitrógeno. pp: 291-303. *In* Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México D.F., México, 2008. 414 p.

BOHN, H. McNEAL, B. and O'CONNOR, G. 2001. Soil chemistry. 3rd Edition. Jhon Wiley and Sons, 2001. United States of America. 307p.

BUSCOT, F and VARMA, A. (Ed) 2005. Microorganisms in soils: Roles in genesis and functions.. Springer, Berlín, Alemania. 426 p.

CHESWORTH, W (Ed). 2008. Encyclopedia of soil science. Springer. Canada. 860p.

CLAPP, C. DOWDY, R. LINDEN, D. LARSON, W.HORMANN, C. SMITH, K. HALABACH, T. CHENG, H and POLTA, R.1994. Crop yields, nutrient uptake, soil and water quality during 20 years on the Rosemount sewage sludge Watershed. pp:137-148. *In*: Clapp C, Linden D, Larson W and Dowdy R.(Ed). Sewage sludge: Land Utilization and the Enviroment. SSSA Misc. Publication American Society of Agronomy. 258p.

CUEVAS, J. SEGUEL, O. ELLIES, A. y DÖRNER, J. 2006. Efectos de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencias a la adición de lodos urbanos. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, Vol 6, N° 2, 1-12p.

DECRETO SUPREMO 4. CHILE.2009. Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas, Ministerio de Salud y Ministerio de Agricultura, Santiago, Chile, 30 de enero 2009, 20p.

EPA (Environmental Protection Agency), 1995. Land Application of Sewage Sludge and Domestic Septage. Washington DC, United States of America, September 1995. 287p.

EPA (Environmental Protection Agency), 1994. A Plain English Guide to the EPA. Part 503 Biosolids Rule. Washington DC, United States of America, September 1994. 176p.

FREITAS, M. B., BRILHANTE, O. M., and ALMEIDA, L. M. 2001. The importance of water testing for public health in two regions in Rio de Janeiro: a focus on fecal coliforms, nitrates, and aluminum. *Revista Cad Saude Publica*, 17 (3), 651-660.

GALAVIZ, I. LANDEROS, C. CASTAÑEDA, M. MARTINEZ, J. PEREZ, A. NIKOLSKII I. and LANGO, F., 2010. Agricultural contamination of subterranean water with nitrates and nitrites: An environmental and public health problem. *Journal of Agricultural Science* Vol. 2, No. 2, June 2010. 14p.

GUPTA, S. K., GUPTA, R.C., GUPTA A. B., SETH, A. K., BASSIN, J. K, and GUPTA, A. 2000. Recurrent acute respiratory tract infections in areas with high nitrate concentrations in drinking water. *Journal Environmental Health Perspectives*, 108 (4), 363-366.

HALL, R. 2008. Soils essentials, managing your farm's primary asset. Collinwood, Australia. Landlinks Press. 191p.

HENRIQUEZ, P. 2009. Efecto de la aplicación de biosólidos urbanos sobre la actividad microbiana y mineralización de nitrógeno en un Inceptisol de la Región Metropolitana, Chile. Memoria para optar al título de Ingeniero Agrónomo, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 67p.

HOODA, P (Ed). 2010. Trace elements in soils. School of Geography, Geology and the Environment. Kingston University. Jhon Willey and Sons, 2010. London, United Kingdom. 579p.

INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias), 2011. Interpretación de Análisis químicos de suelo, visto en <http://www.inia.cl/link.cgi/suelo/resultados/7706>, 26 de Octubre 2011.

KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H. 2001. Trace elements in soils and plants. 3^a Edition. CRC Press LLC, 2001, United State of America. 403p.

KABATA-PENDIAS, A. 2010. Trace elements in soils and plants. 4^a Edition. CRC Press LLC, 2010, United State of America. 505p.

LAKHDAR, A. SCELZA, R. SCOTTI, R. RAO M. JEDIDI, N. GIANFREDA, L and ABDELLY, C. 2010. The effect of compost and sewage sludge on soil biologic activities in salt affected soil in R.C. Suelo Nutr. Veg. 2010, 10(1): 40 – 47p.

