



Doctorado



de la

Universidad Nacional del Nordeste

Area Recursos Naturales

Facultad de Ciencias Agrarias

TESIS

**Efecto del agregado de estiércol de gallina en
el compostaje de aserrín y cascarilla de arroz**

POR

Ing. Agr. María Corina Leconte

DIRECTOR

Dra. María Julia Mazzarino

Co-director

Dra. Patricia Satti

Grupo Suelos. Universidad Nacional del Comahue

CORRIENTES

2010

AGRADECIMIENTOS

- A mi GRAN (en número y en alma) FAMILIA por ESTAR AHÍ SIEMPRE..., y en este caso particular por su ayuda para buscar los residuos y en el establecimiento de las pilas. ¿¡Qué hubiese hecho sin ustedes!?
- A la Ing. Iglesias (“La Inge”) por darme oportunidades, y por ser, más que LA JEFA la DOCENTE que es lo que más le gusta ser, por escucharme, orientarme y permitirme participar, aprender y crecer.
- A mi directora María Julia Mazzarino y co-directora Patricia Satti, por enseñarme a investigar, analizar, escribir y nuevamente seguir investigando y aprendiendo. Por la dedicación que tuvieron conmigo y el trabajo durante las semanas de estadía allá en el sur. Gracias por recibirme.
- A los integrantes de la Cátedra de Microbiología Agrícola, (nuevamente incluyo a La Inge), por el acompañamiento y apoyo general, por el EQUIPO, que permitió que desarrolle el Doctorado sin que mis viajes y, por supuesto, ausencias pesaran...y por hacer del trabajo de todos los días un momento agradable, donde también se puede compartir.
- Al Ing. Venialgo, por su ayuda, paciencia y dedicación con las curvas de retención hídrica. Por la “bonita vecindad”, y las charlas con mate de por medio.
- A Lucía Roselli y Paula Crego por la asistencia y el trabajo desarrollado en el laboratorio del CRUB. Fue un gusto trabajar con uds. y compartir una amistad. Gracias también por recibirme.
- A Francis Laos por su ayuda y rápidas respuestas ante las consultas, porque seguiste ahí desinteresadamente.
- A mis amigos, por la gran compañía, las charlas, momentos compartidos, por SU AMISTAD que me ha bancado los tantos momentos en que no estuve ahí por estar trabajando en esto que hoy culmina.

- A la Facultad de Ciencias Agrarias y a la Universidad Nacional del Nordeste, por las ayudas económicas, académicas y administrativas y al personal que trabaja en ellas y nos orientan con los papeles y trámites.
- A Avícola Santa Ana por el estiércol de gallina.
- A Molinos Moncada por la cascarilla de arroz.
- Al aserradero de ruta N° 5, por el aserrín.
- Al Servicio Meteorológico Nacional por proveernos las temperaturas medias y las precipitaciones en Corrientes.
- A los que trabajaron conmigo en algunos de los distintos momentos del proceso del Doctorado: (Catú y Facundo, por ayudarme con un viajecito más para conseguir los residuos; Esteban Kowaljow, por participar y ayudar en algunos de los tantos debates de datos), a los que me ayudaron durante los controles y determinaciones (Beto y sus secuaces y el personal de “la Chacra”), y a los que me acompañaron o preguntaron por el avance del trabajo.
- A los profesores de los diferentes cursos que realicé, por todos los conocimientos que me brindaron.
- A las personas que conocí durante los viajes para llevar a cabo todo esto.
- A Dios, en quien creo y a quien a veces olvido, porque sé que todo lo vivido fue siempre y es un regalo, y es en Él en donde puedo darme cuenta que nada de esto vale la pena si no me hace crecer también en alma, si no me hace mejor persona, si no me permite SER, VER y AMAR a los que están cerca mío, a las personas.

TODO ME HA ENRIQUECIDO ENORMEMENTE.

Por todo lo que aprendí a nivel profesional y todo lo que crecí a nivel personal.

¡¡¡MUCHÍSIMAS GRACIAS!!!

ÍNDICE

RESUMEN..... VI

SUMMARY..... VIII

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. COMPOSTAJE: VENTAJAS Y LIMITACIONES..... 1

1.2. CONDICIONES DE COMPOSTAJE..... 4

**1.3. FACTIBILIDAD DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES
EN LA MESOPOTAMIA ARGENTINA..... 6**

Cascarilla de arroz..... 6

Residuos de la industria maderera..... 7

Estiércol de gallina..... 9

**1.4. LIMITACIONES DE FERTILIDAD DE LOS SUELOS DE LA
MESOPOTAMIA..... 10**

1.5. OBJETIVOS..... 12

General..... 12

Parciales..... 12

1.6. HIPÓTESIS y PREDICCIONES..... 12

CAPITULO 2. COMPOSTAJE DE CASCARILLA DE ARROZ Y ASERRÍN CON ESTIÉRCOL DE GALLINA

2.1. INTRODUCCIÓN..... 14

2.1.1. Objetivos..... 17

2.1.2. Hipótesis y Predicciones..... 17

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS..... 18

2.2.1. Armado de las pilas.....	18
2.2.2. Métodos de análisis.....	21
2.3. RESULTADOS.....	24
2.3.1. Características del material original y de las mezclas iniciales.....	24
2.3.2. Perfiles de temperatura y contenido de agua.....	26
2.3.3. Cambios en los parámetros físicos, químicos y físico-químicos.....	29
2.3.4. Evolución del CO ₂	34
2.3.5. Mineralización de N: Evolución de NH ₄ ⁺ y NO ₃ ⁻	35
2.3.6. Indicadores de patógenos y de madurez.....	36
2.4. DISCUSIÓN.....	37
2.5. CONCLUSIÓN.....	42

CAPÍTULO 3. CALIDAD DE LOS COMPOST OBTENIDOS

3.1. INTRODUCCIÓN.....	43
3.1.1. Objetivos.....	46
3.1.2. Hipótesis y Predicciones.....	46
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	46
3.2.1. Análisis de calidad química y físico-química de los compost.....	46
3.2.2. Ensayos de mineralización potencial neta de N y liberación de P.....	47
3.2.3. Análisis estadísticos.....	49
3.3. RESULTADOS.....	50
3.3.1. Características del producto final.....	50
3.3.2. Capacidad de mineralización potencial de N de los compost.....	52
3.3.3. Capacidad de liberación de P de los compost.....	55
3.3.4. Análisis de componentes principales de los indicadores de calidad	

estudiados..... 57

3.4. DISCUSIÓN..... 59

3.5. CONCLUSIÓN..... 65

CAPITULO 4. VALOR AGRÍCOLA: ENSAYOS DE RETENCIÓN DE AGUA Y RENDIMIENTO DE RYEGRASS EN INVERNÁCULO

4.1. INTRODUCCIÓN..... 67

4.1.1. Objetivos..... 69

4.1.2. Hipótesis y Predicciones..... 69

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS..... 70

4.2.1. Ensayo de retención de agua..... 70

4.2.2. Ensayo de producción vegetal..... 71

4.2.3. Análisis estadísticos..... 73

4.3. RESULTADOS..... 73

4.3.1. Retención hídrica..... 73

4.3.2. Rendimiento de ryegrass..... 75

4.4. DISCUSIÓN..... 81

4.5. CONCLUSIÓN..... 83

CAPITULO 5. CALIDAD QUÍMICA Y BIOLÓGICA DE FRACCIONES DE DIFERENTE TAMAÑO DE LOS COMPOST OBTENIDOS

5.1. INTRODUCCIÓN..... 84

5.1.1. Objetivos..... 85

5.1.2. Hipótesis y Predicciones..... 85

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS..... 85

5.2.1. Indicadores de calidad química.....	88
5.2.2. Indicadores de calidad biológica.....	88
5.2.3. Análisis estadístico.....	88
5.3. RESULTADOS.....	89
5.3.1. Indicadores de calidad química.....	90
5.3.2. Indicadores de calidad biológica.....	94
5.3.3. Relación entre indicadores de calidad química y biológica.....	100
5.4. DISCUSIÓN.....	101
5.5. CONCLUSIÓN.....	104
CAPITULO 6. SÍNTESIS Y CONCLUSIONES.....	106
6.1. ¿Cuál es la factibilidad y eficiencia de compostar diferentes proporciones de aserrín y/o cascarilla de arroz con estiércol de gallina?.....	107
6.2. ¿Cuál es la calidad química (contenido de materia orgánica y nutrientes) y biológica (capacidad de liberación de N y P) de los compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz?.....	109
6.3. ¿Cuál es el efecto de los compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz en el mejoramiento de las propiedades físicas y la fertilidad de suelos característicos de Corrientes?.....	112
6.4. ¿Cuál es la composición y capacidad de liberación de N y P de fracciones de diferente tamaño de compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz?.....	114
6.5. RECOMENDACIONES.....	116
BIBLIOGRAFÍA.....	119
.....	IV

ANEXOS

Anexo 2.1..... 139

Anexo 3.1..... 141

Anexo 3.2..... 145

Anexo 4.1..... 148

Anexo 4.2..... 153

Anexo 4.3..... 155

Anexo 4.4..... 157

Anexo 4.5..... 159

Anexo 5.1..... 161

Anexo 5.2..... 170

Anexo 5.3..... 179

Anexo 5.4..... 188

Anexo 5.5..... 196

PROGRAMA DE ESTUDIOS REALIZADO..... 197

TRABAJOS PUBLICADOS..... 199

RESUMEN

En Corrientes (y demás provincias mesopotámicas) se producen grandes volúmenes de aserrín y cascarilla de arroz, que pueden compostarse con residuos ricos en N, como estiércol de gallina, para ser utilizados como enmiendas orgánicas. Considerando que el destino final de estos residuos muchas veces afecta al medio ambiente y que gran parte de los suelos de la región tienen severos problemas de fertilidad, el objetivo principal de esta tesis fue estudiar el efecto de distintas proporciones de estiércol de gallina, aserrín y cascarilla de arroz en la eficiencia del proceso de compostaje y la calidad del producto final. Para ello (i) se produjeron compost en pilas estáticas con dos relaciones de material carbonado a estiércol de gallina (2:1 y 1:1 en volumen), utilizando solo aserrín, solo cascarilla de arroz y aserrín + cascarilla; (ii) se compararon diferentes indicadores químicos, físico-químicos y biológicos de estabilidad y madurez; (iii) se evaluó el grado de transformación alcanzado en fracciones de diferente tamaño del producto final (< 1 mm, 1-5 mm, 5-10 mm) y (iv) se estudió el efecto de dos dosis (20 y 40 g/kg) de los compost en la disponibilidad de N y P, retención de agua del suelo y producción de ryegrass en ensayos de laboratorio e invernáculo, utilizando dos suelos característicos de Corrientes (Entisol arenoso y Molisol).

Se encontró que la duración de la fase termofílica dependió del tipo de material carbonado siendo más corta con cascarilla de arroz que con aserrín. Esto estuvo asociado a menor C orgánico, retención de agua y accesibilidad al ataque microbiano en las pilas con cascarilla. Sin embargo, la eficiencia del proceso como tiempo requerido para alcanzar estabilidad fue similar en todos los casos. Los indicadores simples más recomendables de estabilidad fueron C soluble en agua y amonio, y de madurez, amonio e índices de germinación. Un resultado muy importante fue la alta conservación de N en todos los tratamientos.

Todos los compost estuvieron bien provistos en macronutrientes (N, P, S, Ca y K), pero

mostraron diferencias de calidad según el tipo de material carbonado y la proporción en la mezcla original. El N total y el disponible fueron mayores en los compost producidos con aserrín, el P total y el extractable en los compost con mayor proporción de estiércol (1:1), el C orgánico en los compost con mayor proporción de material carbonado (2:1) y el Si en los compost con cascarilla. Los elementos traza fueron muy bajos. El N inorgánico aportado (N soluble + N mineralizado) fue equivalente a 35-160 kg/ha, y mayor con los compost producidos con aserrín. La liberación de P fue muy alta, superando 60 mg/kg, valor límite del riesgo de pérdida por lixiviación.

Respecto al valor como enmienda, se encontró un efecto diferencial del tipo de suelo. Los compost mejoraron la retención hídrica del Molisol de textura franca, pero no la del Entisol arenoso, donde la baja protección de la arena y el agregado de nutrientes posiblemente aceleraron la pérdida de la materia orgánica agregada y la del suelo. La riqueza en N determinó el valor fertilizante: los mayores rendimientos de ryegrass se obtuvieron con los compost producidos con aserrín a la mayor dosis, superando incluso a los de una fertilización de referencia. El uso de compost colaboró a un mejor desarrollo radicular que el fertilizante.

Analizando las fracciones, se encontró que la liberación de nutrientes estuvo regulada por el tamaño de las mismas y por el tipo de material carbonado: los compost con aserrín presentaron mayor disponibilidad de N que los de cascarilla, y la fracción más grande (5-10 mm) mayor concentración y liberación de N y P que las más chicas (1-5 mm y < 1mm). En ningún caso se observó inmovilización de N. La mayor estabilidad correspondió a la fracción < 1 mm. La fracción 5-10 mm fue la de mayor valor fertilizante, pero también la de mayor riesgo ambiental, porque la liberación de P fue demasiado alta. Dado que la proporción de esta fracción en los compost estudiados fue baja ($\leq 10\%$), es esperable que no haya efectos ambientales negativos si no se los tamiza, evitándose así un costo importante de producción.

ABSTRACT

In Corrientes (as in the rest of Argentine Mesopotamia provinces) great amounts of sawdust and rice hulls are generated annually as by-products of timber and milling industries. Mixed with N-rich wastes, such as poultry manure, they could be composted to produce organic amendments of high value. Taking into account that the final fate of these residues often implies a negative impact on the environment, and that most soils of the region have severe fertility problems, main objective of this thesis was to study the effect of different proportions of rice hulls, sawdust and poultry manure on composting efficiency and final compost quality. The following studies were conducted: (i) composting of carbonaceous materials and poultry manure (2:1 and 1:1 in volume) in piles, using only sawdust, only rice hulls or sawdust + rice hulls; (ii) comparison of different chemical, physico-chemical and biological indicators of compost stability and maturity; (iii) evaluation of the degree of decomposition of different particle sizes of the final product (< 1 mm, 1-5 mm, 5-10 mm), and (iv) laboratory and greenhouse trials to assess the effects of two compost rates (20 and 40 g/kg) on N and P availability, soil water holding capacity, and ryegrass biomass using two characteristic soils of Corrientes (a sandy Entisol and a Mollisol).

The carbonaceous materials determined the length of the thermophilic phase regardless of the mixing ratio, being longer in piles containing sawdust than in piles with only rice hulls. This was related to lower C content, water retention capacity and accessibility to microbial attack in the piles with rice hulls. However, the process efficiency measured as the time required to achieve stability, was similar in all cases. Ammonium and water soluble C were adequate as simple indicators of stability, and ammonium and germination indexes as indicators of maturity. High N conservation in all treatments was especially relevant.

All composts were a significant source of macronutrients (N, P, S, Ca, K), but showed

quality differences depending on type and proportion of carbonaceous material. Total and available N were higher in composts containing sawdust (including that with sawdust + rice hulls), total and extractable P in composts with higher proportion of poultry manure (1:1), organic C in those with higher proportion of carbonaceous material (2:1), and silicon in rice hull composts. Concentrations of trace elements were very low. Inorganic N supplied with composts (soluble N + mineralized N) was equivalent to 35-160 kg/ha, being higher in composts containing sawdust. Phosphorous release was very high, extractable P being above 60 mg/kg, a threshold value recommended to avoid P losses by leaching.

The amendment value of composts depended on soil type. Composts improved water holding capacity in the Mollisol, but not in the Entisol, possibly because of accelerated loss of organic matter, both newly added and pre-existing, facilitated by the scant protection of organic matter by the Entisol's sand particles and the priming effect of nutrient addition. Nitrogen content determined the fertilizer value of composts: higher ryegrass yields were obtained with composts containing sawdust at the highest rate, being even higher than a synthetic fertilization used as reference. Composts also enhanced better root development than the fertilizer.

Analyzing compost fractions, it was found that nutrient release depended on type of carbonaceous material and fraction size: sawdust resulted in higher N availability than rice hulls, and the largest fraction (5-10 mm) contained and released more N and P than did smaller fractions (1-5 mm and < 1 mm). The highest degree of stability and lowest fertilizer value characterized the < 1-mm fraction. Despite its higher fertilizer value, the 5- to 10-mm fraction posed the highest environmental risk due to elevated P release over time. Since it represented less than 10% of the finished compost, it can be expected that its inclusion will not have negative environmental effects but will reduce production costs.

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

CAPITULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. COMPOSTAJE: VENTAJAS Y LIMITACIONES

El compostaje es la transformación de materiales orgánicos frescos en un producto biológicamente estable, parecido al humus, apto para distintos usos agronómicos. Es un proceso biooxidativo controlado, en el que intervienen diferentes clases de microorganismos e involucra un sustrato heterogéneo en estado sólido, una etapa termofílica, liberación temporaria de fitotoxinas y una etapa de maduración que finaliza en materia orgánica estabilizada y minerales (Zucconi & de Bertoldi, 1987; Costa et al., 1991; Stratton et al., 1995). Cuando el proceso se cumple de manera efectiva, se considera al producto final (compost) suficientemente estable para almacenarlo o aplicarlo al suelo sin efectos adversos para la agricultura o el medio ambiente.

La producción y el uso de compost presentan diversos efectos benéficos relacionados con el medio ambiente y la producción agrícola. Por un lado, se remueven y reutilizan desechos orgánicos, lo que implica reducir su acumulación y el costo económico y ambiental de la construcción de vertederos o de la incineración (Stratton et al., 1995; Elwell et al., 1996). Por otro lado, el compost tiene valor agronómico ya que aumenta el contenido de materia orgánica y, en consecuencia, mejora las propiedades físicas del suelo (estructura) y la capacidad de circulación y almacenamiento de agua y nutrientes; aumenta el tamaño y la actividad de las poblaciones microbianas; reduce los requerimientos de fertilización (aporta nutrientes); controla algunos fitopatógenos y contribuye a la biorremediación de suelos contaminados. Comparado con el material orgánico fresco (material original), el compostaje reduce patógenos y semillas de malezas (efecto de la etapa termofílica), la atracción de vectores (reduce olores) y el peso final de los residuos que disminuye entre 12% y más de 50% (Costa

et al., 1991; Rynk, 1992; Stratton et al., 1995; Cooperband, 2000; Stoffella & Graetz, 2000).

Una de las desventajas del uso de residuos orgánicos, ya sea compostados o no compostados, es que presentan desbalance de nutrientes, especialmente de la relación nitrógeno/fósforo (N/P); esto es particularmente preocupante en el caso de los residuos de origen animal (estiércoles) y biosólidos (lodos cloacales) que tienen una relación N/P ~ 3, mientras que los requerimientos de las plantas son de ~ 8-10. Tanto en EEUU como en Europa, las aplicaciones de residuos se basaron originalmente en los requerimientos de N de los cultivos, lo que condujo a una acumulación progresiva de P en el suelo y a la contaminación de aguas superficiales (Pierzynski, 1994). Para evitar estos problemas, se está recomendando la aplicación de enmiendas en base a los niveles de P del suelo y los requerimientos de los cultivos (Pierzynski, 1994; Soil Conservation Service, 1994; Mazzarino, 1998; Korboulewsky et al., 2002).

Otra limitación del uso de residuos orgánicos es que pueden incorporar patógenos y sustancias potencialmente peligrosas, como elementos traza (“metales pesados”) y orgánicos traza. Los límites de contaminantes para la aplicación de residuos orgánicos en agricultura fueron establecidos originalmente para biosólidos (Council Directive, 1986; USEPA, 1993), pero actualmente se utilizan también para regular otros tipos de residuos orgánicos (Cooperband & Middleton, 1996; Mazzarino, 1998; Mazzarino et al., 1999). La USEPA (1993) regula el control de patógenos a través de un valor límite de reducción y del tipo de tecnología a aplicar, por ej., establece condiciones específicas de temperatura y tiempos para compostaje estático o con volteos. En base a la tecnología y a la reducción alcanzada, clasifica al producto final como Clase A (sin restricciones de uso) y B (con determinadas restricciones). Originalmente, la Unión Europea no incluía patógenos ni definía procesos (Council Directive, 1986); actualmente, regula límites de patógenos para todo tipo de residuos de origen animal, se refiere a “tratamientos que garanticen la higienización”, y algunos países

miembros especifican temperaturas y condiciones de compostaje (AFNOR, 2005; BOE, 2005; Houot, 2005). Tanto la Unión Europea como la USEPA establecen límites para elementos traza, aunque difieren en algunos elementos, y en las concentraciones y cargas máximas admitidas. En el caso de los orgánicos traza, la USEPA (1999) no regula, pero recomienda límites para algunas dioxinas, PAHs (hidrocarburos policíclicos aromáticos), PCBs (bifenilos policlorados), mientras que la Unión Europea regula límites para varios compuestos específicos de estas clases (ver AFNOR, 2005; BOE, 2005). Algunos orgánicos traza pueden ser metabolizados parcialmente durante el compostaje, mientras que los elementos traza no son mayoritariamente afectados por el proceso.

A nivel nacional no hay acuerdo en las normas que regulan el tipo de residuos que se puede utilizar en agricultura directamente o transformados. Durante varios años se aplicó en el país una norma provisoria del SENASA para compostaje de lodos cloacales y residuos orgánicos domiciliarios (Muñoz Ratto, 1999), que actualmente no es reconocida por este organismo; también existe una resolución para lodos cloacales de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de alcance limitado (SAyDS, 2001).

Dentro de los residuos más utilizados a nivel mundial, figuran los residuos urbanos (biosólidos o lodos cloacales y fracción orgánica domiciliaria) y los residuos agroindustriales (Cooperband, 2000; Goldstein et al., 2001). En general, se considera que los residuos agroindustriales están menos contaminados que los urbanos; sin embargo, pueden contener altas concentraciones de elementos y orgánicos traza debido al uso de agroquímicos en la producción agrícola y pecuaria intensiva. También pueden presentar patógenos, como *Salmonella*, que en estiércol de gallina es incluso mayor que en biosólidos. En el caso de los estiércoles que se han aplicado por siglos para suministrar nutrientes a los cultivos, existe preocupación creciente debido al riesgo de contaminación de los recursos hídricos con nitratos y fosfatos, y al riesgo de contaminación del aire por la emisión de amoníaco, metano

y óxido nitroso que contribuyen al efecto invernadero (Sikora, 1999; Randall et al., 2000; Sherlock et al., 2002). El compostaje ha sido propuesto como una alternativa para obtener un producto estable, de lenta liberación de N, lo que minimiza el riesgo de pérdidas de nitratos por lixiviación. Por otro lado, si el proceso es controlado para asegurar aerobiosis, la producción de metano y óxido nitroso también se minimiza (Fernandes & Sartaj, 1997).

1.2. CONDICIONES DE COMPOSTAJE

Dado que el proceso de compostaje es fundamentalmente biológico, es afectado por todos los factores que influyen, directa o indirectamente, en el metabolismo microbiano (Costa et al., 1991). La composición relativa de la materia orgánica original regula la composición, tamaño y actividad de la población microbiana. Como los microorganismos producen enzimas específicas para sustratos específicos, la población varía a medida que cambia el sustrato durante el proceso de compostaje (Stratton et al., 1995). La actividad microbiana también está relacionada con la facilidad de acceso al sustrato, por lo tanto, el tamaño de partícula (< tamaño > superficie específica) juega un papel importante en el proceso.

Como rango óptimo de contenido de agua para el compostaje se sugiere 40% a 65%; a valores inferiores, la humedad es insuficiente para los microorganismos y por encima, es insuficiente la concentración de oxígeno (Rynk, 1992; Titko et al., 1996). Cuando la concentración de O₂ es baja, se producen procesos fermentativos que conducen a la producción de ácidos orgánicos volátiles y amoníaco, y a olores desagradables (Michel & Reddy, 1998).

Durante el proceso de compostaje se producen cambios de temperatura debido a que los procesos biooxidativos son exotérmicos. Una característica fundamental del compostaje es la existencia de una etapa termofílica con temperaturas entre 45-65 °C, debido a la alta actividad microbiana en presencia de material fácilmente degradable. Cuanto mayor es la temperatura,

también es mayor la velocidad de descomposición de la materia orgánica, pero temperaturas demasiado altas inhiben el proceso; por otro lado, un aumento insuficiente de temperatura implica un desarrollo inadecuado del proceso (Costa et al., 1991). Dado que los microorganismos requieren no solo energía (C) sino también nitrógeno (N) para la síntesis de proteínas, los materiales carbonados, como “chips” de madera, aserrín, etc., deben mezclarse con materiales ricos en N, como biosólidos, estiércoles, etc., de manera que la relación inicial C/N sea menor a 40/1 (Rynk, 1992). El ajuste de la relación entre materiales nitrogenados y carbonados es esencial también para asegurar una estructura que mantenga niveles de humedad y aireación óptimos para la actividad microbiana.

En general se considera que, luego de la etapa termofílica, cuando la temperatura del material que se está compostando se hace similar a la temperatura ambiente, se alcanza la estabilización (Laos et al., 2002). La estabilidad está relacionada con la disminución de la biodisponibilidad de materia orgánica en términos de C degradable y actividad microbiana (Cooperband et al., 2003). Si bien existe controversia respecto a los indicadores de estabilidad más adecuados, en la bibliografía se sugieren una serie de parámetros químicos, físico-químicos y biológicos, de mayor o menor complejidad que, solos o combinados, permiten estimar un producto estable (Zucconi & de Bertoldi, 1987; García et al., 1991; Hue & Liu, 1995; Bernal et al., 1998; Laos et al., 2002; Rynk, 2003). El principal desafío para identificar indicadores es lograr seleccionar aquellos que sean lo suficientemente representativos, y a la vez fáciles de interpretar y de medir en análisis de rutina. Así, por ejemplo, respiración o mineralización de N son confiables porque son mediciones de actividad biológica, pero son mucho más laboriosas y caras que otras mediciones que aportan información más indirecta pero también confiable, como C soluble en agua, amonio, etc. Además de la estabilidad, un aspecto esencial del compostaje es la madurez, que se refiere a la finalización efectiva del proceso en un producto sin sustancias fitotóxicas que puedan afectar el crecimiento vegetal;

en este caso, se utilizan generalmente indicadores relacionados con la germinación y sobrevivencia de plantas (Bernal et al., 1998; Cooperband et al., 2003).

Un aspecto que actualmente ha comenzado a investigarse con detalle es el grado de degradabilidad que alcanzan los materiales carbonados al final del proceso de compostaje. Si bien la masa del producto final puede presentar características de estabilidad, la lenta degradación del material rico en C recalcitrante determina que este componente sea poco afectado durante el compostaje (Atkinson et al., 1996). La aplicación de este tipo de productos al suelo, puede conducir a inmovilización de nutrientes, debido a que el proceso de degradación continúa lentamente en el suelo (Laos, 2001).

1.3. FACTIBILIDAD DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN LA MESOPOTAMIA ARGENTINA

Entre las principales agroindustrias que generan grandes volúmenes de residuos en la Mesopotamia (Corrientes, Misiones y Entre Ríos) figuran los molinos arroceros, los aserraderos y los emprendimientos avícolas. Su importancia relativa se presenta a continuación:

Cascarilla de arroz

Corrientes y Entre Ríos concentran aproximadamente el 90% de la producción argentina de arroz (Fig. 1.1). Es el cereal de mayor relevancia dentro de la producción de granos de Corrientes y representa 46% del total de cereales del país (SAGPyA, 2005). La molinería arroceros de la provincia de Corrientes, representa 20% de la molienda nacional; esta menor participación respecto a la producción de arroz en cáscara, se debe a que parte de la misma se industrializa en Entre Ríos que concentra la mayor cantidad de molinos arroceros (aproximadamente 65%) (SAGPyA, 2009a y b).

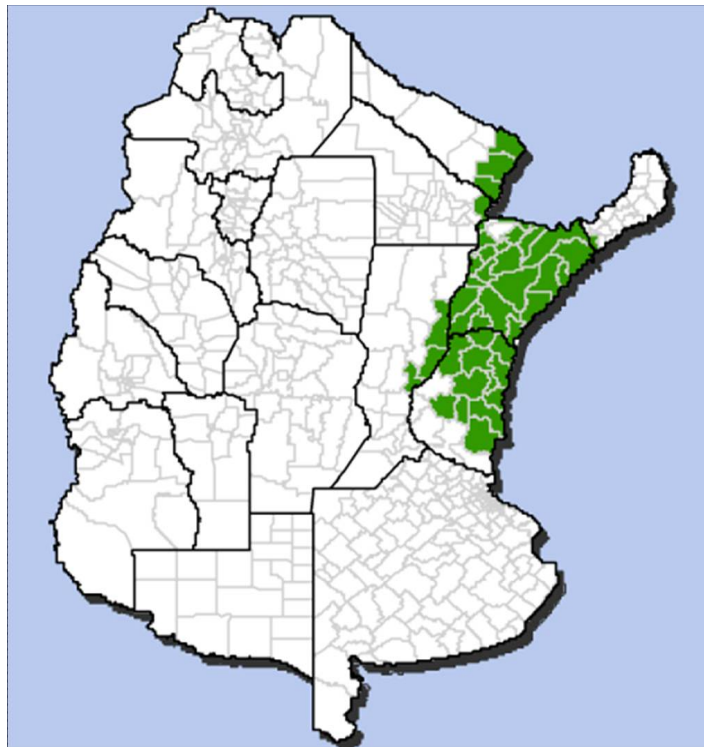


Figura 1.1. Distribución geográfica del cultivo de arroz en función del área sembrada promedio de las últimas cinco campañas (SAGPyA, 2002).

En general, se considera que del total procesado en los molinos, 20% es residuo en forma de cascarilla de arroz. Considerando que en la campaña 2008/2009, la superficie sembrada con arroz en el NEA fue 204.000 ha, con una producción estimada de 1.350.000 toneladas (SAGPyA, 2009d), se puede calcular que en ese período se produjeron 270.000 toneladas de cascarilla de arroz.

Residuos de la industria maderera

El país cuenta con alrededor de 1.000.000 ha de bosques implantados, 80% de las cuales se concentran en la Mesopotamia y el Delta del río Paraná (Fig. 1.2), predominando forestaciones de pinos, eucaliptos, sauces y álamos (CFI, 2008).



Figura 1.2. Forestación y uso de bosques implantados por provincia en 1999 (Naumann & Madariaga, 2003).

Según un informe de la Dirección de Forestación de la SAGPyA (Corinaldesi et al., 2007), la extracción de productos forestales de bosques implantados en el país en 2006 fue de 7.900.000 t, de las cuales correspondieron 650.000 t a Corrientes, 900.000 t a Entre Ríos y 4.700.000 t a Misiones. Se considera que los residuos generados en los aserraderos en forma de aserrín, viruta y corteza representan 40-50% de la madera que se procesa, por lo tanto, la cantidad de residuos generada a partir de esta agroindustria en la Mesopotamia fue aproximadamente 2.500.000 t.

Estiércol de gallina

El sector avícola (producción de pollos y huevos) viene creciendo sostenidamente desde el año 2003 (SAGPyA, 2007). La producción de carne de pollo en el año 2008 fue 12% mayor al año 2007, en tanto que la producción de huevo en cáscara para consumo aumentó un 11% (SAGPyA, 2009c). La provincia de Entre Ríos tiene la mayor proporción de pollos parrilleros del país, concentrando 48% de la faena de aves (SAGPyA, 2009c). Esta actividad se caracteriza por ser sumamente intensiva, por lo que se concentra en pequeños predios. Asimismo, en Entre Ríos se localizan 29% de los establecimientos con gallinas ponedoras (RENAVI, 2008) (Fig. 1.3).

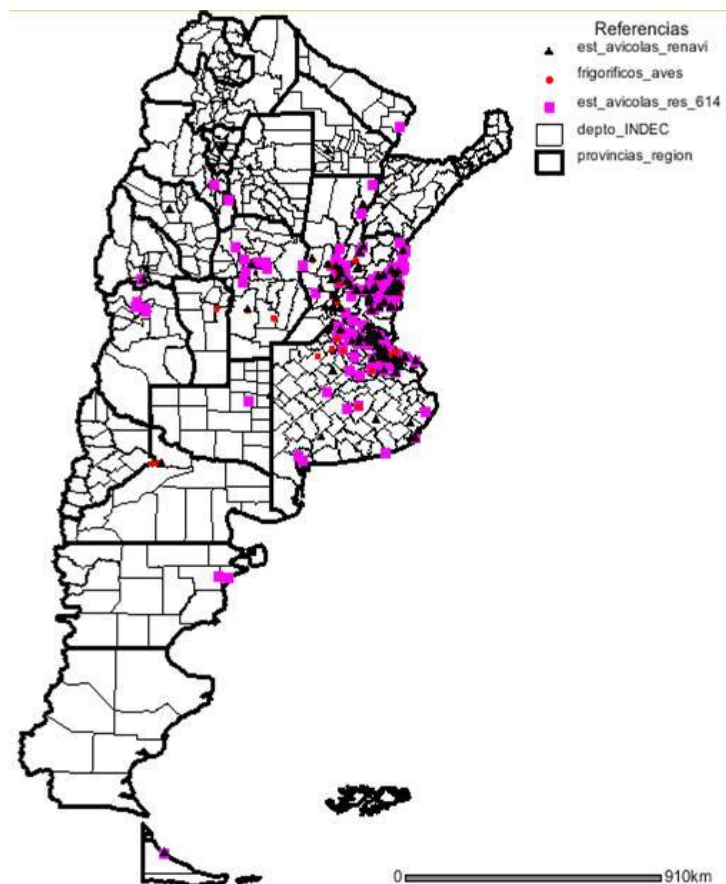


Figura 1.3. Distribución de establecimientos avícolas en Argentina (RENAVI, 2008).

En los emprendimientos avícolas, se generan grandes cantidades de estiércol de gallina (también mencionado como “gallinaza” o “guano de gallina”), y de cama usada de galpón (“pollinaza”). Se estima que por cada pollo parrillero se produce 1-1,5 kg/año de cama usada (materia seca), y que por cada gallina en jaula se produce 3-4 kg/año de estiércol (materia seca) (Moore et al., 1995). En el año 2008, las ponedoras sumaron 6,6 millones de aves y la faena de pollos alcanzó 539 millones de aves (SAGPyA, 2009c), lo que implica una producción anual de 20.000-30.000 t de estiércol de ponedoras y 500.000-800.000 t de cama usada. Considerando la producción avícola de Entre Ríos, los desechos alcanzarían en esta provincia 6.000-9.000 t/año de estiércol y 260.000-380.000 t/año de cama usada.

Los residuos de la industria maderera y la cascarilla de arroz son materiales con alta relación C/N (≥ 100) y baja disponibilidad de nutrientes que para poder ser compostados eficientemente, deben mezclarse con residuos de baja relación C/N, como el estiércol de gallina (Das et al., 2001). De esta manera se podría obtener un producto inocuo y estable disminuyendo los efectos negativos de la quema de residuos de la industria maderera y, en el caso del estiércol de gallina, reducir la liberación rápida de nutrientes y minimizar el contenido de patógenos (Elwell et al., 1996; Bernal et al., 1998; Guerra-Rodríguez et al., 2000).

1.4. LIMITACIONES DE FERTILIDAD DE LOS SUELOS DE LA MESOPOTAMIA

Los procesos de degradación del suelo, como la erosión hídrica o eólica, son aquellos que provocan una disminución de su capacidad productiva. La degradación de los suelos es mayoritariamente un producto de acciones antrópicas y las principales causas son el desmonte, el fuego, sobrepastoreo, labranzas inadecuadas, falta de rotación de cultivos y expansión de la frontera agrícola en áreas de suelos frágiles (SAGyP-CFA, 1995; Viglizzo et

al., 2001; AACCS, 2008). De los 276 millones de hectáreas que componen el territorio nacional, 60 millones están afectadas por distintos procesos y grados de desertificación y degradación de suelos, cuyo avance se estimaba al 2005 en 650.000 ha por año (Brown et al., 2006).

Gran parte de la Mesopotamia se caracteriza por clima subtropical húmedo con alta proporción de suelos que presentan severas limitaciones de fertilidad, entre ellas una deficiencia generalizada de P (SAGyP & CFA, 1995; Escobar et al., 1996; Fernández López et al., 2006).

