

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE AGRONOMÍA

ACTIVIDAD MICROBIOLÓGICA GLOBAL EN SUELOS ACONDICIONADOS
CON BIOSÓLIDOS CLOACALES FRESCOS Y COMPOSTADOS CON RESIDUOS
FORESTALES

Memoria para optar al Título
Profesional de Ingeniero Agrónomo
Mención: Manejo de Suelos y Aguas

PAMELA KARINA FAÚNDEZ CONSTENLA

PROFESOR GUÍA	CALIFICACIONES
Sra. María T. Varnero M. Químico-Farmacéutico	7,0
PROFESORES CONSEJEROS	
Sr. Carlos Benavides Z. Ingeniero Agrónomo	6,8
Sr. Claudio Fernández L. Ingeniero Agrónomo	6,5

Santiago-Chile. 2005

A mis padres y hermanos

AGRADECIMIENTOS

Mis más sinceros agradecimientos a mi profesora guía Sra. María Teresa Varnero M. por sus consejos, incentivo y oportunidades que me brindó, a mis profesores consejeros Srs. Carlos Benavides Z. y Claudio Fernández L. por el tiempo que entregaron a mis consultas y preocupación por resolver mis dudas, a la Sra. Gilda Borie B. por su amabilidad durante todo este proceso, y al Sr. Patricio Corvalán V. por su precisa colaboración.

Agradezco enormemente la ayuda brindada en la preparación práctica del estudio por Claudia Santibáñez, a Marisol Aravena por su buena voluntad, a Cristina Pedraza por su simpatía, y en especial a la Sra. Cristina Sáez por la dedicación, cariño e incondicional forma que tiene de prestar ayuda a nosotros los alumnos.

Finalmente agradezco el apoyo económico otorgado por el Proyecto Fondef D01I1034.

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN	1
SUMMARY	3
INTRODUCCIÓN	5
Hipótesis.....	7
Objetivo general.....	7
Objetivos específicos	7
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	8
Los lodos cloacales y su acumulación	8
Tasa de aplicación y ventaja de los lodos chilenos.....	8
El compostaje y sus ventajas sobre los lodos cloacales y residuos forestales	10
Actividad Microbiológica del Suelo	12
Dinámica del nitrógeno en suelo.....	13
Mineralización y nitrificación del nitrógeno en el suelo.....	13
Factores ambientales del suelo que afectan la mineralización y la nitrificación del nitrógeno	14
Inmovilización del N.....	15
Lixiviación de nitrato en los suelos.....	15
Mineralización neta del N.....	16
Efecto de la temperatura y la humedad en la transformación potencial del N orgánico a N mineral por incubación del suelo.....	17
MATERIALES Y MÉTODOS	18
Materiales.....	18
Suelos	18
Lodos frescos	19
Lodos compostados con residuos forestales	20
Métodos.....	20

Ensayo de Actividad Microbiológica Global.....	20
Ensayo de Mineralización Neta del Nitrógeno	21
Diseño experimental y análisis estadístico.....	22
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	24
Análisis de los suelos, lodos frescos y lodos compostados experimentales de cada una de las regiones de estudio.....	24
Suelos	25
Lodos frescos y compostados	26
Contenido de metales pesados de los lodos de la V, VI y VII regiones	27
Propiedades químicas de los suelos acondicionados con lodo fresco y lodo compostado	28
Madurez del compost	29
Actividad Microbiológica Global	31
Evolución del C orgánico a C mineral como C-CO ₂	31
Tasas de mineralización del C orgánico contenido en los suelos	33
Dinámica de Mineralización del Nitrógeno	39
Mineralización neta del nitrógeno.....	39
Tasas de mineralización neta del nitrógeno	43
Nitrógeno potencialmente mineralizable	44
Nitrificación	45
Efecto de los metales pesados contenidos en los lodos cloacales sobre la actividad microbiológica global de los suelos acondicionados.....	50
CONCLUSIONES.....	52
Recomendaciones.....	53
LITERATURA CITADA	54

RESUMEN

El uso de lodos cloacales en suelos representa un recurso interesante, por el alto contenido orgánico y nutricional que presentan. Sin embargo, se debe considerar la lixiviación de nitratos y la rápida pérdida de materia orgánica como emisión de CO₂ desde el suelo acondicionado, cuando se incorporan estos lodos sin una previa estabilización mediante compostaje.

En esta investigación se evaluó *in vitro* la evolución del desprendimiento de CO₂ y la mineralización neta de nitrógeno en suelos acondicionados con lodo fresco y compostado. Se realizaron incubaciones de suelos de explotación forestal de la V, VI y VII regiones, acondicionados con estos materiales, en dosis equivalente a 15 ton ha⁻¹, a temperatura de 28° C y 75% de humedad aprovechable durante cuatro semanas. Se determinaron algunos parámetros químicos de los suelos, de los lodos y de las respectivas mezclas.

Los resultados indican que la actividad biológica y la mineralización del nitrógeno de los suelos testigos y acondicionados con lodo compostado fueron significativamente menores a los suelos acondicionados con lodo fresco. Esto se ratificó con la obtención de las tasas de mineralización del carbono y nitrógeno orgánico, así como con la estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable que podrían alcanzar los suelos con la incorporación de lodo fresco. Por otra parte, la tasa de nitrificación de los suelos testigos y mezclas “suelo-lodo compostado” fueron significativamente mayores que las de las mezclas “suelo-lodo fresco”. Sin embargo, sólo una de las tres mezclas “suelos-lodo fresco” superó la cantidad de nitrato del testigo. Tales mezclas presentaron al término de la incubación, una relación amonio/nitrato mayor a los otros tratamientos.

El compostaje del lodo fresco mejora la calidad de este como acondicionador de suelo porque otorga mayor sustentabilidad en el tiempo y disminuye el riesgo ambiental.

Palabras claves:

Residuo de aguas servidas, lodos frescos, lodos compostados, amonio, nitrato.

SUMMARY

Global Microbiological Activity in Soils Conditioned with Raw Sewage Biosolids and Composted with Forest Wastes

The use of the sewage sludges in soils represents an interesting resource because of their high organic and nutritional content. However, consideration should be given to nitrate leaching and the fast loss of organic matter by way of CO₂ emission from the conditioned soil, when these sludges are incorporated without previous stabilization by composting.

In these researches the *in vivo* evolution of CO₂ release and the net mineralization of nitrogen in soils conditioned with raw and composted sewage sludges were evaluated. Incubations of forest soils from regions V, VI, VII, conditioned with these materials, at rates equivalent to 15 tons ha⁻¹, at 28° C and 75 percent of available soil moisture were carried out during four weeks. Some chemical parameters of the soils, sludges, and their respective mixtures were determined.

Results indicate that the biological activity and nitrogen mineralization of control soils and those conditioned with sewage sludge compost were significantly less than in soils conditioned with raw sewage sludge. This was ratified by the mineralization rates of carbon and organic nitrogen obtained, as well as by the estimation of the potentially mineralizable nitrogen that the soils could attain with the incorporation of raw sewage sludge. On the other hand, the nitrification rates of control soils and soil-composted sludge mixtures were significantly greater than that of the soil-raw sludge mixtures. However, just one of the three soil-raw sludge mixtures exceeded the nitrate amount of

the control. Such mixtures showed a greater ammonium/nitrate relationship than the other treatments at the end of the incubation.

Raw sludge composting improves raw sludge quality as a soil conditioner, because of its greater sustainability in the course of time, and decreases environmental risk.

Key words:

Sewage residues, raw sludges, composted sludges, ammonium, nitrate.

INTRODUCCIÓN

En Chile hay un reciente interés en el uso de lodos cloacales como acondicionadores de suelo, debido al incremento de plantas de tratamiento de aguas en el país. Tal uso, es conocido y respaldado a nivel internacional siempre que los lodos tengan características apropiadas para justificarlo (CONAMA, Chile, 1999; Fertiberia, 2000; Organismo Internacional Regional de Sanidad Agropecuaria (OIRSA), 2000).

Los lodos cloacales poseen características beneficiosas como mejoradores de suelo y fertilizantes orgánicos. Sin embargo, presentan algunos inconvenientes entre los que se mencionan la carga de microorganismos patógenos, el contenido de metales pesados y la dificultad de incorporación a los suelos. Además, el alto contenido de nitrógeno podría significar un riesgo por lixiviación de nitratos, y la inestabilidad del material, producir una acelerada actividad de los microorganismos, causando pérdidas de materia orgánica en los suelos por emisión de CO₂. Una solución a estos inconvenientes es la estabilización de los lodos mediante compostaje, particularmente, el compostaje de lodos cloacales con el uso de residuos forestales que presentan características idóneas, como son su baja densidad aparente y su alta relación carbono nitrógeno, formando así un material fácil de manejar.

La aplicación de lodo al suelo, en su forma fresca o compostada con residuos forestales, es una opción interesante porque mejora las características físicas, químicas y biológicas del suelo. Sin embargo, la higienización y el grado de mayor estabilidad que adquiere el lodo mediante el proceso de compostaje genera un producto muy diferente al del estado inicial.

Un aspecto importante de estudiar, es la diferencia en el comportamiento microbiológico relacionado con la mineralización del nitrógeno y la cantidad de nitratos producidos en condiciones óptimas entre lodos frescos y compostados aplicados en suelos productivos.

Hipótesis

Se postuló que se revelarían diferencias en la actividad microbiológica global y en la tasa de nitrificación de los suelos acondicionados con lodo fresco, en relación a los suelos acondicionados con lodo compostado, debido a que el lodo compostado alcanza un mayor grado de estabilidad y de madurez por el proceso de biodigestión aeróbica o compostaje.

Objetivo general

El objetivo general de este trabajo fue evaluar la actividad microbiológica y la dinámica de mineralización del nitrógeno en suelos de explotación forestal de la V, VI y VII regiones acondicionados con lodos con y sin compostar.

Objetivos específicos

- 1.- Cuantificar la actividad microbiológica global en suelos acondicionados con lodos compostados y suelos acondicionados con lodo fresco.
- 2.- Determinar la mineralización neta de N y específicamente la tasa de nitrificación en suelos acondicionados con lodos frescos y compostados.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Los lodos cloacales y su acumulación

Las plantas de tratamientos de aguas residuales producen biosólidos, que corresponden a lodos que contienen gran cantidad de materia orgánica, microorganismos, macro y micro nutrientes, metales pesados y agua. Según la Comisión Nacional del Medio Ambiente, los lodos cloacales se definen como acumulaciones de sólidos orgánicos sedimentables, separados en los distintos procesos de tratamiento de aguas.

Según datos señalados en el Proyecto FONDEF D0111034 (2000), al año 1999 existían 94 plantas de tratamiento de aguas servidas en todo el país, y para la Región Metropolitana se tenía una oferta de acumulación de lodos de 2,2 millones de toneladas para el año 2000, proyectándose a 7 millones de toneladas al año 2010.

Tasa de aplicación y ventaja de los lodos chilenos

Los lodos pueden presentar propiedades agronómicas, siempre que, se tomen los resguardos sanitarios y ambientales necesarios en su manejo (CONAMA, 1999).

En Chile al igual que en otros países con mayor experiencia en el uso benéfico de lodos se han establecido las cantidades máximas de aplicación a los suelos. Éstas cantidades son determinadas según el criterio de la autoridad competente en cada país.

En el Cuadro 1 se muestran las cantidades máxima de lodos que pueden aplicarse al suelo en Chile, dependiendo del uso (CONAMA, 1999).

Cuadro 1. Tasa de aplicación de lodos, según uso de suelos.

Tipos de uso	Tasa máxima (base seca)
Suelo agrícola y forestal, incluyendo suelos erosionados con potencial de uso agrícola.	15 ton ha ⁻¹ año ⁻¹
Césped, jardines y áreas verdes.	2 ton ha ⁻¹ año ⁻¹
Suelos erosionados sin potencial de uso agrícola de uso inmediato (recuperación de cárcavas para generar capa vegetal o para estabilizar estructuras riesgosas).	30 ton ha ⁻¹ año ⁻¹

Fuente: CONAMA (1999).

Uno de los mayores inconvenientes ambientales que han presentado los lodos cloacales de países desarrollados para el uso en suelos, es su alto contenido de metales pesados. En Chile, los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas servidas, presentan niveles más bajos de metales pesados que en los países de alta industrialización, siendo los biosólidos de la Región Metropolitana los con mayor nivel de contaminación en el país. (Taller Desarrollo de Prácticas Sustentables de Reciclaje de Biosólidos en Plantaciones Forestales, 2003).

En el Cuadro 2, se compara el contenido de metales pesados en lodos chilenos de una planta purificadora de aguas de la Región Metropolitana, con el promedio de metales pesados en lodos de siete plantas de tratamiento de aguas de la región del Bío-Bío, y valores típicos de los biosólidos en plantas de Estados Unidos y Europa.