NEILL, C. PICCOLO, M. CERRI, C. STEUDLER P. MELILLO J and BRITO, M. 1997. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape in *Oecologia* (1997) 110:243 ± 252, visto en http://harvardforest.fas.harvard.edu/publications/pdfs/Neill_Oecologia_1997.pdf, 01 de Septiembre, 2011.

NIEDER, R. and BENBI, D. 2008. Carbon and nitrogen in the terrestrial environment. Springer, Junio 2008. Alemania. 434p.

PEDRERO, N. 2006. Cambio en algunas propiedades químicas en suelos de la Sexta Región de Chile incubados con biosólidos. Memoria para optar al título de Ingeniero Agrónomo, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 68p.

RODRIGUEZ, S. 1993. Manual de fertilización. Colección en Agricultura. Facultad de Agronomía. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago. Chile. 362p.

RUSSELL, J y RUSSELL, W., 1964. Las condiciones del suelo y el desarrollo de las plantas, tercera edición, Madrid, España, 1964. 771p.

SADZAWKA, A. CARRASCO, M. GREZ, R. MORA, M. FLORES, H. NEAMAN, A. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Serie Actas INIA – N° 34. Centro Regional de Investigación La Platina. 164 p.: <http://www.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR33998.pdf>

SANTANDER, M. 2010. Efecto de la aplicación de biosólido generado en primavera sobre las propiedades químicas de suelos de uso agrícola de la Región Metropolitana. Memoria para optar al título de Ingeniero Agronomo, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 76p.

SELIM, H (Ed) SPARKS, D. (Ed). 2001. Heavy metals release in soils. Florida, Lewis publishers, 2001. United States of America. 249p.

SISS (Superintendencia de Servicios Sanitarios), 2010. Tratamiento de aguas servidas, consultado el 22 de Agosto 2011 en <http://www.siss.cl/propertyvalue-2290.html>

STANFORD G. y SMITH S., 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. In Soil Sciens Society, vol. 36 (3): 465-472, 1972.

TESSADA, R. GONZÁLEZ, S. y REUCK, K., 2004, Ensayo en columnas con suelos disturbados, para medir el efecto de la aplicación de lodo sobre la lixiviación de nitrato. Trabajo de tesis, integrante del proyecto “Valorización de lodos, como fertilizantes”. En Boletín- Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo 2004 (no.20) 389 a 397p.

TISDALE, S. y NELSON, W. 1970. Fertilidad de los suelos y fertilizantes, Barcelona, España. Montaner y Simón (Ed) 1970. 760p.

WHO (World Health Organization). 2007. Nitrate and nitrite in drinking water. Background document for development of World Health Organization Guidelines for drinking-water quality (WHO/SDE/WSH/07.01/16). Geneva, Switzerland: World Health Organization. p. 1-21.

APÉNDICES

Apéndice I: Comparación estadística de los resultados de pH para los distintos tratamientos.

Cuadro Ia: Comparación estadística del pH entre los tratamientos según dosis para los distintos tiempos de incubación.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólido (Mg/ha)		
	0	30	60
0	7,80b [#]	7,70a	7,63a
1	7,85c	7,16b	6,91a
2	7,75c	7,09b	6,81a
3	7,86c	7,29b	6,98a
4	7,91c	7,25b	6,96a
5	7,92c	7,23b	6,94a
6	7,92c	7,23b	6,94a
7	7,92c	7,23b	6,94a
8	7,92c	7,23b	6,94a

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencia significativa entre tratamientos según dosis de biosólidos ($p \leq 0,05$)

Cuadro Ib: Comparación estadística del pH según tiempo de incubación para las distintas dosis de biosólidos.

Dosis biosólido (Mg/ha)	Tiempo incubación (semanas)								
	0	1	2	3	4	5	6	7	8
0	7,80ab [#]	7,85bc	7,75a	7,86bc	7,91c	7,92c	7,92c	7,92c	7,92c
30	7,70d	7,16ab	7,09a	7,29c	7,25c	7,23bc	7,23bc	7,23bc	7,23bc
60	7,63c	6,91b	6,81a	6,98b	6,96b	6,94b	6,94b	6,94b	6,94b

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempos de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice II: Comparación estadística de los resultados de CE para los distintos tratamientos.