En el NE de Corrientes y Misiones, predominan Ultisoles, suelos franco-arcillosos, rojos, muy profundos, de buena estructura y capacidad de almacenamiento y circulación de agua. Las principales limitaciones son la presencia de aluminio libre, alta retención de P y bajo contenido en cationes básicos, lo que los hace muy dependientes de la materia orgánica. En Entre Ríos los suelos más característicos son Vertisoles, que presentan buen contenido de materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico, altos porcentajes de arcillas expandibles, pero limitaciones severas debido al drenaje moderado a imperfecto y permeabilidad lenta. Esto restringe el tipo de cultivos que puede instalarse y favorece la erosión hídrica, que actualmente perjudica a 2.300.000 ha de esta provincia (Cosentino et al., 2007). Los Entisoles dominan en los albardones de río y planicies sedimentarias. Se caracterizan por ser pobres en materia orgánica, con un horizonte superficial claro de poco espesor. Son suelos bien drenados, de texturas gruesas, lo que determina baja capacidad de retención hídrica y nutrientes (baja capacidad de intercambio catiónico), y alta susceptibilidad a la erosión eólica. Dadas las características climáticas de la región y la baja capacidad de formación de complejos estables entre la materia orgánica y la fracción mineral, el uso agrícola continuado de estos suelos aumenta el riesgo de pérdida de la ya baja fertilidad natural. Los suelos más fértiles de la región corresponden a Molisoles de distribución

limitada. Son suelos franco arenosos, con desarrollo de un “epipedón mólico”, caracterizado por buen contenido de materia orgánica, nutrientes y capacidad de intercambio catiónico, moderadamente bien drenados y muy susceptibles a erosión hídrica (Escobar et al., 1996).

1.5. OBJETIVOS

General:

* Evaluar el efecto del estiércol de gallina en el compostaje de aserrín y cascarilla de arroz respecto a la eficiencia del proceso y a la calidad del producto final.

Particulares:

* Producir compost con diferentes proporciones de aserrín y cascarilla de arroz (solos o combinados) y estiércol de gallina.

* Comparar diferentes indicadores químicos, físico-químicos y biológicos de estabilidad y madurez recomendados a nivel nacional e internacional.

* Evaluar el grado de transformación (o degradabilidad) alcanzado en fracciones de diferente tamaño del producto final.

* Comparar el efecto de los diferentes compost en ensayos de laboratorio e invernáculo (liberación de N y P, retención de agua y producción de biomasa vegetal) utilizando dos suelos característicos de Corrientes.

1.6. HIPÓTESIS y PREDICCIONES

* Distintas proporciones de material carbonado y nitrogenado afectarán diferencialmente la eficiencia del proceso de compostaje. Predicción: dado que el estiércol acelera la actividad microbiana, el tiempo necesario para alcanzar temperaturas termofílicas y madurez del producto final, será menor en las pilas con mayor proporción de material nitrogenado.

* Indicadores de estabilidad de bajo costo de determinación ofrecerán información comparable a la de otros de mayor complejidad. Predicción: las relaciones C soluble en agua/N total y nitratos/amonio presentarán confiabilidad similar a respiración y mineralización de N.

* La calidad de los compost obtenidos será diferente de acuerdo a las distintas proporciones de material carbonado y nitrogenado utilizadas. Predicciones: (i) los compost con mayor proporción de estiércol de gallina tendrán mayor concentración de nutrientes y menor concentración de materia orgánica.

* A dosis agronómicas similares, los compost afectarán diferencialmente el rendimiento vegetal y la fertilidad del suelo. Predicción: los mayores rendimientos vegetales corresponderán a los compost con mayor contenido de N, mientras que los compost ricos en C contribuirán a aumentar la capacidad de retención de agua del suelo e inducirán inmovilización de N.

* El producto final presentará diferente degradabilidad dependiendo del tamaño de partículas. Predicción: las fracciones de mayor tamaño presentarán características más similares al material carbonado de origen que las fracciones más finas.

Capítulo 2

COMPOSTAJE DE CASCARILLA DE ARROZ Y ASERRÍN CON ESTIÉRCOL DE GALLINA

CAPITULO 2

COMPOSTAJE DE CASCARILLA DE ARROZ Y ASERRÍN CON ESTIÉRCOL DE GALLINA

2.1. INTRODUCCIÓN

La aplicación de residuos orgánicos es fundamental para mantener la fertilidad de los suelos, dado que mejoran las propiedades físicas, químicas y biológicas. Sin embargo, dependiendo de su origen, los beneficios que aportan son diferentes. Los materiales orgánicos carbonados, como cascarilla de arroz, aserrín, marlos de choclo, paja de cereales, etc. son importantes para mejorar las propiedades físicas del suelo, pero son pobres en nutrientes y los liberan lentamente. Los materiales nitrogenados, como los estiércoles animales, tortas de oleaginosas, etc., son ricos en nutrientes pero no mejoran las propiedades físicas porque su materia orgánica (MO) es muy lábil. Para producir enmiendas o fertilizantes orgánicos, se recomienda compostar con diferentes combinaciones de materiales nitrogenados y carbonados en función del destino final. Por otro lado, el compostaje garantiza la reducción de patógenos a través de la etapa termofílica y en muchos casos la dilución de contaminantes (Costa et al., 1991; Rynk, 1992; Wang et al., 2005).

En la Mesopotamia, las agroindustrias de aserrado de la madera y molinos arroceros generan grandes cantidades de residuos carbonados, aproximadamente 2.500.000 t de aserrín, viruta y corteza, y 270.000 t de cascarilla de arroz. Considerando la densidad media de estos residuos, los volúmenes que ocupan son enormes: 12.500.000 m³ de aserrín (densidad 0,20 t/m³) y 1.900.000 m³ de cascarilla de arroz (densidad 0,14 t/m³). El destino de estos residuos es diverso dependiendo de sus características. Así, por ejemplo, los residuos de la industria maderera presentan gran porosidad y bajo contenido de agua, alta concentración de C (celulosa y lignina) y baja concentración de nutrientes (Yang, 2005). Por estas características,

particularmente el aserrín se utiliza a nivel mundial como absorbente (por ej. en cama de animales para estiércoles líquidos), abrasivo, estructurante, combustible (sin tratamiento previo o en briquetas), y mulch en horticultura (para conservar la humedad, prevenir altas temperaturas y controlar malezas) (Harkin, 1969). Actualmente, también está cobrando importancia el uso de los subproductos madereros para la producción de etanol y biocombustible (Liu et al., 2008; Ogundipe & Lu, 1989; Zhenga et al., 2006). En la Mesopotamia, se están buscando alternativas para estos residuos ya que generalmente solo se los usa como material combustible directo sin valor agregado o se acumulan en grandes pilas que luego se queman (Celano et al., 2004). La cascarilla de arroz tiene baja concentración de nutrientes y altas concentraciones de silicio (baja degradabilidad) y de ceras (propiedades hidrofóbicas) (Wang et al., 2005; Sandoval Lemus, 2007). Al igual que el aserrín, también puede ser utilizada como combustible, mulch o cama de gallinas, y debido a su lenta descomposición se la utiliza para la producción de materiales de construcción o sustrato para plantines de vivero (Beraldo & Zucco, 2007; Sandoval Lemus, 2007). Tanto el aserrín como la cascarilla de arroz son difíciles de compostar debido a su alta relación C/N (mayor que 100), debiendo ser compostados en mezclas con materiales ricos en nutrientes y C fácilmente degradable (Rynk, 1992; Atkinson et al., 1996; Fisher, 1997; Brodie et al., 2000). La factibilidad de compostaje de estos materiales ricos en C con estiércoles ha sido reportada por diferentes autores (Guerra Rodríguez et al., 2000 y 2001; Charest & Beauchamp, 2002; Huang et al., 2004); particularmente en Asia, se recomienda compostar cascarilla de arroz y aserrín con estiércol de gallina como una alternativa económica y ambientalmente viable (Haga, 2001; Hong et al., 2002; Wang et al., 2005).

El estiércol de gallina se caracteriza por altas concentraciones de nutrientes, especialmente N y P, y baja relación C/N de aproximadamente 5-9 (Moore et al., 1995). Los problemas relacionados con la disposición de estiércol de gallina son importantes a nivel ambiental en la

mayoría de los países, debido al incremento de la demanda de carne baja en colesterol (Moore et al., 1995). Cuando las granjas de producción intensiva se encuentran cercanas a núcleos poblacionales se generan malos olores, atracción de vectores, e incluso irritación en las vías respiratorias, porque el estiércol de gallina fresco produce una serie de compuestos volátiles, como SH_2 , NH_3 , algunos ácidos y gases de efecto invernadero como metano y óxido nitroso. Otros problemas están relacionados con las características propias de los estiércoles: presencia de patógenos, alta proporción de fosfatos y de N fácilmente degradable, que pueden conducir a aumento de pH, exceso de nitratos y fosfatos y riesgo de contaminación de acuíferos cuando son aplicados al suelo (Moore et al., 1995; Patterson et al., 2005). La provincia de Entre Ríos genera a partir de la producción avícola, alrededor de 300.000 t de estiércol de gallina y cama de pollos parrilleros (en volumen, aproximadamente 600.000 m^3), y la problemática de su destino final es similar a la de otros lugares del mundo.

La proporción más recomendada en la literatura para el compostaje de aserrín y/o cascarilla de arroz con estiércol de gallina es 2:1 en volumen (Brodie et al., 2000; Chen et al., 2001). Esta proporción permite tener una relación C/N inicial entre 20 y 30, que garantiza una adecuada actividad microbiana. Sin embargo, el aumento del porcentaje de estiércol puede contribuir a acelerar el proceso de compostaje, especialmente en mezclas con cascarilla de arroz, que es un material muy hidrófobo y poco reactivo (Wang et al., 2005).

Para evaluar la eficiencia del proceso de compostaje se utilizan diferentes indicadores de estabilidad del producto (disminución de actividad biológica), de los cuales el más básico es la disminución de la temperatura a temperatura ambiente. Otros indicadores recomendados son la disminución de la tasa de respiración, del C soluble en agua, del amonio y de la relación ácidos fúlvicos/ácidos húmicos, entre otros (Iannotti et al., 1994; Cooperband et al., 2003; Brewer & Sullivan, 2003; Said-Pullicino et al., 2007). Por último, para evaluar madurez se utilizan indicadores de fitotoxicidad, generalmente relacionados con la presencia de

compuestos orgánicos que no terminaron de degradarse durante el compostaje y/o con valores altos de amonio; entre estos indicadores figuran los test de germinación (semillas germinadas y largo de radícula), y la biomasa de plantas indicadoras en mezclas de compost con suelos (Iannotti et al., 1994; Murillo et al., 1995; Cooperband et al., 2003; Zubillaga & Lavado, 2006).

Alcanzar la etapa termofílica no solo garantiza la descomposición y la eficiencia del proceso de compostaje, sino que también garantiza la reducción efectiva de patógenos. Las normas de la USEPA (1993), que fueron las primeras en establecer límites y características de proceso para la reducción de patógenos, exigen para compostaje en pilas estáticas 3 días consecutivos con temperaturas $\geq 55^{\circ}\text{C}$, y para pilas con volteos 15 días no consecutivos con temperaturas $\geq 55^{\circ}\text{C}$ y al menos 5 volteos; además, exige que el producto tenga < 1000 NMP/g materia seca de coliformes fecales y < 3 NMP/4g materia seca de *Salmonella*. En el caso de las leyes europeas, por ejemplo la española, se está exigiendo actualmente < 1000 NMP/g materia seca de *Escherichia coli* y ausencia de *Salmonella* en 25 g de materia seca (BOE, 2005).

2.1.1. Objetivos.

* Producir compost con diferentes proporciones de aserrín y cascarilla de arroz (solos o combinados) y estiércol de gallina.

* Comparar diferentes indicadores químicos, fisico-químicos y biológicos de estabilidad y madurez recomendados a nivel nacional e internacional.

2.1.2. Hipótesis y Predicciones.

* Distintas proporciones de material carbonado y nitrogenado afectarán diferencialmente la eficiencia del proceso de compostaje. Predicción: dado que el estiércol acelera la actividad

microbiana, el tiempo necesario para alcanzar temperaturas termofílicas y madurez del producto final, será menor en las pilas con mayor proporción de material nitrogenado.

* Indicadores de estabilidad de bajo costo de determinación ofrecerán información comparable a la de otros de mayor complejidad. Predicción: las relaciones C soluble en agua/N total y nitratos/amonio presentarán confiabilidad similar a respiración y mineralización de N.

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1. Armado de las pilas.

El experimento se realizó en la localidad de Santa Ana, provincia de Corrientes, en el predio “Don Perico”, ubicado en la Ruta provincial N° 43, a 65 m s.n.m., 27° 27' 25,70'' S y 58° 40' 26,76'' O. El experimento se inició en verano (enero) y finalizó en primavera (septiembre) del año 2006. Durante el mismo, las temperaturas medias mensuales de la zona variaron entre 16 y 28°C, y la precipitación total fue de 852 mm (Fig. 2.1).

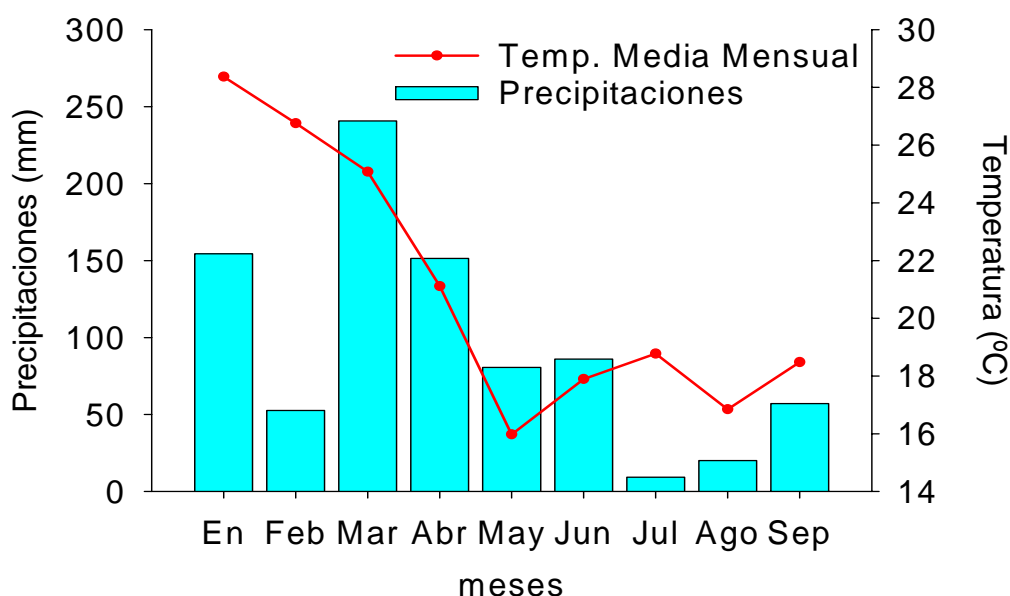


Figura 2.1. Temperaturas medias mensuales y precipitaciones totales por mes en la ciudad de Corrientes durante el compostaje.

El estiércol de gallina (mezcla de excretas, comida y plumas) se obtuvo de la Avícola

Santa Ana (Ruta provincial N° 43), donde fue previamente secado al aire (Foto 2.1 a). La cascarilla de arroz y el aserrín se obtuvieron de pilas abiertas acumuladas en “Molinos Moncada” (Ruta Nacional N° 12) y un aserradero de la Ruta Nacional N° 5, respectivamente (Foto 2.1 b y c).



Foto 2.1. Materiales utilizados para el compostaje: estiércol de gallina seco al aire (a) cascarilla de arroz (b) y aserrín (c).

Se armaron 5 pilas estáticas ($\sim 3 \text{ m}^3$ cada una, Foto 2.2) con dos relaciones de material carbonado a estiércol de gallina: 2:1 y 1:1 en volumen. Los tratamientos fueron los siguientes: 1 de aserrín : 1 de estiércol de gallina (AE1); 2 de aserrín : 1 de estiércol de gallina (AE2); 1 de cascarilla de arroz : 1 de estiércol de gallina (CE1); 2 de cascarilla de arroz : 1 de estiércol de gallina (CE2) y 1 de aserrín : 1 de cascarilla de arroz : 1 de estiércol de gallina (ACE). Debido a la diferente densidad de los residuos (Tabla 2.1), la relación en peso entre los tres

materiales fue la siguiente: 1 de aserrín : 2 de estiércol de gallina (AE1); 1 de aserrín : 1 de estiércol de gallina (AE2); 1 de cascarilla de arroz : 3 de estiércol de gallina (CE1); 1 de cascarilla de arroz : 2 de estiércol de gallina (CE2) y 1 de aserrín : 0,5 de cascarilla de arroz : 2 de estiércol de gallina (ACE). En esta tesis la relación de referencia es siempre en volumen (v/v).



Foto 2.2. Pilas de compostaje después de 20 días de iniciado el proceso.

Las pilas con relación 2:1 fueron humedecidas con 0,35 m³ de agua, y las pilas con relación 1:1 con 0,55 m³ de agua, resultando en un contenido de agua inicial de 55-65%. El compostaje fue conducido en un sitio abierto, y para evitar exceso de humedad debido a las lluvias, las pilas se cubrieron con plástico de 200 micrones durante los primeros 40 días. Como tendían a secarse debido a la alta temperatura de la etapa termofílica, se reemplazó el plástico por media sombra negra para que quedaran expuestas a las lluvias.

Durante el proceso se realizaron seis volteos manuales (a 11, 23, 60, 109, 152 y 219 días) para bajar la temperatura, mejorar la aireación y homogeneizar las pilas. En dos oportunidades de volteo (a los 60 y 109 días), se humedeció ya que el contenido de agua fue menor al 40%, valor recomendado normalmente como crítico. La temperatura de las pilas fue controlada diariamente a 0,20 y 0,40 m de profundidad con un termómetro para compost Reotemp®

(Foto 2.3).

Para caracterizar el material original, se tomaron y secaron al aire tres muestras compuestas de cada residuo. Durante el proceso de compostaje, se extrajeron tres muestras compuestas de cada pila en 7 fechas: al inicio (t0) y a 20, 40, 80, 120, 180 y 240 días. Cada muestra compuesta consistió en tres submuestras (~ 1 kg) tomadas a 0,30-0,40 m de profundidad. Parte de las muestras (~ 20 g) se utilizaron frescas para determinar la evolución del CO₂ y contenido de agua por gravimetría a 105°C, el resto se secó al aire para su posterior caracterización y determinación de indicadores físicos, químicos, fisico-químicos, y biológicos de estabilidad y madurez.



Foto 2.3. Manejo de las pilas durante el proceso: volteos (a) y medición de temperaturas (b).

Al final del proceso de compostaje (t240), se determinaron patógenos (coliformes totales y *Escherichia coli*) y el índice de germinación en muestras compuestas tamizadas por malla de 5 mm (muestra fresca en el caso de patógenos).

2.2.2. Métodos de análisis.

En las muestras del material original se analizó contenido de agua, densidad, pH, conductividad eléctrica (conduct. eléct.), C orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), nutrientes totales (Mg, Ca, K, Na y P), P extractable, C soluble en agua (CSA), celulosa,

hemicelulosa y lignina.

El contenido de agua se determinó por gravimetría a 70°C y 105°C hasta peso constante. La densidad se determinó por triplicado en muestra fresca. La conduct. eléct., pH y CSA se determinaron en extracto acuoso (1:10) (García et al., 1991; Laos et al., 2002); el CSA como demanda química de oxígeno (Laos et al., 2002). El NT se calculó como la suma del N determinado por semi-micro Kjeldahl más nitratos (extraídos en agua 1:10 y determinados por reducción en columna de Cd). El COT se determinó por calcinación a 550°C usando el factor 1,8 para convertir materia orgánica a carbono (Rynk, 1992; Barrington et al., 2002). Mg, Ca, K, Na y P se determinaron en el material calcinado para C y extraído con HCl concentrado, seguido de determinación por espectrometría de absorción atómica (Mg, Ca, K y Na) y por el método del molibdato-ácido ascórbico (P) (Richards, 1993). El P extractable se determinó en extractos de bicarbonato (1:100) por el método del molibdato-ácido ascórbico (Sparks et al., 1996; Laos et al., 2002; Tognetti et al., 2007). Lignina, celulosa y hemicelulosa en el Laboratorio de Nutrición y Forrajes, INTA Bariloche, por la técnica de Van Soest (1963) y los datos, obtenidos como porcentaje de materia orgánica (sólidos volátiles), fueron transformados a materia seca. Para estimar la reducción de volumen durante el compostaje se determinaron volumen total inicial y final de las pilas.

En las muestras extraídas durante el proceso se determinó la evolución del CO₂ en muestras frescas (10 g de muestra en equivalente seco) ajustando a humedad gravimétrica del 50%. Las muestras se incubaron durante 3 días en frascos herméticos a 31°C con trampas de NaOH 1 N; además, se incubaron blancos. Luego de 24, 48 y 72 hs de incubación, el NaOH remanente fue titulado con HCl 0,5 N, previa adición de BaCl₂. Se aplicó la siguiente fórmula (Anderson, 1982):

$$\text{mg de CO}_2 = (B - V) * N * E$$

donde B = mL de ácido gastados en la titulación de NaOH de los blancos; V = mL de ácido

gastados en la titulación de NaOH de las muestras; N = normalidad del ácido; E = 22, peso equivalente para expresar como CO₂.

La producción de CO₂ (tasa de respiración) como mg CO₂/kg materia seca/h fue calculado como un promedio, descartando las primeras 24 hs (Iannotti et al., 1994; Hue & Liu 1995; Tognetti et al., 2007).

En muestras secadas al aire, sin tamizar y homogeneizadas en mortero (7 fechas) se analizó pH, conduct. eléct., C orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), C soluble en agua (CSA), nitratos (N-NO₃⁻) y amonio (N-NH₄⁺). En las muestras tomadas a 20, 80, 120 y 240 días también se determinó C oxidable. En las 7 fechas se determinó el contenido de agua a 70°C y 105°C hasta peso constante. Dado que las diferencias entre ambas temperaturas fueron muy bajas (ver Anexo 2.1), y que para el análisis de las muestras se recomienda trabajar con materiales secados a no más de 70°, todos los datos fueron corregidos a peso seco a esa temperatura.

Conduct. eléct., pH, CSA y COT se determinaron como en los materiales originales; N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺ se extrajeron en agua (1:10), y se determinaron por reducción en columna de Cd y por reacción de Berthelot, respectivamente (Laos et al., 2002). El NT se calculó como la suma de N Kjeldahl (semi-micro) más N-NO₃⁻. El C oxidable se determinó por combustión húmeda con dicromato de K a temperatura no controlada (técnica Walkley y Black).

Las pérdidas de COT y NT durante el compostaje, fueron calculadas en base a la materia seca inicial (t₀) y final (t₂₄₀). Para eliminar el efecto de la pérdida de materia seca y el incremento de cenizas en el tiempo debido a la mineralización de la materia orgánica, las pérdidas fueron calculadas, además, considerando constante el contenido de cenizas durante el proceso. Se aplicó una ecuación para pérdidas de COT (o pérdidas de NT), usando el contenido inicial (X_i) y final (X_f) de cenizas (García-Gómez et al., 2003):

$$\text{Pérdida de COT (\%)} = 100 - 100 [(X_i \text{ COT}_f) / (X_f \text{ COT}_i)]$$

Al final del proceso de compostaje (t240), se determinó en una muestra fresca compuesta, el número más probable (NMP) de coliformes totales y *Escherichia coli* en el laboratorio de Aguas de Corrientes, según la metodología recomendada por APHA (1992).

En la muestra final tamizada por 5 mm, se realizó una prueba de germinación con semillas de ryegrass y tomate para determinar la madurez del producto final (Zuconni et al., 1981; Pascual et al., 1997). Se trabajó con 4 repeticiones utilizando extractos 1:10 de compost:agua en cajas de petri con papel de filtro (y controles con agua destilada). Las semillas de tomate fueron lavadas previamente para eliminar el fungicida con la que estaban tratadas y los posibles inhibidores de germinación comunes en este tipo de semillas. Se sembraron 20 semillas de ryegrass o tomate por caja y se incubaron a temperatura ambiente en oscuridad. A los 5 días para ryegrass y a los 7 días para tomate se registró el porcentaje de germinación y largo de raíces mayores de 5 mm y se calculó la germinación relativa de semillas (GRS), crecimiento relativo de raíces (CRR) e índice de germinación (IG), como sigue:

$$\text{GRS (\%)} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en el extracto}}{\text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en el control}} \times 100$$

$$\text{CRR (\%)} = \frac{\text{longitud de raíces en el extracto}}{\text{longitud de raíces en el control}} \times 100$$

$$\text{IG} = \text{GRS} \times \text{CRR} / 100$$

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Características del material original y de las mezclas iniciales.

Las características del material original se observan en la Tabla 2.1. El estiércol de gallina presentó mayor concentración de nutrientes que el aserrín y la cascarilla de arroz (3,7 vs. 0,5% NT; 15 vs. 0,2 g/kg P total; 18 vs. 2 g/kg K total). Además presentó altos valores de pH (8 vs. 6,6) asociado a una alta concentración de Ca (19,4 vs. 2-4 g/kg). Las concentraciones de COT, hemicelulosa, celulosa y lignina fueron mayores en el orden aserrín > cascarilla de

arroz > estiércol, pero el CSA fue mucho mayor en el estiércol (14 vs. 3 g/kg).

Tabla 2.1. Características del material original. Los valores son promedios de tres muestras \pm desvío estándar.

	Aserrín		Cascarilla de arroz		Estiércol de gallina	
Contenido de agua (%)	64,2	\pm 3,8	5,4	\pm 0,6	38,2	\pm 2,6
Densidad (g/mL)	0,2	\pm 0,04	0,1	\pm 0,02	0,4	\pm 0,03
pH	6,7	\pm 0,1	6,5	\pm 0,1	8,0	\pm 0,1
Conduct. eléct. (dS/m)	0,4	\pm 0,1	0,4	\pm 0,1	4,3	\pm 0,2
COT (%)	53,2	\pm 0,5	42,0	\pm 0,8	30,2	\pm 2,4
NT (%)	0,6	\pm 0,1	0,4	\pm 0,1	3,7	\pm 0,3
COT/NT	106	\pm 3	109	\pm 9	9,0	\pm 0,6
CSA (g/kg)	2,6	\pm 0,2	3,1	\pm 0,2	13,7	\pm 0,4
Celulosa (%)	55,0	\pm 5,5	45,0	\pm 4,6	34,4	\pm 2,7
Hemicelulosa (%)	13,7	\pm 2,9	9,2	\pm 2,1	4,8	\pm 1,1
Lignina (%)	23,1	\pm 2,7	15,9	\pm 1,8	5,4	\pm 0,4
P extractable (g/kg)	0,03	\pm 0,01	0,07	\pm 0,01	4,15	\pm 0,19
Elementos Totales (g/kg)						
P	0,15	\pm 0,01	0,26	\pm 0,03	14,81	\pm 1,49
Ca	1,6	\pm 0,3	3,8	\pm 0,3	19,4	\pm 3,0
Mg	0,5	\pm 0,1	0,4	\pm 0,1	6,6	\pm 0,1
K	1,9	\pm 0,1	1,8	\pm 0,1	17,6	\pm 4,0
Na	0,4	\pm 0,4	0,3	\pm 0,1	2,9	\pm 0,6

COT = C orgánico total; NT= Nitrógeno total; Conduct. eléct. = conductividad eléctrica;

CSA = C soluble en agua.

Las características de las mezclas originales se presentan en la Tabla 2.2. Los valores de pH fueron altos variando entre 8,0 y 8,4. La conduct. eléct. y el CSA fueron mayores y el

COT menor a mayor porcentaje de estiércol. La concentración de amonio fue menor en las mezclas de cascarilla de arroz y estiércol de gallina (450-480 mg/kg en CE1 y CE2 vs. 540-580 en AE1, AE2 y ACE). La relación COT/NT varió entre 14 y 26 con el valor más bajo en CE1.

Tabla 2.2. Características de las mezclas iniciales (t0). Los valores son promedios de tres muestras ± desvío estándar

	AE1	AE2	CE1	CE2	ACE
Contenido de agua (%)	64,5 ± 0,1	63,2 ± 0,2	57,9 ± 0,8	55,3 ± 0,5	61 ± 0,3
COT (%)	32,7 ± 2,3	36,2 ± 1,5	25,0 ± 3,6	31,5 ± 4,2	33,3 ± 3,2
NT (%)	1,5 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,8 ± 0,1	1,6 ± 0,1	1,6 ± 0,3
COT/NT	21,3 ± 1,3	26,1 ± 1,4	14,1 ± 2,2	20,2 ± 1,7	20,9 ± 2,0
pH	8,1 ± 0,1	8,0 ± 0,1	8,4 ± 0,1	8,1 ± 0,1	8,0 ± 0,1
Conduct. electr. (dS/m)	3,1 ± 0,2	2,5 ± 0,1	3,1 ± 0,1	2,6 ± 0,1	2,8 ± 0,2
CSA (g/kg)	8,8 ± 1,3	6,7 ± 0,2	8,7 ± 0,9	8 ± 0,3	8,3 ± 1,2
N-NH ₄ ⁺ (mg/kg)	556 ± 25	581 ± 47	449 ± 20	480 ± 30	535 ± 28

Abreviaturas de variables como en Tabla 2.1. Símbolos de los tratamientos: AE1= aserrín + estiércol de gallina (1:1); AE2 = aserrín + estiércol de gallina (2:1); CE1 = cascarilla de arroz + estiércol de gallina (1:1); CE2 = cascarilla de arroz + estiércol de gallina (2:1) y ACE = aserrín + cascarilla de arroz + estiércol de gallina (1:1:1).

2.3.2. Perfiles de temperatura y contenido de agua.

Las temperaturas medidas a 0,40 m de profundidad en las pilas armadas para compostaje, se observan en la Fig. 2.2; los valores tomados a 0,20 m fueron ligeramente menores y de un perfil similar (datos no mostrados). A las 24 hs del armado de las pilas, la temperatura en las

mismas alcanzó valores entre 50 y 68°C, incrementándose a 61-76°C en el segundo día. Para bajar dichas temperaturas se realizaron dos volteos durante los primeros 25 días, pero las temperaturas volvieron a subir a valores muy altos en menos de 24 hs. Las pilas armadas con aserrín y estiércol de gallina (AE1 y AE2, en adelante AE) mostraron una fase termofílica mas larga (alrededor de 105 días) que las armadas con cascarilla de arroz y estiércol de gallina (CE1 y CE2, en adelante CE) (40-60 días). Las temperaturas iniciales de las pilas CE fueron mayores que las pilas AE (76°C vs. 70°C durante los primeros 20 días). La pila armada con los tres materiales (ACE) mostró un perfil de temperaturas similar a las pilas AE y 96 días de fase termofílica. Este comportamiento similar entre ACE y las pilas AE en la evolución de las temperaturas, también se observó a lo largo del proceso para otras variables, lo que puede atribuirse a que, calculada en peso, la proporción de aserrín en esta pila fue el doble que la de cascarilla.

Debido a las altas temperaturas iniciales, el contenido de agua al inicio del proceso (55-65%, Tabla 2.2) disminuyó en todas las pilas (Fig. 2.3). Si bien los valores de contenido de agua estuvieron dentro del rango recomendado (40-65%), las temperaturas disminuyeron a 42-46°C a los 40 días, por lo que se decidió destapar las pilas y dejarlas expuestas a las lluvias. Como el rehumedecimiento no fue uniforme, se agregó agua a todas las pilas a los 60 y 109 días. Este rehumedecimiento determinó un incremento de temperatura a 60-63°C en las pilas AE y ACE a los 60 días, y las temperaturas se mantuvieron en termofílica por aproximadamente 100 días. Las pilas CE retuvieron siempre menos agua, no aumentaron las temperaturas después del primer rehumedecimiento, y luego del segundo, sólo la pila con mayor proporción de cascarilla de arroz (CE2) incrementó su temperatura pero sin alcanzar valores termofílicos.

Aproximadamente a los 180 días del inicio del proceso de compostaje, en todas las pilas se alcanzaron valores de temperatura similares a la temperatura ambiente.

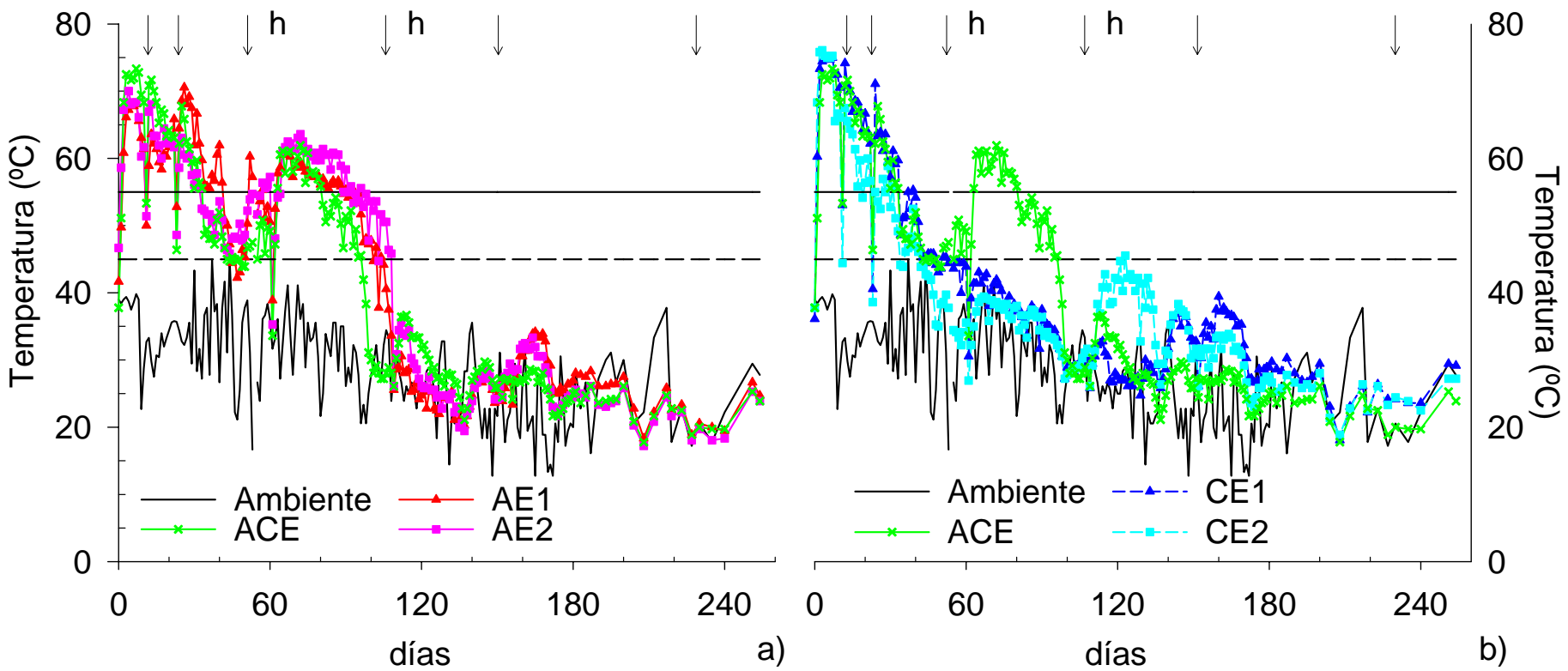


Figura 2.2. Perfil de temperatura durante el compostaje: (a) pilas de aserrín y estiércol de gallina (b) pilas de cascarilla de arroz y estiércol de gallina. La pila de aserrín + cascarilla de arroz + estiércol de gallina está incluida en a) y b). Las flechas indican volteos y la “h” indica rehumedecimientos. La línea entera indica el valor mínimo de temperaturas para reducción de patógenos (55°C), y la línea de puntos el límite de la etapa termofílica (45°C). Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

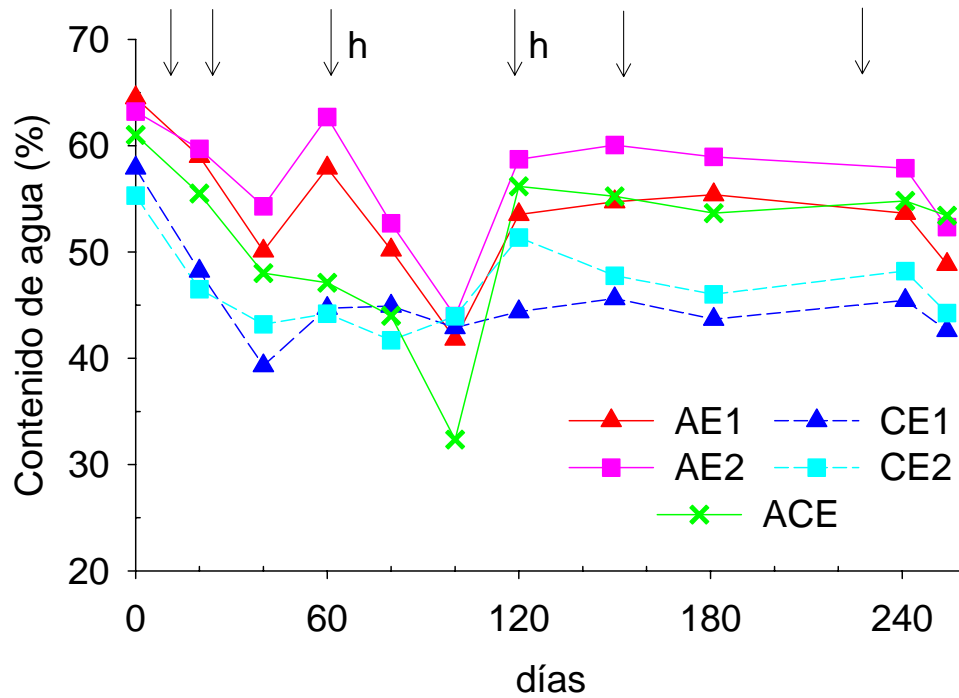


Figura 2.3. Perfil del contenido de agua durante el compostaje. Símbolos de los tratamientos y flechas como en la Fig. 2.2.