Cuadro 2. Cantidad de metales pesados en lodos cloacales chilenos de la planta el Trebal de la RM y promedio de tres plantas de tratamiento de la VIII R del Bío-Bío, comparado con cantidades de metales pesados en lodos cloacales de la Unión Europea y Estados Unidos.

Metal	¹ /RM	VIII R	Unión Europea	EPA
-----mg kg ⁻¹ base seca-----				
Níquel	62,5	14,6	99,5	410
Cobre	388	222	525	1250
Zinc	1594	633	2155	3483
Selenio	13,1	0,84	*s/i	26
Mercurio	1,5	0,34	1,84	7
Plomo	59,2	16,0	396	1940
Cadmio	2,57	1,2	6,3	87

Fuente: Leppe *et al.* (2001), citado por Alcota (2002). ¹/González (2004). *Sin información.

En el caso de lodos frescos de bajo contenido en metales pesados la problemática de su aplicación sería análoga a la de otros subproductos orgánicos de actividades ganaderas o industriales. Probablemente la forma de disminuir el impacto de la aplicación de estos subproductos al suelo sería realizar un compostaje previo que permitiese una estabilización del material (Quemada y Menacho, 1999).

El compostaje y sus ventajas sobre los lodos cloacales y residuos forestales

La estabilización de residuos orgánicos previo a su incorporación al suelo, tiene como finalidad acelerar la descomposición o mineralización primaria, para obtener un producto orgánico biológicamente más estable, enriquecido en compuestos húmicos y

libre de patógenos. Dentro de los procesos de estabilización de desechos orgánicos se encuentra la biodigestión aeróbica denominada compostaje. (Varnero, 2001)

El compostaje es una forma de manejo de residuos sólidos orgánicos (restos vegetales, excrementos de animales y lodos municipales), el cual de manera natural sufre un proceso de transformación biológica aerobia (biooxidación) provocado por la acción de múltiples microorganismos (bacterias, hongos, protozoarios, etc.) los cuales promueven la descomposición (altas temperaturas) y la recombinación de los compuestos orgánicos complejos (OIRSA, 2000). Éstos microorganismos requieren una fuente de carbono que les proporcione energía y material para nuevas células, elemento aportado por el material orgánico, junto a un suministro de nitrógeno para proteínas celulares.

Según Cabrera (1995), los lodos activados tiene una relación C/N de 6:1, lo que los hace muy beneficiosos para la descomposición de los residuos forestales como la corteza. Además, se daría una solución a la acumulación de éstos residuos que genera la actividad forestal. Según CONAMA (2000), citada por González (2002), se estima una generación entre 230.000 y 700.000 toneladas/año de residuos forestales, los que corresponden principalmente a aserrín verde, corteza y viruta.

De lo anterior se deduce, que los lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, junto con residuos forestales, son materiales idóneos para la realización de un buen compostaje. Esto, debido al alto contenido de nitrógeno de los lodos, siendo los residuos forestales los que proporcionan la fuente de carbono para la energía de los microorganismos.

El abono orgánico o el compost, si se tratan debidamente pueden contribuir a mejorar la fertilidad del suelo, aportando un cierto porcentaje de nutrientes disponibles para las plantas, y mejorar las propiedades físicas de los suelos al incrementar el

contenido en materia orgánica del mismo, aumentando consecuentemente la capacidad de retención de agua, aireación y desarrollo de estructura, junto con disminuir la resistencia mecánica que favorece el desarrollo radical, reduciendo la erosión del suelo (Varnero, 2001). Un buen proceso de compostaje es muy importante para reducir los microorganismos patógenos. Depende de muchos factores, como el tipo de material orgánico que se esté tratando, el tiempo, la temperatura, el pH, el contenido de humedad, el control del proceso, el equilibrio en el contenido de carbono y nitrógeno, y el clima de la región (OIRSA, 2000).

Por lo tanto, es necesaria la estabilización de los lodos cloacales, con el objeto de reducir olores desagradables, patógenos y sólidos orgánicos volátiles, además de obtener un producto que mejore las características físico-químicas del suelo.

Actividad Microbiológica del Suelo

Para el microbiólogo el suelo constituye un medio único, ya que contiene gran población de bacterias, actinomicetes, algas, hongos, protozoos y virus. Es uno de los lugares donde las interacciones biológicas son más intensas, y donde ocurren los procesos bioquímicos vinculados a la degradación de la materia orgánica y las transformaciones de los elementos minerales muy importantes para la nutrición de las plantas (Frioni, 1990).

El número y la composición de la población edáfica es afectada por la calidad y cantidad de materia orgánica al ser el principal aporte de energía y de carbono, junto con las variables ambientales y propiedades físico-químicas del suelo (Varnero, 1994). A su vez, la población edáfica actúa sobre la materia orgánica del suelo motivando fenómenos de mineralización (descomposición rápida de la materia orgánica con

desprendimiento de CO₂) y de humificación (formación de humus o material de reserva) (Varnero, 1989).

Los procesos de respiración y/o fermentación de los organismos del suelo, devolverían a la atmósfera entre un 40 y 75% del carbono fijado (Dommergues y Mangenot, 1970). Si se considera el balance del carbono en un ecosistema terrestre en equilibrio, es evidente que las cantidades de gas carbónico desprendido durante un lapso de tiempo deben ser equivalentes a las cantidades de carbono que se le ha proporcionado en el curso del mismo período. Pero si se consideran intervalos de tiempos pequeños, el desprendimiento de CO₂ representa valores característicos que dan cuenta a la actividad biológica global del suelo estudiado (Varnero, 1994). De esta manera, según Varnero (1990), la medición del CO₂ desprendido, es un reflejo de la actividad biológica global del suelo y también puede ser considerada como el reflejo del nivel energético de un medio dado.

Dinámica del nitrógeno en suelo

Mineralización y nitrificación del nitrógeno en el suelo

El nitrógeno es un macroelemento esencial para la nutrición de las plantas, las cuales lo absorben del suelo principalmente en las formas minerales de amonio (NH₄⁺) y nitrato (NO₃⁻). Sin embargo, un 95% del nitrógeno total del suelo está en forma orgánica (Dommergues y Mangenot, 1970), el cual queda disponible para las plantas debido a transformaciones por acción de los microorganismos del suelo. La transformación del N orgánico a N mineral es denominada mineralización, esta es efectuada por microorganismos heterótrofos de la cual resulta el ión NH₄⁺ (amonificación). El proceso

de transformación de amonio a nitrato se denomina nitrificación. Este es realizado por dos grupos de bacterias quimioautótrofas, el primero lo conforman bacterias del género Nitrosomonas, Nitrosolobus y Nitrosospira, las que oxidan el NH_4^+ sólo hasta nitrito (NO_2^-), el segundo grupo son las bacterias del género Nitrobacter, las que completan la oxidación hasta NO_3^- (Mardonez, 2000).

Factores ambientales del suelo que afectan la mineralización y la nitrificación del nitrógeno

La acción de los microorganismos transformadores del nitrógeno dependen de factores ambientales del suelo como son la cantidad de oxígeno, el pH, temperatura y humedad.

La amonificación es efectuada por una amplia gama de microorganismos heterótrofos y es uno de los procesos menos sensibles a los cambios del medio. Ocurre tanto en aerobiosis como en anaerobiosis, a pH muy bajos de 3,5 a 4,0 hasta superiores a 9, en condiciones de suelo saturado o drenado, y a temperaturas altas o bajas, con un óptimo térmico situado en el rango termófilo (Frioni, 1990). En cambio los microorganismos nitrificantes son inhibidos a temperaturas muy altas, en suelos anegados o con humedad bajo el punto de marchitez permanente, en medios anaerobios y ácidos. Estos microorganismos tienen un rango óptimo de temperatura entre 24 a 30° C (Domergues y Manganot, 1970), y de pH para Nitrosomonas de 7 a 9 e incluso más alcalino, y de neutro a ligeramente alcalino para Nitrobacter. Con un pH bajo 6,0 la nitrificación puede ser inhibida o ser muy lenta (Frioni, 1990).

Inmovilización del N

El proceso por el cual el nitrógeno mineral del suelo es transformado a nitrógeno orgánico se denomina inmovilización. La inmovilización ocurre cuando se incorporan al suelo residuos orgánicos con alto contenido de C y bajo de N. Los microorganismos descomponen vigorosamente la nueva fuente de energía presente en estos residuos, pero al mismo tiempo necesitan N para formar las proteínas en sus cuerpos. Cuando el contenido de N en los residuos es bajo, los microorganismos utilizan el N inorgánico del suelo para satisfacer sus necesidades, y al agotarse, la población microbiana decae y el N inmovilizado queda disponible para su mineralización (Ocio *et al.*, 1991, citado por Mardonez, 2000). Según Varnero y Schaefer, (1992) en sistemas naturales en estado de equilibrio biológico, el proceso de mineralización queda compensado por procesos simultáneos de inmovilización.

Lixiviación de nitrato en los suelos

El nitrógeno una vez que pasa por el proceso de nitrificación, es convertido a un anión extremadamente móvil, lo que lo hace fácilmente lixiviable. Bajo condiciones de lluvia excesiva o riego excesivo, el NO_3^- sufre una lixiviación que lo lleva fuera de las capas superiores de suelo. En definitiva, el grosor, la textura y la magnitud del gran espacio poroso, son los máximos responsables del movimiento hacia abajo de los nitratos, bajo la influencia de una cantidad dada de agua añadida. (Tisdale y Nelson, 1970).

La contaminación de aguas por los nitratos es preocupante, afectando no sólo la flora y fauna, sino también al hombre. Los nitratos se reducen a nitritos (NO_2^-) en el

tracto digestivo desde donde pasan al torrente sanguíneo. Allí el NO_2^- oxida el Fe de la hemoglobina de Fe^{+2} a Fe^{+3} formando metahemoglobina la cual no funciona en la transferencia del O_2 (metahemoglobinemia). Los estándares para consumo humano son inferiores a $45 \text{ mg NO}_3^- / \text{L}$ (Frioni, 1990). Es así, que aplicaciones de lodo en su forma fresca o compostada tendrían al nitrógeno como componente limitante a causa del alto contenido de éste elemento, sin embargo, estas dos formas de acondicionadores de suelos difieren en su estructura física, química y biológica.

Mineralización neta del N

La mineralización bruta o real es la cantidad total de nitrógeno mineral producido (NH_4^+ y NO_3^-), pero como estos iones no constituyen productos finales estables, los que pueden seguir múltiples vías, resulta difícil medirla exactamente. Entonces la mineralización se logra cuantificar en términos netos*, que resulta de la diferencia entre la mineralización bruta y la pérdida de N mineral por procesos de volatilización, desnitrificación, fijación en arcillas, inmovilización y lixiviación. Asimismo, la mineralización neta es igual a la cantidad de N mineral presente en el suelo al momento de un análisis químico (Frioni, 1990).

* Aunque conceptualmente el término de mineralización considera sólo la cantidad de NH_4^+ , los términos de mineralización bruta y mineralización neta consideran la suma de NH_4^+ y NO_3^- , dado que el NH_4^+ es transformado por nitrificación a otra forma mineral de N.

Efecto de la temperatura y la humedad en la transformación potencial del N orgánico a N mineral por incubación del suelo

Las transformaciones de tipo microbiana que controlan la mineralización del nitrógeno, tienen evoluciones cíclicas diferentes en el transcurso del tiempo e inducen a una mayor o menor producción de nitrógeno en forma amoniacal o nítrica, dependiendo de la temperatura y el contenido hídrico con el que se encuentre el suelo (Varnero y Schaefer, 1992). Delphin (1986), citado por García (1999), señala que para poder establecer una comparación entre distintos suelos, es necesario que los factores que controlan la actividad microbiana (temperatura y humedad) se encuentren a un nivel de igual efecto. Según Varnero (1980) es posible conocer la cantidad de nitrógeno mineralizado incubando una muestra de suelo en un recipiente cerrado, durante un tiempo determinado y en condiciones óptimas definidas, lo que da cuenta de la mineralización potencial. Por lo tanto, para registrar la potencialidad de transformación del nitrógeno a las formas de NH_4^+ y NO_3^- , la temperatura y humedad deben encontrarse en su nivel óptimo. Delphin (1986), citado por Mascayano (2001) postula que la mineralización alcanza un óptimo, apreciado por la producción de CO_2 , entre valores de humedad de 70% y 80% de la capacidad de campo.

En un estudio realizado por Varnero y Schaefer (1992), en dos suelos de la Región Metropolitana incubados a distintos rangos de temperaturas y humedad, se obtuvo mayor producción de NO_3^- a temperaturas en el rango de los microorganismos mesófilos, y humedad de 75% de capacidad de campo (CDC), coincidiendo con Dommergues y Mangenot (1970).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó durante el primer semestre del año 2004 en el Laboratorio de Reciclaje Orgánico de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, y algunos de los datos complementarios se obtuvieron del Laboratorio de Química y Bioquímica de Suelos de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas de la Universidad Chile.