Cuadro IIa: Comparación estadística de la CE entre los tratamientos según dosis de biosólido para los distintos tiempos de incubación

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólido (Mg/ha)		
	0	30	60
	----- $\mu\text{S cm}^{-1}$ -----		
0	112,2a [#]	173,5b	246,3c
1	120,9a	314,7b	473,3c
2	125,4a	324b	492,7c
3	119,6a	309,7b	499c
4	131,1a	348,7b	532,7c
5	131,7a	368b	571,3c
6	147,2a	385,3b	606,3c
7	155,7a	395,7b	605,3c
8	155,7a	395,7b	605,3c

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólido ($p \leq 0,05$)

Cuadro IIb: Comparación estadística de la CE según tiempo de incubación para las distintas dosis de biosólidos.

Dosis biosólido (Mg/ha)	Tiempo incubación(semanas)								
	0	1	2	3	4	5	6	7	8
	----- $\mu\text{S cm}^{-1}$ -----								
0	112,2a	120,9ab	125,4bc	119,6ab	131,1c	131,7c	147,2d	155,7d	155,7d
30	173,5a	314,7b	324bc	309,7b	348,7cd	368de	385,3e	395,7e	395,7e
60	246,3a	473,3b	492,7b	499b	532,7c	571,3d	606,3e	605,3e	605,3e

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempos de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice III: Comparación estadística de los resultados de NH_4^+ para los distintos tratamientos.

Cuadro IIIa: Comparación estadística del NH_4^+ entre los tratamientos según dosis de biosólido para los distintos tiempos de incubación.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólido (Mg/ha)		
	0	30	60
	----- mg N- NH_4^+ kg ⁻¹ -----		
0	4,2a [#]	35,1b	65,5c
1	1,8a	5,4b	33,1c
2	3,2a	5,9a	6,96a
3	3,8a	4,5ab	5,3b
4	1,3a	4,6b	6,2b
5	1,6a	3,6a	4,5a
6	4,0a	4,3a	5,6a
7	(-0,2)a	0,6ab	1,0b
8	(-0,9)a	1,3a	1,5a

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólidos ($p \leq 0,05$)

Cuadro IIIb: Comparación estadística del NH_4^+ según tiempo de incubación para las distintas dosis de biosólidos.

Dosis biosólidos (Mg/ha)	Tiempo incubación (semanas)									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	
	----- mg N- NH_4^+ kg ⁻¹ -----									
0	4,2d [#]	1,8cd	3,2cd	3,8cd	1,3bc	1,6bcd	4,0cd	-0,2a	-0,9ab	
30	35,1c	5,4b	5,9b	4,5b	4,6b	3,6b	4,3b	0,6a	1,3a	
60	65,5d	33,1c	6,96b	5,3b	26,2b	4,5b	5,6b	1,0a	1,5a	

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempo de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice IV: Comparación estadística de los resultados de NO_3^- para los distintos tratamientos.

Cuadro IVa: Comparación estadística del NO_3^- entre los tratamientos según dosis de biosólido para los distintos tiempos de incubación.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólidos (Mg/ha)		
	0	30	60
	mg N- NO_3^+ kg ⁻¹		
0	3,9a [#]	7,5b	8,6b
1	18,3a	70,8b	99,7c
2	22,3a	74,7b	146,2c
3	24,4a	85,98b	131,3c
4	29,4a	99,0b	147,3c
5	36,9a	86,5b	170,9c
6	31,3a	93,4b	174,8c
7	30,5a	107,9b	190,8c
8	38,5a	94,3b	177,6c

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólido ($p \leq 0,05$)

Cuadro IVb: Comparación estadística del NO_3^- según tiempo de incubación para las distintas dosis de biosólidos.

Dosis biosólidos (Mg/ha)	Tiempo incubación (semanas)								
	0	1	2	3	4	5	6	7	8
	mg N- NO_3^+ kg ⁻¹								
0	3,9a	18,3b	22,3bc	24,4bcd	29,38cde	36,9e [#]	31,3de	30,5cde	38,5e
30	7,5a	70,8b	74,7bc	85,98bc	99,0bc	86,46bc	93,4bc	107,9c	94,3bc
60	8,6a	99,7b	146,2cd	131,3c	147,3cd	170,92de	174,8de	190,8e	177,6e

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempo de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice V: Comparación estadística de los resultados de nitrógeno total para los distintos tratamientos.