2.3.3. Cambios en los parámetros físicos, químicos y físico-químicos.

El volumen inicial de las pilas disminuyó 70% en AE, mientras que en CE disminuyó 50% y en ACE 60% (Tabla 2.4; Foto 2.4).

Tabla 2.4. Cambio de volumen de las pilas durante el compostaje (t0-t240).

	Volumen (m ³)		
	Tiempo cero	240 días	% disminución
AE1	3,00	0,86	71
AE2	3,00	0,84	72
CE1	3,00	1,43	52
CE2	3,00	1,46	51
ACE	3,00	1,09	64

Símbolos de los tratamientos como en la Tabla 2.2.

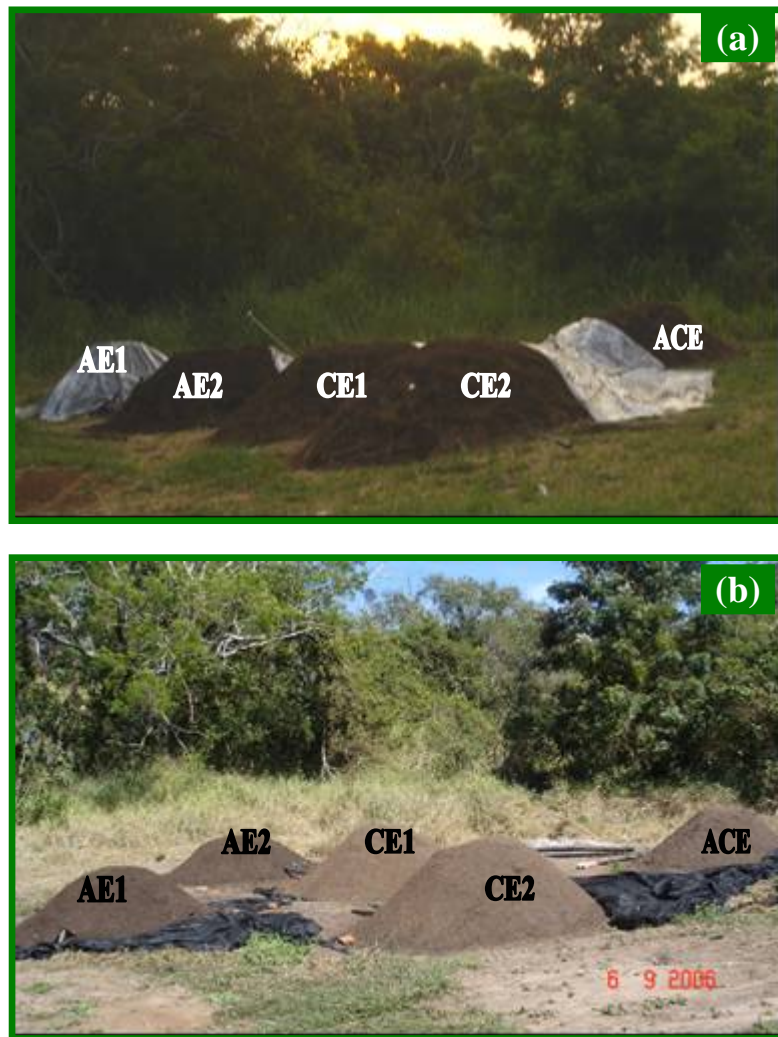


Foto 2.4. Pilas de compostaje a tiempo cero (a) y a 240 días del armado (b).

El pH inicial fue alcalino (8,0-8,4) descendiendo marcadamente a aproximadamente 5,6-6,2 a los 180 días en las pilas AE y ACE (Fig. 2.4a), mientras que en las pilas CE se mantuvo en valores cercanos a 7,0. El tratamiento con la mayor proporción de aserrín (AE2) mostró el mayor descenso de pH (5,6).

La conduct. eléct. fue inicialmente 2,5-3,1 dS/m, correspondiendo los menores valores a las pilas con la mayor proporción de material carbonado (Fig. 2.4b). Se observó un ligero aumento durante el proceso, finalizando en valores entre 3,0 y 3,6 dS/m, con excepción de CE2 que disminuyó a 2,4 dS/m entre los 80 y 120 días.

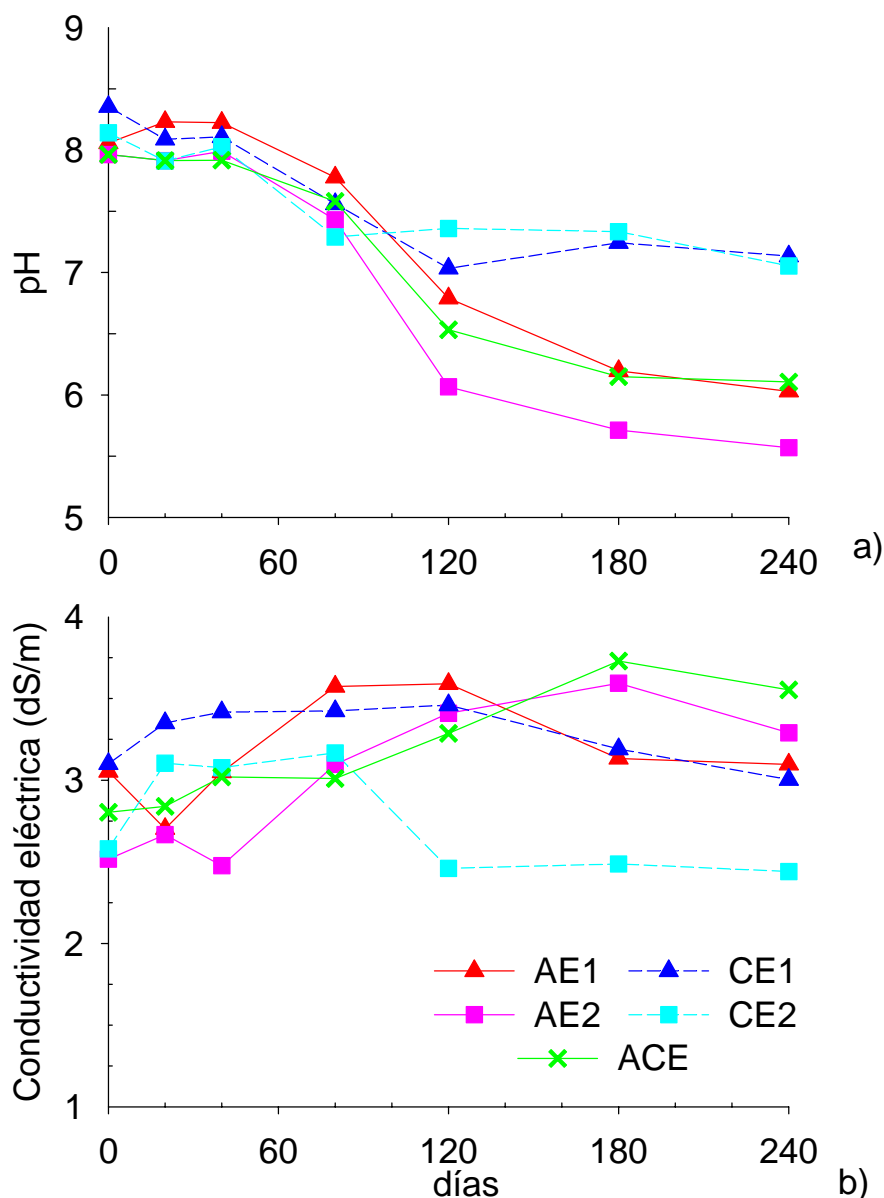


Figura 2.4. Cambios en pH (a) y conductividad eléctrica (b) durante el compostaje.

Símbolos de los tratamientos como en la Tabla 2.2.

El COT disminuyó al final del proceso (Fig. 2.5a): cerca del 33% en AE y 13-17% en CE y ACE. Calculado en base a cenizas, el porcentaje de pérdida de COT fue más evidente: 58-60% en AE y 23-34% en CE y ACE.

Contrariamente a COT, el N total (NT) aumentó durante el compostaje desde 1,4-1,8% a 1,8-2,6% (Fig. 2.5b), siendo el incremento de 65-85% para AE y ACE y 18-25% para CE. Sin embargo, cuando se calculó en base a cenizas el incremento de N en el tiempo fue menos

marcado (12% en AE y CE1 y 30% en ACE), o disminuyó ligeramente en CE2 (6%).

Como COT disminuyó y NT aumentó, la relación COT/NT cayó durante el proceso desde valores iniciales de 14-26 (Tabla 2.2) a valores finales de 8-14 (Fig. 2.5c); esto fue mas evidente en AE y ACE.

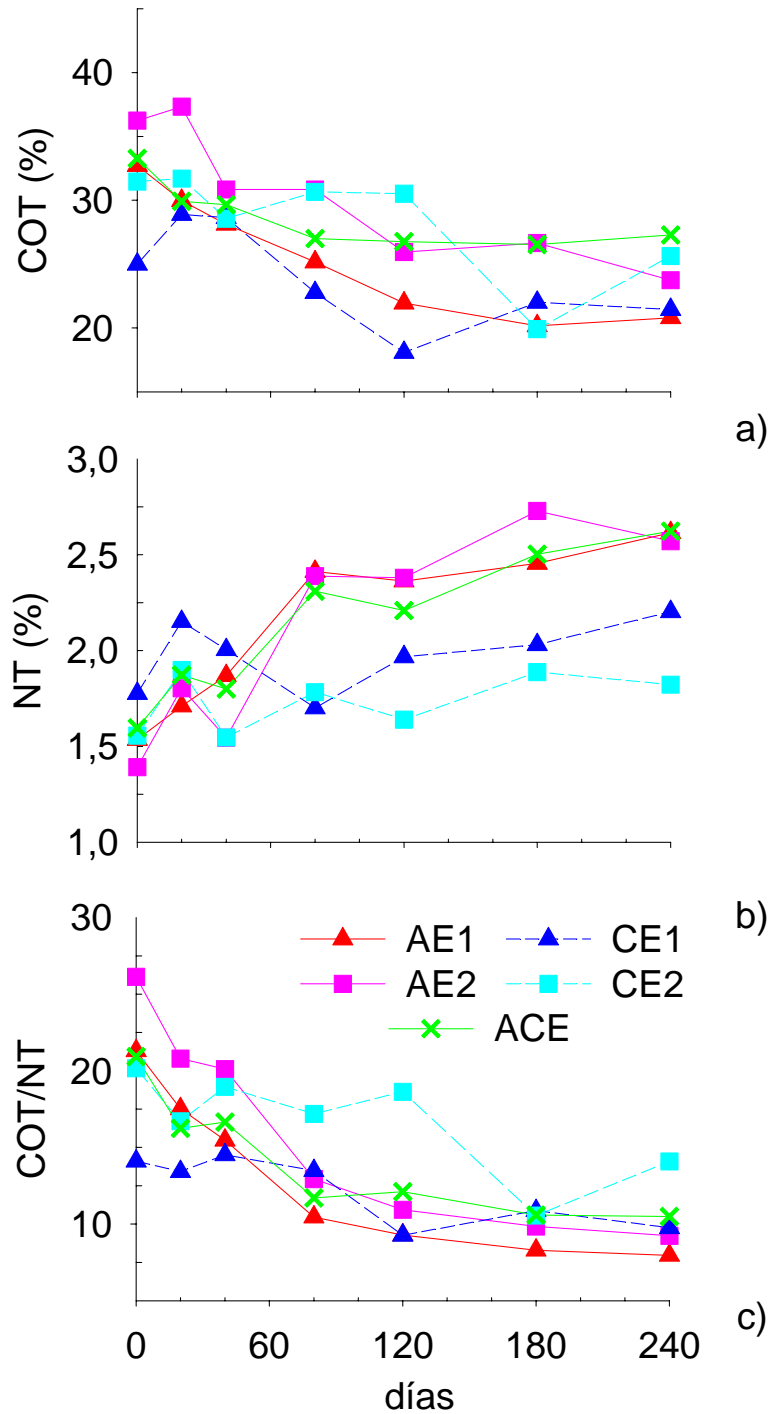


Figura 2.5. Cambios de: C orgánico total (COT), (a); N total (NT), (b); relación COT/NT, (c), durante el compostaje. Símbolos de los tratamientos como en la Tabla 2.2.

El CSA se incrementó durante la fase termofílica desde 8 g/kg a 17-20 g/kg, y disminuyó luego a valores estables de alrededor de 4 g/kg (Fig. 2.6a). Los picos de CSA dependieron del tipo de material carbonado, con picos más tempranos en CE y ACE (20 días) que en AE (40-80 días).

El C oxidable fue mayor en las pilas 2:1 (Fig. 2.6b) y representó 64-74% del COT a los 20 días (el CSA representó aproximadamente 3-5%), y se incrementó hasta los 80 días, disminuyendo marcadamente a continuación. Los valores al final del ensayo variaron entre 64 y 76% del COT para todos los tratamientos.

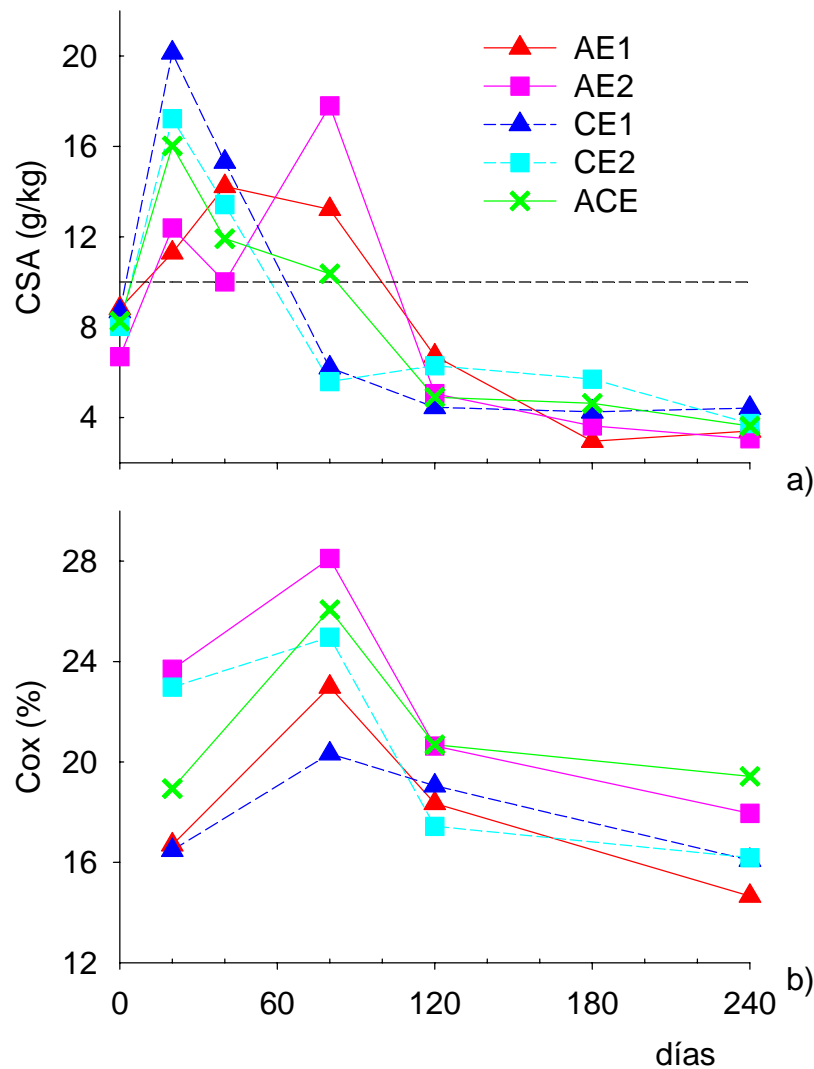


Fig. 2.6. Cambios de: C soluble en agua (CSA), (a); C oxidable, (b); durante el compostaje. Símbolos de los tratamientos como en la Tabla 2.2. La línea de puntos en (a) indica el valor por debajo del cual el producto se considera estable (Bernal et al., 1998; Tognetti et al., 2007).

2.3.4. Evolución del CO₂.

Los mayores valores de CO₂ (tasa respiratoria) (Fig. 2.7) se observaron al tiempo cero (t₀) (340-466 mg/kg/h) produciéndose luego una marcada disminución (37-90 mg/kg/h a 40 días). El rehumedecimiento realizado a los 60 días incrementó la respiración a 200 mg/kg/h en las pilas AE, asociada al incremento de la temperatura. Luego del segundo rehumedecimiento, los valores de la tasa respiratoria aumentaron ligeramente en la pila con mayor proporción de cascarilla de arroz (CE2) (100 mg/kg/h) asociándose nuevamente al incremento en la temperatura.

Al igual que en el perfil de temperaturas, los valores estables de CO₂ se alcanzaron aproximadamente a los 180 días del inicio del proceso de compostaje, con valores entre 20 y 75 mg/kg/h.

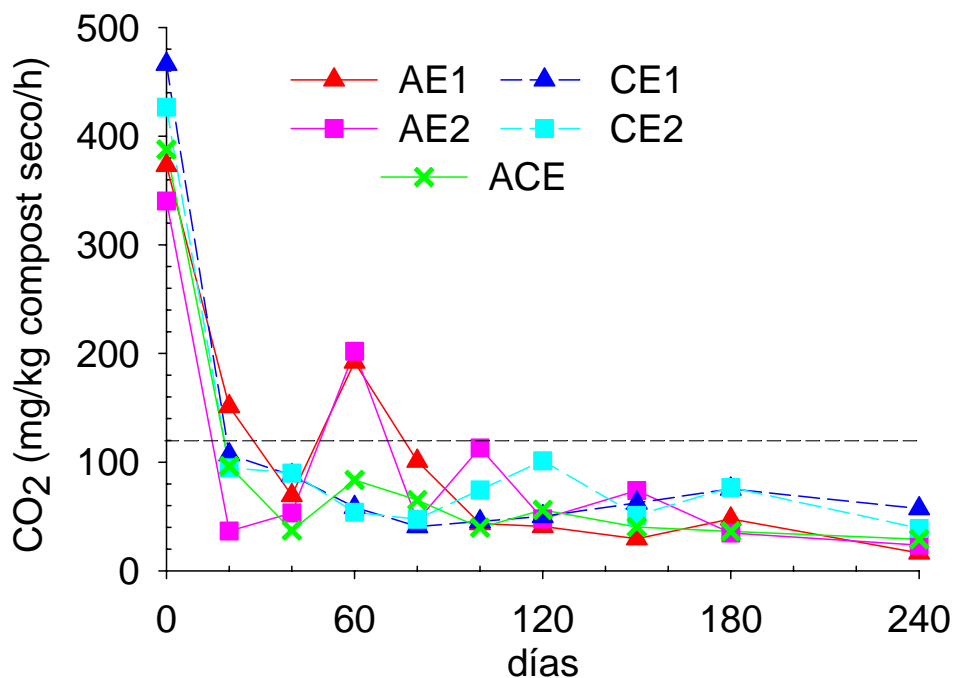


Figura 2.7. Evolución del CO₂ durante el compostaje. Símbolos de los tratamientos como en la Tabla 2.2. La línea de puntos indica el valor por debajo del cual el producto se considera estable (Tognetti et al., 2007).

2.3.5. Mineralización de N: Evolución de NH_4^+ y NO_3^- .

El N inorgánico cambió durante el proceso de compostaje desde valores altos de N-NH_4^+ al inicio, a valores muy altos de N-NO_3^- al final (Fig. 2.8 a y b). Durante la fase termofílica los valores de N-NH_4^+ aumentaron desde 450-580 mg/kg en t_0 a 700-890 mg/kg, siendo mayores por un largo período en AE; después de los 80 días, la concentración de N-NH_4^+ cayó rápidamente y a partir de los 180 días se mantuvo estable a aproximadamente 25-100 mg/kg en todos los tratamientos. La disminución de N-NH_4^+ estuvo acompañada de un incremento constante de N-NO_3^- durante la fase mesofílica de madurez, alcanzando valores muy altos a los 240 días, con valores mayores en AE y ACE (2100-2500 mg/kg) que en CE (750-1250 mg/kg).

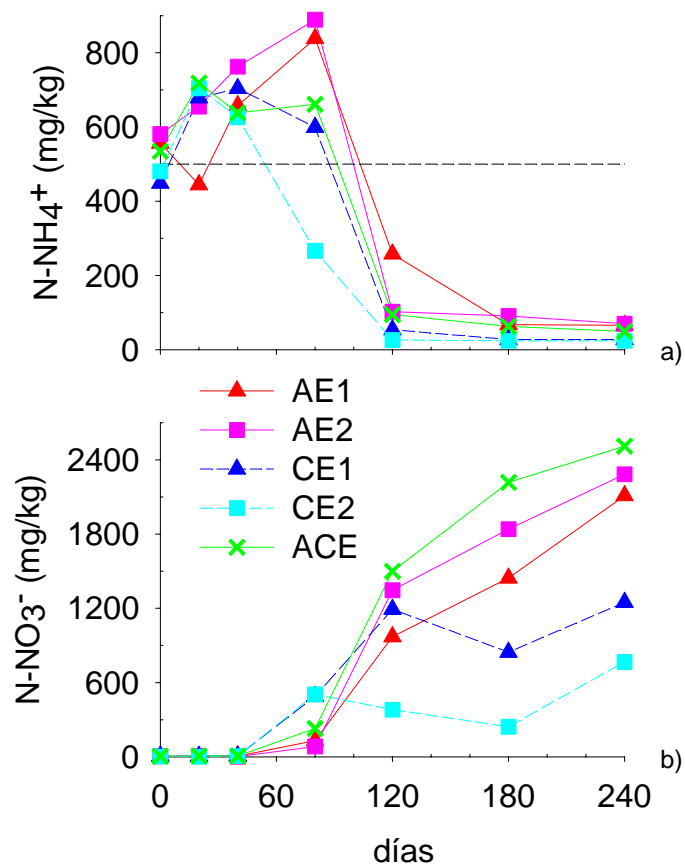


Figura 2.8. Cambios de: N-NH_4^+ , (a); N-NO_3^- , (b); durante el compostaje. Símbolos de los tratamientos como en la Tabla 2.2. La línea de puntos indica el valor por debajo del cual el producto se considera estable (Bernal et al., 1998; Tognetti et al., 2007).

2.3.6. Indicadores de patógenos y de madurez.

Al final del proceso se determinaron el número más probable (NMP) de bacterias y el índice de germinación para dos especies. El NMP de coliformes fecales varió entre 206 y 992 NMP/g de materia seca y el de *Escherichia coli* entre 100 y 518 NMP/g de materia seca.

Tabla 2.5. Conductividad eléctrica (conduct. eléct.), germinación relativa de semillas (GRS), crecimiento relativo de raíces (CRR) e índice de germinación (IG), en los compost al final del ensayo utilizando semillas de dos especies. Los datos son promedios de 4 repeticiones.

Tratamientos	AE1	AE2	CE1	CE2	ACE
Conduct. eléct. (dS/m)	2,8	3,1	2,9	2,5	3,3
Ryegrass					
GRS %	93,2	95,9	105,9	95,0	100,5
CRR %	69,8	73,3	96,6	84,7	79,5
IG %	65,0	70,3	102,3	80,5	80,0
Tomate					
GRS %	101,5	105,9	100,0	104,4	95,6
CRR %	73,7	79,3	91,9	99,1	67,9
IG %	74,8	84,0	91,9	103,5	64,9

Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

La germinación relativa de semillas (GRS) fue muy alta para ryegrass y tomate (Tabla 2.5; Foto 2.5), y el crecimiento relativo de raíces (CRR) fue mayor en CE. El índice de germinación (IG) varió entre 65-104% para ambas especies, y los valores más altos correspondieron a CE. Dado que además de las sustancias fitotóxicas producidas durante el

compostaje, también las sales solubles pueden estar relacionadas con la reducción de IG, se estudió la relación entre estas dos variables. Se encontró una relación lineal positiva entre conductividad eléctrica y el IG de tomate ($IG = -43,79 CE + 193,08; R^2 = 0,626$), pero no se encontró relación con el IG de ryegrass.

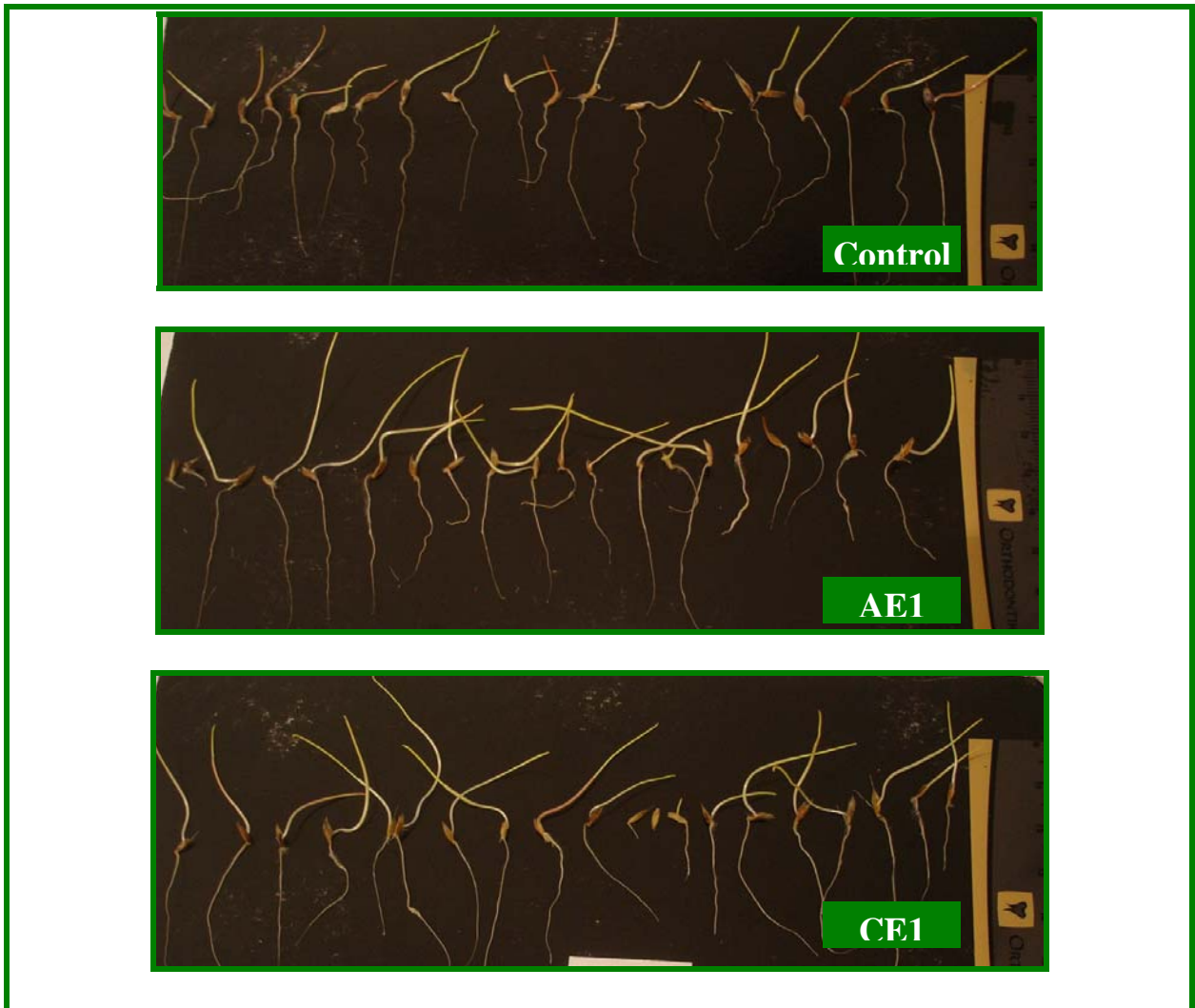


Foto 2.5. Germinación de semillas de ryegrass en algunos tratamientos

2.4. DISCUSIÓN

La duración de la etapa termofílica dependió del tipo de material carbonado, siendo más larga en las pilas con aserrín (tanto AE como ACE) que en las pilas solo con cascarilla de arroz (CE). Estos resultados sugieren que el aserrín aumenta la actividad microbiana posiblemente debido a la mayor cantidad de C, capacidad de retención de agua y accesibilidad

al ataque microbiano (mayor superficie específica). La baja retención de agua y la menor actividad microbiana en CE podrían estar relacionadas con la superficie cerosa y el alto contenido de silicio de la cascarilla (Wang et al., 2005; Massey et al., 2007), que también contribuyeron a menores tasas de descomposición y, por lo tanto, a menores pérdidas de C orgánico total, inclusive en la pila con los tres residuos.

El perfil de temperaturas estuvo muy relacionado al perfil de carbono soluble en agua (CSA). Esto implica que la actividad microbiana estuvo regulada por la disponibilidad de C fácilmente degradable. De manera similar, también se observó durante la etapa termofílica un aumento y posterior disminución del C fácilmente oxidable. En este contexto, Charest et al. (2004) sugirieron que el incremento de CSA durante la etapa termofílica podría ser el resultado de la biodegradación de celulosa y hemicelulosa, mientras que la posterior disminución de CSA indicaría que los microorganismos lo utilizan como fuente de energía. Sin embargo, en nuestro caso no se encontró relación entre la actividad microbiana, calculada como tasa respiratoria (evolución de CO₂), y los perfiles de temperatura y CSA: la respiración fue muy alta al inicio pero luego disminuyó marcadamente, mientras que la temperatura y el CSA permanecieron altos. Algunos autores han sugerido que la discrepancia entre la duración de la etapa termofílica y la respiración microbiana se debe a inercia térmica (Tremier et al., 2005; Tognetti et al., 2007). Este no fue el caso de este trabajo porque luego de los dos primeros volteos, las temperaturas se incrementaron a valores muy altos en menos de 24 horas. Los resultados sugieren que la alta actividad microbiana no está siempre relacionada a tasas altas de respiración, y que la producción de calor puede deberse a otras reacciones exotérmicas, como por ej., hidrólisis. Por otro lado, no debe descartarse que la discrepancia entre temperatura y respiración se deba a problemas metodológicos (CCQQ, 2001), ya que en este trabajo, como en otros (Hue & Liu, 1995; García-Gómez et al., 2003; Banegas et al., 2007; Tognetti et al., 2007), la evolución de CO₂ fue medida a temperaturas mesofílicas, aún

cuando se evaluaba la fase termofílica.

El efecto diferencial del material carbonado fue nuevamente evidente en el perfil de pH: luego de la etapa termofílica, el pH se redujo más en las pilas con aserrín (incluso en ACE), coincidiendo con tasas de nitrificación muy altas. La oxidación de amonio a nitratos es un proceso fuertemente acidificante, mediado por bacterias que son activas a temperaturas mesofílicas, y la relación entre disminución de pH y nitrificación ha sido mencionada en estudios conducidos con materias primas parecidas a las del presente trabajo (entre otros, Huang et al., 2004; Banegas et al., 2007). Durante la fase termofílica el proceso dominante de la mineralización del N fue la amonificación, seguida por una constante nitrificación durante la posterior etapa mesofílica, con valores de nitrato mayores que los del amonio producido previamente. Esto indica que incluso durante esta fase mesofílica, la mineralización del N orgánico fue intensa.

En la bibliografía es común encontrar que durante el compostaje ocurren grandes pérdidas de N por volatilización del amonio, relacionadas con temperaturas y pH altos, y bajas relaciones COT/NT (Zucconi & de Bertoldi, 1987; Charest & Beauchamp, 2002; Tognetti et al., 2007). En el presente trabajo, sin embargo, no se detectaron pérdidas de N a pesar de que algunas pilas tuvieron bajas relaciones COT/NT iniciales; más aún, el N Total (NT) se incrementó durante el proceso. Esto estuvo asociado principalmente a la pérdida de C orgánico, mostrando las pilas AE mayor pérdida de C y en consecuencia, mayor incremento de NT que las pilas CE. Cuando el NT fue calculado en base a cenizas, el incremento fue menos evidente, pero de todas maneras los resultados indican una alta conservación de N durante el proceso. La pila ACE representó un caso particular porque la pérdida de C fue tan baja como en las pilas CE, pero el aumento de NT fue similar a las pilas AE, resultando en un mayor incremento de N en base a cenizas. La pérdida de N durante el compostaje es uno de

los temas que más preocupa en la mayoría de los trabajos; sin embargo, también otros autores observaron conservación de N (Guerra-Rodriguez et al., 2000; Huang et al., 2004; Banegas et al., 2007) probablemente relacionado con la utilización de materiales lignocelulósicos en las mezclas, que aumentan la inmovilización de N en biomasa microbiana. Además, la conservación del amonio estuvo favorecida por la disminución del pH por debajo de 7 debido a la nitrificación, y posiblemente por el alto contenido de fósforo extractable del estiércol de gallina (Tabla 2.1.), ya que se ha mostrado que la formación de fosfato de amonio contribuye a disminuir la volatilización del amonio (Moore et al., 1996; DeLaune et al., 2004)

La conductividad eléctrica (conduct. eléct.) fue relativamente alta pero estuvo por debajo de los valores considerados limitantes para la germinación de semillas y el crecimiento de las plantas (Rynk, 1992; Banegas et al., 2007). Los valores iniciales estuvieron directamente relacionados con los valores altos del estiércol de gallina, y aumentaron levemente durante el proceso debido a la liberación de sales solubles, como por ej., nitratos y fosfatos. La conduct. eléct. disminuyó sólo en la pila con la mayor proporción de cascarilla de arroz (CE2), sugiriendo una pérdida neta de sales solubles, debido posiblemente a la menor capacidad de retención de agua y mayor lixiviación.

Para evaluar la eficiencia del compostaje, en primer lugar se debe garantizar la reducción de patógenos y en segundo lugar, verificar que se haya alcanzado estabilidad (disminución de C degradable y actividad biológica) y madurez (ausencia de sustancias fitotóxicas). En el presente trabajo todas las pilas alcanzaron las temperaturas y el tiempo requeridos para reducción efectiva de patógenos, y los coliformes fecales fueron < 1000 NMP/g de materia seca (USEPA, 1993). Para evaluar estabilidad se pueden utilizar indicadores físico-químicos y biológicos de diferente complejidad. Entre los más complejos, y costosos en términos de materiales o de tiempo, figuran los ensayos de mineralización de C, actividad enzimática y

fraccionamientos de materia orgánica (García et al., 1994; Laos et al., 2002; Levanon & Pluda, 2002; Houot et al., 2005). También se pueden utilizar, solos o combinados, indicadores más simples, que cualquier laboratorio de análisis de suelos o tejido vegetal puede realizar. Algunos umbrales recomendados para los indicadores más utilizados son: $\text{N-NH}_4^+ < 400$ mg/kg o 500 mg/kg, $\text{CSA} < 10$ g/kg, $\text{CSA/NT} < 0,7$, $\text{CO}_2 < 120$ mg/kg/h, $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^- < 0,16$ o $< 0,3$ (Zucconi & de Bertoldi, 1987; Hue & Liu, 1995; Bernal et al., 1998; CCQC, 2001; Laos et al., 2002). En el presente trabajo, al final de la fase termofílica se habían alcanzado la mayoría de estos valores, pero con muchas fluctuaciones, sugiriendo que aún había activa descomposición; solo luego de 180 días los valores se mantuvieron estables en todas las pilas. Esto implica que los indicadores de estabilidad ofrecen buena información pero, más que un cierto umbral, debería ser considerada la constancia del valor. Por otro lado, comparando indicadores, las determinaciones de C soluble en agua y/o amonio que son sencillas y económicas, parecen ser igual o más confiables que análisis más complejos como la evolución de CO_2 , la relación $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$ o la relación CSA/NT .