Se contemplaba la realización de lodo compostado en los tres sitios de estudio del Proyecto FONDEF D-01-I1034. Sin embargo, sólo fue posible efectuar el compostaje en los predios de las VI y VII regiones. La debida justificación a causa de inconvenientes internos en el predio de la V región fue expuesta formalmente por el propietario.

Materiales

Suelos

Las muestras de suelo se obtuvieron de sitios de ensayo forestal del Proyecto FONDEF D-01-I1034 ubicados en la V, VI y VII regiones, tomando los primeros 20 cm superficiales de los suelos.

El suelo de la V región se obtuvo del predio Jaururo de propiedad del Sr. Juan Medina, ubicado en el sector Pichicuy-Longatoma con clima Templado Mesotermal Estenotérmico Mediterráneo Semiárido (Santibáñez y Uribe, 1993). Tal suelo pertenece

a la serie Tabolango de la familia fina, mixta, térmica de los Typic Palexeralfs, de textura franco arenosa fina (Centro de Información de Recursos Naturales, CIREN, 1997).

El suelo de la VI región se obtuvo del predio Tanumé perteneciente a Corporación Nacional Forestal (CONAF), ubicado en el sector de Pichilemu con clima Templado Mesotermal inferior Esterotérmico Mediterráneo Semiárido (Santibáñez y Uribe, 1990). El suelo forma parte de la serie Lo Vásquez miembro de la familia franca fina, mixta, térmica de los Ultic Haploxeralfs, de textura franco arcillo arenosa (CIREN, 1996).

El suelo de la VII región se obtuvo del predio San Pedro perteneciente a la Forestal Copigüe ubicada en la localidad de Las Cañas, comuna de Empedrado, con clima Templado Mesotermal inferior Esterotérmico Mediterráneo Semiárido (Santibáñez y Uribe, 1990). Este suelo forma parte de la Asociación Constitución miembro de la familia fina, mixta, isomésica de los Typic Rhodoxeralfs, de textura franco arcillo arenosa (CIREN, 1997).

Cada suelo se analizó en laboratorio, para determinar los parámetros agronómicos de macro nutrientes totales (N, P, K), pH, materia orgánica (MO), y conductividad eléctrica (CE).

Lodos frescos

Para acondicionar el suelo de la V región se obtuvo lodo de la Empresa Purificadora de Aguas ESVAL, y para los suelos de VI y VII regiones de la Empresa Purificadora de Aguas ESSBIO. La caracterización de los lodos se realizó según análisis químicos de importancia agronómica y análisis multielementales.

Lodos compostados con residuos forestales

Las pilas de compostaje se realizaron en los predios de obtención de los suelos, y se aprovecharon los residuos forestales acumulados en estas mismas propiedades. Cada compost se analizó en laboratorio para determinar NPK, pH, MO, y CE.

Métodos

Los suelos y los acondicionadores se secaron al aire, se tamizaron a 2 mm y se refrigeraron. Luego, se realizaron mezclas para cada uno de los suelos, tanto con lodo fresco, como con lodo compostado en dosis de 15 ton/ha. El estudio contempló dos ensayos *in vitro*, uno de Actividad Microbiológica Global y otro de Mineralización Neta del Nitrógeno. En ambos ensayos, los suelos testigos y sus respectivas mezclas con los acondicionadores, se ajustaron a 75% de humedad aprovechable y se incubaron a 28°C durante cuatro semanas.

Ensayo de Actividad Microbiológica Global

En el ensayo de Actividad Microbiológica Global la variable evaluada fue la emisión de CO₂ desde los suelos incubados, y las unidades experimentales fueron frascos plásticos herméticamente sellados con 20 g de suelo. El desprendimiento de CO₂ fue medido periódicamente de acuerdo al método de incubación en medio cerrado con

10 mL de NaOH 0,2 N, (Pochon, 1962), adaptado por Varnero (1990), mediante titulación de la soda no carbonada con HCl 0,1 N, en presencia de 5 gotas de Timolftaleína al 1%, luego de la precipitación de los carbonatos con 2mL de BaCl₂ al 20%. La titulación dio cuenta del NaOH que no reaccionó con el CO₂. De acuerdo a esto, los mililitros de NaOH 0,2 N que representan a la soda libre de CO₂ corresponden a la mitad de los mililitros de HCl 0,1 N utilizados en la titulación.

Ensayo de Mineralización Neta del Nitrógeno

En el ensayo de Mineralización Neta del Nitrógeno, la variable a medir fue el NH₄⁺ y NO₃⁻ extractables en los suelos incubados, la que se efectuó cada una semana. Las unidades experimentales fueron bolsas de polietileno con una cantidad de 10 g de suelo para cada medición. De cada una de estas bolsas se tomaron 5 g de suelo, luego se agregaron 50 mL de KCl 2 N para obtener un extracto del N mineral contenido en el suelo, el extracto se agitó por 1 hora y se dejó sedimentar 30 minutos, para luego filtrar, tapar y refrigerar. Del extracto refrigerado se tomó con pipeta una alícuota de 10 mL que se depositó en un matraz de destilación, a este se agregaron 0,2 g de MgO para separar el NH₄⁺, terminada la destilación se tapó de inmediato el matraz y en seguida se agregaron 0,2 g de aleación de Devarda al mismo matraz con el extracto y el MgO, para nuevamente destilar y obtener la cantidad de NO₃⁻. Cada destilado se recibió en un matraz Erlenmeyer de 50 mL preparado con 5 mL de ácido bórico con indicador y marcado a 30 mL. Una vez obtenido el destilado, se cortó la destilación, se sacó el matraz Erlenmeyer y se tapó. Finalmente, se procedió a titular con H₂SO₄ 0,002 N cada destilado, hasta que el color cambió de verde a rosado violeta permanente (Bremner y Keeney, 1966).

Diseño experimental y análisis estadístico

Para los ensayos se utilizó un diseño experimental completamente al azar con ocho tratamientos diferentes y cinco repeticiones para cada uno. En el Cuadro 3 se especifica la dosis, tipo y procedencia del acondicionador usado para cada tratamiento.

Cuadro 3. Especificación del diseño experimental.

Tratamientos	Suelos V, VI y VII regiones	Acondicionadores	ton ha ⁻¹ año ⁻¹
1	Jaururo	Sin lodo	0
2	Jaururo	Lodo fresco de ESVAL (La Ligüa)	15
3	Tanumé	Sin lodo	0
4	Tanumé	Lodo fresco de ESSBIO (Rancagua)	15
5	Tanumé	Lodo compostado en Tanumé	15
6	San Pedro	Sin lodo	0
7	San Pedro	Lodo fresco de ESSBIO (Curicó)	15
8	San Pedro	Lodo compostado en San Pedro	15

Se realizó un análisis de varianza para determinar si existían diferencias significativas entre los valores medios de cada tratamiento. Al existir estas diferencias se aplicó la prueba de comparación múltiple de Duncan con un nivel de significancia de 5% ($\alpha = 0,05$), para determinar cuales tratamientos eran significativamente diferentes.

Se utilizaron gráficos para describir la evolución a través del tiempo de las variables medidas en los dos ensayos. Además, los valores totales acumulados de las variables medidas se ajustaron a modelos matemáticos usando regresiones simples. Para cuantificar la actividad microbiológica global, las emisiones de CO₂ acumuladas de cada

tratamiento, se ajustaron al modelo potencial propuesto por Lammermann y Weissmann (1924), citado por Dommergues (1968). Para determinar el N potencialmente mineralizable se recurrió al modelo matemático usado por Stanford y Smith (1972), sobre la base del N mineral obtenido por incubaciones de suelo en condiciones de temperatura y humedad óptima.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de los suelos, lodos frescos y lodos compostados experimentales de cada una de las regiones de estudio

Se determinaron las propiedades químicas más relevantes de los suelos, de los lodos frescos y de los lodos compostados (Cuadro 4).

Cuadro 4. Características químicas de los suelos experimentales de explotación forestal de la V, VI y VII regiones y lodos frescos (LF) y compostados (LC) de las respectivas regiones.

Materiales	Propiedades Químicas						
	MO ^{1/} ---g kg ⁻¹ ---	pH ^{2/}	CE ^{3/} ---dS m ⁻¹ ---	N total ---g kg ⁻¹ ---	P total ---g kg ⁻¹ ---	K total ---g kg ⁻¹ ---	C/N
Suelo Jaururo V R.	34	6,4	0,1	1,5	0,4	2,8	13,26
Suelo Tanumé VI R.	52	6,0	0,0	2,0	0,8	1,8	15,10
Suelo San Pedro VII R.	126	6,1	0,1	2,0	1,4	1,7	36,70
LF La Ligua V R.	631	6,5	1,5	51,7	25,4	2,6	6,78
LF Rancagua VI R.	691	5,5	4,1	59,1	11,2	4,0	6,50
LF Curicó VII R.	755	6,0	2,3	61,0	12,3	6,0	6,88
LC Tanumé VI R.	485	5,8	4,2	20,4	11,5	3,5	13,23
LC San Pedro VII R.	328	5,1	2,4	14,7	16,2	3,4	12,41

1/ Materia orgánica por método de calcinación, 2/ pH en agua, 1:2 para los suelos y 1:5 para los acondicionadores. 3/ Conductividad eléctrica, dilución 1:2 para los suelos y 1:5 para los acondicionadores.

Suelos

Los suelos seleccionados presentan valores altos de MO, especialmente el suelo San Pedro de la VII Región. Solís y Fernández (2002) encontraron en suelos Alfisoles del nordeste de Argentina valores de MO promedios de $32,9 \text{ g kg}^{-1}$ los cuales se clasificaron dentro de rangos altos. El pH de los suelos varía entre moderadamente ácido a ligeramente ácido. Los suelos no presentarían problemas de salinidad según los valores de CE. El nivel de nitrógeno total de los suelos es alto según rangos estimados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina, 2002). El porcentaje de fósforo total del suelo Jaururo es bajo, el del suelo Tanumé es medio y del suelo San Pedro es medio alto (Tisdale y Nelson, 1970). El mayor nivel de fósforo total del suelo San Pedro posiblemente es debido al alto porcentaje de materia orgánica del suelo. El porcentaje de potasio total de los suelos es bajo (Tisdale y Nelson, 1970). Los suelos Jaururo y Tanumé presentan una relación C/N menor de 20:1, la cual promovería la mineralización del N, y sus valores concuerdan con los de suelos superficiales de explotación forestal estimados entre 12 y 15. Distinto es el resultado del suelo San Pedro que revela una relación C/N de 36,7:1, la que favorece a la inmovilización por sobre la mineralización de N. El alto contenido de carbono en el suelo San Pedro se atribuye al manejo previo a la plantación del sitio de muestreo, en el cual fue realizada una quema luego de la tala de la plantación anterior, conservándose restos de material carbonizado sobre la superficie, por otra parte, el sitio de muestreo es de tercera rotación, lo que significa que ha habido una acumulación de materia orgánica durante varios años.

Lodos frescos y compostados

El nivel de MO de los lodos está dentro del promedio, siendo menor en los lodos compostados que en los lodos frescos. Según la Universidad de Extremadura (2001), el contenido en materia orgánica de los lodos es siempre elevado aunque variable, y puede oscilar entre 350 g kg^{-1} y 800 g kg^{-1} . Según los rangos usados en clasificación de suelos descritos por Luzio y Rojas (1995), el pH de los lodos frescos varía entre fuertemente ácido a ligeramente ácido, y en los lodos compostados el pH varía entre fuertemente ácido a moderadamente ácido. Los lodos frescos de la V, VI y VII no presentan restricciones en cuanto a salinidad, y no mostraron grandes variaciones al ser compostados, quedando dentro del rango aceptable para compost $\leq 8 \text{ dS/m}$.

Los valores de N total son mayores para los lodos frescos que para los lodos compostados, ambos se encuentran dentro del rango estimado para 191 lodos estudiados los cuales arrojaron valores entre 1 y 176 g kg^{-1} con una media de 39 g kg^{-1} . El P total de los lodos frescos y lodos compostados está dentro del rango estimado para 189 lodos estudiados; entre 1 y 143 g kg^{-1} con una media de 25 g kg^{-1} . El K para ambos acondicionadores se encuentra dentro del rango estimado para 192 lodos estudiados; entre 0,2 y $26,4 \text{ g kg}^{-1}$ con una media de $4,0 \text{ g kg}^{-1}$ (Epstein, 2003).

Para ambos acondicionadores la relación C/N se encuentra bajo 20:1, pero los lodos frescos presentan los menores valores, los que concuerdan con lo citado en la bibliografía.