Cuadro Va: Comparación estadística del nitrógeno total entre los tratamientos según dosis de biosólido para los distintos tiempos de incubación.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólidos (Mg/ha)		
	0	30	60
	mg (N-NH ₄ ⁺ + N-NO ₃ ⁺) kg ⁻¹		
0	8,1a [#]	42,6b	74,0c
1	20,0a	76,2b	132,8c
2	25,5a	80,7b	153,2c
3	28,2a	90,4b	136,6c
4	30,6a	103,7b	153,5c
5	38,5a	90,1b	175,4c
6	35,3a	97,7b	180,4c
7	30,2a	108,5b	191,8c
8	37,5a	95,6b	179,1c

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólidos ($p \leq 0,05$)

Cuadro Vb: Comparación estadística del nitrógeno total según tiempo de incubación para las distintas dosis de biosólidos.

Dosis biosólidos (Mg/ha)	Tiempo incubación (semanas)								
	0	1	2	3	4	5	6	7	8
	mg (N-NH ₄ ⁺ + N-NO ₃ ⁺) kg ⁻¹								
0	8,1a [#]	20,0b	25,5bc	28,2bcd	30,6cde	38,5e	35,3de	30,3cde	37,5de
30	42,6a	76,2b	80,7b	90,4b	103,7b	90,1b	97,7b	108,5b	95,6b
60	74,0e	132,8d	153,2bc	136,6cd	153,5bc	175,4ab	180,4a	191,8a	179,1a

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempo de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice VI: Comparación estadística de los resultados de nitrógeno neto para los distintos tratamientos.

Cuadro VIa: Comparación estadística del nitrógeno neto entre los tratamientos según dosis y tiempo de incubación.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólido (Mg/ha)	
	30	60
1	25,5a [#]	50,6b
2	29,95a	71,0b
3	39,7a	54,5a
4	52,95a	71,4b
5	39,4a	93,3b
6	46,95a	98,3b
7	57,8a	109,6b
8	44,9a	96,9b

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólidos ($p \leq 0,05$)

Cuadro VIb: Comparación estadística del nitrógeno neto entre tratamientos según tiempo de incubación y dosis.

Dosis biosólido (Mg/ha)	Tiempo incubación (semanas)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
30	25,5b	29,95ab	39,7ab	52,96a	39,4ab	46,95ab	57,8ab	44,9ab
60	50,6	71,0ab	54,5 [#]	71,4ab	93,3bc	98,3bc	109,6c	96,9bc

[#] Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempo de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice VII: Comparación estadística de los resultados de DTPA-Fe para los distintos tratamientos.

Cuadro VIIa: Comparación estadística del Fe entre los tratamientos según dosis y tiempo de incubación.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólido (Mg/ha)		
	0	30	60
	-----mg Fe-DTPA kg ⁻¹ -----		
0	4,1a#	5,8a	7,4a
8	8,8b	11,3b	13,1b

Letras distintas hacia abajo indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólidos ($p \leq 0,05$)

Cuadro VIIb: Comparación estadística del Fe entre tratamientos según tiempo de incubación y dosis.

Dosis biosólido (Mg/ha)	Tiempo incubación (semanas)	
	0	8
	-----mg Fe-DTPA kg ⁻¹ -----	
0	4,1a#	8,8a
30	5,8b	11,3ab
60	7,4c	13,1b

Letras distintas hacia abajo indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempo de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice VIII: Comparación estadística de los resultados de Cu-DTPA para los distintos tratamientos.