En la evaluación de madurez (índice de germinación de semillas de ryegrass y tomate), se observó que el largo de las raíces fue afectado por los compost AE y ACE particularmente en semillas de ryegrass; esta sensibilidad diferencial entre semillas de ryegrass y tomate ha sido reportada por Miralles de Imperial et al. (2002). Los mayores índices de germinación se registraron con compost CE, que habían presentado menos sales solubles que los AE, pero solo se encontró relación entre conduct. eléct. e índice de germinación para tomate. Si bien los ensayos de germinación de semillas son lo más recomendado a nivel mundial para evaluar madurez, muchas veces resulta difícil interpretar los resultados, pues existe una gran diversidad de metodologías, como por ejemplo, concentración y modo de preparación de los extractos de compost, tiempos de incubación, tipo de semillas, entre otros. Esto dificulta el

establecimiento de umbrales (Zuconi et al., 1981; Murillo et al., 1995; Brinton, 2000; Zubillaga & Lavado, 2006; Devesa-Rey et al., 2008), no pudiendo definirse un valor estándar. Así por ej. algunos autores asumen que valores de IG < a 50% indican fitotoxicidad, IG > 80% ausencia de fitotoxicidad y valores intermedios fitotoxicidad moderada (Emino & Warman, 2004; Devesa-Rey et al., 2008), mientras que otros directamente utilizan un umbral de 50% ó 60% por encima del cual los compost pueden utilizarse sin inconvenientes (Bernal et al., 1998; Gómez-Brandón et al., 2008)

2.5. CONCLUSIÓN

Contrariamente a lo esperado, la duración de la fase termofílica no dependió de la proporción de estiércol de gallina: el tipo de material carbonado determinó el perfil y duración de esta fase, que fue más corta con cascarilla de arroz (40-60 días) que con aserrín (105 días). Esto estuvo posiblemente asociado a la menor retención de agua, contenido de C, y accesibilidad al ataque microbiano en las pilas con cascarilla de arroz (mayor superficie cerosa, concentración de silicio y tamaño de partícula que el aserrín). Sin embargo, la eficiencia del proceso en términos del tiempo requerido para lograr estabilidad fue similar en todos los casos (180 días). Varios indicadores de diferente complejidad fueron útiles para estimar estabilidad, pero no como valor puntual sino a través de la constancia de este valor en el tiempo. En este sentido resulta recomendable la determinación de indicadores simples y económicos como carbono soluble en agua y amonio. Los datos de amonio estuvieron muy por debajo de los valores considerados fitotóxicos y junto a los análisis de germinación indicaron madurez en todos los compost. Un resultado muy importante fue la alta conservación de N observada en todos los tratamientos, que no estuvo relacionada simplemente con la pérdida de C por actividad microbiana, ya que cuando se calculó en base a cenizas, la tendencia fue similar.

Capítulo 3

CALIDAD DE LOS COMPOST

OBTENIDOS

CAPÍTULO 3

CALIDAD DE LOS COMPOST OBTENIDOS

3.1. INTRODUCCIÓN

La calidad de los compost se asocia habitualmente al concepto de “enmienda” y de “fertilizante”. En la mayor parte de las leyes, los compost se definen como enmiendas, (incluyendo la Ley Nacional de Fertilizantes y Enmiendas Orgánicas de Argentina Nr. 20.466 Decreto Reglamentario 4830/73), o sea, productos que son agregados para mejorar el suelo. Sin embargo, dependiendo de la cantidad de nutrientes, también pueden ser considerados como “fertilizantes o abonos orgánicos”, productos que se agregan para aumentar el rendimiento vegetal. Para determinar la calidad agronómica de un compost, en general, se evalúan tres grupos de parámetros: i) limitantes básicos de calidad (concentración de elementos traza¹, patógenos, estabilidad y madurez), por definición de compostaje y de acuerdo a regulaciones nacionales e internacionales; ii) parámetros de calidad química y fisicoquímica (pH, concentración de C y nutrientes, etc.) y iii) capacidad de degradabilidad y liberación de nutrientes en el tiempo (entre otros, Costa et al., 1991; Rynk, 1992; Cooperband, 2000; Laos et al., 2000, 2002; Tognetti et al., 2007).

El conocimiento de la calidad química y fisico-química de los compost orienta sobre su valor agronómico al momento de aplicarlos al suelo, pero es importante determinar la capacidad de degradabilidad y liberación de nutrientes, dado que las concentraciones totales no indican la capacidad de liberación en el tiempo (disponibilidad para las plantas). Por otro lado, la dosis óptima de aplicación facilita la compensación con fertilizantes inorgánicos y previene el riesgo de contaminación por exceso de nutrientes (entre otros, Hadas & Portnoy, 1994; Preusch et al., 2002; Laos, 2003).

¹ Las normas internacionales recomiendan el análisis de varios elementos traza, muchos de los cuales son metales pesados (ver Tabla 3.2). Es de remarcar que parte de ellos son micronutrientes esenciales para las plantas.

En general, se considera que la materia orgánica del suelo (MOS) es el indicador más relevante de la fertilidad del mismo dado que regula la estructura, la disponibilidad y almacenamiento de agua y nutrientes, y la actividad biológica. Por lo tanto, el mantenimiento o mejoramiento de la MOS constituye la base de la agricultura sustentable y de la recuperación de suelos degradados. Una de las formas de manejo más utilizadas para mejorar la MOS es la aplicación de residuos orgánicos, y el compostaje es el proceso más recomendado para el tratamiento de dichos residuos porque es una estrategia efectiva de estabilización, que evita la liberación rápida de nutrientes y, por lo tanto, minimiza efectos ambientales negativos, como la contaminación de aguas con nitratos o fosfatos (Sims, 1990; Cooperband, 2000). Los efectos de los compost en la fertilidad de los suelos dependen de las dosis y frecuencias de aplicación, de la calidad de la materia orgánica agregada y de las características del suelo (entre otros, Giusquiani et al., 1995; Laos et al., 2000; Gabrielle et al., 2004; Kowaljow & Mazzarino, 2007). Los compost con altos contenidos de materia orgánica lábil (fácilmente atacable) estimulan la actividad biológica y la liberación de nutrientes, mientras que la materia orgánica recalcitrante o de lenta descomposición (por ej., rica en lignina), mejora la estructura del suelo, el almacenamiento de agua y nutrientes y la resistencia a la erosión.

Los nutrientes más estudiados son el N y el P, porque son los más limitantes para la producción vegetal y a la vez los aportados en mayor proporción por los residuos orgánicos dependiendo de su origen. Para evaluar la calidad de la materia orgánica agregada, se recomienda complementar las determinaciones de C orgánico y nutrientes totales (indicadores de fertilidad química) con estimaciones de la capacidad de degradabilidad del C y de liberación de nutrientes (indicadores de fertilidad biológica), especialmente mineralización de N, respiración o mineralización de C, biomasa microbiana, actividad enzimática y estudios dinámicos de retención/liberación de P (entre otros, Stewart & Sharpley, 1987; Dick et al.,

1996; Drinkwater et al., 1996; García-Gil et al., 2000; Cooperband & Good, 2002; Siddique & Robinson, 2003).

Los ensayos de mineralización de N son indicadores de la magnitud de la actividad microbiana y estiman el proceso de transformación del N orgánico a amonio y nitratos a través de la amonificación y la nitrificación. La mineralización potencial neta de N, que se estima en ensayos bajo condiciones controladas de humedad y temperatura, es un indicador de la calidad del sustrato mineralizable (o de la inmovilización de N inducida por el sustrato) y de la presencia de los microorganismos involucrados en el proceso (Lerch et al., 1992; Hadas & Portnoy, 1994; Hart et al., 1994). La determinación de amonio y nitratos también permite evaluar el potencial riesgo de pérdidas (Vitousek et al., 1982; Lerch et al., 1992), ya que el amonio tiende a ser retenido en el suelo por intercambio catiónico mientras que los nitratos son poco retenidos y sus sales son muy solubles, perdiéndose fácilmente por lixiviación.

En el caso del P, los estudios dinámicos similares a los de mineralización de N no son fácilmente realizables o interpretables, ya que los fosfatos liberados por mineralización de P orgánico o disolución de minerales primarios y secundarios, interactúan rápidamente con la fase sólida y son retenidos tanto en coloides minerales como en la MOS. A pesar de la alta capacidad de retener P de los suelos, la aplicación de enmiendas orgánicas tiende a acumular P extractable en los horizontes superficiales, dado que la relación N/P de los residuos es menor que la relación de absorción de los cultivos; esto puede conducir a la contaminación de aguas por escorrentía o lixiviación, especialmente cuando se utilizan estiércoles animales y lodos cloacales (Robinson & Sharpley, 1995; Cooperband & Good, 2002).

En el capítulo 2 del presente trabajo se estudió el efecto del estiércol de gallina y del tipo y proporción de material carbonado (aserrín y/o cascarilla de arroz) en la eficiencia del proceso de compostaje, estabilidad y madurez de los compost. En el presente capítulo se pretende

estudiar la calidad de los compost obtenidos a través de diferentes indicadores químicos, físico-químicos y biológicos.

3.1.1. Objetivos.

* Evaluar la calidad química y fisicoquímica de los compost a través de la determinación de: pH, conductividad eléctrica; C orgánico; N, P, Ca, Mg, Na, K y Si totales; N inorgánico; P extractable; lignina, celulosa, hemicelulosa y elementos traza.

* Evaluar la calidad biológica de los compost a través de ensayos de mineralización potencial de N y liberación de P.

3.1.2. Hipótesis y Predicciones.

* La calidad química de los compost obtenidos será diferente de acuerdo a las distintas proporciones de material carbonado y nitrogenado utilizadas. Predicciones: (i) los compost con mayor proporción de estiércol de gallina tendrán mayor concentración de nutrientes totales (N, P y cationes) y menor concentración de C total y C recalcitrante (lignina); (ii) los compost con cascarilla de arroz tendrán mayor concentración de Si.

* Los compost tendrán diferentes perfiles de liberación de N y P. Predicciones: (i) los compost con mayor proporción de estiércol presentarán mayores tasas de liberación de N y P; (ii) los compost ricos en C (mayor relación C/N) inducirán inmovilización de N.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1. Análisis de calidad química y físico-química de los compost.

Se trabajó con los 5 compost descriptos en el Capítulo 2: AE1 (1 parte de aserrín : 1 parte de estiércol), AE2 (2 de aserrín : 1 de estiércol), CE1 (1 de cascarilla de arroz : 1 de estiércol), CE2 (2 de cascarilla : 1 de estiércol), ACE (1 de aserrín : 1 de cascarilla : 1 de estiércol).

Una semana después de la última fecha de compostaje se tomaron 3 muestras compuestas por pila como se describió en el Capítulo 2. En base a la regulación provisoria del SENASA (Muñoz Ratto, 1999) los compost fueron tamizados húmedos (30-33%) por malla de 5 mm. Estas muestras fueron secadas al aire y homogeneizadas en mortero para realizar los siguientes análisis: pH, conductividad eléctrica (conduct. eléct.), C orgánico total (COT), celulosa, hemicelulosa y lignina, N total (NT), N-NO_3^- , N-NH_4^+ , P extractable, Mg, Ca, K, Na, Si, S y P totales. En dos de las tres muestras compuestas fueron analizados los siguientes elementos traza: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se y Zn.

Conduct. eléct. y pH se determinaron en extracto acuoso (1:10) (García et al., 1991; Laos et al., 2002). Nitratos y amonio se extrajeron con KCl 2 M (1:10), el N-NH_4^+ se determinó por reacción de Berthelot y el N-NO_3^- por reducción en columna de Cd (Laos et al., 2002). El NT se determinó por semi-micro Kjeldahl mas N-NO_3^- , y COT por calcinación a 550°C usando el factor 1,8 para convertir materia orgánica a carbono (Rynk, 1992; Barrington et al., 2002). Para determinar lignina, celulosa y hemicelulosa se enviaron las muestras al Laboratorio de Nutrición y Forrajes, INTA Bariloche, y se utilizó la técnica de Van Soest (1963). El silicio, azufre y los elementos traza fueron extraídos con digestión húmeda en nítrico-perclórico (1:1) y analizados en LANAQUI- CERZOS – CONICET de la Universidad Nacional del Sur, según el Método 3050 de la USEPA (1986). Para determinar Mg, Ca, K, Na y P se utilizó el material calcinado para COT que se extrajo con HCl concentrado: Mg, Ca, K y Na se determinaron por espectrometría de absorción atómica y P por el método del molibdato-ácido ascórbico (Richards, 1993). El P extractable se determinó en extractos de bicarbonato (1:100) por el método del molibdato-ácido ascórbico (Sparks et al., 1996; Laos et al., 2002; Tognetti et al., 2007). Todos los datos se corrigieron por peso seco a 70°C.

3.2.2. Ensayos de mineralización potencial neta de N y liberación de P.

Para determinar la mineralización de N y la liberación de P, se empleó un procedimiento destructivo consistente en incubar compost y suelos durante 16 semanas bajo condiciones controladas de humedad y temperatura (Lerch et al., 1992; Laos et al., 2000). Se utilizó un suelo arenoso (Udipsamment árgico, Serie Ensenada Grande), caracterizado por 0,56% de C orgánico, 0,06% de NT, 5,9 de pH y 0,07 dS/m de conduct. eléct. El suelo fue tamizado por malla de 2 mm, y mezclado homogéneamente con los compost secos al aire (Foto 3.1), a dos dosis: 20 y 40 g/kg. Se utilizó un diseño completamente aleatorizado con 3 repeticiones por tratamiento incluyendo un control sin enmienda. El experimento se mantuvo en una cámara con control de temperatura y humedad a 25°C y 7% de humedad (Foto 3.2). En cinco fechas de muestreo (0, 2, 7, 11 y 16 semanas), se analizó N inorgánico y P extractable. El N inorgánico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) fue extraído con KCl 2 M (relación 1:5) y determinado por la reacción de Berthelot (N-NH_4^+) y por reducción en columna de Cd (N-NO_3^-), mientras que el P fue extraído con NaHCO_3 0,5 M (relación 1:10) y determinado por el método del molibdato-ácido ascórbico (Sparks et al., 1996). La mineralización potencial neta de N (pNmin) se calculó como la diferencia entre el N inorgánico de cada fecha de muestreo y el N inorgánico del tiempo cero. Todos los datos se corrigieron por peso seco a 70°C.



Foto 3.1. Preparación de la mezcla de suelo y compost seco al aire.



Foto 3.2. Cámara de incubación en condiciones controladas.

3.2.3. Análisis estadísticos.

Para determinar las diferencias de calidad biológica (mineralización de N y liberación de P), los datos fueron analizados por ANOVA y los efectos principales separados por el test de mínimas diferencias significativas (LSD). La hipótesis nula se rechazó a un nivel de significancia del 5%. En todos los casos se utilizó el programa Statgraphics Plus para Windows (1994–2001). Detalles de los resultados estadísticos se presentan en los anexos 3.1 y 3.2.

Para analizar el conjunto de indicadores químicos, fisico-químicos y biológicos se utilizó análisis de componentes principales (ACP). En primer lugar, se eliminaron aquellas variables que presentaron muy alta correlación positiva entre ellas, de manera que los vectores se superponían en la representación, eligiéndose el vector más largo; éste fue el caso de P total y K que presentaron muy alta correlación con P extractable y Si, respectivamente. Las variables

finales utilizadas fueron aquellas más altamente correlacionadas con los ejes: pH, COT, NT, N-NO_3^- , N-NH_4^+ , Ca, Mg, Si, P extractable, lignina, celulosa y N inorgánico acumulado (Nt16) y P extractable al final de la incubación de 16 semanas (Pt16) a la dosis de 40 g/kg. Cada una de las muestras fue considerada una observación individual, dando un total de 15 observaciones (3 muestras para cada uno de los 5 tratamientos). Las variables fueron estandarizadas ya que diferían en las unidades de medida. Se utilizó el programa SPAD 4.5 (2000).

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Características del producto final.

En general, los compost tuvieron pH ligeramente ácido a neutro (5,8-7,2), con conduct. eléct. alrededor de 3 dS/m, baja relación COT/NT (9-13), y concentraciones altas de N total (2-3%), Ca (18-24 g/kg), S (1,5-2,1 g/kg) y P extractable (6-8 g/kg); este último representó casi el 60% del P total (Tabla 3.1). También aportaron K y Mg con valores entre 4-8 g/kg. La concentración de celulosa varió entre 21-35% y la de lignina entre 7-10%, con los valores más altos en los compost con mayor proporción de estructurante (compost 2:1). Una diferencia importante entre los compost, determinada por el estructurante, fue la concentración de silicio que varió entre 1,5-2,0 g/kg para los compost producidos con estiércol de gallina y sólo cascarilla de arroz (compost CE1 y CE2, en adelante CE) y 0,2-0,4 g/kg para los compost producidos con estiércol de gallina y sólo aserrín (AE1 y AE2, en adelante AE); el compost producido con estiércol de gallina y ambos estructurantes (ACE) presentó valores intermedios.

Los elementos traza en todos los compost (Tabla 3.2) estuvieron muy por debajo de los límites más estrictos establecidos para compost por España y Francia (Houot et al., 2005; BOE, 2005) y USEPA (1993).

Tabla 3.1. Características químicas y físico-químicas de los compost. Los valores son promedios de tres muestras \pm desvío estándar.

	AE1	AE2	CE1	CE2	ACE
pH	6,2 \pm 0,1	5,8 \pm 0,1	7,2 \pm 0,1	7,1 \pm 0,1	6,3 \pm 0,1
Conduct. electr. (dS/m)	2,8 \pm 0,3	3,1 \pm 0,3	2,9 \pm 0,1	2,5 \pm 0,1	3,3 \pm 0,3
COT (%)	21,7 \pm 1,6	26,7 \pm 0,5	19,9 \pm 2,1	25,8 \pm 1,1	24,3 \pm 3,4
N-NH ₄ ⁺ (mg/kg)	81 \pm 5	157 \pm 41	50 \pm 3	25 \pm 9	84 \pm 13
N-NO ₃ ⁻ (mg/kg)	2570 \pm 370	3030 \pm 480	1390 \pm 180	900 \pm 150	2510 \pm 300
NT (%)	2,7 \pm 1,3	2,9 \pm 0,4	2,4 \pm 0,1	2,2 \pm 0,1	2,8 \pm 0,1
COT/NT	8,0 \pm 1,3	8,4 \pm 1,3	8,5 \pm 0,9	12,0 \pm 0,2	8,8 \pm 0,8
Celulosa (%)	25,0 \pm 2,9	34,8 \pm 7,1	21,0 \pm 2,3	28,4 \pm 2,2	26,6 \pm 5,0
Lignina (%)	7,8 \pm 0,7	7,5 \pm 0,9	7,0 \pm 0,5	10,0 \pm 1,1	9,0 \pm 2,1
P extractable (g/kg)	7,5 \pm 0,1	6,1 \pm 0,7	7,7 \pm 0,6	6,0 \pm 0,4	6,7 \pm 0,4
P total (g/kg)	12,2 \pm 0,3	9,9 \pm 1,1	12,6 \pm 1,6	9,8 \pm 0,2	10,1 \pm 0,8
Ca total (g/kg)	24,1 \pm 0,1	21,0 \pm 4,9	20,9 \pm 1,6	17,5 \pm 1,6	19,0 \pm 2,3
Mg total (g/kg)	5,6 \pm 0,1	3,8 \pm 1,2	5,7 \pm 0,1	4,9 \pm 0,3	4,9 \pm 0,5
K total (g/kg)	6,1 \pm 0,3	5,7 \pm 1,6	7,7 \pm 0,2	8,4 \pm 2,8	6,6 \pm 0,6
Na total (g/kg)	1,1 \pm 0,1	1,0 \pm 0,2	1,4 \pm 0,1	1,2 \pm 0,6	1,2 \pm 0,1
S total (g/kg)	2,1 \pm 0,4	1,5 \pm 0,1	2,1 \pm 0,2	2,0 \pm 0,1	1,8 \pm 0,3
Si total (g/kg)	0,4 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	1,5 \pm 0,3	2,0 \pm 0,2	1,2 \pm 0,3

Conduct. electr. = conductividad eléctrica; COT = C orgánico total; NT = N total.

Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

Tabla 3.2. Elementos traza de los compost. Los valores son promedios de dos muestras.

	AE1	AE2	CE1	CE2	ACE	Límites USEPA	Límites europeos
Elementos traza (mg/kg)							
As	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	41-75	18
Cd	0,48	0,15	0,38	0,28	0,56	39-85	0,7-3,0
Cr	0,90	0,65	< 0,5	1,52	1,06	--	70-120
Cu	21	25	17	28	51	1500-4300	70-400
Hg	<0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	17-57	0,4-2,0
Mo	0,72	0,95	1,20	0,59	0,98	18-75	--
Ni	1,3	1,9	2,1	2,2	0,9	420	25-60
Pb	4,0	3,0	1,8	3,6	3,3	300-840	45-180
Se	3,7	3,1	2,3	2,5	2,7	100	12
Zn	130	92	91	104	116	2800-7500	200-1000

Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2

3.3.2. Capacidad de mineralización potencial de N de los compost.

El Entisol utilizado en la incubación tuvo muy baja capacidad de mineralizar N, con una concentración inicial de N inorgánico (Nt0) de 14 mg/kg y una concentración final luego de 16 semanas (Nt16) de 43 mg/kg (Tabla 3.3). Cuando los compost fueron mezclados con el suelo a una dosis de 20 g/kg, los valores de Nt0 estuvieron entre 26-59 mg/kg y de Nt16 entre 75-100 mg/kg. La forma más importante de N inorgánico fue N-NO₃⁻ (≥ 90%). Al cambiar la dosis de 20 a 40 g/kg, Nt0 aumentó a valores entre 35-90 mg/kg y Nt16 a 89-172 mg/kg. En general, a ambas dosis, el N inorgánico fue mayor en los suelos con compost AE y ACE (Tabla 3.3).

La tasa de mineralización neta de N (pNmin) del suelo control luego de 16 semanas de incubación (Nt16 – Nt0) fue de 29 mg/kg (Tabla 3.3, Fig. 3.1). Con el agregado de compost a

20 g/kg, aumentó a valores entre 31-61 mg/kg, y con la dosis de 40 g/kg a valores de 54-82 mg/kg sin una tendencia definida por el tipo de compost. A la dosis más baja, los compost AE y CE presentaron valores muy similares hasta la octava semana; a partir de esa fecha los CE siguieron aumentando y los AE no. El aumento de dosis no produjo aumento de la mineralización para los compost CE, mientras que en los compost AE y ACE, la mineralización aumentó entre 40% y más de 100%.

La inmovilización de N se relaciona con valores de mineralización menores a cero (inmovilización neta *sensu* Raison et al., 1987) o con valores positivos de mineralización pero menores a los del control (inmovilización de parte del N del suelo original) (Laos et al., 2000; Mazzarino et al., 2004). En el presente trabajo solo se observaron ambos tipos de inmovilización de N con el agregado de ACE a la menor dosis (Fig. 3.1).

A fin de calcular el porcentaje de N inorgánico acumulado (N inorgánico acumulado = N soluble inicial + N mineralizado) respecto al N total agregado se utilizó la siguiente fórmula:

$$[(Nt16_x - Nt16_{control}) / N \text{ total agregado con el compost}] * 100$$

donde: $Nt16_x$ = N inorgánico de cada tratamiento a las 16 semanas; $Nt16_{control}$ = N inorgánico del suelo control a las 16 semanas; N total agregado = calculado a partir de la concentración de NT de cada compost (Tabla 3.1)

Para la dosis de 20 g/kg el porcentaje de N inorgánico con respecto al NT fue 8-10%; a la dosis de 40 g/kg fue 5-11% (Tabla 3.3). En ambos casos el valor más bajo correspondió al tratamiento CE2.

Tabla 3.3. Capacidad de mineralización de N, N inorgánico inicial (Nt0) y N inorgánico final (Nt16) en ensayos de incubación de 16 semanas con cinco compost a dosis de 20 y 40 g/kg. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para la misma dosis (P< 0,05).

Tratamientos	Nt0	Nt16	pNmin	InNt16/ NT agregado
	(mg/kg)			(%)
20 g/kg				
AE1	49 b	90 b	40 bc	8,5 a
AE2	61 a	92 ab	31 c	8,6 a
CE1	27 c	88 b	61 a	9,6 a
CE2	26 c	75 c	50 b	7,6 a
ACE	59 a	100 a	41 b	10,4 a
40 g/kg				
AE1	90 a	153 b	63 b	10,1 ab
AE2	90 a	172 a	82 a	11,2 a
CE1	51 b	115 d	64 b	7,6 c
CE2	35 c	89 e	54 b	5,3 d
ACE	81 a	137 c	56 b	8,5 bc
Suelo control	14	43	29	-

pNmin= Nt16-Nt0; InNt16= Nt16-Nt16_{control}. Símbolos de los tratamientos como en Tabla

2.2.

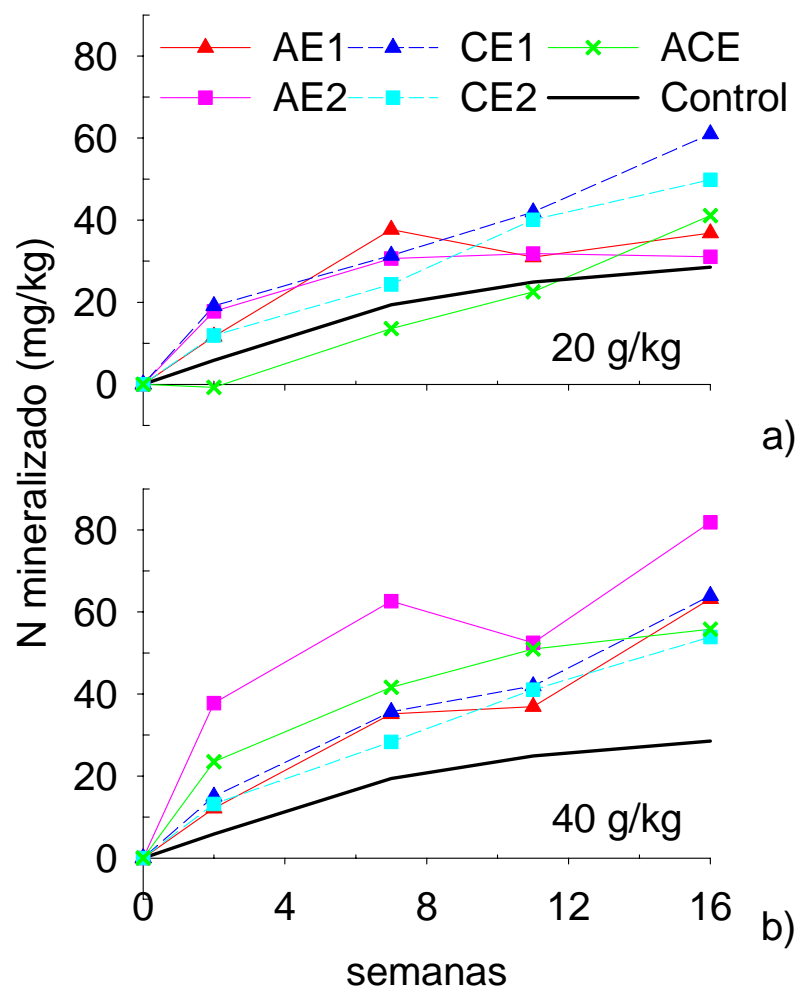


Figura 3.1. Mineralización de N en el ensayo de incubación en condiciones controladas utilizando los 5 compost a dosis de 20 y 40 g/kg y un suelo Entisol arenoso. Símbolos de los tratamientos como en tabla 2.2.

3.3.3. Capacidad de liberación de P de los compost.

Los valores de P extractable en bicarbonato (P-Olsen) al inicio de la incubación variaron entre 61-127 mg/kg para la dosis de 20 g/kg, y entre 134-201 mg/kg para la dosis de 40 g/kg (Tabla 3.4, Fig. 3.2). Luego de 16 semanas de incubación (Pt16), los valores de P fueron 54-92 mg/kg para la dosis de 20 g/kg y 114-166 mg/kg para la dosis de 40 g/kg, indicando una tendencia en el tiempo a la retención de P (valores negativos de Pt16-Pt0). A pesar de esta retención, las cantidades de P extractable fueron muy elevadas. El suelo control tuvo un

contenido inicial de P muy bajo (6 mg/kg) y no presentó retención en el tiempo (Tabla 3.4, Fig. 3.2)

Tabla 3.4. Fósforo extractable inicial (Pt0), P extractable final (Pt16) y retención de P (Pt16 – Pt0) en ensayos de incubación de 16 semanas con cinco compost a dosis de 20 y 40 g/kg. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para la misma dosis (P< 0,05).

Tratamientos	Pt0	Pt16	Retención de P
	(mg/kg)		
20 g/kg			
AE1	83 b	75 b	-8 b
AE2	61 c	70 b	8 a
CE1	127 a	92 a	-35 c
CE2	88 b	80 b	-7 b
ACE	79 b	54 c	-26 c
40 g/kg			
AE1	158 a	166 a	7 a
AE2	134 a	122 b	-12 a
CE1	201 a	164 a	-37 a
CE2	159 a	156 a	-4 a
ACE	151 a	114 b	-37 a
Suelo control	6	9	3

Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

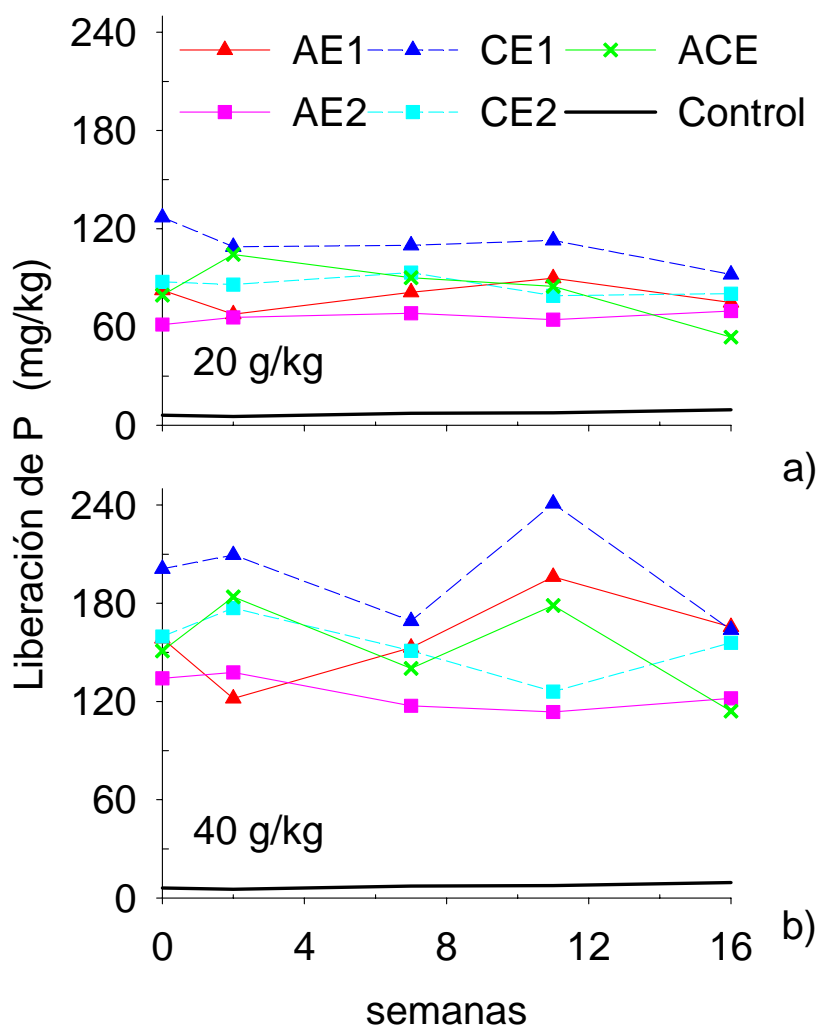


Figura 3.2. Liberación de P extractable en el ensayo de incubación en condiciones controladas utilizando los 5 compost a dosis de 20 y 40 g/kg y un suelo Entisol arenoso. Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

3.3.4. Análisis de componentes principales de los indicadores de calidad estudiados.

Según el ACP, los dos primeros ejes explicaron el 71,2% de la variación total de los datos y el tercer eje explicó un 13,1% adicional (Tabla 3.5). El primer eje explicó 44,5% y tuvo mayor correlación con las variables pH, N-NO₃⁻, Nt16 (N inorgánico al final de la incubación de 16 semanas), NT, y Si. El segundo eje explicó 26,8%, siendo COT, P extractable, Pt16 (P extractable al final de la incubación de 16 semanas), Mg, celulosa y lignina las variables más correlacionadas. Finalmente, la única variable que estuvo mejor representada en el tercer eje

que en los restantes, fue el Ca. Dado que la representación de Ca en los dos primeros ejes también fue buena, y que estos ya representan un porcentaje muy alto de la variación total, solo se muestra la representación gráfica de los ejes 1 y 2 incluyendo al Ca (Fig. 3.3).

Tabla 3.5. Correlación entre las variables y los tres primeros componentes del ACP

	Comp. 1 (44,5%)	Comp.2 (26,8%)	Comp. 1 (13,1%)
pH	0.96*	-0.03	-0.10
N-NO ₃ ⁻	-0.97	-0.14	-0.05
NT	-0.86	-0.05	-0.09
COT	-0.19	0.84	-0.50
P extractable	0.11	-0.68	-0.42
Ca	-0.43	-0.47	-0.69
Mg	0.49	-0.57	-0.41
Si	0.86	0.40	-0.09
Celulosa	-0.49	0.66	-0.44
Lignina	0.22	0.76	-0.38
Nt16	-0.94	-0.28	0.02
Pt16	0.58	-0.48	-0.36

* Los valores marcados en negrita corresponden a las mejores correlaciones y las variables respectivas fueron incorporadas en el ACP

Las mayores concentraciones de COT se asociaron a los compost producidos con mayor proporción de material carbonado (2:1), que se diferenciaron entre sí por las concentraciones de celulosa, mayor en AE2 y ACE, y de lignina, mayor en CE2. Los compost con mayor proporción de estiércol de gallina (1:1), se asociaron a altas concentraciones de P total y extractable (en la Fig. 3.3 se muestra solo P extractable), Ca total (especialmente AE1), Mg

total y Pt16 (especialmente CE1). En su conjunto, todos los compost con aserrín se asociaron a concentraciones altas de N total, nitratos y Nt16, y los compost solo con cascarilla de arroz a valores altos de Si y pH.

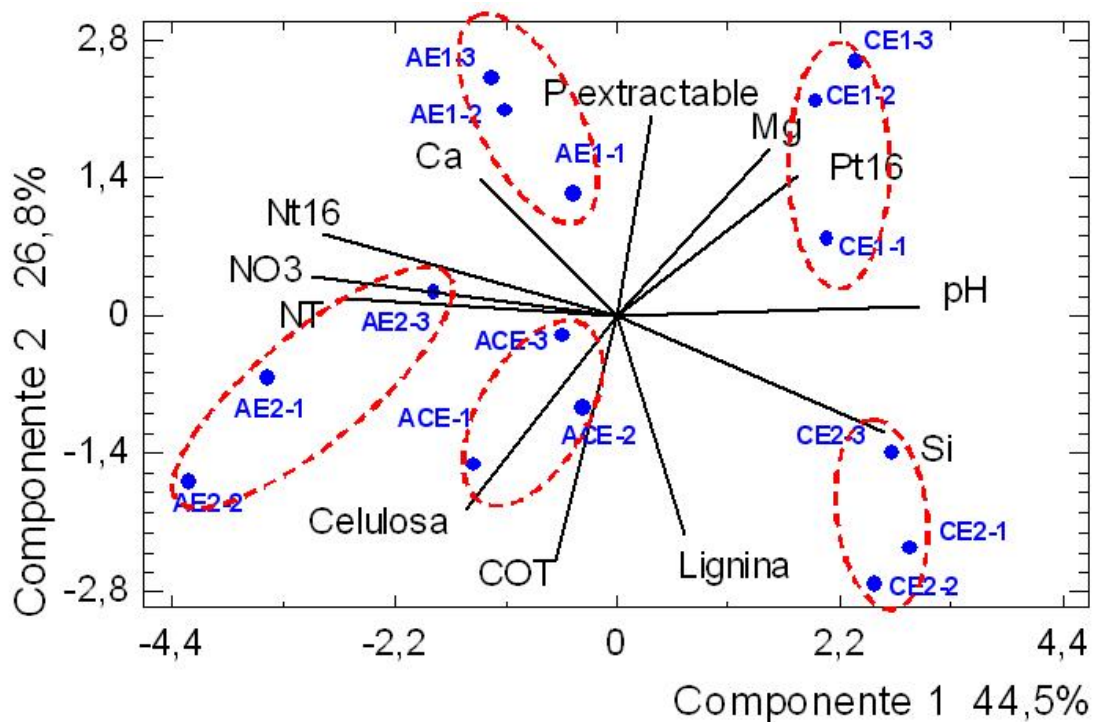


Figura 3.3. Análisis de componentes principales mostrando las relaciones entre indicadores de calidad y los compost. Los números que siguen al símbolo de tratamiento indican observaciones individuales. Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

3.4. DISCUSIÓN

El contenido de materia orgánica fue alto (40-50%), y a las dosis utilizadas la cantidad aplicada fue equivalente a 4-11 toneladas de C orgánico por hectárea. Si bien la mayor concentración de C estuvo asociado a los compost con mayor proporción de material carbonado, se observaron diferencias según el tipo de material: mientras que los compost con aserrín (AE, incluyendo ACE) se asociaron con la concentración de celulosa, los compost con cascarilla de arroz (CE) se asociaron a lignina. La concentración de lignina, conjunto de

compuestos carbonados resistentes a la descomposición microbiana, fue 7-10% en base seca (aproximadamente 20% como porcentaje de materia orgánica). En general, se considera que la lignina puede contribuir al aumento de C recalcitrante (y por lo tanto, al secuestro de C) cuando se aplica a los suelos, y su evaluación ha sido incluida recientemente en el fraccionamiento bioquímico de la norma francesa de calidad de compost (AFNOR, 2005). En comparación con otros productos ricos en material carbonado, como compost de biosólidos con viruta y chips de poda (Houot et al., 2005; Kowaljow & Mazzarino, 2007), los valores de lignina encontrados en el presente trabajo fueron más bajos (20 vs. 25-35 como % materia orgánica). Además de asociarse a lignina, los compost CE se asociaron a mayor concentración de silicio, lo que también contribuiría a mantener materia orgánica dado que limita el ataque microbiano (Wang et al., 2005; Massey et al., 2007).