Contenido de metales pesados de los lodos de la V, VI y VII regiones

Se determinó el contenido de metales pesados de los lodos frescos para mostrar los rangos existentes y compararlos con la normativa chilena de tolerancia a estos metales (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores permitidos de metales pesados en lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales según la norma chilena y rango de valores encontrados en lodos de la V, VI y VII regiones.

Elementos	Norma chilena 2952 ^{1/}		Rango de valores encontrados ^{2/}
	suelos degradados	otros suelos	
	-----mg kg ⁻¹ -----		
Cd	40	8	<6
Cu	1.200	1.000	35-1.017
Ni	420	80	19-52
Pb	400	300	26-111
Zn	2.800	2.000	62-1.198

Fuente: ^{1/}Instituto Nacional de Normalización (INN). 2004. ^{2/}Laboratorio de Química y Bioquímica de Suelos. Facultad de Cs. Químicas y Farmacéuticas. Universidad de Chile. 2003.

Los valores muestran que todos los lodos frescos de la V, VI y VII regiones están bajo los límites permitidos para metales pesados.

Propiedades químicas de los suelos acondicionados con lodo fresco y lodo compostado

En el Cuadro 6 se muestran las propiedades químicas de las mezclas de suelo obtenidas a partir del acondicionamiento con lodo fresco y lodo compostado.

Cuadro 6. Propiedades químicas de los suelos acondicionados con lodos frescos y lodos compostados, en una dosis de 15 ton ha⁻¹.

Propiedades	Suelo-lodo fresco			Suelo-lodo compostado	
	Jaururo	Tanumé	San Pedro	Tanumé	San Pedro
^{1/} MO (g kg ⁻¹)	35,30	54,50	127,50	57,90	136,20
N total (g kg ⁻¹)	1,8	2,3	2,4	2,1	2,1
C org. (g kg ⁻¹)	20,4	31,6	73,9	33,6	79,0
^{2/} pH	6,38	5,60	6,35	5,82	6,37
^{3/} CE (dS m ⁻¹)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
C/N	11,33	13,74	30,79	16,00	37,61

1/ Materia orgánica por método de calcinación, 2/ pH en agua, 1:2 para los suelos y 1:5 para los acondicionadores. 3/ Conductividad eléctrica, dilución 1:2 para los suelos y 1:5 para los acondicionadores.

La materia orgánica y nitrógeno total de los suelos acondicionados aumentó en relación a la dosis aplicada de lodo fresco y lodo compostado (15 ton ha⁻¹). Cada suelo acondicionado con lodo compostado muestra un valor más alto de materia orgánica y menor contenido de nitrógeno total, que los suelos acondicionados con lodo fresco. Esto se explica porque el proceso de compostaje se realiza mezclando lodo con un material estructurante. Este corresponde a residuos forestales, los que presentan una alta relación C/N. Las relaciones C/N determinadas confirman lo anterior, con valores mas altos para cada suelo acondicionado con lodo compostado que para cada suelo acondicionado con lodo fresco. El pH y la CE de los suelos al ser acondicionados se mantuvieron dentro de los mismos rangos que antes de acondicionar.

Madurez del compost

La madurez del compost se determinó según tres requisitos esenciales que se exigen a nivel nacional e internacional.

1. la relación C/N. Su valor discrimina los materiales con mayor probabilidad de inmovilizar nitrógeno.
2. la estabilidad biológica, la cual excluye materiales que se encuentran en activa descomposición microbiana, porque contienen un nivel de carbono que sustenta la actividad microbiana.
3. la madurez química, donde se evalúa la presencia de compuestos fitotóxicos, producto de una biodegradación que se encuentra aún en fases intermedias (Varnero, 2004a).

Según la Nch 2880 (INN, 2004), la relación C/N de los lodos compostados de Tanumé y San Pedro (Cuadro 4) cumple con el rango estimado de menor o igual a 30/1 para compost maduro. La estabilidad biológica, determinada mediante el Test de Evolución de CO₂, indicó madurez para el lodo compostado de Tanumé, con rango de aceptación ≤ 8 mg de CO₂/g de materia orgánica/día, y una falta de madurez para el lodo compostado de San Pedro (Cuadro 7). La madurez química determinada mediante el Test de Germinación de semillas indicó madurez para el lodo compostado de Tanumé, con rango de aceptación $\geq 80\%$ de germinación en semillas de rabanito y pepino, no así el lodo compostado de San Pedro que sólo cumplió con el porcentaje de germinación de semillas de pepino (Cuadro 8).

Si se comparan los lodos compostados con los lodos frescos, se logra distinguir claramente, la baja estabilidad biológica revelada por el alto desprendimiento de CO₂ desde los lodos frescos (Cuadro 7), y la alta fitotoxicidad de estos por la nula

germinación de las semillas de pepino y rabanito (Cuadro 8). Al contrario, los lodos compostados permitieron un alto porcentaje de germinación para ambas semillas y un largo no menor de radícula. Esto se explica por la presencia de metabolitos o compuestos fitotóxicos, a causa de un incompleto proceso de biodegradación de los lodos frescos, y un grado de madurez química aceptable para los lodos compostados atribuible al proceso biooxidativo durante el compostaje de los materiales, el cual permite la degradación y transformación de las fracciones orgánicas, además de la destrucción de posibles patógenos dando origen a un producto inocuo y exento de fitotoxinas (Varnero *et al.*, 2004b).

Cuadro 7. Estabilidad biológica de los lodos en su forma fresca y compostada determinada en mg de C-CO₂/ g sólidos volátiles/ día.

Acondicionador	Región		
	V R	VI R	VII R
Lodo fresco	46,53	46,60	72,83
Lodo compostado	s/i	5,94	22,79

Cuadro 8. Potencial de Fitotoxicidad de los lodos frescos (LF) y lodos compostados (LC) determinada según porcentaje de germinación *in vitro* y largo de radícula en semillas de rabanitos y pepinos, con extractos de lodo fresco y compostado, respecto del control.

Acondicionador	Pepino		Rabanito	
	Germinación %	Largo radícula (cm)	Germinación %	Largo radícula (cm)
LF (V R, La Ligua)	0	0	0	0
LF (VI R, Rancagua)	0	0	0	0
LC (VI R, Tanumé)	80	3,00	100	6,00
LF (VII R, Curicó)	0	0	0	0
LC (VII R, San Pedro)	80	2,30	78	3,00
Control	100	4,00	90	6,15

Actividad Microbiológica Global

Evolución del C orgánico a C mineral como C-CO₂

Los resultados de emisión diaria de CO₂ para cada tratamiento fueron acumulados con el propósito de obtener la cantidad total de CO₂ liberado hasta el término de la incubación y compararlos estadísticamente. Los datos se presentan en el Cuadro 9.

Cuadro 9. Emisiones totales de C-CO₂ de los suelos acondicionados con lodos frescos y lodos compostados, alcanzadas al final del periodo de incubación.

Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V región)	Tanumé (VI región)	San Pedro (VII región)*
	-----mg C-CO ₂ / 100 g suelo seco-----		
^{1/} SS	89,69 A	58,60 A	55,32 A
^{2/} S+LF	160,62 B	183,93 B	164,94 B
^{3/} S+LC	s/i	82,09 C	116,31 C

Las letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tipo de acondicionamiento para un mismo suelo, con un nivel de significancia de 5 %. Test de rangos múltiples de Duncan.

* Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo sin acondicionar, ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado. s/i: sin información.

La cantidad de carbono emitido por los suelos mezclados con lodo fresco fue significativamente mayor que la de los suelos testigos y suelos acondicionados con lodos compostados a los 28 días de incubación.

Los valores obtenidos a partir de la diferencia de C-CO₂ de los suelos acondicionados con sus testigos respectivos, indican un rango mayor de emisión para los lodos frescos; entre 70,93 y 125,33 mg /100 g ss. En cambio, los lodos compostados;

entre 23,49 y 60,99 mg /100g ss. Hay que considerar que estos valores son reflejo del comportamiento de los acondicionadores en los suelos.

Se detectó que después de los 28 días de incubación, el nivel de carbono orgánico remanente en los suelos acondicionados con lodo compostado, fue significativamente mayor al de los suelos testigos y suelos acondicionados con lodos frescos (Figura 1). El nivel de C orgánico del suelo Tanumé acondicionado con lodo fresco sólo se mantuvo con respecto al testigo, y en los suelos Jaururo y San Pedro acondicionados con lodo fresco bajó con respecto sus testigos, aún cuando el contenido de materia orgánica de los lodos frescos es mucho mayor al de los lodos compostados (Cuadro 4).

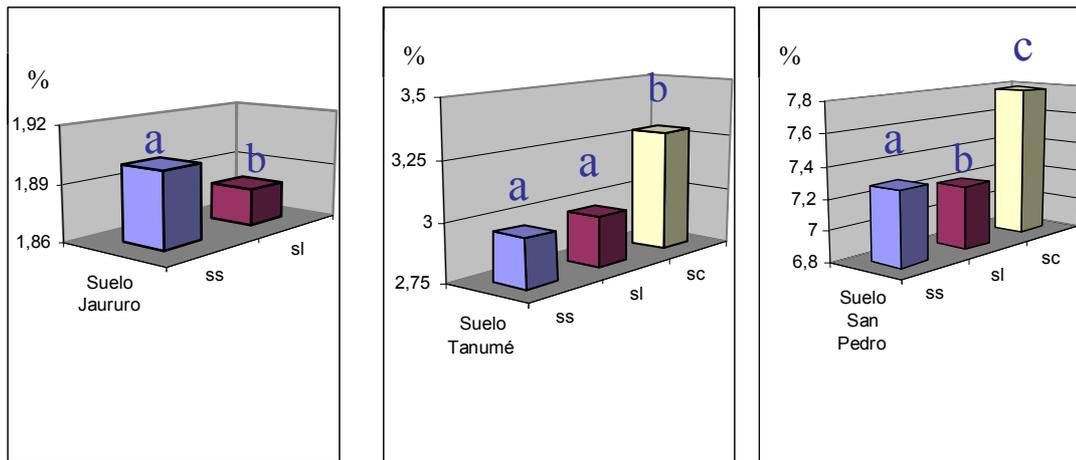


Figura 1. Porcentaje de C orgánico de los suelos después de la incubación. Suelo testigo (ss), suelo con lodo fresco (sl), suelo con lodo compostado (sc). Las distintas letras sobre las barras indican diferencias significativas entre tratamientos. Nivel de significancia de 5 %. Test de rangos múltiples de Duncan.

Si se considera que el carbono orgánico es un indicador de materia orgánica de reserva en los suelos, entonces, los lodos compostados contribuyen a mantener e incrementar la reserva orgánica del suelo si se comparan con el uso de lodos frescos. Esto se explica por el mayor contenido de fracciones orgánicas estabilizadas y de mayor madurez química que se han obtenido durante el proceso de compostaje, lo que las hace

menos vulnerables a la acción de los microorganismos. Lo anterior, permite que la pérdida de fracciones orgánicas como desprendimiento de CO₂, sea menor en los suelos acondicionados con lodo compostado que en los suelos acondicionados con lodo fresco.

Tasas de mineralización del C orgánico contenido en los suelos

Las tasas de mineralización del carbono orgánico fueron significativamente mayores para los suelos acondicionados con lodo fresco que para los suelos testigos y suelos con lodo compostado (Cuadro 10). Tester *et al.* (1977), hace mención a un estudio donde se determinó que el C proveniente de lodos cloacales con digestión anaeróbica y lodos cloacales frescos sin digestión, evolucionaron a CO₂ en un 14% y un 20% respectivamente en 54 días de incubación. El menor porcentaje de evolución del C orgánico de los lodos con digestión ratifica el beneficio que se logra con el proceso de maduración de los lodos frescos.

Cuadro 10. Tasas de mineralización del carbono orgánico de los suelos alcanzadas al final del periodo de incubación.

Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V región)	Tanumé (VI región)	San Pedro (VII región)*
	-----%-----		
^{1/} SS	4,51 A	1,94 A	0,75 A
^{2/} S+LF	7,87 B	5,82 B	2,20 B
^{3/} S+LC	s/i	2,44 A	1,47 C

Las letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tipo de acondicionamiento para un mismo suelo, con un nivel de significancia de 5 %. Test de rangos múltiples de Duncan.

Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo sin acondicionar, ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado. s/i: sin información.

La tasa de mineralización del C orgánico del suelo San Pedro se diferenció significativamente de la mezcla del mismo suelo con lodo compostado, siendo mayor en esta última. En los tratamientos del suelo Tanumé se encontró que no habían diferencias significativas entre el suelo testigo y la mezcla suelo-lodo compostado, lo que revelaría una mayor estabilidad de la mezcla frente a la acción de los microorganismos (Cuadro 10).