Cuadro VIIIa: Comparación estadística del Cu entre los tratamientos según dosis y tiempo de incubación.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólido (Mg/ha)		
	0	30	60
	-----mg Cu-DTPA kg ⁻¹ -----		
0	4,2b [#]	5,0b	6,2b
8	3,4a	4,2a	4,9a

[#] Letras distintas hacia abajo indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólidos ($p \leq 0,05$)

Cuadro VIIIb: Comparación estadística del Cu entre tratamientos según tiempo de incubación y dosis

Dosis biosólido (Mg/ha)	Tiempo incubación (semanas)	
	0	8
	-----mg Cu-DTPA kg ⁻¹ -----	
0	4,2a [#]	3,4a
30	5,0b	4,2b
60	6,2c	4,9c

[#] Letras distintas hacia abajo indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempo de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice IX: Comparación estadística de los resultados de Mn-DTPA para los distintos tratamientos

Cuadro IXa: Comparación estadística del Mn entre los tratamientos según tiempo de incubación y dosis.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólido(Mg/ha)		
	0	30	60
	-----mg Mn-DTPA kg ⁻¹ -----		
0	11,3a [#]	13,7b	16,8b
8	9,1a	8,9a	10,4a

[#] Letras distintas hacia abajo indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólidos ($p \leq 0,05$)

Cuadro IXb: Comparación estadística del Mn entre tratamientos según dosis y tiempo de incubación.

Dosis biosólido (Mg/ha)	Tiempo incubación(semanas)	
	0	8
	-----mg Mn-DTPA kg ⁻¹ -----	
0	11,3a [#]	9,1a
30	13,7b	8,9a
60	16,8c	10,5a

[#] Letras distintas hacia abajo indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempo de incubación ($p \leq 0,05$)

Apéndice X: Comparación estadística de los resultados de Zn-DTPA para los distintos tratamientos.

Cuadro Xa: Comparación estadística del Zn entre los tratamientos según tiempo de incubación y dosis.

Tiempo incubación (semanas)	Dosis biosólido (Mg/ha)		
	0	30	60
	-----mg Zn-DTPA kg ⁻¹ -----		
0	2,4b [#]	6,1b	10,0b
8	1,6a	5,0a	9,3a

[#] Letras distintas hacia abajo indican diferencias significativas entre tratamientos según tiempo de incubación ($p \leq 0,05$)

Cuadro Xb: Comparación estadística del Zn entre tratamientos según dosis y tiempo de incubación.

Dosis biosólido (Mg/ha)	Tiempo incubación (semanas)	
	0	8
	-----mg Zn-DTPA kg ⁻¹ -----	
0	2,4a [#]	1,6a
30	6,1b	5,0b
60	10,0c	9,3c

[#] Letras distintas hacia abajo indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólidos ($p \leq 0,05$)

Apéndice XI: Límites de detección para los elementos traza medidos.

Cuadro XI: Límites de detección calculados para los distintos metales pesados	
Metales	Límite de detección (mg/L)
Fe	0,170
Cu	0,045
Mn	0,161
Zn	0,057
Cd	0,016
Cr	0,001
Ni	0,025
Pb	0,470

ANEXOS

Anexo I. Interpretación de Análisis Químico de Suelos INIA

Categoría de disponibilidad de nutrientes

Parámetro	Rango	Categoría
pH en Agua suspensión 1:2.5 y determinación potenciométrica	menor o igual : 4.5	Extremadamente ácido
	4.6 - 5.0	Muy Fuertemente ácido
	5.1 - 5.5	Fuertemente ácido
	5.6 - 5.9	Moderadamente ácido
	6.0 - 6.5	Ligeramente ácido
	6.6 - 7.3	Neutro
	7.4 - 7.8	Ligeramente alcalino
	7.9 - 8.4	Moderadamente alcalino
	8.5 - 9.0	Fuertemente alcalino
pH en CaCl ₂ suspensión 1:2.5 y determinación potenciométrica	mayor a 9.0	Muy fuertemente alcalino
	menor o igual : 3.8	Extremadamente ácido
	3.9 - 4.3	Muy Fuertemente ácido
	4.4 - 4.8	Fuertemente ácido
	4.9 - 5.2	Moderadamente ácido
Materia Orgánica (%) Combustión húmeda y titulación.	5.3	Ligeramente ácido
	menor o igual : 5.0	
	5.1 - 10.0	
Nitrógeno disp. mg/Kg Determ. Por inyección de flujo	igual o mayor : 10.1	
	0 - 10.00	Muy Bajo
	nov-20	Bajo
	21 - 35	Medio
	36 - 80	Alto
	más de 81	Muy Alto