La calidad química de los compost obtenidos fue alta en términos de N y P, que son los nutrientes más limitantes para el crecimiento de las plantas. También presentaron cantidades importantes de otros macronutrientes como Ca, S y K. Si bien los elementos traza estuvieron muy por debajo de los límites establecidos a nivel internacional, es importante remarcar que el contenido de Cu y Zn de estos compost, a las dosis que habitualmente se utilizan, constituye un aporte sustancial de micronutrientes para las plantas. El estiércol de gallina fue la fuente principal de macronutrientes, especialmente notable en el aporte de P y Ca de los compost con mayor proporción de estiércol. Sin embargo, la concentración de N dependió del tipo de material carbonado, siendo mayor en los compost AE Y ACE que, como se explicó en el capítulo 2, se concentraron en N como consecuencia de mayor pérdida de C que los compost CE. A pesar de que el compostaje fue conducido en un sitio abierto y bajo la influencia de las lluvias, las pérdidas de nutrientes solubles fueron bajas pues los compost mostraron valores relativamente altos de conductividad eléctrica y altas concentraciones de nitratos y fosfatos.

En comparación con otros compost obtenidos utilizando fracción orgánica de los residuos

sólidos urbanos, eviscerados de pescado con aserrín y viruta y biosólidos con residuos madereros (Grupo de Suelos del CRUB-Univ. Nac. Comahue), los compost de esta tesis mostraron valores altos de NT, P extractable y K (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Características químicas de compost de diferente origen (adaptado de Laos et al., 2002; Satti, 2007;Tognetti et al., 2007)

	Estiércol de gallina	Eviscerado de pescados	Biosólidos	Residuos orgánicos urbanos
pH	5,8 - 7,2	6,4 - 6,8	6,5 - 6,7	7,7 - 9,0
Conduct. electr.(dS/m)	2,5 - 3,0	2,4-4,5	1,2 - 2,4	1,7 - 3,2
COT (%)	20 - 26	42 - 48	23 - 27	11 - 14
NT (%)	2,2 - 2,9	2,4 - 2,7	1,4 - 1,9	0,8 - 1,2
P extractable (g/kg)	6,0 - 7,7	2,5 - 3,4	1,3 - 1,8	0,2 - 0,3
P total (g/kg)	9 - 13	16 - 17	13 - 14	4 - 5
Ca (g/kg)	20 - 24	20 - 22	14 - 15	40 - 52
K (g/kg)	5 - 8	5 - 9	3 - 5	3 - 5

A pesar de la utilización de agentes estructurantes de difícil degradación para la producción de los compost, como aserrín y cascarilla de arroz, no se observó en general inmovilización de N al aplicarlos al suelo. Resultados similares fueron reportados por Laos et al. (2000) trabajando con compost de eviscerados de pescados y una alta proporción de aserrín como estructurante. En general, se considera que la calidad del C regula la actividad microbiana y por lo tanto, las tasas de descomposición de los materiales orgánicos y la mineralización de N, siendo un indicador de calidad de C la concentración de lignina (Bernal

et al., 1998; Flavel & Murphy, 2006). Según Cowley et al. (1999), cuanto más recalcitrante es el material carbonado de los compost, menor es la tasa de mineralización, a menos que sea compensado con altas concentraciones de N orgánico. Esta es una de las características de los compost de este trabajo, altas concentraciones de N total, lo que unido a valores intermedios de lignina (más baja que en otros compost con estructurante carbonado) y bajas relaciones COT/NT (8-12), pudo haber contribuido a la mineralización neta de N en el suelo, como han sugerido también otros autores (Hadas et al., 1996; Laos et al., 2000; Chaves et al., 2004). Sin embargo, los resultados presentaron una marcada interacción entre tipo de compost y dosis: mientras que a la dosis más baja se observó una tendencia a mayores valores con los compost CE, al aumentar la dosis la mineralización solo aumentó en los compost AE Y ACE. Los menores valores con compost con aserrín a la dosis más baja estuvieron aparentemente relacionados con una limitación de C o N degradable que frenó el proceso a partir de la octava semana. Por otro lado, la falta de aumento de las tasas de mineralización con los compost con cascarilla de arroz al duplicar la dosis, indica un patrón de desaceleramiento, que ha sido descrito por Laos (2003) como una forma de inmovilización y relacionado con posibles diferencias de estabilidad de los compuestos carbonados y nitrogenados durante el compostaje (alta estabilización del N, mientras que el material carbonado se degrada parcialmente durante el compostaje y continúa degradándose en el suelo, estimulando inmovilización en biomasa microbiana). Los resultados indican que las diferencias en los patrones de mineralización de los compost en función del tipo y dosis no pueden predecirse a partir de los indicadores de calidad de sustrato considerados en este trabajo: relación COT/NT y concentraciones de lignina y/o Si.

Independientemente del efecto de los compost en la mineralización, todos los tratamientos con compost AE Y ACE presentaron mayor concentración de N inorgánico (Ni) al final del ensayo de incubación que los tratamientos con compost CE. Esto estuvo

directamente relacionado a un mayor aporte inicial de N soluble, producto de la mayor nitrificación durante el compostaje de estiércol de gallina con aserrín respecto al observado cuando se utilizó cascarilla de arroz. Los compost aportaron una cantidad de Ni que alcanzaría para cubrir total o parcialmente los requerimientos de gran parte de los cultivos, ya que a la dosis de 20 g/kg la concentración de Ni en el suelo fue de aproximadamente 35-70 kg/ha y a la dosis de 40 g/kg aproximadamente 55-160 kg/ha (calculado en base a los valores de Nt16 menos el suelo control, 1,2 t/m³ de densidad aparente y 10 cm de profundidad). Además, todos los tratamientos presentaron un alto valor residual ya que Ni solo representó 5-11% del N total. A pesar de que este valor implica una tasa muy lenta de liberación de N, debe tenerse en cuenta que una parte considerable de Ni (15-55 kg/ha y 25-90 kg/ha para las dosis de 20 y 40 g/kg, respectivamente) no provino de una mineralización lenta del N orgánico, sino que fue aportado directamente en forma soluble (mayormente como nitratos). Esto implica riesgo de pérdidas y contaminación de aguas, que puede evitarse reduciendo las dosis y compensando con N inorgánico en los picos de requerimiento de los cultivos. Dado que un aspecto esencial del agregado de compost es su valor como enmienda, es decir, el mejoramiento de la MOS, una forma de evitar reducir dosis sería aumentar el número de aplicaciones a dosis más bajas.

En el caso del P, el riesgo de exceso fue mayor, dado que el P extractable en los compost representó alrededor de 60% del P total, alcanzando valores absolutos de 6-8 g/kg de P-Olsen. Estos resultados indicarían una liberación significativa de P reactivo durante el compostaje, ya que en el estiércol de gallina utilizado el P extractable fue menor al 30% del P total (Capítulo 2). El N ha sido tradicionalmente la preocupación primaria de la aplicación de residuos orgánicos, dado que los nitratos son muy solubles y presentan alto riesgo de pérdida por lixiviación. Por esta razón, las recomendaciones originales para el cálculo de dosis se hicieron en base al contenido de Ni y la capacidad de mineralización del N orgánico de las

enmiendas, y la necesidad de N de los cultivos (USEPA, 1999). Sin embargo, actualmente se considera que el mayor problema del uso continuo de enmiendas de origen animal, es la acumulación de P en el suelo, ya que presentan una relación $N/P \approx 1/3$ versus 6-10/1 en la mayoría de los cultivos, y las formas de P son muy solubles, especialmente en estiércol de aves (Cooperband & Good, 2002; Siddique & Robinson, 2003; Sims & Sharpley, 2005). A diferencia del N, el P tiende a ser retenido en el suelo y en consecuencia, se lixivias poco, pero las pérdidas por escorrentía pueden ser muy altas en forma particulada y soluble. Además, cuando se superan determinadas concentraciones (aproximadamente 60 mg/kg de P-Olsen), el riesgo de lixiviación y contaminación de acuíferos aumenta marcadamente, por lo que se recomienda interrumpir todo tipo de fertilización (Hesketh & Brookes, 2000; Sharpley et al., 2003). Esto ha determinado que se comience a investigar sobre el manejo de las dietas para reducir P en excretas animales, especialmente en el caso de aves (Lanyon, 2005; Patterson et al., 2005), y a establecer normas sobre desechos de sistemas intensivos de producción animal (USEPA, 2001).

En el presente trabajo, los valores de P-Olsen en el suelo estuvieron muy por encima del valor de referencia de 60 mg/kg, aún con la menor dosis de compost. Esto resulta peligroso si se considera que el suelo utilizado es un suelo arenoso característico del NO de Corrientes y como tal, presenta alta conductividad hidráulica. La aplicación en exceso de compost podría conducir a contaminación de napas por lixiviación o de lagunas de esta provincia por escorrentía, por lo tanto, las dosis de aplicación deberían ser menores a las ensayadas en este trabajo. Otra alternativa sería incrementar la proporción de material carbonado durante el compostaje, lo que contribuiría a reducir el exceso de nutrientes disponibles, a incrementar la materia orgánica recalcitrante y a evitar problemas ambientales mientras se mejora la fertilidad de los suelos arenosos. Por último, debe tenerse en cuenta que una alta proporción de los suelos del NE de Corrientes y Misiones, son Alfisoles, Ultisoles y Oxisoles ácidos con

alta capacidad de retención de P (Vázquez et al., 2004; Fernández-López et al., 2006), por lo que la aplicación de compost ricos en P sería especialmente importante en estos suelos para bloquear sitios de retención y aumentar la disponibilidad de P para las plantas. Es de remarcar que el P es un elemento deficitario para el crecimiento vegetal en gran parte del país, por condiciones naturales o remoción continua con los cultivos (García et al., 2006), de manera que la importación de fertilizantes fosfatados está en continuo aumento (Melgar, 2006) y podría compensarse parcialmente con este tipo de abonos orgánicos.

3.5. CONCLUSIÓN

Todos los compost estuvieron bien provistos en macronutrientes (especialmente N, P, S, Ca y K), pero mostraron diferencias de calidad determinadas por el tipo de material carbonado y la proporción en la mezcla original. Tanto el N total como el N disponible fueron mayores en los compost producidos con aserrín, y el P total y el extractable en los compost con mayor proporción de estiércol de gallina (1:1). Los compost con mayor proporción de material carbonado (2:1) presentaron los valores más altos de C orgánico, y se asociaron diferencialmente con la concentración de celulosa (compost producidos con aserrín: AE y ACE) y de lignina (compost con cascarilla de arroz).

Los compost con cascarilla de arroz (CE) se diferenciaron por su alta concentración de Si, que puede afectar la calidad de los mismos como sustrato para la actividad microbiana. Los elementos traza fueron muy bajos y estuvieron por debajo de los límites establecidos para su aplicación sin restricciones, pero a las dosis utilizadas (20 y 40 g/kg) aportan cantidades sustanciales de los micronutrientes Cu y Zn.

La tasa de mineralización de N en un suelo arenoso varió entre 30–80 mg/kg y no aumentó con el aumento de dosis en los compost con cascarilla de arroz. El N inorgánico aportado como suma del N soluble y el mineralizado fue equivalente a 35-160 kg/ha, siendo mayor con

compost producidos con aserrín. La disponibilidad de P fue muy alta con todos los compost a ambas dosis, superando el valor de 60 mg/kg de P-Olsen recomendado como límite para evitar pérdidas por lixiviación.

Capítulo 4

VALOR AGRÍCOLA: ENSAYOS DE RETENCIÓN DE AGUA Y RENDIMIENTO DE RYEGRASS EN INVERNÁCULO

CAPITULO 4

VALOR AGRÍCOLA: ENSAYOS DE RETENCIÓN DE AGUA Y RENDIMIENTO DE RYEGRASS EN INVERNÁCULO

4.1. INTRODUCCIÓN

Como se explicó en el Capítulo 3, el valor agrícola de los compost radica en su valor como enmienda y como fertilizante. El concepto de *enmienda* se relaciona con el mejoramiento del suelo a través del aporte de materia orgánica, que aumenta el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) y mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas relacionadas. En este contexto, muchos trabajos destacan que una de las principales ventajas del agregado de compost al suelo, es el mejoramiento de la estructura y la capacidad de retención de agua (Khaleel et al., 1981; Tester, 1990; Costa et al., 1991; Rynk, 1992; Giusquiani et al., 1995; Stratton et al., 1995; Cooperband, 2000; Stoffella & Graetz, 2000). Sin embargo, también se han observado resultados contradictorios o poco evidentes atribuidos a diferencias en la calidad de la materia orgánica agregada, las dosis de aplicación y la textura del suelo (Stamatiadis et al., 1999; Kowaljow & Mazzarino, 2007; Curtis & Claassen, 2009).

Por otro lado, el valor *fertilizante* de los compost se refiere a la capacidad de liberar nutrientes esenciales para el crecimiento vegetal, especialmente N y P. Si bien puede estimarse a través de la capacidad de liberar nutrientes disponibles en incubaciones controladas (como las que se describieron en el Capítulo 3), en general se prefiere determinar directamente el efecto en la producción de biomasa de plantas indicadoras. La presencia de plantas puede aumentar la liberación de C lábil y enzimas hidrolíticas que facilitan el ataque microbiano y la mineralización de N y P (Mazzarino et al., 1997; Kuzyakov & Jones, 2006). Una de las plantas más utilizada en ensayos de invernáculo es el ryegrass, especie de crecimiento rápido de gran capacidad de recuperación ante cortes sucesivos (Ianotti et al.,

1994; Chen et al., 1996; Laos et al., 2000; Cooperband et al., 2003). La evaluación del valor fertilizante contribuye a establecer las dosis más adecuadas para el crecimiento vegetal y a evitar excesos de nutrientes que puedan poner en riesgo el medio ambiente. El N es considerado el nutriente más limitante en la mayor parte de los ecosistemas terrestres, mientras que la limitación de P aumenta con el desarrollo de los suelos (Aerts & Chapin, 2000). Trabajos en el NO de la Patagonia sobre el efecto de enmiendas orgánicas en el rendimiento del ryegrass en distintos suelos, indican una relación muy marcada con el N de los compost, si bien en algún caso también se observaron correlaciones positivas con la disponibilidad de P (Laos et al., 2000; Tognetti et al., 2005; Satti, 2007)

En la provincia de Corrientes, los suelos presentan diferentes características respecto a la necesidad y capacidad de retención de materia orgánica y nutrientes. Así, por ejemplo, en el NO de la provincia aparecen Entisoles y Molisoles desarrollados bajo clima subtropical. Los Entisoles son suelos poco desarrollados con bajo contenido de MOS y baja capacidad de retención hídrica. Dadas las características climáticas de la región, estos suelos presentan alto riesgo de pérdida de MOS, nutrientes y estructura bajo uso agrícola continuado (SAGyP & CFA, 1995). Los Molisoles son suelos más fértiles que los Entisoles, con mayor contenido de MOS y nutrientes, buena aptitud agrícola, y su principal limitación es la susceptibilidad a la erosión hídrica (Escobar et al., 1996). En general, todos los suelos de la provincia presentan deficiencias de P (Fernández López et al., 2006). La utilización de compost no es una práctica habitual en Corrientes, sin embargo, es frecuente la aplicación de grandes volúmenes de estiércol sin tratar, y de fertilización inorgánica para suplir las deficiencias de los suelos en MOS y nutrientes, particularmente en la actividad hortícola (Molina et al., 2007; Terada et al., 2000). La posibilidad de implementar el uso de compost en las actividades productivas de la región permitiría un mejor manejo de los recursos, reutilizar residuos y disminuir el uso de fertilizantes cuyos costos son altos, y redundaría en un considerable aporte de materia

orgánica y nutrientes para los cultivos, y en el mejoramiento de la capacidad de retención y circulación de agua.

Dado que los compost producidos en este trabajo presentaron diferencias de calidad (C orgánico y nutrientes), y que se ha reportado frecuentemente que el efecto de los compost como enmienda y fertilizante depende tanto del tipo de compost como del tipo de suelos, en el presente capítulo se pretende estudiar el valor agrícola de los compost obtenidos en dos suelos de fertilidad contrastante.

4.1.1. Objetivos.

* Comparar el efecto de los diferentes tipos de compost y dos dosis de aplicación en la capacidad de retención de agua del suelo y la producción de biomasa de ryegrass en dos suelos característicos del NO de Corrientes, un Entisol arenoso y un Molisol.

4.1.2. Hipótesis y Predicciones.

Todos los compost aumentan la capacidad de retención de agua y el rendimiento de ryegrass, pero el efecto depende del tipo y dosis de compost y del tipo de suelo.

Predicciones:

* El mayor incremento en la capacidad de retención de agua corresponderá a los suelos abonados con los compost más ricos en C.

* El mayor incremento en el rendimiento de ryegrass corresponderá a los suelos abonados con los compost más ricos en N.

* El efecto de los compost será mayor en el Entisol a la dosis más alta.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se emplearon los 5 compost descritos en los Capítulos 2 y 3 obtenidos con una relación (v/v) 1:1 y 2:1 de aserrín : estiércol de gallina (AE1 y AE2) y cascarilla de arroz : estiércol de gallina (CE1 y CE2), y una relación 1:1:1 de los tres residuos (ACE).

Los dos suelos utilizados fueron extraídos superficialmente (0-15 cm) de: (i) un Entisol de textura arenosa (Udipsamment árgico, Serie Ensenada Grande), y un Molisol de textura franca (Paleudol típico, Serie Rincón de Ambrosio), cuyas caracterizaciones se presentan en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Características de los suelos utilizados.

Suelo	pH	Conduct. eléct. (dS/m)	C N		Ca	Mg	K	Na	P-Olsen (mg kg ⁻¹)
			%		(cmol kg ⁻¹)				
Entisol	5,1	0,07	0,56	0,06	1,04	0,35	0,18	0,01	7,5
Molisol	6,1	0,08	1,36	0,12	5,56	1,12	0,17	0,06	5,5

4.2.1. Ensayo de retención de agua.

Para evaluar la capacidad de retención de agua de los suelos enmendados con los diferentes compost, se realizó un ensayo de invernáculo durante un año (octubre-noviembre de 2007 a noviembre de 2008) sin plantas y con macetas para 500 g de suelo perforadas. Los compost tamizados por malla de 5 mm se aplicaron a los dos suelos a dos dosis (20 y 40 g de compost por kg de suelo). Como controles se utilizaron: (i) suelos sin ningún agregado y (ii) suelos con fertilización inorgánica (FI) equivalente a 40 kg P/ha y 120 kg N/ha (como fosfato diamónico y urea). La humedad se mantuvo a capacidad de campo (7% para Entisol y 12% para Molisol). El contenido de agua de las macetas se controló por gravimetría y después de un año, se determinaron curvas de retención de agua a 3 puntos (0,3 bar, 5 bar y 15 bar), utilizando membranas de presión. El número total de tratamientos fue 24 (cada uno con 3

repeticiones = 72 macetas). Al momento del armado de las macetas, se introdujo en cada una un cilindro de unos 8 cm de diámetro para que al desarmarlas al final del ensayo se lograra retirar las muestras sin disturbarlas (Foto 4.1).



Foto 4.1. Colocación del cilindro en las macetas al momento del armado del ensayo.

4.2.2. Ensayo de producción vegetal.

El efecto de los diferentes compost en la producción vegetal se determinó en un ensayo de invernáculo en macetas, utilizando los compost tamizados por malla de 5 mm, mezclados a dos dosis (20 y 40 g/kg de suelo) con los dos suelos (Foto 4.2); un tratamiento con fertilización inorgánica (FI) a la dosis recomendada para pasturas en la región (ver 4.2.1) y un

control (suelo sin enmienda ni fertilizante). Como planta indicadora se utilizó ryegrass anual (*Lolium multiflorum*, var. Estanzuela), a razón de 0,5 g de semillas por maceta. El ensayo se realizó durante los meses de agosto a noviembre según un diseño completamente aleatorizado con 4 repeticiones. Se utilizaron macetas de 1 kg, sin drenaje ajustadas a capacidad de campo (7% de humedad para Entisol y 12% de humedad para Molisol). El contenido de agua de las macetas se controló por gravimetría. La biomasa aérea se evaluó por 4 cortes sucesivos a 4 cm de altura (a 5, 7, 10 y 13 semanas) y al finalizar el ensayo, se determinó biomasa radical; para ambas biomásas se utilizó el peso seco a 60°C. Se realizaron los siguientes cálculos: rendimientos acumulados de biomasa aérea (suma del peso seco de los diferentes cortes); biomasa total (rendimiento acumulado de biomasa aérea + biomasa radical) y relación biomasa aérea /biomasa radical.



Foto 4.2. Armado del ensayo de producción vegetal.

4.2.3. Análisis estadísticos.

Los datos fueron analizados por ANOVA y los efectos principales separados por el test de mínimas diferencias significativas (LSD). La hipótesis nula se rechazó a un nivel de significancia del 5%. Detalles de los resultados estadísticos se presentan en los anexos 4.1 a 4.5. A fin de determinar el efecto de los nutrientes más limitantes en el rendimiento vegetal, se realizaron correlaciones entre las biomásas aérea y radical *versus* la cantidad de N total, N inorgánico (nitratos + amonio), P total y P extractable agregada a las macetas, que fue calculada a partir de la concentración en los compost (tomados de Tabla 3.1) y el fertilizante; se incluyó el control con valor 0, sin agregado de nutrientes. A continuación, se condujo un análisis de regresión múltiple para determinar qué variables explicaban la mayor proporción de la varianza de los rendimientos. En todos los casos se utilizó el programa Statgraphics Plus para Windows (1994–2001).

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Retención hídrica.

En general, el Molisol presentó mayor humedad que el Entisol a las tensiones de 5 y 15 bares, pero solo ligeramente mayores a 0,3 bares, lo que determinó que el *agua útil*, como diferencia entre capacidad de campo (0,3 bares) y punto de marchitez permanente (15 bares), fuese mayor en el Entisol (Fig. 4.1). En el Molisol, el agregado de compost a 40 g/kg determinó valores más altos de retención hídrica que en los tratamientos control y fertilizado, y fueron significativamente más altos a las tensiones de 5 y 15 bares, excepto con CE1. A la dosis de 20 g/kg la tendencia fue similar pero las diferencias fueron significativas solo para la tensión de 5 bares. En el Entisol no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos a ninguna de las tensiones y dosis; sin embargo, la curva del control presentó una tendencia similar o fue incluso mejor que la de los compost.

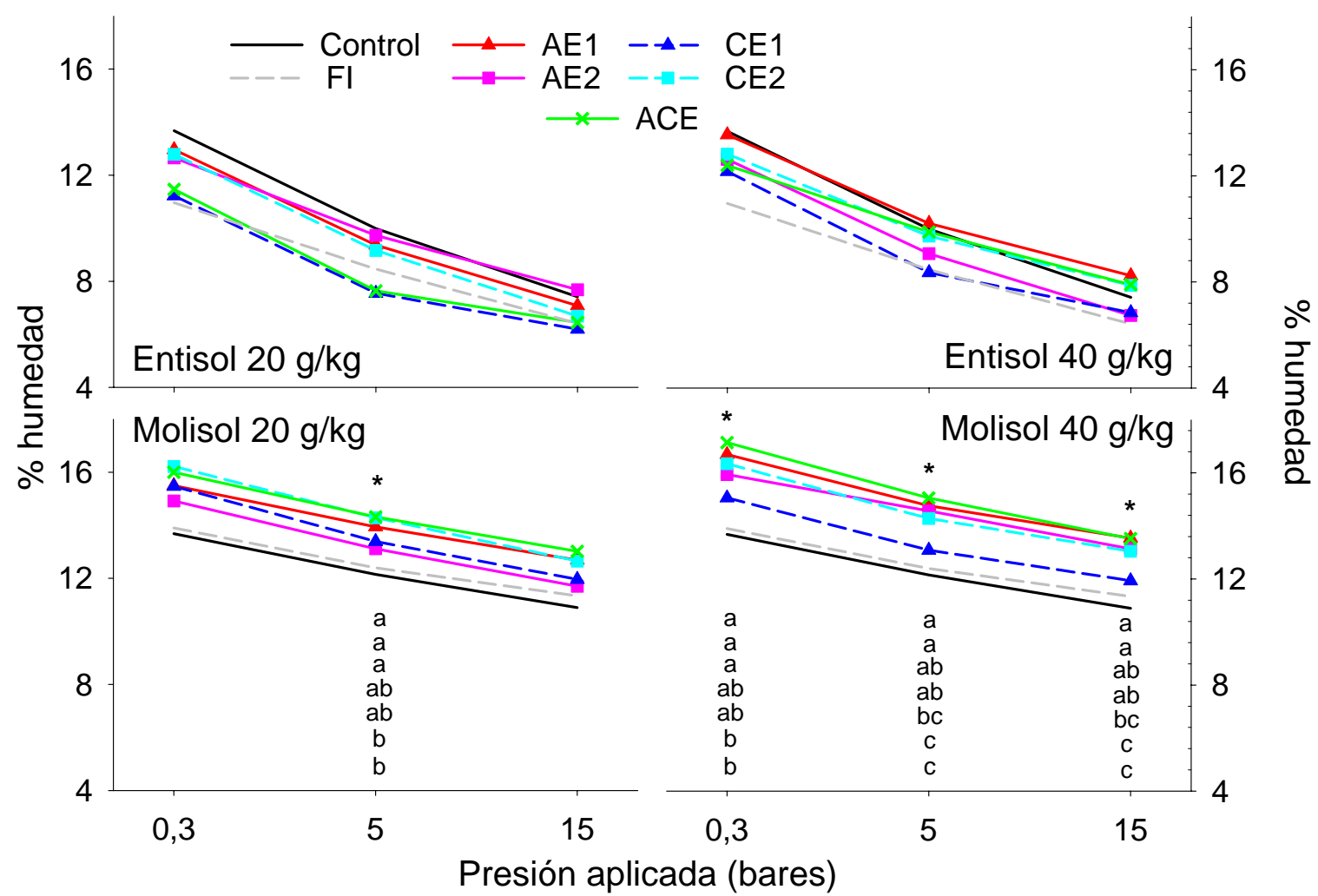


Fig. 4.1. Capacidad de retención de agua en dos suelos después de un año de incubación con fertilización inorgánica (FI) y compost a 20 y 40 g/kg (n=4). Símbolos de los compost como en Tabla 2.2.

4.3.2. Rendimiento de ryegrass.

Contrariamente a lo esperado, los dos suelos presentaron valores muy semejantes de rendimientos de ryegrass tanto en los controles como con agregado de compost o fertilizante.

El rendimiento acumulado de la biomasa aérea de ryegrass fue significativamente mayor con los compost y la fertilización inorgánica (FI) que en el control en ambos suelos y a ambas dosis de aplicación de compost (Tabla 4.2). En los dos suelos, los rendimientos con compost con aserrín (AE1 y AE2, en adelante AE) y ACE fueron mayores que con compost con cascarilla de arroz (CE), y a la dosis de 40 g/kg fueron incluso superiores a la fertilización inorgánica (Tabla 4.2, Fig. 4.2 y Foto 4.3). En la evolución de los diferentes cortes de la biomasa aérea se observó una disminución de la respuesta al agregado del fertilizante inorgánico, mientras que con el agregado de 40 g/kg de los compost AE y ACE el aumento fue casi lineal, superando a FI a partir del 3^{er} corte (Fig. 4.2)

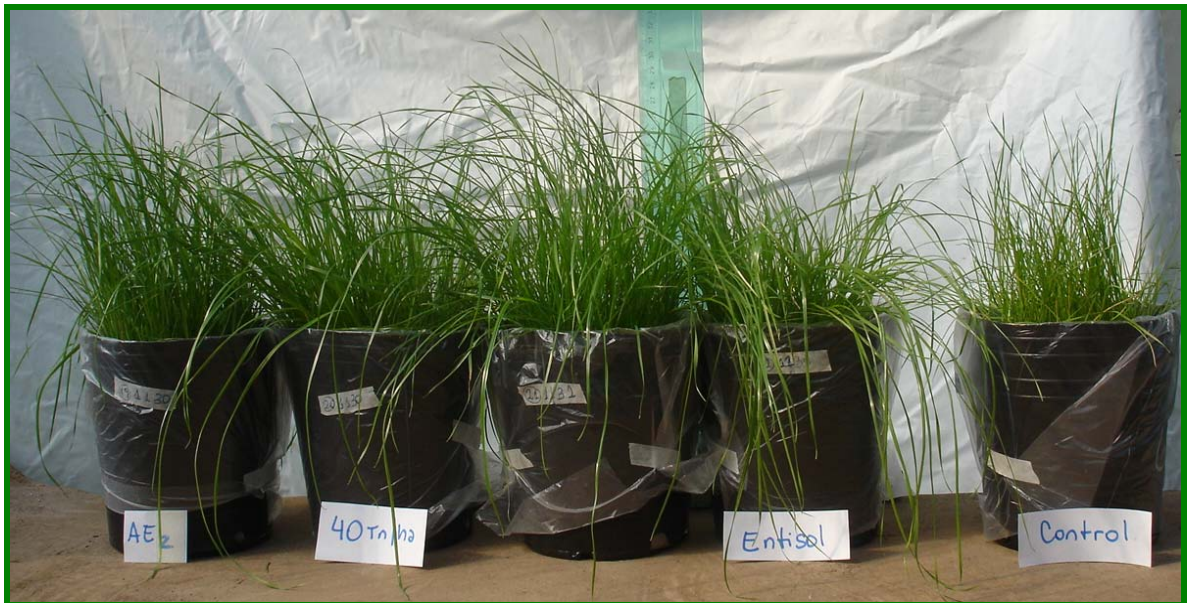


Foto 4.3. Producción de biomasa aérea en Entisol con compost AE2 a la dosis de 40 g/kg vs Control, previo al primer corte.

En el caso de las raíces, la FI y el control determinaron valores significativamente menores que los compost en casi todos los casos (Tabla 4.2, Foto 4.4).



Foto 4.4. Desarrollo de raíces de ryegrass en: Entisol con 20 y 40 g/kg de compost vs control y tratamiento fertilizado (a) y (b); Molisol con 20 y 40 g/kg de compost vs control y tratamiento fertilizado (c) y (d).

Debido a la menor biomasa de raíces con FI, este tratamiento tendió a presentar menores valores de biomasa total que los compost, especialmente los de aserrín. Esta diferencia de partición de biomasa entre los dos compartimentos determinó que la FI presentara valores altos de la relación biomasa aérea/biomasa raíz (1,21-1,25), mientras que los valores más bajos correspondieran al control (0,47-0,49). En el caso de los compost los valores tendieron a ser intermedios (0,64-1,00), excepto con los compost de aserrín en el Molisol a la mayor dosis donde se observó un “efecto fertilizante” y relaciones de 1,08-1,29.

Tabla 4.2. Rendimientos de biomasa vegetal y relación entre biomasa aérea y radicular (n= 4). Letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos (P< 0,05).

	ENTISOL								MOLISOL							
	Biom.aérea		Biom.raíz		Biom.total		Aérea/raíz		Biom.aérea		Biom.raíz		Biom.total		Aérea/raíz	
	----- g -----		----- g -----		----- g -----		----- g -----		----- g -----		----- g -----		----- g -----		----- g -----	
20 g/kg																
AE1	2,21	ab	2,50	a	4,71	ab	0,91	b	2,10	a	2,11	bc	4,20	ab	1,00	b
AE2	2,12	ab	2,67	a	4,79	ab	0,80	bc	2,03	ab	2,51	a	4,54	a	0,82	c
CE1	1,79	c	2,51	a	4,32	bc	0,71	c	1,49	c	2,10	bcd	3,59	c	0,71	cd
CE2	1,68	c	2,57	a	4,25	bc	0,66	c	1,45	c	2,20	ab	3,61	c	0,65	d
ACE	2,07	b	2,77	a	4,84	a	0,75	bc	1,93	b	2,25	ab	4,18	ab	0,87	bc
FI	2,25	a	1,80	b	4,05	c	1,25	a	2,08	ab	1,74	d	3,82	bc	1,21	a
Control	0,85	d	1,89	b	2,78	d	0,47	d	0,86	d	1,78	d	2,64	d	0,49	e
40 g/kg																
AE1	2,90	a	2,95	ab	5,85	a	0,99	b	2,70	a	2,10	cd	4,80	bc	1,29	a
AE2	2,72	a	3,04	a	5,76	a	0,89	bc	2,69	a	2,51	abc	5,20	ab	1,08	ab
CE1	2,21	b	2,81	ab	5,02	b	0,79	cd	1,92	c	2,44	bc	4,36	cd	0,80	cd
CE2	1,95	c	2,59	b	4,54	c	0,76	d	2,00	bc	3,13	a	5,13	ab	0,64	de
ACE	2,74	a	2,88	ab	5,62	a	0,96	b	2,60	a	2,85	ab	5,45	a	0,96	bc
FI	2,25	b	1,80	c	4,05	d	1,25	a	2,08	b	1,74	d	3,82	d	1,21	a
Control	0,85	d	1,89	c	2,78	e	0,47	e	0,86	d	1,78	d	2,64	e	0,49	e

Símbolos de los tratamientos: Ver símbolos de compost en Tabla 2.2. FI= fertilización inorgánica

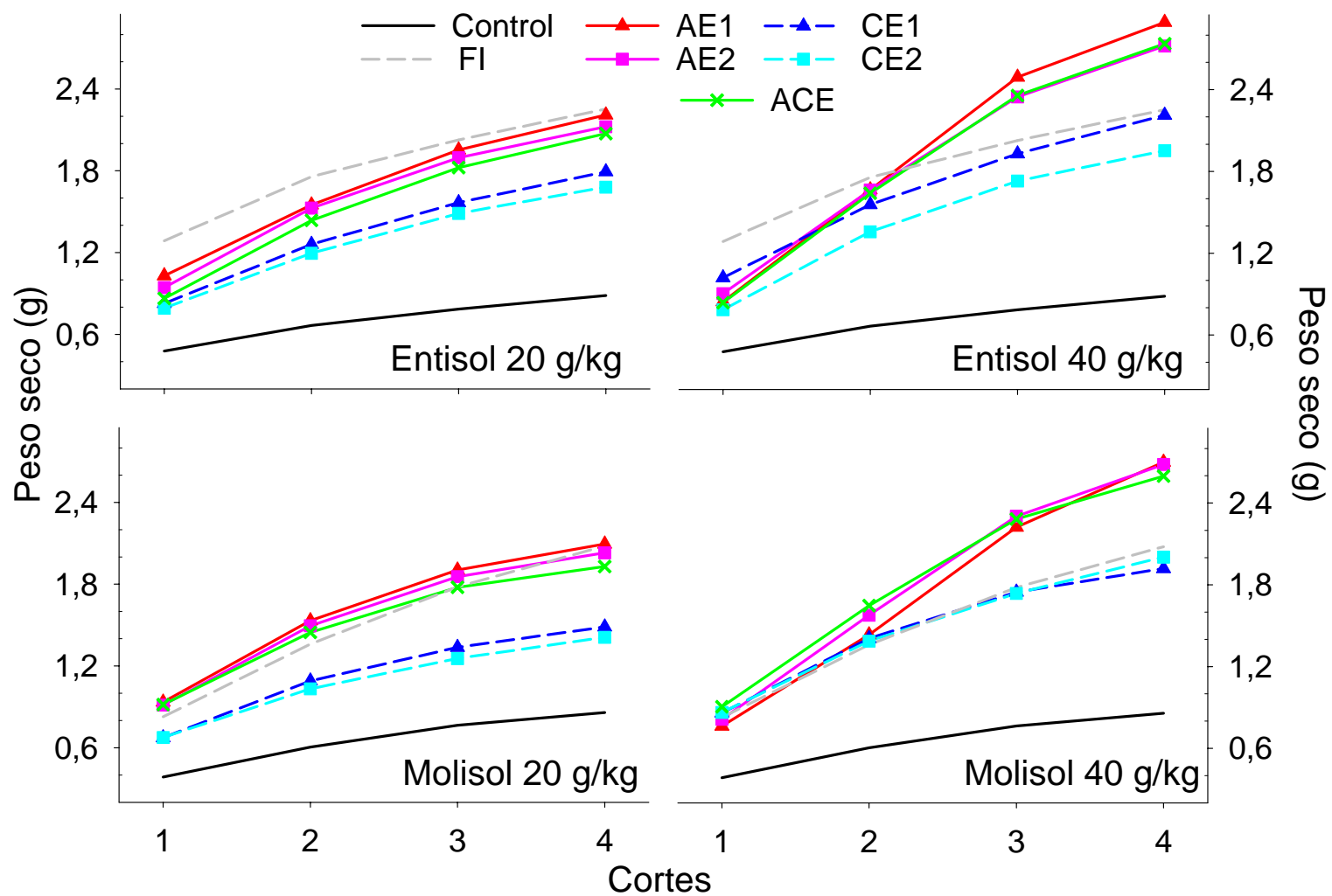


Figura 4.2. Peso seco acumulado de cortes de biomasa aérea en dos suelos con fertilización inorgánica (FI) y compost a 20 y 40 g/kg (n=4).