En las figuras 2, 3 y 4 se muestra gráficamente la evolución acumulada del carbono orgánico como C-CO₂ desprendido desde el suelo para los distintos tratamientos. Las emisiones reflejan una mayor actividad microbiológica en los suelos acondicionados con lodos en sus distintos estados que en los suelos testigos. Según lo mencionado por Jedidi *et al.* (2004), el incremento de la biomasa del C estaría correlacionada con el contenido de carbono orgánico de los materiales adicionados al suelo. En un estudio realizado en Japón en suelos tratados con lodos compostados, los altos rangos de evolución del CO₂ en comparación con suelos fertilizados químicamente, indican el incremento de la actividad microbiana como resultado de un sustrato alto en carbono disponible (Zaman *et al.*, 2002).

En el presente estudio, aunque los suelos acondicionados con lodo compostado revelaron un incremento en la evolución del C-CO₂ con respecto a su testigo, este fue mucho menor que en los suelos con lodo fresco. Tal comportamiento podría explicarse por una menor cantidad de Carbono disponible para los microorganismos debido al mayor grado de estabilidad que alcanza el lodo al ser compostado versus el lodo fresco sin compostar. Esto se corrobora con el trabajo realizado por García (1999), quien determinó que la emisiones CO₂ de tres suelos acondicionados con guano bovino eran significativamente mayores que los suelos acondicionados con bioabono, indicando que desde los primeros días es posible observar que las emisiones son mayores al usar un material fresco respecto del uso de un material estabilizado.

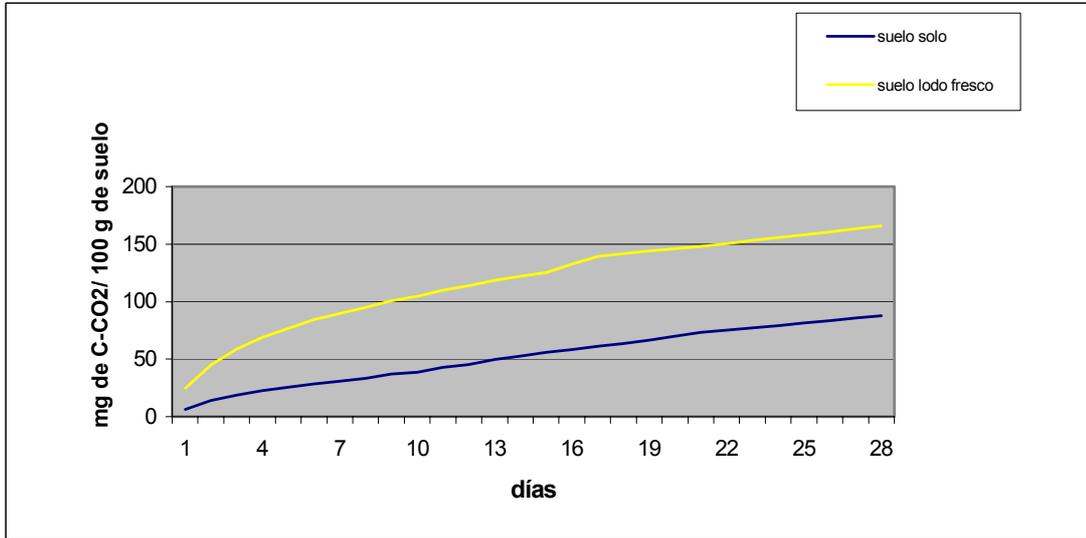


Figura 2. Evolución acumulada en el tiempo del C orgánico a C-CO₂ desde el suelo Jaururo y de su mezcla con lodo fresco.

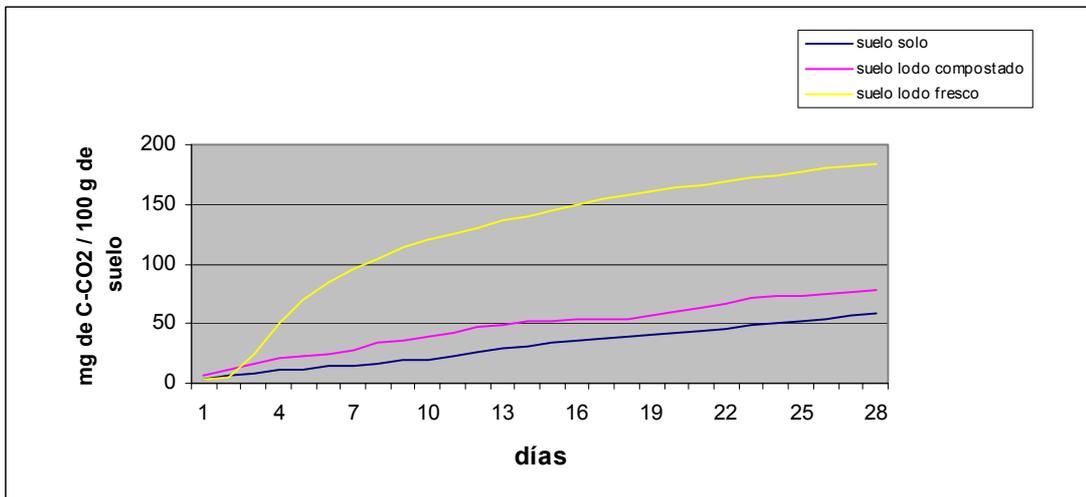


Figura 3. Evolución acumulada en el tiempo del C orgánico a C-CO₂ desde el suelo Tanumé y de su mezcla con lodo fresco y lodo compostado.

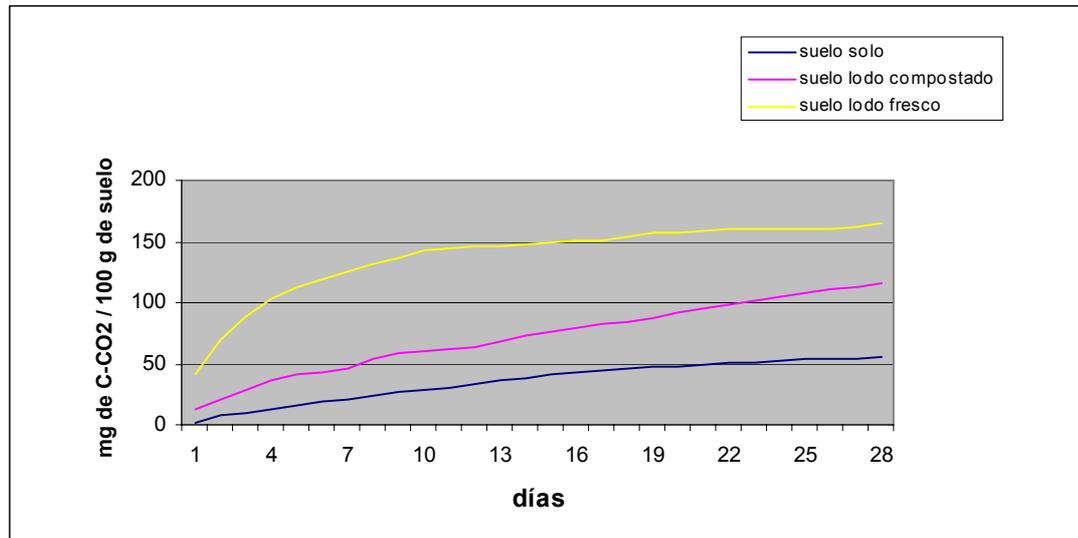


Figura 4. Evolución acumulada en el tiempo del C orgánico a C-CO₂ desde el suelo San Pedro y de su mezcla con lodo fresco y lodo compostado.

En la fase inicial de la incubación las emisiones de CO₂ para todos los tratamientos fueron mayores, pero notoriamente superiores en las curvas de los suelos enmendados con lodo fresco. Esto está reflejado en las curvas de emisión acumulada de C-CO₂ por la mayor pendiente en los primeros días. La mayor emisión de C-CO₂ al inicio de la incubación de los suelos coincide con lo expresado por varios autores. Schaefer *et al.*, (1971) menciona que la homogenización y aireación producidas por el tamizaje y el ajuste a un óptimo de humedad aceleran la mineralización inicial del carbono. Frioni, (1990) al respecto afirma que los tratamientos preliminares del suelo alteran su equilibrio biológico y la actividad de los microorganismos se estimula al comienzo de la experiencia, y que luego de un periodo de equilibrio desciende a valores más bajos pero constantes. Borie (1995) señala que la mayor disponibilidad de C lábil al inicio de las incubaciones responde a la alta mineralización inicial del carbono. Las pendientes de las curvas van mermando a medida que transcurre el tiempo, a causa de la disminución en la disponibilidad de carbono lábil, agotamiento de las fuentes nitrogenadas, resistencia a los materiales complejos o estabilización del material orgánico influida por la textura del suelo. Sin embargo, el mayor incremento de la fase

inicial de la incubación de los suelos acondicionados con lodos frescos se debería a la participación de microorganismos zimógenos, y la mayor cantidad de C disponible del lodo fresco.

Al ajustar los resultados de los valores acumulados de C-CO₂ a través del tiempo según el modelo potencial propuesto por Lammermann y Weissmann (1924) citado por Dommergues (1968), en el cual la evolución del carbono orgánico a CO₂ queda expresado según la fórmula $C = K * t^m$; donde C equivale a las pérdidas en mg de C orgánico como CO₂ acumuladas en función del tiempo por 100 gramos de suelo seco a 105 °C, K es la constante de emisión al primer día en mg de C-CO₂ / 100 g de suelo seco a 105°C, t es el tiempo en días y m es la constante que determina la forma de la curva. Esta fórmula se transformó empleando logaritmo para originar una ecuación lineal, a la que se le aplicó una regresión simple, mediante la cual se obtuvieron los valores de K y m, importantes para la determinación de la actividad microbiológica, que según Levi-Minzi *et al.* (1990) es el resultado de la multiplicación de K y m. El Cuadro 11 muestra los valores de K y m para cada tratamiento obtenidos a partir de las regresiones simples efectuadas.

Cuadro 11. Valores de las constantes K (mg C-CO₂ / 100 g de ss 105°C) y m estimadas en las regresiones simples aplicadas a las series de datos de cada suelo.

Acondicionamiento	Suelos					
	Jaururo (V región)		Tanumé (VI región)		San Pedro (VII región)*	
	K	m	K	m	K	m
^{1/} SS	7,41	0,75	3,04	0,87	3,29	0,90
^{2/} S+LF	31,77	0,50	6,39	1,12	58,41	0,34
^{3/} S+LC	s/i		7,08	0,74	13,58	0,64

Los R² fluctuaron entre un 90 y 99,6 %. * Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo sin acondicionar, ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado, s/i : sin información.

Como se indica en Cuadro 11, las emisiones más altas al primer día de incubación representadas por los valores de K son para los suelos Jaururo y San Pedro acondicionados con lodos frescos. El suelo Tanumé mezclado con el mismo tipo de acondicionador presentó una emisión inicial más baja que la mezcla con lodo compostado, no obstante, la emisión de CO₂ al tercer día de incubación subió drásticamente (Figura 3), hasta alcanzar los niveles de la mezcla con lodo fresco del suelo Jaururo. Este comportamiento indica que en la mezcla del suelo Tanumé con lodo fresco, los microorganismos autóctonos presentan una fase de adaptación más lenta a las nuevas condiciones, lo que se traduce en un aumento del tiempo de inicio de la actividad. En el Cuadro 12 se presentan los valores de actividad microbiológica para cada suelo con sus respectivos tratamientos, demostrando numéricamente lo mencionado en la descripción de los gráficos.

Cuadro 12. Actividad microbiológica global de los suelos y sus respectivas mezclas con lodo fresco y compostado.

Actividad Microbiológica (K * m)			
Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V región)	Tanumé (VI región)	San Pedro (VII región)*
^{1/} SS	5,56	2,64	2,96
^{2/} S+LF	15,88	7,16	19,86
^{3/} S+LC	s/i	5,24	8,69

* Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo sin acondicionar, ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado, s/i : sin información

Los suelos testigos presentaron los menores valores en comparación con sus respectivas mezclas, seguidos de los valores de los suelos acondicionados con lodo compostado, y la mayor actividad biológica fue para los suelos acondicionados con lodos frescos.

Dinámica de Mineralización del Nitrógeno

Mineralización neta del nitrógeno

En un estudio realizado por Epstein *et al.* (1978), se determinó que los lodos compostados mineralizaban menores cantidades de N que los lodos crudos, revelando amplias diferencias. Además, afirman que los valores de mineralización del N fueron similares para el suelo testigo y su mezcla con lodos compostados, especialmente a bajos niveles de aplicación. Sin embargo, la mineralización fue incrementada con las adiciones de compost. En la presente experiencia, los suelos y sus respectivas mezclas tanto con lodo fresco como con lodo compostado, revelaron diferencias significativas en las cantidades de nitrógeno mineralizado, siendo ampliamente superiores en los tratamientos con lodo fresco (Cuadro 13).