Anexo I. Interpretación de Análisis Químico de Suelos INIA

Categoría de disponibilidad de nutrientes

Parámetro	Rango	Categoría
Nitrógeno incubado (Arroz) mg/Kg	0 - 41	Bajo
Incubacion por 15 días Extrac. KCl 2 M	41.1 - 61	Medio
Determ. Por inyección de flujo	61.1 - 81	Alto
	más de 81	Muy Alto
	menor o igual : 50	Muy Bajo
Potasio disponible mg/Kg	50.1 - 100	Bajo
Acetato de amonio 1,0 M	100.1 - 180	Medio
determinación EEA	180.1 - 250	Alto
	igual o mayor : 250	Muy Alto
	menor o 5.0	Muy Bajo
Fósforo Olsen mg/Kg	5.1 - 10.0	Bajo
Extracción con bicarbonato	10.1– 20.0	Medio
de sodio 0,5M pH 8,5	20.1– 30.0	Alto
	igual o mayor : 30.1	Muy Alto
	menor o igual : 4.0	Muy Bajo
Azufre extractable mg/Kg	4.1 – 10.0	Bajo
Dihidrógeno fosfato de calcio 0,01M	10.1– 16.0	Medio
y determin. turbidimétrica	16.1– 25.0	Alto
	igual o mayor 2 .1	Muy Alto
	menor o igual : 2.0	Muy Bajo
Calcio intercambiable cmol (+)/Kg	2.01 – 5.00	Bajo
Acetato de amonio 1,0 M	5.01– 9.00	Medio

Anexo I. Interpretación de Análisis Químico de Suelos INIA		
Categoría de disponibilidad de nutrientes		
Parámetro	Rango	Categoría
	igual o mayor 14.1	Muy Alto
	menor o igual : 0.25	Muy Bajo
Magnesio intercambiable cmol (+)/Kg	0.26 – 0.50	Bajo
Acetato de amonio 1,0 M	0.51– 1.00	Medio
determinación EEA	1.01 - 1.80	Alto
	igual o mayor : 1.81	Muy Alto
	menor o igual : 0.12	Muy Bajo
Potasio intercambiable cmol(+)/Kg	0.13 – 0.25	Bajo
Acetato de amonio 1,0 M	0.26 – 0.51	Medio
determinación EEA	0.52 – 0.64	Alto
	Igual o mayor : 0.65	Muy Alto
	menor o igual : 0.15	Muy Bajo
Sodio intercambiable cmol (+)/Kg	0.16 – 0.20	Bajo
Acetato de amonio 1,0 M	0.21 – 0.30	Medio
determinación EEA	0.31 – 0.40	Alto
	igual o mayor : 0.41	Muy Alto
	menor o igual : 3.00	Muy Bajo

Anexo I. Interpretación de Análisis Químico de Suelos INIA (Continuación)

Categoría de disponibilidad de nutrientes

Parámetro	Rango	Categoría
Suma bases intercambio cmol (+)/Kg	3.01– 6.00	Bajo
(Suma de Ca+Mg+K+Na)	6.01 – 10.00	Medio
	10.01 – 14.00	Alto
	igual o mayor : 14.01	Muy Alto
	menor o igual : 0.10	Muy Bajo
Aluminio intercambiable cmol (+)/Kg	0.11 – 0.25	Bajo
Extracción Con KCl 1M	0.26 – 0.50	Medio
determinación por EAA	0.51 – 0.80	Alto
	igual o mayor : 0.81	Muy Alto
	menor o igual : 2.0	Muy Bajo
Saturación Aluminio %	2.1 – 5.00	Bajo
(Al int/Suma de bases +Al int) * 100	5.1 – 10.00	Medio
	10.1 – 15.00	Alto
	igual o mayor : 15.1	Muy Alto
	menor o igual : 250	Muy Bajo
Al Extractable mg/Kg	251 – 500	Bajo
Extracción. con Acetato de Amonio pH 4.8	501 – 850	Medio
determinación EAA	851 – 1200	Alto
	mayor a 1 200	Muy Alto

Anexo I. Interpretación de Análisis Químico de Suelos INIA (Continuación)