Símbolos de los compost como en Tabla 2.2

Las correlaciones entre los rendimientos de ryegrass (biomasas aérea y radical) y la cantidad de N y P total y disponible (N inorgánico como amonio+nitratos, P extractable como P-Olsen) agregada con los compost se muestran en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3. Correlaciones (*Rank Correlation*) entre la cantidad de N y P total y disponible agregada con los compost vs rendimientos de biomasa aérea y radical en un Entisol y un Molisol. Valores en cursiva indican significancia; ns=no significativa

	N total	N inorgánico	P total	P extractable
ENTISOL				
Biomasa aérea	0,789 <i>0,002</i>	0,889 <i>< 0,001</i>	0,662 <i>0,019</i>	0,678 <i>0,016</i>
Biomasa radical	0,908 <i>< 0,001</i>	ns	0,861 <i>< 0,001</i>	0,869 <i>< 0,001</i>
MOLISOL				
Biomasa aérea	0,776 <i>0,005</i>	0,897 <i>< 0,001</i>	0,635 <i>0,027</i>	0,652 <i>0,022</i>
Biomasa radical	0,637 <i>0,026</i>	ns	0,648 <i>0,023</i>	0,661 <i>0,019</i>

Los resultados indicaron una fuerte correlación entre la biomasa aérea y las 4 variables analizadas, mientras que la biomasa radical no correlacionó con el N inorgánico.

Las regresiones múltiples se condujeron solo con las variables que correlacionaron significativamente con los rendimientos e indicaron que:

1) en ambos suelos, la biomasa aérea (BA) estuvo explicada en un 91% por el N inorgánico (Ni) y el P extractable (Pext); si se elimina este último, solo el N inorgánico explicó 77-79% de la varianza.

$$BA \text{ Entisol} = 1,15 + 9,96* Ni + 0,209673* Pext \quad (R^2 = 0,914; P < 0,001)$$

$$BA \text{ Molisol} = 1,01 + 10,3* Ni + 0,193414* Pext \quad (R^2 = 0,906; P < 0,001)$$

2) la biomasa de raíces (BR) estuvo explicada de manera diferente en ambos suelos. En el Entisol el N total agregado (Nt) explicó 81% de la varianza, mientras que Pext fue el mejor parámetro en el Molisol, pero solo explicó el 38% de la varianza.

$$BR \text{ Entisol} = 1,99 + 0,92 * Nt \quad (R^2 = 0,808 ; P < 0,001)$$

$$BR \text{ Molisol} = 1,87 + 0,26 * Pext \quad (R^2 = 0,380 ; P < 0,019)$$

4.4. DISCUSIÓN

Los compost tuvieron un efecto positivo en la capacidad de retención de agua del Molisol pero no en el Entisol, posiblemente por mayor descomposición de la materia orgánica en este último suelo de textura arenosa. Por un lado, la arena ofrece muy baja protección contra la descomposición microbiana ya que no forma complejos estables con la materia orgánica. Por otro lado, existe un efecto de estimulación de la actividad microbiana con el agregado de N y C fácilmente atacables (“priming effect”), que acelera la descomposición no solo del material orgánico agregado sino del N y C del suelo (Kuzyakov et al., 2000). Este efecto posiblemente se produjo en ambos tipos de suelos, pero de manera más marcada en el Entisol dada la baja protección de la materia orgánica, resultando en una tendencia a perder su escasa capacidad natural de retener agua (el fertilizante inorgánico y los compost tendieron a valores menores al control). Algunos autores han encontrado que el agregado de compost a un suelo arenoso mejora las propiedades físicas del mismo, pero que el efecto es a corto plazo, debido justamente a pérdidas por mineralización (De León-González et al., 2000; Weber et al., 2007); en cambio, en suelos de texturas más pesadas los efectos perduran en el tiempo (Gallardo-Lara & Nogales, 1987). Para poder mejorar los suelos arenosos, se deberían aplicar dosis mucho mayores, que son riesgosas en el caso de los compost estudiados en esta tesis debido al exceso de P; como ya se comentó en el capítulo 3, una alternativa sería aumentar la proporción de material carbonado en la mezcla inicial a compostar, a fin de incrementar el C

orgánico recalcitrante y reducir el P.

Contrariamente a lo esperado, el tipo o calidad de compost, estimada por la concentración de C orgánico de cada uno, no influyó diferencialmente en la retención de agua del Molisol. Sin embargo, al duplicar la dosis se observó mayor retención, lo que estaría indicando que es necesario agregar cantidades altas de C para observar una respuesta significativa al “efecto enmienda” de los compost.

El tipo o calidad de compost sí afectó en cambio diferencialmente el crecimiento del ryegrass (“efecto fertilizante” de los compost). Las mayores respuestas se produjeron con el agregado de compost con aserrín (AE y ACE), caracterizados por las mayores concentraciones de N total y N disponible. Este último (N inorgánico como amonio+nitratos) explicó por sí solo el 77-79% del rendimiento en biomasa aérea. Estos resultados son similares a los de otros trabajos (Laos et al., 2000; Satti, 2007; Tognetti et al., 2005) y constituyen una respuesta típica de suelos deficientes en N.

Los rendimientos de ryegrass fueron muy similares en valores absolutos para ambos tipos de suelos, lo que indica que el Molisol utilizado presentaba muy baja fertilidad y en ese sentido, no permitió evaluar el efecto de los compost en suelos de fertilidad contrastante. Sin embargo, como los compost mejoraron la retención de agua en el Molisol, es posible que a campo y a largo plazo se pudieran obtener también mejores rendimientos en este suelo que en el Entisol.

A pesar de que a la dosis más baja de aplicación de compost los valores de biomasa aérea fueron similares o menores a la fertilización, en ésta última el desarrollo de raíces fue menor. Esta es una ventaja comparativa importante de la aplicación de compost, porque el mayor desarrollo de raíces le daría a la planta mayor capacidad de superar un eventual estrés hídrico.

4.5. CONCLUSIÓN

Respecto al valor como enmienda de los compost, evaluada en este capítulo a través del efecto en la retención de agua del suelo, se encontró un efecto diferencial del tipo de suelo. Los compost mejoraron la retención hídrica del Molisol de textura franca, pero no la del Entisol arenoso, donde aparentemente la baja protección de la arena y el agregado de nutrientes (“priming effect”) aceleró la descomposición de la materia orgánica agregada y la del suelo. Si bien en el Molisol la retención aumentó al duplicar las dosis, no se observaron diferencias relacionadas con el tipo de compost en cuanto a riqueza en C (igual respuesta para la misma dosis).

Respecto al valor como fertilizante de los compost, evaluada a través del rendimiento de ryegrass, se encontró en cambio un efecto diferencial del tipo de compost relacionada con su riqueza en N: los mayores rendimientos se obtuvieron con los compost producidos con aserrín a la mayor dosis. Si bien la biomasa aérea de ryegrass estuvo directamente relacionada con la cantidad de N inorgánico aportado por los compost o el fertilizante inorgánico, el uso de compost colaboró a un mejor desarrollo radicular que el fertilizante.

Capítulo 5

CALIDAD QUÍMICA Y BIOLÓGICA DE FRACCIONES DE DIFERENTE TAMAÑO DE LOS COMPOST OBTENIDOS

CAPITULO 5

CALIDAD QUÍMICA Y BIOLÓGICA DE FRACCIONES DE DIFERENTE TAMAÑO DE LOS COMPOST OBTENIDOS

5.1. INTRODUCCIÓN

Algunos autores consideran que los materiales ricos en C recalcitrante son parcialmente degradados durante el proceso de compostaje debido a su alto contenido en lignina (Tuomela et al., 2000). Esto puede llevar a una inmovilización de N cuando los compost son aplicados al suelo (Tester et al., 1977; Sims, 1990; Jellum et al., 1995; Laos et al., 2000), e incluso afectar la mineralización de P orgánico del suelo y la disponibilidad de P (Vourinen, 2000; Tognetti et al., 2008). La reducción de la disponibilidad de P por la adición de estructurantes ricos en C puede ser ventajosa en el caso de estiércoles, especialmente estiércol de gallina, ya que, como se explicó en los capítulos anteriores, la cantidad de P liberada de los compost estudiados es muy alta y limita la dosis a utilizar.

La inmovilización de N generalmente se relaciona a partículas grandes, las que debido a su menor superficie específica, habrían sido menos transformadas durante el compostaje que las partículas más chicas. Como consecuencia, en la literatura se recomienda habitualmente tamizar para evitar inmovilización de N y aumentar la proporción de partículas pequeñas asociadas a mayor actividad microbiana y liberación de nutrientes (Tester et al., 1977; Rynk et al., 1992). Esto es contradictorio, porque por otro lado, también se asocia a las partículas pequeñas con mayor estabilidad, y la alta estabilidad está relacionada a baja actividad microbiana y liberación de nutrientes (Hadas & Portnoy, 1994).

En los capítulos 3 y 4 hemos analizado la calidad química y biológica de los compost producidos con diferentes proporciones de estiércol de gallina, cascarilla de arroz y/o aserrín. En todos los casos, los compost fueron tamizados por malla de 5 mm, de acuerdo a la

regulación provisoria del SENASA (Muñoz Ratto, 1999). Sin embargo, sería importante determinar cual es el tamaño adecuado de tamizado, proceso que representa un costo considerable en plantas de compostaje, y para ello, se debe conocer la calidad alcanzada en las distintas fracciones y sus efectos en la liberación de nutrientes.

5.1.1. Objetivos.

* Determinar la calidad química (pH, conductividad eléctrica, C orgánico total, N total, COT/NT, lignina, celulosa, P, Ca, K y Si) de fracciones de compost de diferente tamaño.

* Evaluar la calidad biológica de las fracciones (mineralización potencial de N y liberación de P) como indicadora de estabilidad.

* Estudiar las relaciones entre los indicadores de calidad química y biológica de las diferentes fracciones.

5.1.2. Hipótesis y Predicciones.

* Las distintas fracciones (tamaño de partículas) del compost presentarán diferentes características de estabilidad y madurez. Predicción: si bien la masa final del compost reunirá condiciones de estabilidad y madurez, las fracciones de mayor tamaño (5-10 mm y 1-5 mm) presentarán características más similares al material carbonado de origen que las fracciones más finas (< 1 mm).

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se emplearon los 5 compost descriptos en los Capítulos 2 y 3 obtenidos con una relación (v/v) 1:1 y 2:1 de aserrín : estiércol de gallina (AE1 y AE2) y cascarilla de arroz : estiércol de gallina (CE1 y CE2), y una relación 1:1:1 de los tres residuos (ACE). Los compost (a 30-33% de humedad) fueron separados en las siguientes fracciones: > 10 mm, 5-10 mm, 1-5 mm y < 1

mm. Como la proporción de la fracción > 10 mm fue menor a 1,5% (ver Fig. 5.1), esta fracción no fue analizada (Fotos 5.1 y 5.2).



Foto 5.1. Diferentes tamaños de fracciones, incluyendo la fracción comercial (menor de 5 mm), en el compost con mayor proporción de aserrín (AE2)



Foto 5.2. Diferentes tamaños de fracciones, incluyendo la fracción comercial (menor de 5 mm), en el compost con mayor proporción de cascarilla de arroz (CE2).

5.2.1. Indicadores de calidad química

En tres muestras de cada fracción secas al aire, se analizó: contenido de agua por gravimetría a 70°C hasta peso constante; pH y conductividad eléctrica (conduct. electr.) en extracto acuoso (1:10); C orgánico total (COT), por calcinación a 550°C usando el factor 1,8 para convertir materia orgánica a C; N total (NT), por semi-micro Kjeldahl + N-NO₃⁻ (Laos et al., 2002; Tognetti et al., 2007); Si, P, Ca y K, por digestión húmeda en nítrico-perclórico (1:1) y análisis en LANAQUI- CERZOS – CONICET de la Universidad Nacional del Sur, según el Método 3050 de la USEPA (1986); lignina, celulosa y hemicelulosa en el Laboratorio de Nutrición y Forrajes, INTA Bariloche, por la técnica de Van Soest (1963).

5.2.2. Indicadores de calidad biológica

Para determinar la mineralización de N y la liberación de P, se utilizaron el suelo (Entisol) y los métodos de incubación y análisis descritos en el Capítulo 3 (item 3.2.2.). Las fracciones se aplicaron a dosis de 40 g/kg y se analizó N inorgánico y P en cinco fechas (0, 2, 7, 11 y 16 semanas).

5.2.3. Análisis estadístico.

Para determinar las diferencias entre compost (cinco tipos de compost) y entre fracciones (5-10 mm, 1-5 mm y < 1 mm), los datos fueron analizados por ANOVA y los efectos principales separados por el test de mínimas diferencias significativas (LSD). Los valores promedios de los tratamientos (tres repeticiones) fueron utilizados para comparar las variables entre compost, y los valores promedios de los compost (cinco compost) para comparar las variables entre fracciones. Las relaciones entre los indicadores de calidad química (pH, conduct. electr., COT, NT, COT/NT, lignina, celulosa, P, Ca, K y Si) y calidad biológica (N inorgánico a t0 y t16, pNmin, P extractable a t0 y t16) fueron estudiados por correlaciones. Se

condujeron análisis de regresión múltiple con todas las variables para explicar la liberación de N y P (N inorgánico y P extractable a t16); se seleccionaron las variables con mayor correlación, excluyendo las autocorrelacionadas. La hipótesis nula se rechazó a un nivel de significancia del 5%. En todos los casos se utilizó el programa Statgraphics Plus para Windows (1994–2001). Detalles de los resultados estadísticos se presentan en los anexos 5.1 a 5.5.

5.3. RESULTADOS

En todos los compost, las fracciones más representadas fueron las de 1-5 mm y < 1 mm (Fig. 5.1), pero las proporciones fueron diferentes de acuerdo al material carbonado original. Los compost producidos con aserrín y estiércol de gallina (AE1 y AE2, en adelante AE) mostraron una mayor proporción de la fracción < 1 mm, los compost producidos con cascarilla de arroz y estiércol de gallina (CE1 y CE2, en adelante CE) tuvieron, en cambio, mayor proporción de la fracción 1-5 mm. El compost producido con los tres residuos (ACE) tuvo una proporción intermedia entre AE y CE de estas fracciones. La fracción de 5-10 mm representó 3-10% del total. La fracción > 10 mm solo representó menos del 1,5%.

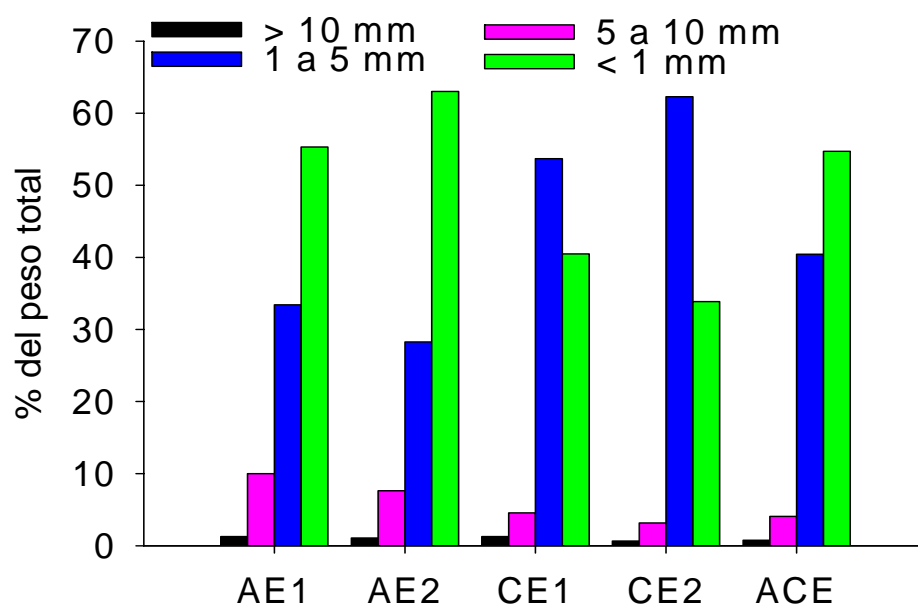


Figura 5.1. Porcentaje de las fracciones en los diferentes compost. Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

5.3.1. Indicadores de calidad química

En la Tabla 5.1 se presentan los parámetros relacionados con cantidad y calidad de la materia orgánica (COT, NT, COT/NT, lignina, celulosa). Considerando todas las fracciones y tratamientos, los valores variaron de la siguiente manera: 10-34% de COT, 1,4-3,7% de NT, 7-15 de relación COT/NT, 15-32% de celulosa y 2-16% de lignina; la hemicelulosa fue insignificante (< 0,1 %).

Considerando las fracciones como un todo (con los compost analizados como repeticiones), se observaron diferencias significativas para todas las variables (Tabla 5.1). Las menores concentraciones de COT, NT y lignina se encontraron en la fracción más chica (< 1 mm). La fracción de 1-5 mm presentó los mayores valores de COT, relación COT/NT, celulosa y lignina.

Dentro de cada fracción, los mayores valores de NT correspondieron a los compost AE y ACE (Tabla 5.1). Los valores más altos de lignina y COT correspondieron a los compost con mayor proporción de material carbonado en el caso del aserrín (AE2, incluyendo ACE), pero no presentaron diferencias en los compost solo con cascarilla de arroz (CE). La celulosa dependió de la fracción y el tipo de material carbonado: en la fracción 1-5 mm fue mayor en los compost CE y en la fracción < 1 mm en los compost AE. En la fracción < 1 mm, los compost CE se caracterizaron por concentraciones significativamente más bajas de todos los parámetros relacionados con cantidad y calidad de la materia orgánica.

En la Tabla 5.2 se presentan los resultados de pH, conduct. eléct., P, Ca, K y Si de las diferentes fracciones. Considerando todos los resultados, los valores variaron entre 5,5-6,9 de pH, 1,9-4,0 dS/m de conduct. eléct., 7-18 g/kg de P, 8-23 g/kg de Ca, 4-12 g/kg de K y 0,2-2,9 g/kg de Si. Comparando solo las fracciones, se observaron diferencias significativas de

conduct. electr., Ca, K y P con los mayores valores en la fracción de 5-10 mm y los menores en la fracción < 1 mm. No se observaron diferencias significativas para pH y Si porque fueron enmascaradas por las diferencias entre tipo de compost: en general ambos fueron significativamente mayores en los compost con cascarilla de arroz (CE, incluyendo ACE) que en los compost con aserrín (AE). El K también fue más alto en las fracciones 1-5 mm y 5-10 mm de los compost con cascarilla. Dentro de la fracción 1-5 mm, se observaron valores significativamente más altos de P y Ca en los compost sólo con aserrín (AE > CE y ACE), mientras que no se encontró una distribución clara de estas variables en las otras fracciones.

Tabla 5.1. Indicadores de cantidad y calidad de materia orgánica en las fracciones de compost, por compost y por fracciones. Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre fracciones y letras minúsculas entre compost (P< 0,05).

Tratamientos /Fracciones	COT (%)		NT (%)		COT/NT		Celulosa (%)		Lignina (%)	
	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.
5 a 10 mm										
AE1	23,4 c		3,0 bc		7,7 b		25,1 a		7,7 c	
AE2	29,3 a		3,2 ab		9,3 a		26,2 a		12,6 a	
CE1	22,2 c	24,7 B	2,7 cd	3,0 A	8,1 b	8,2 B	22,9 a	23,8 B	7,1 c	9,1 B
CE2	21,9 c		2,7 d		8,1 b		21,0 a		7,9 bc	
ACE	26,7 b		3,4 a		7,9 b		23,6 a		10,0 b	
1 a 5 mm										
AE1	25,9 c		3,7 a		7,1 e		25,2 b		10,2 c	
AE2	31,7 b		3,7 a		8,6 d		27,0 b		15,9 a	
CE1	30,6 b	30,8 A	2,3 c	2,9 A	13,1 b	11,2 A	31,0 a	29,3 A	11,4 bc	13,2 A
CE2	31,6 b		2,1 d		15,0 a		31,9 a		12,6 b	
ACE	34,4 a		2,9 b		12,1 c		31,1 a		15,8 a	
< 1 mm										
AE1	16,0 b		1,9 b		8,5 ab		21,3 b		3,3 c	
AE2	20,0 a		2,3 a		8,8 a		26,0 a		5,4 a	
CE1	10,4 c	14,9 C	1,4 c	1,8 B	7,6 bc	8,1 B	14,9 c	20,0 B	1,4 d	3,2 C
CE2	10,7 c		1,5 c		7,2 c		15,3 c		1,8 d	
ACE	17,2 b		2,1 ab		8,3 ab		22,4 b		4,0 b	

COT = C orgánico total; NT = N total. Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2

Tabla 5.2. Valores de pH, conduct. eléct., P, Ca, K y Si en las fracciones de compost, por compost y por fracciones. Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre fracciones y letras minúsculas entre compost ($P < 0,05$).

Tratamientos/ Fracciones	pH		Conduct. eléct. (dS/m)		P (g/kg)		Ca(g/kg)		K (g/kg)		Si (g/kg)	
	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.	Trat.	Fracc.
5 a 10 mm												
AE1	5,9 c		3,7 a		13,4 b		17,8 b		8,1 b		0,6 bc	
AE2	5,6 d		3,8 a		14,5 b		21,6 a		8,8 b		0,5 bc	
CE1	6,9 a	6,1 A	3,4 a	3,5 A	18,4 a	15,5 A	20,6 ab	20,2 A	11,6 a	9,8 A	1,0 ab	0,8 A
CE2	6,9 a		2,7 b		17,0 a		22,6 a		11,5 a		1,5 a	
ACE	6,2 b		3,8 a		14,1 b		18,6 b		9,2 b		0,4 c	
1 a 5 mm												
AE1	5,7 d		3,6 c		10,7 a		16,4 a		7,8 c		0,2 b	
AE2	5,5 e		4,0 a		10,0 a		16,8 a		7,9 c		0,3 b	
CE1	6,7 b	6,2 A	3,7 bc	3,6 A	8,2 b	8,7 B	11,5 b	13,0 B	11,0 a	9,0 A	2,4 a	1,6 A
CE2	6,9 a		2,8 d		7,0 c		8,7 b		8,9 bc		2,9 a	
ACE	6,0 c		3,8 ab		7,5 bc		11,7 b		9,3 b		2,5 a	
< 1 mm												
AE1	5,8 d		3,0 a		6,7 ab		10,4 a		4,6 a		0,4 b	
AE2	5,5 e		2,9 ab		4,8 c		7,6 a		5,3 a		0,4 b	
CE1	6,9 a	6,3 A	2,1 c	2,5 B	7,3 a	6,0 C	10,3 a	8,7 C	5,3 a	4,8 B	0,9 a	0,8 A
CE2	6,8 b		1,9 c		5,5 bc		7,5 a		3,5 a		1,1 a	
ACE	6,2 c		2,7 b		5,6 bc		7,7 a		5,1 a		1,1 a	

Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2

5.3.2. Indicadores de calidad biológica

En la Tabla 5.3 se presentan los indicadores relacionados con la dinámica de N. Los valores de Nt0 variaron entre 25-100 mg/kg y Nt16 (N inorgánico a 16 semanas de incubación) alcanzó valores entre 80-190 mg/kg (Tabla 5.3). En todos los casos la forma más importante de N inorgánico fueron los nitratos ($\geq 90\%$). La tasa de mineralización neta de N ($pN_{min} = N_{t16} - N_{t0}$) varió entre 45 y 115 mg/kg luego de 16 semanas de incubación. Como se describió en el Capítulo 3, el valor de N inorgánico del suelo control fue restado del Nt16 para calcular el total de N inorgánico aportado por cada fracción (N inorgánico + N mineralizado); el total de N inorgánico representó 5 a 12% del N total agregado con las fracciones.

Dentro de cada fracción, Nt0, Nt16 y el porcentaje de N inorgánico del total agregado fueron en general significativamente mayores con los compost AE y ACE (Tabla 5.3). Cuando las fracciones fueron analizadas como un todo, se encontraron diferencias entre fracciones para pN_{min} con valores disminuyendo desde la fracción más grande a la más chica. También se observaron diferentes patrones de mineralización de N: mientras que para las fracciones de 1-5 mm y < 1 mm, los patrones de pN_{min} tendieron a ser lineales y de baja pendiente, la fracción de 5-10 mm mostró, en tres de cinco tratamientos, tendencia exponencial con un marcado incremento en las primeras semanas de incubación (Fig.5.2)

Tabla 5.3. Indicadores de la dinámica de N para fracciones de compost, por compost y por fracciones. Letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos para la misma fracción y letras mayúsculas entre fracciones (P< 0,05).

Tratamientos/ Fracciones	Nt0		Nt16		pNmin		InNt16/ NT ^a agregado (%)	
	----- (mg/kg) -----							
5 a 10 mm								
AE1	62 ab		161 b		99 a		9,7 ab	
AE2	74 a		189 a		114 a		11,5 a	
CE1	27 c	58 A	127 c	144 A	100 a	86 A	7,7 b	8,3 A
CE2	44 bc		96 d		52 b		4,8 c	
ACE	82 a		147 bc		65 b		7,7 b	
1 a 5 mm								
AE1	102 a		163 b		61 b		8,2 c	
AE2	101 a		189 a		85 a		9,9 b	
CE1	57 bc	75 A	120 c	148 A	63 b	68 AB	8,2 c	8,8 A
CE2	35 c		97 d		62 b		6,4 d	
ACE	79 ab		171 b		70 b		11,2 a	
< 1 mm								
AE1	70 b		114 b		44 b		9,4 ab	
AE2	81 a		153 a		72 a		12,1 a	
CE1	31 c	54 A	91 c	111 A	60 ab	58 B	8,7 bc	9,2 A
CE2	24 c		78 c		54 b		5,8 c	
ACE	64 b		121 b		57 ab		9,5 ab	

Nt0= N inorgánico inicial; Nt16= N inorgánico luego de 16 semanas de incubación; pNmin= Nt16-Nt0; InNt16= Nt16-Nt16_{control}. ^a El valor del N total agregado fue calculado de la Tabla 5.1. Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

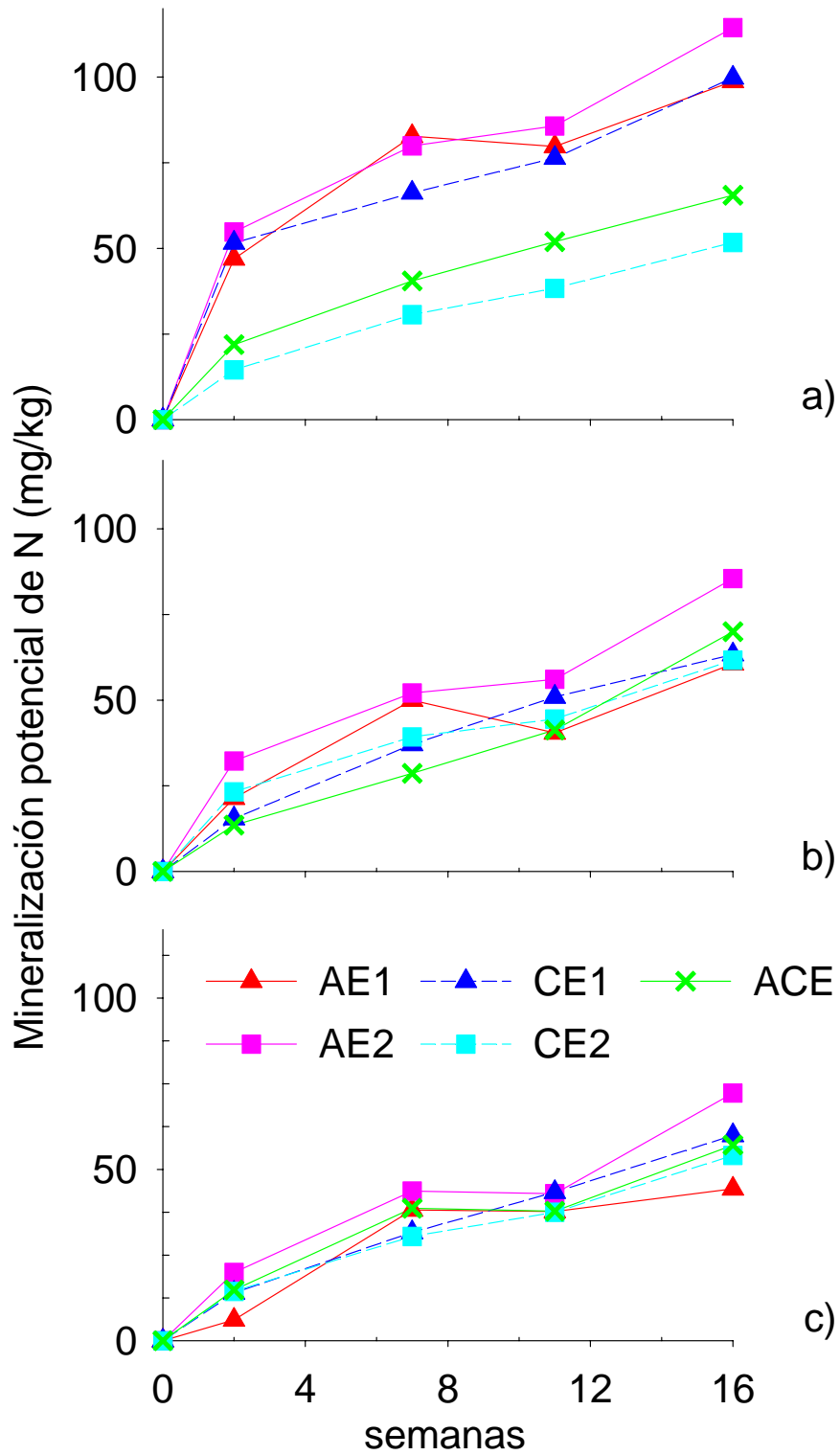


Figura 5.2. Dinámica de N en incubaciones de un suelo arenoso y tres fracciones de compost: 5-10 mm (a), 1-5 mm (b), < 1 mm (c). Los valores de cada fecha son promedios de 3 repeticiones. Símbolos de los tratamientos como en la Tabla 2.2.

Respecto a la dinámica de P (Tabla 5.4; Fig. 5.3), el P extractable fue muy alto a la dosis utilizada en las incubaciones (40 g/kg), variando entre 75-190 mg/kg a t0 (Pt0) y 85-340 mg/kg a t16 (Pt16), lo que indica en general liberación neta de P durante la incubación. Los valores más altos estuvieron mayormente asociados a los compost con mayor proporción de estiércol de gallina (compost 1:1). Las fracciones 1-5 mm y 5-10 mm presentaron liberación neta de P, pero ésta fue enormemente alta en la fracción 5-10 mm con tendencia sostenida en el tiempo (Fig. 5.3 a). Por el contrario, en la fracción < 1 mm se observó retención de P para los compost con aserrín (disminución en el tiempo y valores negativos para Pt16-Pt0).

A fin de esclarecer si el tamaño de partícula estaba relacionado con el efecto diferencial del estructurante en la retención de P de la fracción < 1 mm, se realizó solo para esta fracción una separación en fracciones menores: < 0,25 mm, 0,25-0,50 mm y 0,50-1,00 mm; se utilizaron los compost con mayor proporción de aserrín o cascarilla de arroz (AE2 y CE2). Se encontró que los compost con aserrín presentaron el mayor porcentaje de la fracción < 0,25 (Tabla 5.5), lo que explicaría mayor retención de P por mayor superficie específica como se discute mas adelante.

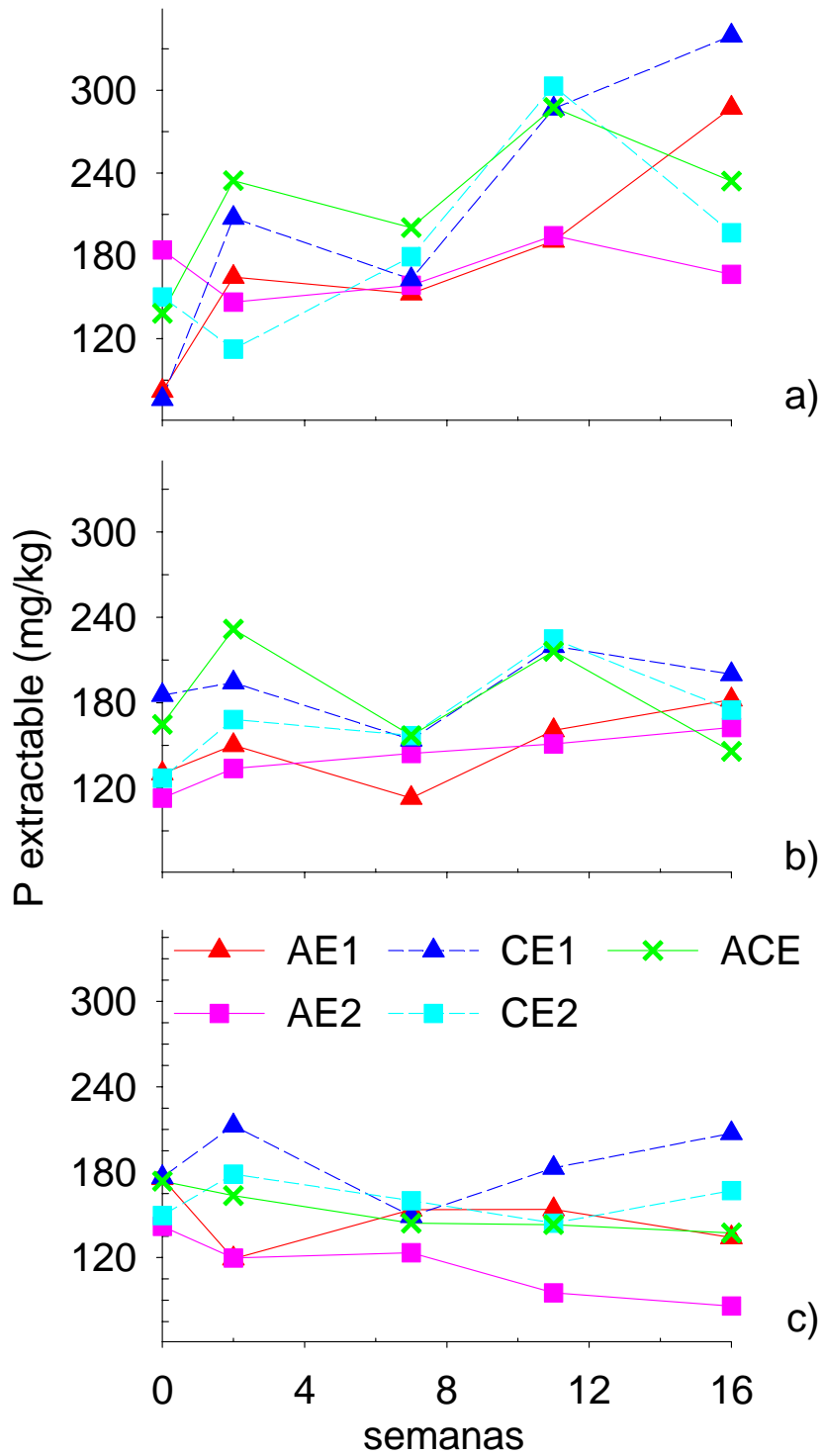


Figura 5.3. Dinámica de P en incubaciones de un suelo arenoso y tres fracciones de compost: 5-10 mm (a), 1-5 mm (b), < 1 mm (c). Los valores de cada fecha son promedios de 3 repeticiones. Símbolos de los tratamientos como en la Tabla 2.2.