Cuadro 13. Valores medios acumulados de nitrógeno mineralizado para los distintos suelos obtenidos al término de las incubaciones.

Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V región)	Tanumé (VI región)	San Pedro (VII región)*
	-----mg N/kg de suelo seco-----		
^{1/} SS	34,80 A	38,15 A	40,37 A
^{2/} S+LF	160,67 B	115,38 B	161,21 B
^{3/} S+LC	s/i	60,76 C	22,50 C

Las letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tipo de acondicionamiento para un mismo suelo, con un nivel de significancia de 5 %. Test de rangos múltiples de Duncan.

* Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo sin acondicionar, ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado. s/i: sin información.

El suelo Tanumé mezclado con lodo compostado, superó significativamente la cantidad de N mineralizado del suelo testigo. Por el contrario, el suelo San Pedro acondicionado con lodo compostado, generó una cantidad significativamente menor que el testigo. Aún cuando, existe un indudable aporte de N mineral al momento de incorporar el lodo compostado al suelo San Pedro (Figura 5).

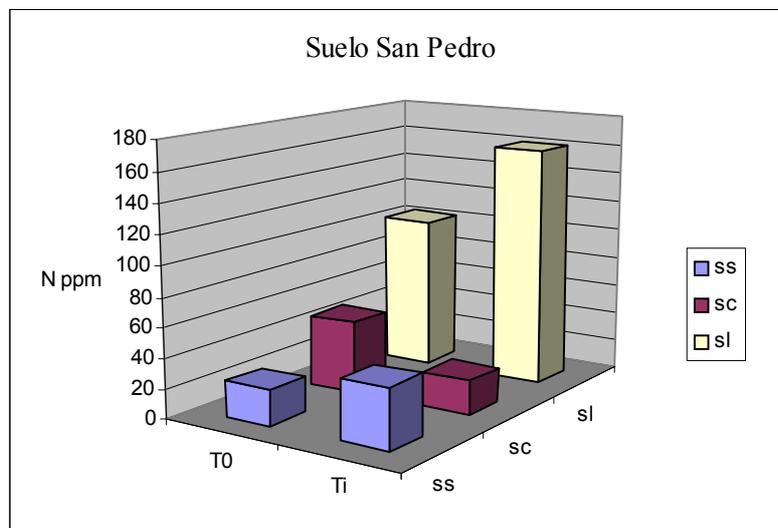


Figura 5. Cantidades de N mineral del suelo San Pedro con sus respectivos tratamientos; suelo testigo (ss), suelo acondicionado con lodo compostado (sc), y suelo acondicionado con lodo fresco (sl). Antes de la incubación (T0), y durante la incubación (Ti).

Aunque la mineralización neta del N del suelo San Pedro acondicionado con lodo compostado fue menor que el testigo, esto no significó una pérdida de N disponible para el suelo San Pedro. De acuerdo a que si se considera la suma de las cantidades de T0 y Ti para cada tratamiento, el orden creciente de N mineral disponible para las plantas al término de la incubación es ss, sc, y sl, con una diferencia de $6,45 \text{ mg kg}^{-1}$ de N entre el suelo testigo y el con lodo compostado (Figura 5).

He *et al.* (1992), citado por Korboulewsky *et al.* (2002), reportó alzas en los rangos de mineralización del N después de adicionar compost al suelo. Sin embargo, Korboulewsky *et al.* (2002), señala que la adición de un compost inmaduro a un suelo causa inmovilización del N, y que no sólo el N adicional del compost es inmovilizado, sino que también el nitrógeno del suelo.

La menor mineralización del suelo San Pedro acondicionado con lodo compostado, se debería a que el lodo fresco de la VII región no alcanzó la madurez total en el proceso de compostaje. Además, la falta de madurez se relaciona con el resultado de la curva de emisión acumulada de C-CO₂ del suelo San Pedro con lodo compostado (Figura 4). Esta presenta, un despliegue de la curva testigo y una mayor proximidad a la curva de la mezcla suelo-lodo fresco. Tal comportamiento, manifiesta un mayor consumo de N por parte de los microorganismos. De esta manera los microorganismos se presentan más activos durante la incubación, y por lo tanto, necesitan mayor cantidad de N para su desarrollo, el que se encuentra en desmedro de la cantidad de C, reflejado en la relación C/N de la mezcla que presenta un valor de 37, 61.

Los suelos con lodo fresco aunque presentan una alta actividad biológica, lo que promueve el consumo de nitrógeno, muestran una mineralización neta superior al resto de los tratamientos por disponer de una mayor fuente de nitrógeno proveniente de los lodos frescos.

Las figuras 6, 7 y 8, grafican la evolución del N mineral desde el inicio hasta el término de la incubación de los tratamientos.

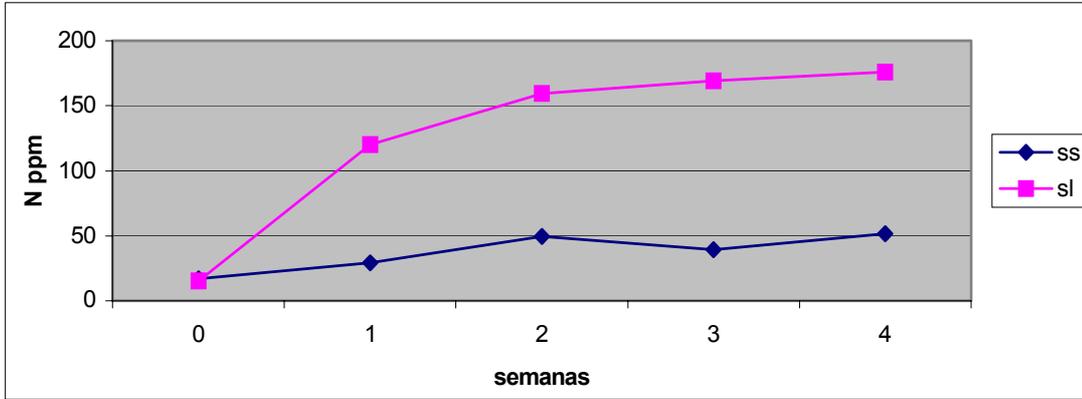


Figura 6. Nitrógeno mineralizado en 4 semanas de incubación del suelo Jaururo como testigo (ss) y en mezcla con lodo fresco (sl) en dosis de 15 ton ha⁻¹.

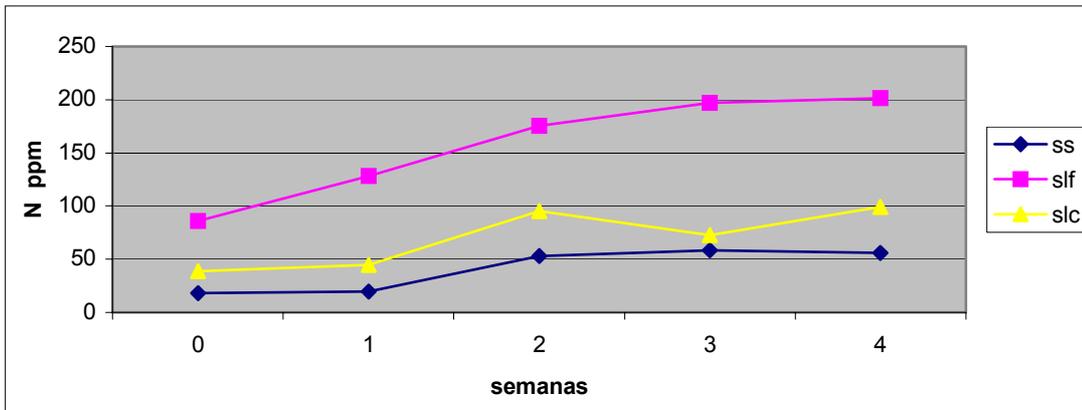


Figura 7. Nitrógeno mineralizado en el tiempo de incubación del suelo Tanumé como testigo (ss) y en mezcla con lodo fresco (slf) y lodo compostado (slc) en dosis de 15 ton ha⁻¹.

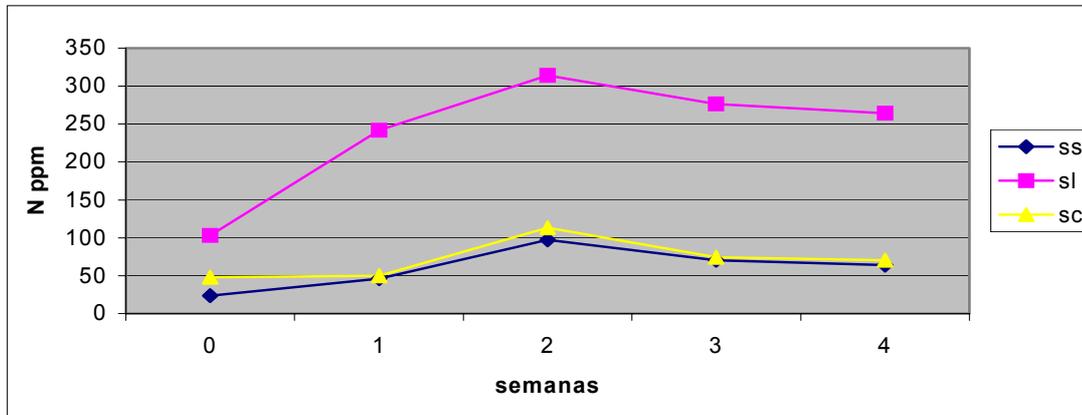


Figura 8. Nitrógeno mineralizado en el tiempo de incubación del suelo San Pedro como testigo (ss), y en mezcla con lodo fresco (sl) y lodo compostado (sc) en dosis de 15 ton ha^{-1} .

Las bajas del nivel de nitrógeno mineral en los tratamientos del suelo San Pedro después de la segunda semana de incubación, podrían deberse en gran parte a inmobilizaciones del N, a causa de la mayor relación C/N que presentaron estos en comparación a los tratamientos de los otros suelos (cuadros 4 y 6).

Tasas de mineralización neta del nitrógeno

Las tasas de mineralización neta del nitrógeno reflejan el porcentaje de N mineral al término de la incubación a partir del N orgánico contenido en el suelo (Faurie, 1973).

La misma conducta estadística determinada para la mineralización neta del N se manifestó en los valores de las tasas de mineralización del nitrógeno (Cuadro 14).

Cuadro 14. Tasas medias de mineralización neta del nitrógeno orgánico para los distintos suelos alcanzadas al final del periodo de incubación.

Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V región)	Tanumé (VI región)	San Pedro (VII región)*
	-----%-----		
^{1/} SS	2,32 A	1,91 A	2,02 A
^{2/} S+LF	8,93 B	4,91 B	6,80 B
^{3/} S+LC	s/i	2,88 C	1,09 C

Las letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tipo de acondicionamiento para un mismo suelo, con un nivel de significancia de 5 %. Test de rangos múltiples de Duncan.

* Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo sin acondicionar, ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado. s/i: sin información.

Las tasas de mineralización neta revelan que los lodos frescos al ser adicionados a los suelos, generan una mayor transformación del N orgánico a N mineral, por lo que proporcionarían una mayor cantidad de N disponible a un tiempo dado. Esto se debe a la rápida descomposición biológica de las fracciones orgánicas lábiles, las cuales se encuentran vulnerables para el consumo de microorganismos. Contrariamente, la menor mineralización neta del N de los lodos compostados, se debe a la mayor resistencia de la materia orgánica adquirida en el proceso de compostaje.

Nitrógeno potencialmente mineralizable

El nitrógeno potencialmente mineralizable para los tratamientos fue calculado mediante el modelo matemático empleado por Standford y Smith (1972), que consta de una primera estimación de (N_0) a partir de la expresión, $1/Nt = 1/N_0 + b \cdot 1/t$, donde $Nt = \text{mg kg}^{-1}$ de N acumulado mineralizado durante un lapso de tiempo, t es el tiempo y b es la pendiente de la curva. Obtenido el resultado de N_0 , éste es reemplazado en una

segunda ecuación $\log(N_0 - N_t) = \log N_0 - kt/2,303$ (k = constante de mineralización) proveniente de la integración de $dN/dt = -kN$ según la hipótesis que el rango de mineralización es proporcional a la cantidad de N potencialmente mineralizable, y aplicada una regresión simple a $\log(N_0 - N_t)$ como variable dependiente y t como variable independiente. Los valores del N potencialmente mineralizable (N_0) se muestran en el Cuadro 15.

Cuadro 15. Valores del N potencialmente mineralizable (N_0) obtenido de las regresiones simples aplicadas a las series de datos de cada tratamiento.

Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V Región)	Tanumé (VI Región)	San Pedro (VII Región)*
	----- mg N/kg de suelo seco -----		
	N_0	N_0	N_0
^{1/} SS	52,47	72,77	79,48
^{2/} S+LF	254,66	194,13	269,58
^{3/} S+LC	s/i	99,76	54,05

Los R^2 fluctuaron entre un 99,74 y 99,76%. * Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo (sin acondicionar), ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado, s/i : sin información.

Los suelos acondicionados con lodos frescos revelaron una mayor potencialidad de mineralización del N que los suelos acondicionados con lodos compostados.

Nitrificación

Insam and Merschak (1997), reportaron que el compost de lodos cloacales con corteza y aserrín, genera un menor incremento de nitratos y amonios en aguas

subsuperficiales y lixiviados de los suelos estudiados incubados durante 29 semanas, que una mezcla de lodo cloacal con material inerte sin compostar.

En el Cuadro 16, se muestran los valores de nitrato obtenido a partir de la transformación del amonio durante la incubación de esta experiencia. Estos no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos del suelo Tanumé. Sin embargo, hubo diferencia entre la mezcla suelo Jaururo-lodo fresco y su testigo. Los resultados indican que las condiciones para las bacterias nitrificantes en la mezcla suelo Jaururo-lodo fresco son más favorables. Los tratamientos del suelo San Pedro sin acondicionar y acondicionado con lodo fresco tampoco presentaron diferencias, pero el suelo con lodo compostado fue menor, ya que este valor representa su baja mineralización neta, y como se señaló antes, sería causa de falta de madurez del lodo compostado.

Cuadro 16. Valores medios de nitratos para los distintos suelos obtenidos al término de las incubaciones.

Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V región)	Tanumé (VI región)	San Pedro (VII región)*
	----- mg N/kg de suelo seco -----		
^{1/} SS	34,80 A	33,88 A	40,37 A
^{2/} S+LF	90,79 B	34,05 A	35,34 A
^{3/} S+LC	s/i	46,87 A	22,50 C

Las letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tipo de acondicionamiento para un mismo suelo, con un nivel de significancia de 5 %. Test de rangos múltiples de Duncan.

* Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo sin acondicionar, ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado. s/i: sin información.

Por otra parte, al revisar las tasas medias de nitrificación (Cuadro 17), las cuales indican la cantidad porcentual de N mineral transformado a NO₃⁻ durante la incubación (Faurie, 1973), se observa que los menores valores son para las mezclas suelo-lodo

fresco, y los mayores valores para los suelos testigos y sus mezclas con lodo compostado. Esto revela, que en los suelos testigos y acondicionados con lodo compostado, gran parte del amonio fue transformado a nitrato. Incluso, en algunos de estos tratamientos llegó a transformarse todo el nitrógeno mineralizado a NO_3^- .

Cuadro 17. Tasas medias de nitrificación para los distintos suelos alcanzadas al final del periodo de incubación.

Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V región)	Tanumé (VI región)	San Pedro (VII región)*
	-----%-----		
^{1/} SS	100,00 A	90,63 A	100,00 A
^{2/} S+LF	56,03 B	29,58 B	22,26 B
^{3/} S+LC	s/i	76,95 C	100,00 A

Las letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tipo de acondicionamiento para un mismo suelo, con un nivel de significancia de 5 %. Test de rangos múltiples de Duncan.

* Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ^{1/} suelo testigo sin acondicionar, ^{2/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ^{3/} suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado. s/i: sin información.

En los suelos con lodo fresco gran parte del N mineral corresponde a amonio. Esto podría ser explicado por la mayor tasa de mineralización del nitrógeno de las mezclas con lodo fresco, donde la actividad de los microorganismos es más intensa que en los tratamientos con lodo compostado y los testigos, generando aumentos constantes y más rápidos en la cantidad de amonio.

En el Cuadro 18 se muestra la relación amonio/nitrato de los tratamientos. En este se identifica que los valores de los suelos con lodo fresco fueron más altos. Tal relación demuestra que el nitrato es duplicado y triplicado por el amonio en la mezcla con lodo fresco del suelo Tanumé y San Pedro respectivamente. Sommers, (1977), citado por Epstein *et al.* (1978), afirma que el nitrato en los lodos es usualmente bajo con porcentajes menores a 0,5%, y que el amonio puede alcanzar hasta 6,7%, pero

generalmente es menor a 1%. Esta afirmación indica que los lodos al ser adicionados al suelo, inicialmente aportarían mayores cantidades de amonio y menores de nitrato. En el presente estudio, los tratamientos con lodo fresco antes de ser incubados revelaron niveles de nitrato que fluctuaron entre 0 y 10 mg kg⁻¹. En cambio el amonio alcanzó valores entre 15 y 104 mg kg⁻¹. Según Varnero¹, un exceso de amonio en el medio, inhibe el desarrollo y la actividad de los microorganismos nitrificantes. Por otra parte, la reacción de oxidación durante el proceso de transformación del amonio a nitrato libera iones de hidrógeno (H⁺), por lo cual la nitrificación continuada de las formas amoniacaes lleva a un descenso del pH del suelo (Gajardo, 1987; Frioni, 1990). Esta acidificación del medio, afecta la actividad de los microorganismos nitrificantes, lo que podría haber originado las menores tasas de nitrificación en los suelos acondicionados con lodos frescos (Benavides ²). El suelo Jaururo con lodo fresco fue el que presentó la menor relación amonio-nitrato en un inicio y el que al término de la incubación fue el único en superar la cantidad de nitrato de su testigo (Cuadro 16), logrando una tasa de nitrificación superior al 50% (Cuadro 17).

Cuadro 18. Relación amonio nitrato para cada suelo.

Acondicionamiento	Suelos		
	Jaururo (V región)	Tanumé (VI región)	San Pedro (VII región)*
¹ /SS	0,00 A	0,11 A	0,00 A
² /S+LF	0,80 B	2,59 B	3,49 B
³ /S+LC	s/i	0,30 A	0,00 A

Las letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tipo de acondicionamiento para un mismo suelo, con un nivel de significancia de 5 %. Test de rangos múltiples de Duncan.

* Las regiones aluden al lugar de proveniencia de los suelos y los acondicionadores para estos. ¹/ suelo testigo sin acondicionar, ²/ suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo fresco, ³/suelo acondicionado con 15 ton/ha de lodo compostado. s/i: sin información.

¹ María T. Varnero M. Químico Farmacéutico y Docente de la Universidad de Chile “Comunicación personal”.

² Carlos Benavides Z. Ingeniero Agrónomo y Docente de la Universidad de Chile “Comunicación personal”.

La lixiviación de nitratos es un posible problema de contaminación de las aguas subterráneas, la cual se puede controlar mediante el uso de fertilizantes de liberación lenta de nutrientes (Isman and Merschak, 1997). La aplicación de fertilizantes orgánicos como los lodos, ofrecen mayores ventajas que los fertilizantes inorgánicos, porque el contenido de nutrientes es lentamente liberado para el crecimiento de las plantas (EPA, 2000) citado por (Jessica *et al.*, 2004). Por otra parte, algunos autores han resaltado el posible impacto medio ambiental negativo, al adicionar gran cantidad de lodos a los suelos en zonas donde existan aguas sensibles a la contaminación por nitratos. Estos funcionarían como fuente potencial de contaminación cuando el N mineralizado y oxidado hasta NO_3^- exceda ciertos niveles, de forma que no sea absorbido por la cubierta vegetal (Quemada y Menacho, 1999).

Cabe reiterar que el presente estudio da cuenta de valores obtenidos bajo condiciones controladas de laboratorio (temperatura y humedad óptima del suelo para la acción de los microorganismos mineralizadores de N), con el objeto de revelar las cantidades máximas N mineral que podrían ser generadas al acondicionar los suelos con lodos. Al extrapolar los resultados al ámbito del terreno, se deben considerar las variables ambientales como régimen de lluvia y temperaturas, las que modifican la humedad y temperatura del suelo, y procesos como desnitrificación y volatilización del N que reducirían la cantidad de nitrógeno mineral en el suelo. Más aún si se consideran los suelos cultivados, en donde la capacidad de absorción de la vegetación existente influye en la cantidad de N mineral del suelo.

El riesgo por lixiviación de nitratos no sólo dependerá del N mineral generado en los primeros centímetros del suelo por el acondicionamiento de lodos, sino que también del transporte de éste hasta las napas freáticas. Por lo tanto, la lixiviación dependerá de las características del suelo (pendiente, capacidad de retención de agua, permeabilidad, textura y fertilidad de los horizontes subsuperficiales, profundidad, etc.), del régimen

pluvial, del tipo de riego y calidad de las aguas, y de los requerimientos nutricionales del cultivo, densidad de la cubierta vegetal y expansión radical.

El N mineral aportado inmediatamente por los lodos frescos al suelo al momento del acondicionamiento, según los resultados obtenidos fluctúa entre 135 y 190 kg N /ha, y por los lodos compostados entre 50 y 58 kg N /ha. Luego, la cantidad de N mineral liberado en el tiempo por los lodos, dependerá de las condiciones del terreno enmendado. En condiciones óptimas los suelos acondicionados con lodos frescos podrían llegar a mineralizar según los resultados obtenidos entre 612 a 647 kg N /ha y los suelos acondicionados con lodos compostados entre 130 a 240 kg N /ha. La mayor cantidad de nitrógeno mineral que generarían los suelos acondicionados con lodo fresco indicarían un mayor riesgo de lixiviación de nitratos que en un mismo suelo acondicionado con lodo compostado. Aún cuando, las tasas de nitrificación de los suelos con lodos frescos indican que hay una menor capacidad de conversión del amonio a nitrato con respecto a los suelos con lodo compostado, lo que no significó una menor producción de nitrato que los demás tratamientos. Por lo tanto, el nitrógeno mineralizado a través del tiempo en los suelos acondicionados con lodos frescos podría significar un mayor riesgo de pérdida por lixiviación si las condiciones del terreno son favorables para este evento.

Efecto de los metales pesados contenidos en los lodos cloacales sobre la actividad microbiológica global de los suelos acondicionados.

La actividad biológica de suelos enmendados con lodos cloacales podría verse disminuida por los niveles de metales pesados que contengan tales lodos. Según Epstein (2003), altas concentraciones de metales pesados pueden ser tóxicas para los microorganismos. Sin embargo, según Alaman y Arcak (2000), bajos niveles de estos

metales tienen poco efecto en la evolución del CO_2 , la cual determina la actividad biológica del suelo, y que en suelos enmendados con lodo cloacales tales niveles no influirían en la actividad metabólica de los organismos heterótrofos. Aunque mayores niveles de estos metales o mayor dosis de lodos cloacales causarían efectos nocivos sobre la mineralización. Por otra parte, según Sims (1990) las bacterias nitrificantes son potencialmente sensibles a los metales pesados, lo que afectaría el proceso de nitrificación.

En este estudio no se reflejó un efecto negativo sobre la actividad microbiológica global de los suelos acondicionados, por el contenido de metales pesados en la dosis aplicada de lodo fresco y compostado. Los suelos acondicionados con lodos en general no presentaron problemas en la capacidad de mineralización del carbono y del nitrógeno, y en la cantidad de nitrato producido con respecto a sus testigos. Exceptuando el caso del suelo San Pedro acondicionado con lodo compostado, que si bien manifestó mayor actividad biológica que el testigo, la tasa de mineralización neta del nitrógeno fue menor a la de este. Tal comportamiento fue explicado por la falta de madurez del lodo compostado y la menor disponibilidad de nitrógeno de la mezcla en relación a cantidad de carbono que presentó. Por otro lado, el nivel de metales pesados y dosis de lodo ocupada para la experiencia, no serían la causa de la menor cantidad de nitrógeno nítrico producido por suelo San Pedro acondicionado con lodo compostado con respecto a su testigo, debido a la alta tasa de nitrificación que presentó. Sin embargo, las menores tasas de nitrificación de los tratamientos con lodo fresco, también podrían explicarse por la influencia de metales pesados sobre los microorganismos nitrificantes, ya que estos metales estarían mayormente disponibles para los microorganismos en los lodos frescos que en los lodos compostados, porque en estos se genera un efecto complejante entre la materia orgánica estable y los metales pesados.

CONCLUSIONES

Los lodos compostados mantienen e incrementan el contenido de materia orgánica de los suelos al haber una menor pérdida de C orgánico en forma de CO₂ emitido a la atmósfera. Esto se ve reflejado por la menor actividad biológica de los lodos compostados con respecto a los lodos frescos.

Los lodos frescos y lodos compostados aumentan la cantidad de nitrógeno mineral de los suelos. Sin embargo, la mayor rapidez con que se mineraliza el N de suelos acondicionados con lodos frescos, según el ensayo de mineralización neta del nitrógeno, implicaría una mayor preocupación por establecer límites idóneos para el acondicionamiento de distintos tipos de suelos, con el objeto de prevenir el riesgo por lixiviación de nitratos a las napas freáticas en los suelos enmendados.