Categoría de disponibilidad de nutrientes

Parámetro	Rango	Categoría
	menor a 0.1	Muy Bajo
Cobre mg/Kg	0.1 – 0.3	Bajo
Extracción con DPTA a pH 7 determinación	0.3– 0.5	Medio
EAA	mayor a 0.5	Alto
	menor a 0.25	Muy Bajo
Cinc mg/Kg	0.25 – 0.50	Bajo
Extracción con DPTA a pH 7 determinación	0.50 – 1.00	Medio
EAA	mayor a 1.01	Alto
	menor a 0.2	Muy Bajo
Boro mg/Kg	0.2 – 0.5	Bajo
Extracción con CaCl 2 determinación	0.5–1.0	Medio
Colorimétrica	mayor a 1.0	Alto
	menor a 1	Muy Bajo
Hierro mg/Kg	1.0 – 2.5	Bajo
Extracción con DPTA a pH 7 determinación	2.6 – 4.5	Medio
EAA	mayor a 4.5	Alto
	menor a 0.2	Muy Bajo
Manganeso mg/Kg	0.2 – 0.5	Bajo
Extracción con DPTA a pH 7 determinación	0.6 – 1	Medio
EAA	mayor a 1	Alto
	menor a 0.05	Muy Bajo
Molibdeno mg/Kg	0.05 – 0.10	Bajo
Extracción con DPTA a pH 7 determinación	0.11–0.20	Medio
EAA	mayor a 0.20	Alto

Anexo I. Interpretación de Análisis Químico de Suelos INIA (Continuación)

Categoría de disponibilidad de nutrientes

Parámetro	Rango	Categoría
Conductividad 1 / 5	0.1 – 0.5	Bajo
dS/m	0.5 – 0.9	Normal
Relación Suelo : Agua 1:5	1.0 – 3.0	Alto
Conductivimetría	igual o mayor a 3.0	Muy Alto
	Menor o igual a 5	Muy Bajo
Cap. Intercambio Catiónico (CIC)	5 – 10	Bajo
	11 – 19	Normal
Cmol(+) / Kg.	20 – 29	Alto
	igual o mayor a 30	Muy Alto
	menor o igual a 25	Muy Bajo
Calcio (% CIC)	25 – 60	Bajo
	60 – 80	Normal
	igual o mayor a 90	Alto
	menor o igual a 6	Muy Bajo
Mg (% CIC)	06-dic	Bajo
	12 – 20	Normal
	igual o mayor a 20	Alto
	menor o igual a 1	Muy Bajo
K (% CIC)	1 – 2	Bajo
	2 – 6	Normal
	6 – 15	Alto
	igual o mayor a 15	Muy Alto
Na (% CIC) (PSI)	menor o igual a 7 - 8	Normal

Anexo I. Interpretación de Análisis Químico de Suelos INIA (Continuación)

Categoría de disponibilidad de nutrientes

Parámetro	Rango	Categoría
Relación Ca / Mg	5	Normal
	igual o mayor : 10	Riesgo de deficiencia Mg
Relación K / Mg	0.2 – 0.3	Normal
	igual o mayor : 0.5	Riesgo deficiencia de Mg

Anexo II. Interpretación de algunos análisis químicos de suelos utilizados por Rodríguez, J. 1993.

Análisis	Nivel	Categoría
Materia Orgánica (MO) %	<2,0	Muy bajo
	2,0-3,0	Bajo
	3,1-8,0	Medio
	>8,0	Alto
Calcio intercambio cmol(+)kg ⁻¹	<2,0	Muy bajo
	2,0-4,0	Bajo
	4,1-8,0	Medio
	>8,0	Alto
Magnesio intercambio cmol(+)kg ⁻¹	<2,0	Muy bajo
	2,0-4,0	Bajo
	4,1-8,0	Medio
	>8,0	Alto
Potasio intercambio cmol(+)kg ⁻¹	<0,13	Muy bajo
	0,13-0,26	Bajo
	0,26-0,38	Medio
	>0,38	Alto
Sodio intercambio cmol(+)kg ⁻¹	<0,2	Muy bajo
	0,2-0,5	Bajo
	0,5-1,0	Medio
	>1,0	Alto