Tabla 5.4. Indicadores de la dinámica de P para fracciones de compost, por compost y por fracciones. Letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos para la misma fracción y letras mayúsculas entre fracciones (P< 0,05).

Tratamientos/ Fracciones	Pt0		Pt16		Pt16-Pt0	
	----- (mg/kg) -----					
5 a 10 mm						
AE1	184 a		287 b		103 a	
AE2	82 a		167 d		85 a	
CE1	150 a	126 A	340 a	245 A	189 a	119 A
CE2	76 a		197 d		120 a	
ACE	138 a		234 c		96 a	
1 a 5 mm						
AE1	130 bc		182 ab		54 a	
AE2	113 c		163 bc		50 a	
CE1	185 a	144 A	200 a	173 B	15 ab	29 B
CE2	127 bc		175 b		48 a	
ACE	165 ab		146 c		-19 b	
< 1 mm						
AE1	176 a		134 c		-42 b	
AE2	142 a		86 d		-56 b	
CE1	176 a	164 A	207 a	146 B	31 a	-17 C
CE2	150 a		167 b		17 a	
ACE	174 a		137 c		-36 b	

Pt0= P extractable inicial; Pt16= P extractable luego de 16 semanas de incubación

Símbolos de los tratamientos como en Tabla 2.2.

Tabla 5.5. Porcentajes de fracciones menores a 1 mm para compost de estiércol de gallina con aserrín o cascarilla en relación 2:1

Tipo de estructurante	Tamaño de partícula		
	< 0,25 mm	0,25-0,50 mm	0,50-1,00 mm
Aserrín	49 ± 1	35 ± 1	15 ± 1
Cascarilla	42 ± 3	33 ± 1	25 ± 1

5.3.3. Relación entre indicadores de calidad química y biológica.

El N inorgánico total (Nt16) aportado por cada fracción (N inorgánico + N mineralizado) correlacionó significativa y positivamente con conduct. eléct., COT, NT, N inorgánico inicial (Nt0), celulosa y lignina y negativamente con pH (r = 0,853, 0,632, 0,815, 0,819, 0,521, 0,664 y -0,835, respectivamente). El análisis de regresión múltiple indicó que el NT y el pH explican el 85% de la varianza.

$$Nt16 = 289 - 35,2 * pH + 25,0 * NT \quad (R^2 = 0,852, P < 0,001)$$

La mineralización potencial neta (pNmin) correlacionó significativa y positivamente con NT, Ca y P (r = 0,506, 0,554 y 0,533, respectivamente), pero cuando estas variables se estudiaron por regresión múltiple solo explicaron el 25% de la varianza.

El P extractable después de 16 semanas de incubación (Pt16) correlacionó significativa y positivamente con Ca, K y P (r = 0,585, 0,557 y 0,741, respectivamente). El análisis de regresión múltiple indicó que el P total explica el 52% de la varianza.

$$Pt16 = 83 + 11 * P \text{ total} \quad (R^2 = 0,515, P = 0,02)$$

La liberación neta de P (Pt16 - Pt0) presentó correlación significativa con Ca, K y P (r = 0,833, 0,681 y 0,924, respectivamente). El análisis de regresión múltiple indicó que el P total

explica el 85% de la varianza.

$$Pt_{16} - Pt_0 = 98,4 + 14,2 * P \text{ total} \quad (R^2 = 0,843, P < 0,001)$$

5.4. DISCUSIÓN

La inmovilización de N luego de la aplicación de compost al suelo ha sido considerada a menudo, como un indicador de la degradación parcial de los compuestos carbonados durante el compostaje (Jellum et al., 1995; Laos et al., 2000), pero también como un indicador de alta estabilidad y madurez (Hadas & Portnoy, 1994; López et al., 2002). En el presente trabajo la aplicación a un suelo arenoso de diferentes fracciones de compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz, resultó siempre en mineralización neta de N. Estos resultados indican un adecuado grado de descomposición del material carbonado durante el compostaje, lo que evita posterior degradación en el suelo e inmovilización de N.

Sin embargo, de acuerdo al patrón de mineralización de N, las fracciones no presentaron el mismo grado de estabilidad, ya que la fracción de 5-10 mm en algunos compost mostró tendencia exponencial y las otras dos fracciones tendencia lineal y menor tasa de mineralización. Esto implica la presencia de N más degradable en la fracción 5-10 mm, lo que generalmente se asocia con menor grado de estabilización de la materia orgánica (Lerch et al., 1992; Cabrera et al., 1993; Laos et al., 2000; Preusch et al., 2002).

Si bien la lignina se utiliza habitualmente como indicador de mineralización y disponibilidad de N ($> \text{lignina} < \text{pNmin}$ y disponibilidad) (Gabrielle et al., 2004; Flavel & Murphy, 2006), la mayor fracción presentó mayor pNmin a pesar de la mayor concentración de lignina que la fracción más chica. Además, la disponibilidad de N estuvo mucho más relacionada con NT y pH que con lignina. Los compost con aserrín (AE, incluyendo ACE) presentaron mayor NT y N disponible que los compost solo con cascarilla de arroz (CE) debido a la mayor actividad microbiana durante el proceso de compostaje que condujo a

mayores pérdidas de C y mayor NT por unidad de materia seca (ver Capítulo 2). De la misma manera, la relación negativa entre la disponibilidad de N y el pH se explica por las altas tasas de nitrificación durante el compostaje en las mezclas con aserrín, que produjeron mayor acidificación que los compost solo con cascarilla (Capítulo 2). El N disponible como porcentaje del total agregado también fue mayor con los compost con aserrín, lo que sugiere mejor calidad de sustrato. A pesar de que los compost de cascarilla de arroz se diferenciaron claramente por la concentración de Si, el efecto de esta variable en la disponibilidad de N fue menos evidente; esto se debió a que los compost con ambos tipos de estructurante (ACE) se comportaron como los compost con aserrín, a pesar de tener concentraciones de Si similares a los compost con cascarilla de arroz (CE) en dos de las tres fracciones analizadas. Por lo tanto, es posible que otros factores estén interactuando para explicar la calidad del sustrato; una posible explicación es que la distribución de tamaño de partícula dentro de cada rango estudiado sea menor en los compost con aserrín, lo que aumentaría la superficie específica y la accesibilidad de los microorganismos (ver Tabla 5.5 para la fracción < 1mm).

En un trabajo reciente, Doublet et al. (2010) propusieron que las fracciones más chicas son más estables porque contienen menor concentración de C y mayor concentración de N; esto determina menor respiración y mineralización neta de N versus mayor respiración e inmovilización en las fracciones más grandes. También sugirieron que los resultados obtenidos por otros autores respecto a mineralización neta de N en las fracciones más grandes se deben a problemas metodológicos: las fracciones más chicas se “adhieren” a las partículas grandes y los efectos no se pueden separar con procedimientos de tamizado en seco, como el utilizado en este trabajo. Sin embargo, en este caso, la fracción más chica presentó las menores concentraciones tanto de C como de N y la fracción más grande mostró un patrón particular de mineralización, posiblemente más relacionado al grado de estabilización de la materia orgánica que a la “contaminación” con las fracciones más chicas.

Como se ha citado a menudo, el estiércol de gallina es una fuente de P fácilmente disponible, que constituye un riesgo para el ambiente si no se lo maneja correctamente (entre otros, Sims y Wolf, 1994; Sharpley, 1999; Patterson et al., 2005). Es interesante notar que los valores más altos de P extractable y de capacidad para liberar P en el tiempo fueron encontrados en la fracción de 5-10 mm que aparecía como la fracción menos estable en el caso del N. Preusch et al. (2002) también encontraron alta liberación de P en los compost menos maduros, y lo atribuyeron a la menor estabilización de P en formas orgánicas que en los compost maduros. Sin embargo, varios trabajos indican que la mayor parte del P de los estiércoles (compostados o sin compostar) se encuentra como P inorgánico (Sharpley y Moyer, 2000), y su solubilidad o retención en el suelo está regulada por la formación de fosfatos de Ca y por fenómenos de sorción-desorción (Cooperband & Good, 2002; Siddique & Robinson, 2003). Si se calcula la relación molar entre Ca total y P total, los valores son muy similares para las diferentes fracciones (1,0-1,3), lo que indica que todas contienen minerales de estequiometrías similares que corresponderían a una mezcla de CaHPO_4 (Ca/P = 1,0) y $\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ (Ca/P = 1,3), como sugieren Cooperband & Good (2002) para estiércol de gallina. En el caso de los fenómenos de sorción, se considera que la disponibilidad de P en la solución del suelo aumenta cuando los residuos orgánicos o fertilizantes han saturado los sitios de adsorción, ya sea con P o con ácidos orgánicos liberados durante la descomposición de la materia orgánica. En el caso del Entisol utilizado en este capítulo, se pueden desechar fenómenos de sorción, debido al predominio de arena, de manera que la disponibilidad de P estaría regulada por la solubilidad y precipitación de compuestos inorgánicos de P o de sorción en la misma materia orgánica agregada. La solubilidad en el tiempo disminuyó desde la fracción más grande a la más chica, donde incluso se observó retención de P en los compost con aserrín. Esto implica mayor adsorción que en los compost con cascarilla, debido a mayor superficie específica (mayor porcentaje de

la fracción < 0,25 mm), y mayor cantidad de grupos hidroxifenólicos y/o carboxílicos que aumentan la retención, y que están comunmente asociados a mayor estabilidad (Harada e Inoko, 1980; Bustamante et al., 2008).

El gradiente observado en las dinámicas de N y P desde la fracción 5-10 mm a la fracción < 1 mm estaría entonces relacionado con un aumento de la estabilidad (desde liberación neta de P y patrón exponencial de mineralización neta de N a retención neta de P y patrón lineal de mineralización). Resultados similares fueron reportados por López et al. (2002) para la fracción fina de compost de residuos orgánicos domiciliarios, pero son diferentes a los de Tester et al. (1979) quienes encontraron mayor descomposición y mineralización de N en la fracción < 1 mm de compost de biosólidos. A pesar de los diferentes resultados, ambos grupos de autores coincidieron en recomendar el tamizado selectivo de los compost, lo que permitiría obtener diferentes productos, desde altamente estables, por ej. para sustratos de viveros, a productos de mayor liberación de nutrientes (valor fertilizante).

5.5. CONCLUSIÓN

Los resultados indican que la liberación de nutrientes de compost producidos con aserrín y/o cascarilla de arroz y estiércol de gallina fue regulada por el tipo de material carbonado y el tamaño de partícula del producto final: los compost con aserrín presentaron mayor disponibilidad de N que los de cascarilla de arroz, y la fracción más grande (5-10 mm) mayor concentración y liberación de N y P que las más chicas (1-5 mm y < 1mm). La mayor estabilidad correspondió a la fracción < 1 mm, que a su vez presentó el menor valor fertilizante.

La fracción 5-10 mm fue la de mayor valor fertilizante (mayor aporte de N y P disponible), pero también la de mayor riesgo ambiental, porque la liberación en el tiempo de P es demasiado alta. Sin embargo, en este tipo de compost donde se utilizan agentes estructurantes

que ya originalmente presentan partículas pequeñas, la inclusión de esta fracción evitaría el tamizado al final del proceso. Dado que la proporción de esta fracción en los compost estudiados fue baja ($\leq 10\%$), es esperable que no haya efectos ambientales negativos y se evitaría un costo importante de producción. En el caso de tamizar por tamiz de 5 mm, como aconsejaba originalmente la norma provisoria del SENASA, esta fracción podría ser utilizada como suplemento para aumentar el valor fertilizante de otras enmiendas.

Capítulo 6

SÍNTESIS Y CONCLUSIONES

CAPITULO 6

SÍNTESIS Y CONCLUSIONES

Las hipótesis y los objetivos de esta tesis se construyeron en base a los siguientes antecedentes e interrogantes:

- En Corrientes se producen diferentes residuos agroindustriales, especialmente aserrín y cascarilla de arroz, que pueden compostarse con residuos ricos en N, como estiércol de gallina, para ser utilizados como enmiendas orgánicas. La problemática es similar en las otras dos provincias mesopotámicas ¿Cuál es la factibilidad y eficiencia de compostar diferentes proporciones de aserrín y/o cascarilla de arroz con estiércol de gallina?
- La calidad agrícola de los compost radica en su valor como enmienda y como fertilizante. Mientras que el concepto de enmienda se refiere al mejoramiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo a través del aporte de materia orgánica, el valor fertilizante se refiere a la capacidad de liberar nutrientes esenciales para las plantas. ¿Cuál es la calidad química (contenido de materia orgánica y nutrientes) y biológica (capacidad de liberación de N y P) de los compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz?
- Dadas las características climáticas predominantes, los suelos de Corrientes presentan mayoritariamente deficiencia de P y rápida descomposición de la materia orgánica. Sin embargo, se distinguen por características texturales y químicas particulares que afectan diferencialmente la capacidad de protección de la materia orgánica y de retención de nutrientes. ¿Cuál es el efecto de los compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz en el mejoramiento de las propiedades físicas y la fertilidad de suelos característicos de Corrientes?

- Si bien al final del compostaje, los productos pueden presentar características de madurez, la diferente velocidad de degradación de los materiales carbonados (a mayor C recalcitrante, menor degradación) determina que parte del material sea poco afectado durante el proceso, pudiendo conducir a inmovilización de nutrientes cuando son aplicados al suelo. ¿Cuál es la composición y capacidad de liberación de N y P de fracciones de diferente tamaño de compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz?

6.1. ¿Cuál es la factibilidad y eficiencia de compostar diferentes proporciones de aserrín y/o cascarilla de arroz con estiércol de gallina?

En la provincia de Corrientes se producen diferentes residuos agroindustriales, especialmente aserrín de la industria maderera y cascarilla de arroz, cuyo destino final muchas veces es la incineración. Sin embargo, su utilización como enmienda orgánica en agricultura es una alternativa promisoriosa dadas las características de clima de la región, que determinan una rápida descomposición de la materia orgánica de los suelos. La forma de manejo más recomendada a nivel mundial de este tipo de residuos es el compostaje, proceso biológico mediado por microorganismos aeróbicos. Dado que el aserrín y la cascarilla de arroz son materiales carbonados con muy poco contenido de N, es necesario mezclarlos con residuos nitrogenados, como estiércoles animales, a fin de obtener relaciones C/N adecuadas para la actividad microbiana. Para evaluar la eficiencia del proceso de compostaje se utilizan diferentes indicadores de estabilidad y madurez del producto final. La estabilidad está relacionada con la disminución de C degradable y actividad microbiana, mientras que la madurez se refiere a la finalización efectiva del proceso de compostaje en un producto sin sustancias fitotóxicas que puedan afectar el crecimiento vegetal. Si bien la lista de posibles

indicadores es extensa y de diferente complejidad, la tendencia mundial es a usar parámetros económicos y fáciles de analizar en laboratorios comunes de suelo y vegetación

La problemática de Corrientes en cuanto a la producción de residuos agroindustriales es similar a la de las restantes provincias mesopotámicas. Entre las tres provincias generan aproximadamente 2.500.000 t/año de residuos de la industria maderera como aserrín, viruta y corteza. Entre Ríos y Corrientes concentran el 90% de los molinos arroceros del país, generando aproximadamente 270.000 t/año de cascarilla de arroz, y sólo Entre Ríos presenta 48% de la producción de pollos de engorde y 29% de las gallinas ponedoras, lo que implica 6.000-9.000 t/año de estiércol y 260.000-380.000 t/año de cama usada.

En base a estos antecedentes se elaboraron las siguientes hipótesis y predicciones:

Hipótesis: (i) distintas proporciones de material carbonado y nitrogenado afectarán diferencialmente la eficiencia del proceso de compostaje; (ii) indicadores de estabilidad de bajo costo de determinación ofrecerán información comparable a la de otros de mayor complejidad.

Predicciones: (i) dado que el estiércol acelera la actividad microbiana, el tiempo necesario para alcanzar temperaturas termofílicas y madurez del producto final, será menor en las pilas con mayor proporción de material nitrogenado; (ii) las relaciones C soluble en agua/N total y nitratos/amonio presentarán confiabilidad similar a la respiración y la mineralización de N.

Se armaron 5 pilas estáticas con dos relaciones de material carbonado a estiércol de gallina: 2:1 y 1:1 en volumen. Los tratamientos fueron: 1 de aserrín : 1 de estiércol de gallina (AE1); 2 de aserrín : 1 de estiércol de gallina (AE2); 1 de cascarilla de arroz : 1 de estiércol de gallina (CE1); 2 de cascarilla de arroz : 1 de estiércol de gallina (CE2) y 1 de aserrín : 1 de cascarilla de arroz : 1 de estiércol de gallina (ACE). Durante el proceso de compostaje, se

controlaron temperatura y contenido de agua, y se extrajeron tres muestras compuestas de cada pila en 7 fechas hasta los 240 días. Como indicadores de estabilidad y madurez se determinó respiración como evolución de CO₂, C total (COT), N total (NT), y en extracto acuoso (1:10): pH, conductividad eléctrica, nitratos, amonio y carbono soluble en agua (CSA). Al final del proceso de compostaje se determinó el número más probable (NMP) de coliformes totales y *Escherichia coli* y se realizaron pruebas de germinación con semillas de ryegrass y tomate.

Contrariamente a lo esperado, se encontró que la duración de la fase termofílica no dependió de la proporción de estiércol de gallina: el tipo de material carbonado determinó el perfil y duración de esta fase, que fue más corta con cascarilla de arroz que con aserrín. Esto estuvo posiblemente asociado a la menor retención de agua, contenido de C, y accesibilidad al ataque microbiano en las pilas con cascarilla de arroz (mayor superficie cerosa, concentración de silicio y tamaño de partícula que el aserrín). Sin embargo, la eficiencia del proceso en términos del tiempo requerido para lograr estabilidad fue similar en todos los casos. Varios indicadores de diferente complejidad fueron útiles para estimar estabilidad, pero no como valor límite puntual sino a través de la constancia de este valor límite en el tiempo; resultó particularmente recomendable la determinación de CSA y amonio. Los datos de amonio estuvieron muy por debajo de los valores considerados fitotóxicos y, junto a los análisis de germinación, indicaron madurez en todos los compost. Un resultado muy importante fue la alta conservación de N observada en todos los tratamientos, que no estuvo relacionada simplemente con la pérdida de C por actividad microbiana, ya que cuando se calculó en base a cenizas, la tendencia fue similar.

6.2. ¿Cuál es la calidad química (contenido de materia orgánica y nutrientes) y

biológica (capacidad de liberación de N y P) de los compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz?

Dependiendo de su origen, los residuos presentan características diferentes: los materiales carbonados (aserrín, viruta, etc.) mejoran las propiedades físicas del suelo, pero tienen pocos nutrientes, mientras que los nitrogenados (estiércoles, lodos cloacales), son ricos en nutrientes y fácilmente degradables, pero no mejoran las propiedades físicas del suelo. Dado que los microorganismos requieren tanto energía (C) como N, ambos tipos de materiales deben mezclarse para obtener relaciones que garanticen la actividad microbiana. Sin embargo, y dentro de estos límites, se pueden utilizar diferentes combinaciones de materiales en función de la calidad agronómica deseada. Para determinar la calidad agronómica de un compost, en general, se evalúan tres grupos de parámetros: (i) limitantes básicos de calidad (concentración de elementos traza, patógenos, estabilidad y madurez): por definición de compostaje y de acuerdo a regulaciones nacionales e internacionales; (ii) parámetros de calidad química y fisicoquímica (pH, concentración de C y nutrientes, etc.) y (iii) capacidad de degradabilidad y liberación de nutrientes en el tiempo.

La preocupación primaria ante la aplicación de residuos orgánicos ha sido siempre el N dado que presenta alto riesgo de pérdida de nitratos por lixiviación. Por esta razón, las recomendaciones originales para el cálculo de dosis se hicieron en base al contenido de N de las enmiendas y la necesidad de N de los cultivos. Sin embargo, también se considera que la presencia de C recalcitrante de los residuos orgánicos (parcialmente degradado) puede inducir inmovilización de N cuando los compost son aplicados al suelo. En los últimos años, la atención se ha dirigido hacia el P, ya que el uso continuo de enmiendas de origen animal ha determinado acumulación de P en el suelo (presentan una relación N/P de aprox. 1:3, mientras que los cultivos requieren 6 a 10 veces más N que P) y actualmente se considera que la agricultura es la principal fuente de contaminación difusa con este nutriente.

En base a estos antecedentes se elaboraron las siguientes hipótesis y predicciones:

Hipótesis: (i) La calidad química de los compost obtenidos será diferente de acuerdo a las distintas proporciones de material carbonado y nitrogenado utilizadas; (ii) Los compost tendrán diferentes perfiles de liberación de N y P.

Predicciones: (i) los compost con mayor proporción de estiércol de gallina tendrán mayor concentración de nutrientes totales (N, P y cationes) y menor concentración de C total y C recalcitrante (lignina); (ii) los compost con cascarilla de arroz tendrán mayor concentración de silicio; (iii) los compost con mayor proporción de estiércol presentarán mayores tasas de liberación de N y P; (ii) los compost ricos en C (mayor relación C/N) inducirán inmovilización de N.

Se analizaron muestras tamizadas por malla de 5 mm extraídas una semana después de la última fecha de compostaje. Como indicadores de calidad química se determinó: pH, conductividad eléctrica; C orgánico; N, P, Ca, Mg, Na, K, S y Si totales; N inorgánico (nitratos y amonio); P extractable; lignina, celulosa, hemicelulosa y elementos traza (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se y Zn). Para evaluar la capacidad de liberación de nutrientes, se determinó mineralización potencial neta de N y dinámica de P (indicadores biológicos) en ensayos de incubación, utilizando un suelo Entisol arenoso característico del NO de Corrientes y dos dosis de compost (20 y 40 g/kg).

Se encontró que todos los compost estuvieron bien provistos en macronutrientes (especialmente N, P, S, Ca y K), pero mostraron diferencias de calidad determinadas por el tipo de material carbonado y la proporción en la mezcla original. Tanto el N total como el N disponible fueron mayores en los compost producidos con aserrín, y el P total y el P extractable en los compost con mayor proporción de estiércol de gallina (1:1). Los valores

más altos de C orgánico correspondieron a los compost con mayor proporción de material carbonado (2:1), los que se asociaron diferencialmente con la concentración de lignina (compost con cascarilla) y de celulosa (compost producidos con aserrín). Todos los compost con cascarilla se diferenciaron por mayor concentración de silicio, lo que podría afectar la calidad de los mismos como sustrato para los microorganismos del suelo. Los elementos traza fueron muy bajos y estuvieron por debajo de los límites establecidos para su aplicación sin restricciones; por otro lado, a las dosis utilizadas (20 y 40 g/kg), los compost contribuirían con cantidades sustanciales de los micronutrientes Cu y Zn. La tasa de mineralización de N de los compost en el suelo arenoso utilizado varió entre 30–80 mg/kg; en el caso de los compost con cascarilla, la tasa de mineralización no aumentó con el aumento de dosis. El N inorgánico aportado como suma de N soluble y N mineralizado fue equivalente a 35-160 kg/ha, siendo mayor con los compost producidos con aserrín. La disponibilidad de P fue muy alta con todos los compost a ambas dosis, superando el valor de 60 mg/kg de P-Olsen recomendado como límite para evitar pérdidas por lixiviación.

6.3. ¿Cuál es el efecto de los compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz en el mejoramiento de las propiedades físicas y la fertilidad de suelos característicos de Corrientes?

Muchos trabajos destacan que una de las principales ventajas de los compost es su valor como enmienda, especialmente a través del efecto en el mejoramiento de la estructura y la capacidad de retención de agua de los suelos. Sin embargo, también se han observado resultados contradictorios o poco evidentes atribuidos a diferencias en la calidad de la materia orgánica agregada, las dosis de aplicación y la textura del suelo. Por otro lado, el valor fertilizante de los compost depende de la calidad de los materiales originales, y se refleja en la

liberación de nutrientes disponibles para las plantas y en el crecimiento y producción de biomasa vegetal.

En la provincia de Corrientes, los suelos presentan diferentes características respecto a la necesidad y capacidad de retención de materia orgánica y nutrientes. Así, por ejemplo, en el NO de la provincia aparecen Entisoles y Molisoles desarrollados bajo clima subtropical. Los Entisoles son suelos poco desarrollados con bajo contenido de materia orgánica (MOS) y baja capacidad de retención hídrica. Dadas las características climáticas de la región, estos suelos presentan alto riesgo de pérdida de MOS, nutrientes y estructura bajo uso agrícola continuado. Los Molisoles son suelos más fértiles que los Entisoles, con mayor contenido de MOS y nutrientes, buena aptitud agrícola, y su principal limitación es la susceptibilidad a la erosión hídrica. En general, todos los suelos de la provincia presentan deficiencias de P.

En base a estos antecedentes se elaboraron las siguientes hipótesis y predicciones:

Hipótesis: (i) Todos los compost aumentan la capacidad de retención de agua y el rendimiento de las plantas, pero el efecto depende del tipo y dosis de compost y del tipo de suelo.

Predicciones: (i) el mayor incremento en la capacidad de retención de agua corresponderá a los suelos abonados con los compost más ricos en C; (ii) el mayor incremento en el rendimiento de las plantas corresponderá a los suelos abonados con los compost más ricos en N; (iii) el efecto de los compost será mayor en Entisoles que en Molisoles.

Se condujeron dos ensayos de invernáculo: uno de retención de agua en macetas sin plantas, en el que se determinaron curvas de retención de agua a 0,3, 5 y 15 bares después de un año, y otro de producción de biomasa de una planta indicadora (ryegrass) durante 13 semanas. Se utilizaron dos suelos: un Entisol de textura arenosa (Udipsamment árgico, Serie

Ensenada Grande) y un Molisol de textura franca (Paleudol típico, Serie Rincón de Ambrosio). Los compost, tamizados por malla de 5 mm, se aplicaron a dos dosis (20 y 40 g/kg). Se utilizaron dos tipos de controles: suelos sin ningún agregado y suelos con fertilización inorgánica equivalente a 40 kg P/ha y 120 kg N/ha.

Respecto al valor como enmienda, se encontró un efecto diferencial del tipo de suelo. Los compost mejoraron la retención hídrica del Molisol de textura franca, pero no la del Entisol arenoso, donde aparentemente la baja protección de la arena y el agregado de nutrientes (“priming effect”) aceleró la descomposición de la materia orgánica agregada y la del suelo. Si bien en el Molisol la retención aumentó al duplicar las dosis, no se observaron diferencias relacionadas con la concentración de C de los compost. Respecto al valor como fertilizante, se encontró un efecto diferencial del tipo de compost relacionado con su riqueza en N: los mayores rendimientos de ryegrass se obtuvieron con los compost producidos con aserrín a la mayor dosis. Si bien la biomasa aérea de ryegrass estuvo directamente relacionada con la cantidad de N inorgánico aportada por los compost o el fertilizante inorgánico, el uso de compost colaboró a un mejor desarrollo radicular que el fertilizante.

6.4. ¿Cuál es la composición y capacidad de liberación de N y P de fracciones de diferente tamaño de compost de estiércol de gallina con aserrín y/o cascarilla de arroz?

Se ha encontrado que los materiales con alta concentración de lignina se degradan solo parcialmente durante el proceso de compostaje y continúan su degradación luego que los compost son aplicados al suelo, lo que podría provocar inmovilización de N y disminuir la liberación de P. Dado esto, se ha recomendado frecuentemente tamizar los compost para disminuir la presencia de partículas grandes que, dada su menor superficie específica, podrían ser las menos transformadas durante el compostaje. Sin embargo, existen trabajos que asocian

las partículas pequeñas a mayor estabilidad, y por tanto a menor liberación de nutrientes. Conocer la calidad de las partículas de diferente tamaño de los compost permitiría determinar el tamaño adecuado de tamizado o la necesidad de agregar N para evitar inmovilización.

En base a estos antecedentes se elaboraron las siguientes hipótesis y predicciones:

Hipótesis: (i) Las distintas fracciones (tamaño de partículas) del compost presentarán diferentes características de estabilidad y madurez.

Predicciones: (i) Si bien la masa final del compost reunirá condiciones de estabilidad y madurez, las fracciones de mayor tamaño (5-10 mm y 1-5 mm) presentarán características más similares al material carbonado de origen que las fracciones más finas (< 1 mm).

Los compost fueron separados en las siguientes fracciones: > 10 mm, 5-10 mm, 1-5 mm y < 1 mm. Como la proporción de la fracción > 10 mm fue menor a 1,5% esta fracción no fue posteriormente analizada. Como indicadores de calidad química se determinó pH, conductividad eléctrica, C orgánico total, N, Si, P, Ca y K totales, lignina, celulosa y hemicelulosa y como indicadores de calidad biológica se determinó mineralización potencial neta de N y dinámica de P mediante ensayos de incubación utilizando el mismo suelo descrito en el punto 6.2 y las fracciones a dosis de 40 g/kg.

La liberación de nutrientes estuvo regulada por el tipo de material carbonado y el tamaño de partícula del producto final: los compost con aserrín presentaron mayor disponibilidad de N que los de cascarilla, y la fracción más grande (5-10 mm) mayor concentración y liberación de N y P que las más chicas (1-5 mm y < 1mm). En ningún caso se observó inmovilización de N. La mayor estabilidad correspondió a la fracción < 1 mm, que a su vez presentó el menor valor fertilizante. La fracción 5-10 mm fue la de mayor valor fertilizante, pero también la de

mayor riesgo ambiental, porque la liberación de P fue demasiado alta. Sin embargo, en este tipo de compost donde se utilizan agentes estructurantes que ya originalmente presentan partículas pequeñas, la inclusión de esta fracción evitaría el tamizado al final del proceso. Dado que la proporción de esta fracción en los compost estudiados fue baja ($\leq 10\%$), es esperable que no haya efectos ambientales negativos si no se los tamiza, evitándose así un costo importante de producción.

6.5. RECOMENDACIONES

Con las dos proporciones de material carbonado a nitrogenado utilizado en esta tesis (2:1 y 1:1) se obtuvieron compost ricos en materia orgánica y nutrientes en un período total de aproximadamente 240 días y 6 volteos. Una recomendación para acelerar el proceso sería aumentar el número de volteos, como sugieren Brodie et al. (2000), trabajando con materiales similares.

Un resultado relevante de esta tesis es la conservación de N observada durante el proceso. La pérdida de N es uno de los temas que más preocupa en la mayoría de los trabajos sobre compostaje. Sin embargo, en otros casos también se observó conservación de N (Guerra-Rodríguez et al., 2000; Huang et al., 2004; Banegas et al., 2007), posiblemente consecuencia de la utilización de materiales lignocelulósicos en las mezclas, que aumentaría la inmovilización de N en biomasa microbiana, o del alto contenido de P extractable del estiércol de gallina, que contribuiría a disminuir la volatilización del amonio por formación de fosfato de amonio. Demostrar la causa de esta conservación, permitiría aconsejar mezclas ideales para otro tipo de residuos donde se observan grandes pérdidas de N en el tiempo, como por ej., en el compostaje de residuos orgánicos domiciliarios (Tognetti et al., 2007).

También sería importante hacer pruebas reduciendo la proporción de estiércol de gallina, a fin de aumentar el contenido de materia orgánica de lenta descomposición y bajar la disponibilidad de P, que es excesiva a las dosis de 20 y 40 g/kg utilizadas en esta tesis, y habitualmente recomendadas para aumentar la MOS de suelos degradados (Laos et al., 2000; Kowaljow & Mazzarino, 2007). Dado que en Corrientes la mayor producción de residuos agroindustriales corresponde a aserrín y cascarilla de arroz, sería de mucha utilidad aumentar la proporción de residuos carbonados. Esto evitaría bajar las dosis de aplicación, lo que limitaría el valor de los compost como recuperadores de MOS.

Otra recomendación es probar los compost en diferentes suelos de la región, además de los Entisoles y Molisoles utilizados en la presente tesis. Un control importante del efecto de los compost tanto a nivel agrícola (rendimiento de cultivos y fertilidad de suelos) como ambiental (exceso de nutrientes disponibles) es el tipo de suelo. Corrientes se caracteriza por presentar suelos muy diferentes, desde Entisoles arenosos, con alto riesgo de pérdida de nutrientes, a suelos arcillosos o francos, Vertisoles y Ultisoles, con alta capacidad de protección de la MOS y de retención de nutrientes (SAGyP & CFA, 1995; Escobar et al., 1996; Fernández López et al., 2006). Los Ultisoles se caracterizan por presentar muy alta retención de P, lo que limita marcadamente la disponibilidad de este nutriente para las plantas, y por lo tanto, constituyen suelos ideales para el agregado de compost ricos en P. En este sentido, los suelos de Corrientes ofrecen condiciones excepcionales para estudiar el efecto de compost de diferente riqueza en materia orgánica y nutrientes disponibles, extrapolables a los suelos dominantes en las otras provincias mesopotámicas (Ultisoles en Misiones y Vertisoles en Entre Ríos). Además, las condiciones climáticas aceleran los procesos y permiten observar efectos a corto plazo.

Un aspecto interesante para seguir investigando es la posibilidad de uso de los compost como sustrato de vivero en reemplazo parcial o total de turba, recurso natural de renovación lenta cuyo uso se está tratando de reducir a nivel mundial (Guérin et al., 2001; Zubillaga & Lavado, 2001; Laos et al., 2002; Ostos et al., 2008; Basil et al., 2009). En este contexto, resulta particularmente interesante profundizar el efecto del silicio de los compost con cascarilla de arroz en el mantenimiento de las propiedades físicas en el tiempo (porosidad, densidad, circulación de agua), requerimiento esencial para los sustratos utilizados en viveros. Dado que el silicio constituye una defensa antiherbívoros que aparentemente se traslada a menor ataque microbiano y menor descomposición, el aspecto final de estos compost mantiene un “esqueleto” de cascarilla que posiblemente se mantiene en el tiempo y evita la compactación de sustratos.

Por último, resulta fundamental realizar ensayos a campo en distintos tipos de suelos para demostrar, en condiciones más “reales”, el efecto de los mismos en el mejoramiento del suelo, la capacidad de retención de agua y la retención o pérdida de nutrientes, especialmente de aquellos más limitantes pero también más eutroficantes, como son el N y el P.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

AACS (Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo). 2008. ¿Cuál es el impacto de la soja sobre el suelo? Comisión Directiva de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Buenos Aires, Argentina.

Aerts, R. & F.S. Chapin III. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 1-68.

AFNOR. 2005. Dénominations, spécifications et marquage. Pr NF U 44-051. Association Française de Normalisation.

Anderson, J.P.E. 1982. Soil respiration. En: Page, A.L.; Miller, R.H. (Eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monograph. 9, Second Ed.* ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI, p. 831–871.

APHA. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* American Public Health Association, Washington, DC.

Atkinson, Ch.F.; Jones, D.D. & J.J. Gauthier. 1996. Biodegradabilities and microbial activities during composting of oxidation ditch sludge. *Compost Science & Utilization* 4: 84-96.

Banegas, V.; Moreno, J.L.; Moreno, J.I.; García, C.; León, G. & T. Hernández. 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management* 27: 1317-1327.

Barrington, S.; Choinière, D.; Trigui, M. & W. Knight. 2002. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technology* 83: 189–194.

Beraldo, A.L. & L.L. Zucco. 2007. Evaluación de la velocidad del pulso ultrasónico (VPU) en mezclas de cemento Pórtland, ceniza y cáscara de arroz. IV Conferencia Panamericana de END (ensayos no destructivos). Buenos Aires.

Bernal, M.P.; Paredes, C.; Sanchez-Monedero, M.A. & J. Cegarra. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91–99.