Las tasas de nitrificación de los suelos acondicionados con lodo fresco son menores a la de los suelos acondicionados con lodo compostado. No obstante, los suelos acondicionados con lodos frescos generan una cantidad de nitrato igual o mayor a la de los suelos acondicionados con lodo compostado y dejan mayor cantidad de NH₄⁺ nitrificable.

El compostaje de lodos es un proceso beneficioso para el uso de estos, ya que permite mejorar su calidad de acondicionador de suelos en cuanto a manejo y aplicación, otorgando sustentabilidad en el tiempo, y reduciendo el riesgo medio ambiental.

Recomendaciones

Es importante el desarrollo de investigaciones enfocadas a dilucidar el efecto de los metales pesados de lodos cloacales sobre los microorganismos del suelo, especialmente los que forman parte de ciclos bioquímicos de macronutrientes, debido al rol que cumplen estos en hacer disponibles tales elementos para las plantas, y a la escasa información que existe con respecto a este tema.

LITERATURA CITADA

ALCOTA, C. 2002. Acondicionamiento de Biosólidos Mediante Compostaje. Memoria Ing. Civil. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Cs. Físicas y Matemáticas. 175 p.

ALAMAN, Ş. and ARCAK, S. 2000. Effects of the sewage sludge of Ankara waste water treatment plant on some soil biological activities. In: International Symposium On Desertification/2000-Konya.

[en línea] <http://www.toprak.org.tr/default.htm> [consulta: 30 de abril 2005].

BREMNER, J.M. and KEENEY, D.R. 1966. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 3. Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods. Soil Sci. Am. Proc. 30: 577-582.

BORIE, G. 1995. Pool lábil de carbono en suelos volcánicos chilenos. Agricultura técnica 55, (3-4):262-266.

CABRERA, R. 1995. Influencia del tamaño inicial de partículas en el proceso de compostación aeróbica de corteza de Pinus radiata D. Don.. Memoria Ing. Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Cs. Forestales. 64 p.

CIREN, CHILE. 1997. Estudios Agrológico V Región. Santiago, Chile.

CIREN, CHILE. 1996. Estudios Agrológico VI Región. Santiago, Chile.

CIREN, CHILE. 1997. Estudios Agrológico VII Región. Santiago, Chile.

CONAMA, CHILE. 1999. Anteproyecto de reglamento para el manejo de lodos no peligrosos generados en plantas de tratamiento de aguas. Santiago, Chile. 24p.

DOMMERGUES, Y . 1968. Dégagement tellurique de CO₂. Mesure et signification. Annales de l' Institut Pasteur. 4 (115): 626-656.

DOMMERGUES, Y. et MANGENOT, F. 1970. Écologie microbienne du sol. Paris, Masson et C^{ie} (Ed). 796p.

EPSTEIN, E., KEANE, D.B., MEISINGER J. J., AND LEGG, J. O. 1978. Mineralization of Nitrogen from Sewage Sludge and Sludge Compost. Journal Environmental Quality. 7(2) : 217-221.

EPSTEIN, E. 2003. Land Application of sewage sludge and biosolids. N.Y. CRC Press Company (Ed). 201p.

FAURIE, G. 1973. Variations saisonnières de la minéralisation de l'azote dans un sol de pelouse xérophile. Réserve Botanique de Loyettes (Ain). Pag. 67-85.

FERTIBERIA. 2000. Tipos de fertilizantes nitrogenados. [en línea] <http://www.fertberia.com/informacion/medioambiente/buenas_practicas_mapa/link2.html> [consulta: 15 diciembre 2002].

FRIONI, L. 1990. Ecología microbiana del suelo. Montevideo-Uruguay. Departamento de Publicaciones y Ediciones de la Universidad de la República (Ed). 519p.

GAJARDO, M. 1987. Efecto de la temperatura sobre la mineralización del nitrógeno en 22 suelos chilenos extraídos al sur del paralelo 36° 30' L.S. Memoria Ing. Agro. Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Agronomía. 62p.

GARCÍA, A. 1999. Actividad biológica global y mineralización neta del nitrógeno en tres suelos del valle de María Pinto, acondicionados con material orgánico. Tesis Ing. Agr. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Cs. Agronómicas. 70p.

GONZÁLEZ, P. 2002. Obtención de Acondicionadores Orgánicos Mediante Biodigestión Anaeróbica a partir de Desechos Forestales y su Evaluación como Acondicionadores y Biofertilizantes de Suelo. Memoria Ing. Forestal. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Cs. Forestales. 88p.

INSAM, H. and MERSCHAK, P. 1997. Nitrogen leaching from forest soil cores after amending organic recycling products and fertilizers. In: Waste Management & Research, 15, (3): 277-292

INN, CHILE. 2004. Compost-Clasificación y requisitos. Nch2880-2004. Santiago, Chile. 19p.

INN, CHILE. 2004. Lodos-Requisitos y Condiciones para un plan de aplicación de suelos Proyecto de Norma en consulta. Nch2952.c2004. Santiago, Chile. 21 p.

INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA (INTA), ARGENTINA. Estación experimental Anguil. Área de agronomía y suelos. [en línea] Copyright. 2002. <http://www.inta.gov.ar/anguil/actividad/servicios_agronomia/suelos.htm> [consulta: 15 diciembre 2004].

JEDIDI, N. HASSEN, A. VAN CLEEMPUT, O. M'HIRI, A. 2004. Microbial biomass

in a soil amended with different types of organic Wastes. En: Waste Management and Research. 22(2):93-99.

JESSICA, O., MELGAREJO, S. and ITILIER, Q. 2004. Estabilización de lodo para su utilización con fines benéficos. En: Boletín N° 20. Simposio de Residuos orgánicos y su uso en sistemas agroforestales. Organizado por la Sociedad Chilena de la ciencia de suelo Universidad de la Frontera Temuco, 5-6 de Agosto de 2004.

KORBOULEWSKY, N., DUPOUYET, S. and BONIN, G. 2002. Environmental Risks of Applying Sewage Sludge Compost to Vineyards: Carbon, Heavy Metals, Nitrogen, and Phosphorous Accumulation. J. Environmental Qual. 31: 1522-1527.

LEVI-MINZI, R., RIFFALDI, R. and SAVIOZZI, A. 1990. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. Agriculture, Ecosystems and Environment. 31:325-335.

LUZIO, W. y ROJAS, C. 1995. Evaluación de suelos. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Dpto. de Ingeniería y Suelos. 58p.

MARDONEZ, R. 2000. Variabilidad espacial de la mineralización del nitrógeno. Memoria Ing. Agro. Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Agronomía. 30p.

MASCAYANO, C. 2001. Establecimiento de un índice de Actividad Biológica Global del suelo en ecosistemas áridos de la IV región. Tesis Ing. Agr.. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Cs. Agronómicas. 61p.

ORGANISMO INTERNACIONAL Regional de Sanidad Agropecuaria. 2000. Manual para el control y aseguramiento de la calidad e inocuidad de frutas y hortalizas frescas. OIRSA. <<http://ns1.oirsa.sv/Publicaciones/MCA/Manualparaelcontrolyaseguramiento-605.htm>> [consulta: 15 diciembre 2002].

PAGE, A. L. 1982. Methods the soil analysis. Madison, Wisconsin, USA. American Society of Agronomy(Ed). Volumen 2.

PASCUAL, J. A., GARCÍA, C. and HERNANDEZ, T. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. Bioresource Technology. 68 (3):255-264.

POCHON, J. et TARDIEUX, P. (1962). Techniques d' analyse en microbiologie du sol. Francia Paris. Tourrelle St-Mande (Ed). 111 p.

PROYECTO FONDEF D01I1034. 2000. Desarrollo de Prácticas Sustentables de Reciclaje de Biosólidos en Plantaciones Forestales. Gobierno de Chile CONICYT.

QUEMADA, M. y MENACHO, E. 1999. Emisión de CO₂ y mineralización de nitrógeno en un suelo previamente tratado con lodo de depuradora. [en línea] Edafología Volmen 6, Diciembre 1999 <<http://edafologia.ugr.es/Revista/tomo6/art6t6t.htm>> [consulta: 15 Mayo 2003].

SANTIBAÑEZ y URIBE. 1990. Atlas Agro climatológico de Chile. Sexta, séptima, octava y novena regiones. Fondo Nacional de Desarrollo de Científico y Tecnológico. Universidad de Chile. Laboratorio de Agro climatología. Departamento de Ingeniería y Suelos.

SANTIBAÑEZ y URIBE. 1993. Atlas Agro climatológico de Chile. Regiones V y Metropolitana. Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico Universidad de Chile. Laboratorio de Agro climatología. Departamento de Ingeniería y Suelos.

SIMS, G. K. 1990. Biological degradation of soil. *Advances in Soil Science*. 11: 289-330.

GONZÁLEZ, S. 2004. Lodos de plantas de tratamiento de aguas servidas: un gran desafío. En: Seminario “Uso benéfico de lodos”, Proyecto: Valorización de lodos como fertilizantes. Serie actas INIA N° 27. 208p.

SOLIS, A. y FERNÁNDEZ, C. Evaluación de la materia orgánica y nitrógeno en alfileres bajo producción arrocera y pastoril de la provincia de corrientes. [en línea] <<http://www.unne.edu.ar/cyt/2002/05-Agrarias/A-012.pdf>> [consulta: 15 julio 2004].

STANFORD, G. and SMITH, S. J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Amer. Proc.* 36: 465-472.

TALLER de Desarrollo de Prácticas Sustentables de Reciclaje de Biosólidos en Plantaciones Forestales. 15 de mayo, 2003. Santiago. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile.

TESTER, C. F. SIKORA, L. J. TAYLOR, J. M AND PARR. J. F. 1977. Descomposition of Sewage Sludge Compost in Soil: I. Carbon and Nitrogen Transformation. *Environ. Qual.* 6(4):459-463.

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

UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA. 2001. Departamento de Biología y Producción de los Vegetales. Área de Edafología y Química Agrícola. Gestión y conservación del suelo. Lección 3. Degradación del suelo. Degradación química. Pérdida de materia orgánica. Materiales aportados. [en línea] España. <<http://www.unex.es/edafo/GCSL3DQPMOMatAport.htm>> [consulta: 20 agosto 2004]

VARNERO, M. T. 1980. Mineralización in vitro del nitrógeno orgánico en un suelo granítico. *Investigación Agrícola* 6 (2): 55-59.

VARNERO, M. T. 1989. Actividad microbiana en el ecosistema suelo-vegetación. *Próxima Década*. 79: 12-15.

VARNERO, M. T. 1990. Microbiología de suelos: Evaluación de la actividad microbiana. Universidad de Chile, Fac. de Cs. Agrarias y Forestales, Dpto. de Ingeniería y Suelos. 10p.

VARNERO, M. T. y SCHAEFER, R. 1992. Amonificación y nitrificación en relación con la temperatura y la humedad del suelo. *Investigación Agrícola*. Chile, 12 (1-2): 16-26.

VARNERO, M. T. 1994. El suelo como sistema biológico. En: *Suelos una visión actualizada del recurso*. Universidad de Chile, Facultad de Cs. Agrarias y Forestales, Dpto. de Ingeniería y Suelos. Publicaciones Misceláneas agrícolas n°38, Santiago, Chile. 345 p.

VARNERO, M.T. SEGUEL, O., BASCURP, C. y MIRA, J. 1998. Fertilización con cama de broiler en maíz para silo: II. Mineralización in vitro de nitrógeno. *Simiente* 68 (1-4): 17-23.

VARNERO, M. T. 2001. Desarrollo de sustratos orgánicos: Compost y Bioabonos. En: Experiencias Internacionales en la Rehabilitación de Espacios Degradados. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Publicaciones Misceláneas Forestales N° 3, 21 – 30 p.

VARNERO, M. T., FAÚNDEZ, P., SANTIBAÑEZ, C. y ALVARADO, P. 2004a. Evaluación de lodo fresco y compostado como materia prima para la elaboración de sustratos. En: SIMPOSIO RESIDUOS orgánicos y su uso en sistemas agroforestales: 5 y 6 de agosto de 2004. Temuco-Chile. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo y Universidad de la Frontera. 481 p.

VARNERO, M. T. 2004b. Guía 4. Índice de madurez del compost. En: CURSO-TALLER producción de compost. Programa de capacitación en biotransformación y Gestión Ambiental: 24 y 25 de noviembre de 2004. Santiago-Chile. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas. pp. s.p.

ZAMAN, M., DI, H. J., SAKAMOTO, K., GOTO, S., HAYASHI, H. and INUBUSHI, K. 2002. Effects of sewage sludge compost and chemical fertilizer application on microbial biomass and N mineralization rates. *Soil Sci. Plant Nutr.* 48 (2): 195-201.