BOE. 2005. Real Decreto N° 824 sobre productos fertilizantes. BOE N° 171, 25592-25669, Ministerio de la Presidencia. España.

Brewer, L.J. & D.M. Sullivan. 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science & Utilization* 11: 96-112.

Brinton, W.F. 2000. Compost quality, standards & guidelines. Final report. Compost quality in America. Woods End Research Laboratory, Inc., 42 p.

Brodie, H.L.; Carr, L.E. & P. Condon. 2000a. A comparison of static pile and turned windrow methods for poultry litter compost production. *Compost Science & Utilization* 8: 178-189.

Brodie, H.L.; Carr, L.E. & P. Condon. 2000b. Poultry Litter Composting Comparisons. *BioCycle* 4: 36-38.

Brown, A.D., Martínez Ortiz, U.; Acerbi, M. & J. Corcuera (Eds.). 2006. La Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina. 586 p.

Bustamante, M.A; Paredes, C.; Marhuenda-Egea F.C.; Pérez-Espinosa, A.; Bernal, M.P. & R. Moral. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability *Chemosphere* 72: 551–557

Cabrera, M.L. 1993. Modelling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. *Soil Science Society of America Journal* 57: 63-66.

CCQC (California Compost Quality Council). 2001. Compost Maturity, Index, Technical Report. En: www.ccqc.org

Celano, J.A.; Jacobo, G.J. & O. Pereyra. 2004. Desarrollo de componentes constructivos a base de residuos de madera para la construcción de viviendas. *Comunicaciones Científicas y*

Tecnológicas. UNNE. Corrientes, Argentina.

CFI (Consejo Federal de Inversiones). 2008. Producción Forestal. Primer Inventario Forestal de Corrientes. En: www.cfired.org.ar

Charest, M.H. & C.J. Beauchamp. 2002. Composting of de-inking paper sludge with poultry manure at three nitrogen levels using mechanical turning: behavior of physico-chemical parameters. *Bioresource Technology* 81: 7-17.

Charest, M.H.; Antoun, H. & C.J. Beauchamp. 2004. Dynamics of water-soluble carbon substances and microbial populations during the composting of de-inking paper sludge. *Bioresource Technology* 91: 53-67.

Chaves, B.; De Neve, S; Hofman, G.; Boeckx, P. & O. Van Cleemput. 2004. Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manures as related to their (bio)chemical composition. *European Journal of Agronomy* 21: 161–170.

Chen, J.-H.; Wu, J.-T. & W.-T. Huang. 2001. Effects of Compost on the Availability of Nitrogen and Phosphorus in Strongly Acidic Soils. Department of Agricultural Chemistry, Taiwan Agricultural Research Institute, Wufeng, Taiwan ROC, 2001.

Chen, L.; Dick, W.A.; Streeter, J.G. & H.A.J. Hoitink. 1996. Ryegrass utilization of nutrients released from composted biosolids and cow manure. *Compost Science & Utilization* 4: 73-83.

Cooperband, L.R. & J.H. Middeton. 1996. Changes in chemical, physical and biological properties of passively-aerated cocomposted poultry litter and municipal solid waste compost. *Compost Science & Utilization* 4: 24-34.

Cooperband, L.R. & L.W. Good. 2002 Biogenic phosphate minerals in poultry litter and implications for preventing eutrophication. *Environmental Science and Technology* 36: 5075-5082.

Cooperband, L.R. 2000. Sustainable use of by-products in land management. En: Powers,

J.F. & W.A. Dick (Eds.). Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products. SSSA Book Series Nr 6. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA. p. 215-235.

Cooperband, L.R.; Stone, A.G.; Fryda, M.E. & J.L. Ravet. 2003. Relating compost measures of commercial maturity to plant growth. *Compost Science & Utilization* 11: 113-124.

Corinaldesi, L.; Brandán, S. & L. La Rosa. 2007. Sector Forestal Año 2006. SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). Subsecretaría de Economía Agropecuaria, Dirección de Forestación.

Cosentino, D.J.; Conti, M.E. & L. Giuffré. 2007. Forty years of soil degradation in Vertic Argiudolls in Entre Ríos province, Argentina. *Ciencia del Suelo* 25: 133-138.

Costa, F., García, C., Hernández, T. & A. Polo. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)-CEBAS, Murcia, España. 181 p.

Council Directive. 1986. CEC-Council of the European Communities. Council Directive on the Protection of the Environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. 86/278/EEC.

Curtis, M.J. & V.P. Claassen. 2009. Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology* 17: 24-32.

Das, K.C.; Tollner, E.W. & T.G. Tornabene. 2001. Composting by-products from a bleached kraft pulping process: Effect of type and amount of nitrogen amendments. *Compost Science & Utilization* 9: 256-265.

De León-González, F.; Hernández-Serrano, M.M.; Etchevers, J.D.; Payán-Zelaya, F. & V. Ordaz-Chaparro. 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in a sandy soil under low rainfall in the valley o Mexico. *Soil & Tillage Research* 56: 213-217.

DeLaune, P. B.; Moore, P. A.; Daniel, T.C. & J. L. Lemunyon. 2004. Effect of Chemical and Microbial Amendments on Ammonia Volatilization from Composting Poultry Litter. *Journal of Environmental Quality* 33:728-734.

Devesa-Rey, R.; Moldes, A.B.; Díaz Fierros, F. & M.T. Barral. 2008. Toxicity of Anllo'ns River Sediment Extracts Using Microtox and the Zucconi Phytotoxicity Test. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 80: 225–230.

Dick, R.P.; Brakwell, D.P. & R.F. Turco. 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. En: Doran, J. & A. Jones (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality*. SSSA Spec. Publ. N° 49. Soil Sci. Soc. Am., Inc.; Am. Soc. Agron., Inc.; Madison, Wisconsin, E.E.U.U. p. 247-271.

Doublet, J. ; Francou C. ; Pétraud, J.P. ; Dignac, M.F. ;Poitrenaud, M.& S. Houot. 2010. Distribution of C and N mineralization of a sludge compost within particle-size fractions. *Bioresource Technology* 101: 1254–1262.

Drinkwater, L.E.; Cambardella, C.A.; Reeder, J.D. & Ch.W. Rice. 1996. Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. En: Doran, J.W. & A.J. Jones (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality*. SSSA Special Publication N° 49, Madison, Wisconsin, E.E.U.U. p. 217- 229.

Elwell, D.L.; Keener, H.M. & R.C. Hansen. 1996. Controlled, high rate composting of mixtures of food residuals, yard trimmings and chicken manure. *Compost Science & Utilization* 4: 6-15.

Emino, E.R. & P.R. Warman. 2004. Biological Assay for Compost Quality. *Compost Science & Utilization* 12: 342-348.

Escobar, E.H.; Ligier, H.D.; Melgar, R.; Matteio, H. & O. Vallejos. 1996. Mapa de Suelos de la Provincia de Corrientes. 1:500000. INTA y Subsecretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente. Corrientes. 434 p.

Fernandes, L. & M. Sartaj. 1997. Comparative study of static pile composting using natural, forced and passive aeration methods. *Compost Science & Utilization* 5: 65-77.

Fernández López, C.; Mendoza, R. & S. Vázquez. 2006. Fracciones de fósforo en suelos de Corrientes con producción citrícola, arrocería y pastoril. *Ciencia del Suelo* 24: 161-168.

Fisher, J.T. 1997. Finding profits in problem materials. *Biocycle* 38: 37-38.

Flavel, T.C. & D.V. Murphy. 2006. Carbon and Nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. *Journal of Environmental Quality* 35: 183-193.

Foley, B.J. & L.R. Cooperband. 2002. Paper mill residuals and compost effects on soil carbon and physical properties. *Journal of Environmental Quality* 31: 2086-2095

Gabrielle, B.; Da-Silveira, J.; Houot, S. & C. Francou. 2004. Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index. *Journal of Environmental Quality* 33: 2333-2342.

Gallardo-Lara, F. & R. Nogales. 1987. Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system: a review. *Biological Wastes* 19: 35-62.

García, C.; Hernández, T. & F. Costa. 1991. Agronomic value of urban waste and growth of ryegrass (*Lolium perenne*) in a Calciorthid soil amended with this waste. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 56: 457-467.

García, C.; Hernández, T. & F. Costa. 1991. Study on water extract of sewage sludge composts. *Soil Science & Plant Nutrition* 37: 399-408.

García, C., Hernández, T., Costa, F. & B. Ceccanti. 1994. Composting: biochemistry and characterization. En: Ceccanti, B. & C. García (Eds). *Environmental Biochemistry in Practice*. I. Wastes and Soil Management. Consiglio Nazionale delle Ricerche-Istituto per la Chimica del Terreno, Pisa, Italia. p. 51-78.

García, F.O.; Picone, L.I. & A. Berardo. 2006. Fósforo. En: Echeverría, H.E. & F.O. García (Eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Editorial INTA. Buenos Aires,

Argentina, p. 99-121.

García-Gil, J.C.; Plaza, C.; Soler-Rovira, P. & A. Polo. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1907-1913.

García-Gómez, A.; Roig, A.; & M.P. Bernal. 2003. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. *Bioresource Technology* 86: 59–64.

Giusquiani, P.L.; Pagliai, M.; Gigliotti, G.; Businelli, D. & A. Benetti. 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality* 24: 175–182.

Goldstein, J; Goldstein, N.; Rynk R. & A. Satkofsky (Eds.). 2001. Composting manure for value-added products. JG Press, Inc. 85 p.

Guérin, V.; Lemair,e F.; Marfá O.; Cáceres, R. & F Giuffrida. 2001. Growth of *Viburnum tinus* in peat-based and peat-substitute growing media. *Sci. Hort.* 89: 129–142.

Guerra-Rodríguez, E.; Díaz Raviña, M. & M. Vázquez. 2001. Co-composting of chestnut burr leaf litter with solid poultry manure. Short communication. *Bioresource Technology* 78: 107-109

Guerra-Rodríguez, E.; Vázquez, M. & M. Díaz Raviña. 2000. Co-composting of barley wastes and solid poultry manure. Short communication. *Bioresource Technology* 75: 223-225.

Hadas, A. & R. Portnoy. 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. *Journal of Environmental Quality* 23: 1184-1189.

Hadas, A.; Kautsky, L. & R. Portnoy. 1996. Mineralization of composted manure and microbial dynamics in soil as affected by long-term nitrogen management. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 733-738.

Haga, K. 2001. Managing manure on Japanese livestock and poultry farms. *Biocycle* 42: 66.

Harada, Y. & A. Inoko. 1980. Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse compost. *Soil Science and Plant Nutrition* 26: 353-362

Harkin, J.M. 1969. Uses for Sawdust, shavings, and waste chips. U.S.D.A. Forest Service Research Note. USDA (U.S. Department Of Agriculture).

Hart, S.C.; Stark, J.M.; Davidson, E.A. & M.K. Firestone. 1994. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. En: Weaver, R.W.; Angle, S.; Bottomley, P.; Bezdicek, D.; Smith, S.; Tabatabai, A. & A. Wollum (Eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties*. SSSA Book Series Nr. 5. SSSA, ASA, Madison, Wisconsin, E.E.U.U. p. 985-1018.

Hesketh, N. & P.C. Brookes. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality* 29: 105-110.

Hong, J.H.; Park, K.J. & W.C. Choi. 2002. Using biofilters to reduce ammonia emissions. *Biocycle* 43: 43.

Houot, S.; Bodineau, G.; Rampon, J.-N.; Annabi, M.; Francou, C. & M. Poitrenaud. 2005. Agricultural use of different residual waste composts – current situation and experiences in France. En: *Proceedings of the Conference: The Future of Residual Waste Management in Europe*. Public Research Centre Henri Tudor and ORBIT, Luxembourg.

Huang, G.F.; Wong, J.W.C.; Wu, Q.T. & B.B. Nagar. 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management* 24: 805-813.

Hue, N.V. & J. Lui. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science & Utilization* 3: 8-15.

Iannotti, D.A.; Grebus, M.E.; Coth, B.L.; Madden, L.V. & H.A.J. Hoitink. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of*

Environmental Quality 23: 1177-1183.

Jellum, E.J.; Kuo, S. & U. Sainju. 1995. Mineralization and plant availability of nitrogen in sea food waste composts in soil. *Soil Science* 160:125–135.

Khaleel, R.; Reddy, K.R. & M.R. Overcash. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: A Review. *Journal of Environmental Quality* 10: 133-141.

Korboulewsky, N.; Dupouyet, S. & G. Bonin. 2002. Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorus accumulation. *Journal of Environmental Quality* 31: 1522-1527

Kowaljow, E. & M.J. Mazzarino. 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology and Biochemistry* 39:1580-1588.

Kuzyakov, Y. & D.L. Jones. 2006. Glucose uptake by maize roots and its transformation in the rhizosphere. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 851-860.

Kuzyakov, Y.; Friedel, J.K. & K. Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry* 32:1485-1498.

Lanyon, L.E. 2005. Phosphorus, animal nutrition and feeding: overview. En: Sims, J.T. & N. Sherpley (Eds.). *Phosphorus: agriculture and the environment*. American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI, USA. p. 561-586.

Laos, F. 2003. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región Andino-Patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis Doctoral, Centro Regional Universitario Bariloche. Universidad Nacional del Comahue. Río Negro, Argentina.

Laos, F.; Mazzarino, M.J.; Walter, I.; Roselli, L.; Satti, P. & S. Moyano. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresource Technology* 81: 179-186.

Laos, F.; Satti, P.; Walter, I.; Mazzarino, M.J. & S. Moyano. 2000. Nutrient availability of composted and non-composted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. *Biology and Fertility of Soils* 31: 462-469.

Lerch, R.N.; Barbarick, K.A.; Sommers, I.E. & D.G. Westfall. 1992. Sewage sludge proteins as labile C and N sources. *Soil Science Society of America Journal* 56: 1470-1476.

Levanon, D & D. Pluda. 2002. Chemical, physical and biological criteria for maturity in compost for organic farming. *Compost Science & Utilization* 10:339-347.

Liu, H-S.; Hsu, H-W. & G.S. Sayler. 2008. Bioconversion of D-Xylose and Pretreated Oak Sawdust to Ethanol Using *Clostridium Thermosacchrolyticum* by Batch and Continuous Up-Flow Reactors. *Biotechnology Progress* 4: 40-46

Lopez, R.; Hurtado, M.D. & F. Cabrera. 2002. Compost properties related to particle size. En: Almorza, D.; Brebbia, CA; Sales, D. & V. Popov (Eds). *Waste Management and the Environment*. WIT Press, Ashurst Lodge, Southampton, SO40 7AA, UK.

Massey, F.P.; Ennos, A.R. & S.E. Hartley. 2007. Grasses and the resource availability hypothesis: the importance of silica-based defenses. *Journal of Ecology* 95: 414-424.

Mazzarino, M.J. 1998. Ventajas y limitaciones del uso agrícola de residuos orgánicos con énfasis en biosólidos. XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Carlos Paz, Córdoba. p. 403-411.

Mazzarino, M.J.; Hang, S. & J. Ares. 1999. Contaminación de suelos por uso de residuos orgánicos y agroquímicos: ¿Cuál es nuestro nivel actual de conocimiento y que normas y actitudes deberíamos aplicar? XV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, Pucón, Chile. 17 p. Texto completo en CD Rom.

Mazzarino, M.J.; Satti, P.; Moyano, S. & F. Laos. 2004. Composts de biosólidos: efecto del tamizado sobre la inmovilización de nitrógeno del suelo. *Ciencia del Suelo* 1: 19-26.

Mazzarino, M.J.; Walter, I.; Costa, G.; Laos, F.; Roselli, L. & P. Satti. 1997. Plant

response to fish farming wastes and inorganic fertilizations in volcanic soils. *Journal of Environmental Quality* 26: 522-528.

Melgar, R. 2006. El mercado de fertilizantes en la Argentina y su relación con el sector agropecuario. En: Echeverría, H.E. & F.O. García (Eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Editorial INTA. Buenos Aires, Argentina. p. 489-502.

Michel Jr., F.C. & C.A. Reddy. 1998. Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate, odor production, and compost quality in bench-scale reactors. *Compost Science & Utilization* 6: 6-14.

Miralles de Imperial, R.; Beltrán, E.M.; Porcel, M.A.; Delgado, M.del M.; Beringola, M.L.; Martín, J.V.; Calvo, R. & I. Walter. 2002. Emergencia de seis cultivos tratados con lodo, fresco y compostado, de estaciones depuradoras. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 18: 139-146.

Molina, N.; Giménez, L. & C. Richieri. 2007. Economía del Sector Hortícola de Corrientes. Producción frutillera regional y su relación con la oferta Nacional y del MERCOSUR. Publicación EEA Bella Vista. Serie Técnica N° 22. 57 p.

Moore Jr., P.A.; Daniel, T.C.; Edwards, D.R. & D.M. Miller. 1996. Evaluation of chemical amendments to reduce ammonia volatilization from poultry litter. *Poultry Science* 75: 315–320.

Moore Jr., P.A.; Daniel, T.C.; Sharpley, A.N. & C.W. Wood. 1995. Poultry manure management: environmentally sound options. *Journal of Soil and Water Conservation* 50: 321-327.

Muñoz Ratto, E. 1999. Proyecto de reglamentación para la valorización agrícola de los biosólidos. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria Argentina (SENASA). En: *Actas del Seminario sobre disposición de biosólidos*. International Water Association y AIDIS Argentina, Bs. As., Argentina, 8 p.

Murillo, J.M.; Cabrera, F.; López, R. & P. Martín-Olmedo. 1995. Testing low-quality urban composts for agricultura: germination and seedling performance of plants. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 54: 127-135.

Naumann, M. & M. Madariaga. 2003. Atlas Argentino/Argentinienatlas. SAyDS-INTA-GTZ. En: <http://www.inta.gov.ar/info/mapas.htm#>

Ogundipe, A. & J.Y. Lu. 1989. Ethanol production from dilute acid hydrolyzate of sawdust treated with hydrogen peroxide. *Biomass* 20: 291-299.

Ostos, J.C.; López-Garrido, R; Murillo, J.M. & R López. 2008. Substitution of peat for municipal solid waste- and sewage sludge-based compost in nursery growing media: Effects on growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus L.* *Bioresource Technology* 99: 1793–1800.

Pascual, J.A.; Ayuso, M.; García, C. & T. Hernández. 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management and Research* 15: 103-112.

Patterson, P.; Moore Jr., P.A. & R. Angel. 2005. Phosphorus and poultry nutrition. En: Sims, J.T. & A.N. Sharpley. (Eds.). *Phosphorus; Agriculture and the environment*. Madison: ASA, 2005. Chapter 4, p.635-682.

Pierzynski, G.M. 1994. Plant nutrient aspects of sewage sludge. En: Clapp, C.E.; Larson, W.E.; Dowdy, R.H. (Eds.). *Sewage sludge: land utilization and the environment*. SSSA Miscell. Publ., Madison, USA. p. 21-25.

Preusch, P.L.; Adler, P.R.; Sikora, L.J. & T.J. Tworkoski. 2002. Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *Journal of Environmental Quality* 31: 2051-2057.

Preusch, P.L.; Adler, P.R.; Sikora, L.J. & T.J. Tworkoski. 2002. Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *Journal of Environmental Quality*

31: 2051-2057.

Raison, R.J.; Connell, M.J. & P.K. Khanna. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 521-530

Randall, G.W.; Iragavarapu, T.K. & M.A. Schmitt. 2000. Nutrient losses in subsurface drainage water from dairy manure and urea applied for corn. *Journal of Environmental Quality* 29: 1244-1252

RENAVI (Registro Nacional de Multiplicadores e Incubadores Avícolas). 2008. Mapas avícolas. Cantidad de establecimientos. En: www.sagpya.gov.ar/new/0-0/ganaderia/otros/aves/renavi/mapas.php

Richards, J.E. 1993. Chemical characterization of plant tissue. En: Carter Martin R. (Ed.). *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science. p. 115-119.

Robinson, J.S. & A.N. Sharpley. 1995. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter. *Journal of Environmental Quality* 24: 62-67.

Rynk, R. (Ed.). 1992. *On-Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, N.Y. USA. 186 p.

Rynk, R. 2003. The art in the science of compost maturity. *Compost Science & Utilization* 11: 94-95

Rynk, R.; van der Kamp, M.; Willson, G.B.; Singley, M.E.; Richard, T.L.; Kolega, J.J.; Gouin, F.R.; Laliberty, L.; Kay Jr., D.; Murphy, D.W.; Hoitink, H.A. & W.F. Brinton. 1992. *On-farm composting handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, N.Y. USA.

SAGPyA (Secretaria de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). 2002. Dirección de coordinación de delegaciones. Estimaciones agrícolas. En: <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/agricultura/otros/estimaciones/cultivos/index2.swf>

SAGPyA (Secretaria de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). 2005. Informe

productivo regional Noreste Argentino. Dirección de Economía Agraria. 26 p.

SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). 2007. Boletín Avícola, 47. Año XII.

SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). 2009a. Economía Agraria. Corrientes: Economía de la producción primaria y agroindustrial. En: www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/programas/economia_agraria/regionales/corrientes.php, página visitada el 27/07/2009.

SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). 2009b. Economía Agraria. Entre Ríos: Economía de la producción primaria y agroindustrial. En: www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/programas/economia_agraria/regionales/entre_rios.php, página visitada el 27/07/2009.

SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). 2009c. Boletín Avícola, 55. Año XIV.

SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). 2009d. Estimaciones Agrícolas. Dirección de Coordinación de Información, Delegaciones y Elaboración de Estimaciones Agropecuarias. En: http://www.siiia.gov.ar/estimaciones_agricolas/02-mensual/_archivo/090000_2009/090400_Abril%202009.pdf

SAGyP & CFA (Secretaría Agricultura, Ganadería y Pesca & Consejo Federal Agropecuario). 1995. El deterioro de las tierras en la República Argentina-Alerta Amarillo. 284 p.

Said-Pullicino, D; Erriquens, F.G. & G. Gigliotti. 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology* 98: 1822-1831.

Sandoval Lemus, A.R.L. 2007. Análisis de mercado para el uso de la cascarilla de arroz en la producción de plantas ornamentales florecedoras en Puerto Rico. Tesis Maestro en Ciencias

en Economía Agrícola. Universidad de Puerto Rico, Recinto Universitario de Mayagüez.

Satti, P.S. 2007. Biodisponibilidad de nitrógeno y fósforo bajo bosque nativo, disturbados y enmendados. Tesis doctoral. CRUB-UNC. Bariloche, Río Negro, Argentina.

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2001. Reglamento para el Manejo Sustentable de Barros Generados en Plantas de Tratamiento de Efluentes Líquidos. Resolución 97/01. Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente. En: http://www2.medioambiente.gov.ar/mlegal/agua/res97_01/res97_01.htm

Sharpley, A.N. & B. Moyer. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality* 29:1462-1469.

Sharpley, A.N. 1999. Agricultural phosphorus, water quality and poultry production: Are they compatible? *Poultry Science* 78: 660-673.

Sharpley, A.N.; Daniel, T.; Sims, T.; Lemunyon, J.; Stevens, R. & R. Parry. 2003. *Agricultural Phosphorus and Eutrophication. Second Edition.* USDA-ARS. ARS-149, U.S.Gov. Print. Office, Washington, DC.

Sherlock, R.R.; Sommer, S.G.; Khan, R.Z.; Word, C.W.; Guertal, E.A.; Freney, J.R.; Dawson, C.O. & K.C. Cameron. 2002. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. *Journal of Environmental Quality* 31: 1491-1501

Siddique, M.T. & J.S. Robinson. 2003. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 32: 1114-1121.

SIG Agropecuario/SAGPyA. 2007. Mapas interactivos. Avicultura. Sistema de información geográfica agropecuario y Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, República Argentina. En: <http://www.sigagropecuario.gov.ar/>

Sikora, J.L. 1999. MSW compost reduces nitrogen volatilization during dairy manure

composting. *Compost Science & Utilization* 7: 34-41.

Sims, J.T. & A.N. Sharpley (Ed.). 2005. *Phosphorus; Agriculture and the Environment*. ASA-CSA-SSSA, Madison, WI, USA. 1121 p.

Sims, J.T. & D.C. Wolf. 1994. Poultry waste management: Agricultural and environmental issues. *Advances in Agronomy* 52: 1-83.

Sims, J.T. 1990. Nitrogen mineralization and elemental availability in soils amended with cocomposted sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 19: 669-675.

Soil Conservation Service. 1994. *Waste utilization standards and specifications*. SCS Tech. Practice Code 633. USDA-SCS, Stillwater, OK, USA.

SPAD 4.5. 2000. CISIA-CERESTA. Montreuil, France.

Sparks, D.L.; Page, A.L.; Helmke, P.A.; Loeppert, R.H.; Soltanpour, P.N.; Tabatabai, M.A.; Johnston, C.T. & M.E. Sumner (Eds). 1996. *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. SSSA Book Series Nr. 5, SSSA, Inc., ASA, Inc. Madison, WI, USA. 1390 p.

Stamatiadis, S.; Doran, J.W. & T. Kettler. 1999. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. *Applied Soil Ecology* 12: 263-272.

Statgraphics Plus for Windows 5.1. 1994-2001. Statistical Graphics Corporation, USA.

Stewart, J.W.B. & A.N. Sharpley. 1987. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. En: Follett, R.; Stewart, J.W.B. & C.V. Cole (Eds.). *Soil Fertility and Organic Matter as Critical Components of Production Systems*. SSSA Special Publ. Nr.19. SSSA, ASA, Madison, Wisconsin, E.E.U.U. p. 101-121.

Stoffella, P.J. & D.A. Graetz. 2000. Utilization of sugarcane compost as a soil amendment in tomato production system. *Compost Science & Utilization* 8: 210-213.

Stratton, M.L.; Barker, A.V. & J.E. Rechcigl. 1995. *Compost*. En: *Soil Amendments*. CRC

Press, Inc. p. 249-287

Terada, G.; Cancelarich, S.; Mazza, S.; Ishikawa, A.; Gargantini, E.; Schroeder, J.; Yogi, D.; Lancelle, A. & M. Porta. 2000. Ensayo de dos variedades de Frutilla (*Fragaria x ananassa*, Duch) en el Centro Tecnológico de Producción Hortícola (CE.TE.PRO.) Comunicaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad Nacional del Nordeste (UNNE). En: <http://www.unne.edu.ar/Web/cyt/cyt/cyt2000.htm>

Tester, C.F. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of sandy soils. *Soil Science Society of American Journal* 54: 827-831.

Tester, C.F.; Sikora, L.J.; Taylor, J.M. & J.F. Parr. 1977. Decomposition of sewage sludge compost in soil: I. Carbon and nitrogen transformation. *Journal of Environmental Quality* 6: 459-463.

Tester, F.; Sikora, L.J.; Taylor, J.M. & J.F. Parr. 1979. Decomposition of Sewage Sludge Compost in Soil: III. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Transformations in Different Sized Fractions. *Journal of Environmental Quality* 8: 79-89.

Titko; S.; Jessop, L.W.; Seymour, R.D.; Baker, J.D.; Blaylock, C.K. & L.J. Roussel. 1996. Mixing ratios in biosolids composting. *Biocycle* 37: 66-68.

Tognetti, C.; Laos, F.; Mazzarino, M.J. & M.T. Hernández. 2005. Composting vs. vermicomposting: a comparison of end product quality. *Compost Science & Utilization* 13: 6-13.

Tognetti C., Mazzarino M.J. & F. Laos. 2007. Improving the quality of municipal organic waste compost. *BioresourceTechnology* 98:1067-1076.

Tognetti, C.; Mazzarino, M.J. & F. Laos. 2007. Cocomposting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. *Biology and Fertility of Soils* 43: 387-397

Tognetti, C.; Mazzarino, M.J. & F. Laos. 2008. Compost of municipal organic waste:

effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 2290–2296.

Tremier, A.; de Guardia, A.; Massiani, C.; Paul, E. & J.L. Martel. 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be cocomposted. *Bioresource Technology* 96: 169–180.

Tuomela, M.; Vikman, M.; Hatakka, A. & M. Itävaara. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology* 72: 169-183.

USEPA. 1986. Test Methods for Evaluating Solid Wastes. Volume 1. Office of Solid Waste and Emergency Response, SW-846. Washington, D.C.

USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Federal Register 58: 9248-9415. Washington, D.C.

USEPA. 2001. Managing manure nutrients at concentrated animal feeding operations. Draft Guidance. USEPA. Office of Water, Washington DC.

Van Soest, P.J. 1963. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *Journal of The Association of Official Analytical Chemists* 46: 829-835.

Vázquez, S.; Morales, L.A. & H.C. Dalurzo. 2004. Disponibilidad del fósforo en suelo ácidos de Misiones, Argentina. *Agricultura Técnica* 64: 50-57 .

Viglizzo, E.F.; Lectora, F.; Pordomingo, A.J.; Bernardos, J.N.; Roberto, Z.E. & H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one-century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture Ecosystems & Environment* 83: 65-81.

Vitousek, P.M.; Gotz, J.R.; Grier, C.C.; Melillo, J.M. & W.A. Reiners. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs* 52: 155-177.

Vourinen, A.H. 2000. Effect of the bulking agent on acid and alkaline phosphomonoesterase and b-D-glucosidase activities during manure composting. *Bioresource Technology* 75: 133–138.

Wang, Ch.; Lin, Y.; Huang, W. & L. Chiu. 2005. Raw Materials Used for Composting. En: Chen, Z. & C. Bejosano-Gloria (Eds). *Compost Production: A Manual for Asian Farmers*. Food and Fertilizer Technology Center for the Asian and Pacific Region. Publication. Taipei, Taiwan. Cap 4, p. 20-30. F FTC Publication. Taipei, Taiwan. Cap 4, p. 20-30.

Wang, Ch.; Lin, Y.; Huang, W. & L. Chiu. 2005. Raw Materials Used for Composting. En: Chen, Z. & C. Bejosano-Gloria (Eds). *Compost Production: A Manual for Asian Farmers*. Food and Fertilizer Technology Center for the Asian and Pacific Region. Publication. Taipei, Taiwan. Cap 4, p. 20-30. F FTC Publication. Taipei, Taiwan. Cap 4, p. 20-30.

Weber, J.; Karczewska, A.; Drozd, J.; Licznar, M.; Licznar, S.; Jamroz, E. & A. Kocowicz. 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1294-1302.

Yang, S. 2005. Management of composting. En: Chen, Z. & C. Bejosano-Gloria (Eds). *A Manual for Asian Farmers*. FFTC Publication. Taipei, Taiwan. .Cap 7, p. 45-63.

Zhenga, J; Zhu, X.; Guoa, Q. & Q. Zhua. 2006. Thermal conversion of rice husks and sawdust to liquid fuel. *Waste Management*, 26: 1430-1435

Zubillaga, M.S. & R.S. Lavado. 2001. Biosolids compost as component of potting media for bedding plants. *Gartenbauwissenschaft* 66: 304-309.

Zubillaga, M.S. & R.S. Lavado. 2006. Phytotoxicity of biosolids compost at different degrees of maturity compared to biosolids and animal manures. *Compost Science & Utilization* 14: 267-270.

Zucconi, F. & M. de Bertoldi. 1987. Compost specifications for the production and the characterization of compost from municipal solid waste. En: de Bertoldi, M.; Ferranti, M.P.;

L`Hermite, P.; Zucconi, F. (Eds.). Compost: Production, Quality and Use. Communication of the European Communities. Elsevier applied Science, London, p. 30-50.

Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M. & M. de Bertoldi. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle 22: 54-57.

Zucconi, F; Monaco, A; Forte, M; & M. De Bertoldi. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser JKR (Ed.). Composting of agricultural and other wastes. Elsevier, London, p. 73–85

ANEXOS

Anexo 2.1. Contenido de agua de las muestras a dos temperaturas, 70°C y a 105°C.

	Tiempo de compostaje (días)	Agua 70°C (%)	Agua 105°C (%)	Diferencia
Aserrín		8,2	8,3	0,1
Cascarilla		6,5	6,5	0,0
Estiércol gallina		6,4	6,9	0,5
AE1	0	6,6	7,2	0,6
AE2	0	6,8	7,4	0,6
CE1	0	6,3	6,9	0,6
CE2	0	5,9	6,5	0,6
ACE	0	6,7	8,1	1,4
AE1	20	6,3	7,1	0,8
AE2	20	7,1	8,1	0,9
CE1	20	6,9	8,0	1,0
CE2	20	7,0	8,0	1,0
ACE	20	7,1	7,9	0,8
AE1	40	6,9	7,4	0,4
AE2	40	7,2	7,9	0,8
CE1	40	6,8	7,8	1,0
CE2	40	6,5	7,5	1,0
ACE	40	7,3	8,2	0,9
AE1	80	6,4	7,4	0,9
AE2	80	6,4	7,4	1,0
CE1	80	5,3	6,3	1,0
CE2	80	5,2	6,4	1,2

ACE	80	6,5	7,5	1,0
AE1	120	6,3	7,5	1,3
AE2	120	6,1	7,2	1,2
CE1	120	5,5	6,8	1,3
CE2	120	6,0	7,2	1,3
ACE	120	6,0	7,3	1,3
AE1	180	4,6	5,5	0,9
AE2	180	5,6	6,5	0,9
CE1	180	5,7	6,6	0,9
CE2	180	6,5	7,4	0,9
ACE	180	6,1	7,2	1,1
AE1	240	5,1	6,1	1,0
AE2	240	5,8	6,6	0,8
CE1	240	5,9	6,8	1,0
CE2	240	5,4	6,2	0,8
ACE	240	6,0	6,8	0,8

Símbolos de los tratamientos: AE1= aserrín + estiércol de gallina (1:1); AE2 = aserrín + estiércol de gallina (2:1); CE1 = cascarilla de arroz + estiércol de gallina (1:1); CE2 = cascarilla de arroz + estiércol de gallina (2:1) y ACE = aserrín + cascarilla de arroz + estiércol de gallina (1:1:1).

Anexo 3.1. Análisis de las diferencias de la dinámica en incubaciones con un Entisol agrupando por tratamiento, y aplicando los compost a dosis de 20 g/kg. Variables: Nt0 (a); Nt16 (b), pNmin (c), InNt16/NTagregado (d), Pt0 (e), Pt16 (f), Pt16- Pt0 (g).

a) Nt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3510,57	4	877,642	32,88	0,0000
Within groups	266,94	10	26,694		
Total (Corr.)	3777,51	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	25,6	X
3	3	26,7667	X
1	3	49,3333	X
5	3	58,8667	X
2	3	60,9	X

Tratamientos: 1. AE1 (1 aserrín : 1 estiércol de gallina); 2. AE2 (2 aserrín : 1 estiércol); 3. CE1 (1 cascarilla de arroz : 1 estiércol); 4. CE2 (2 cascarilla: 1 estiércol); 5. ACE (1 aserrín : 1 cascarilla : 1 estiércol). Nt0= N inorgánico inicial

b) Nt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	940,603	4	235,151	7,14	0,0055
Within groups	329,527	10	32,9527		
Total (Corr.)	1270,13	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	75,4667	X
3	3	87,9667	X
1	3	89,5	X

2	3	91,9667	XX
5	3	99,9667	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a). Nt16= N inorgánico luego de 16 semanas de incubación.

c) pNmin por tratamiento
Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1553,22	4	388,304	13,39	0,0005
Within groups	290,067	10	29,0067		
Total (Corr.)	1843,28	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
2	3	31,0667	X
1	3	40,1667	XX
5	3	41,1333	X
4	3	49,8333	X
3	3	61,2	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a). pNmin= Nt16-Nt0.

d) InNt16/NTagregado por tratamiento
Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	13,6043	4	3,40107	2,72	0,0906
Within groups	12,4901	10	1,24901		
Total (Corr.)	26,0943	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean
4	3	7,58749
2	3	8,54296
1	3	8,58786
3	3	9,57555
5	3	10,3614

Tratamientos como en Anexo 3.1 a). InNt16= Nt16-Nt16control.

e) Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	6985,0	4	1746,25	30,44	0,0000
Within groups	573,62	10	57,362		
Total (Corr.)	7558,62	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
2	3	61,4	X
5	3	79,4667	X
1	3	82,5	X
4	3	87,5667	X
3	3	126,967	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a). Pt0= P extractable inicial.

f) Pt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	2370,84	4	592,709	15,66	0,0003
Within groups	378,447	10	37,8447		
Total (Corr.)	2749,28	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
5	3	53,8333	X
2	3	69,7667	X
1	3	74,9667	X
4	3	80,3	X
3	3	92,0333	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a). Pt16= P extractable luego de 16 semanas de incubación.

g) Pt16-Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3465,76	4	866,441	27,58	0,0000
Within groups	314,133	10	31,4133		
Total (Corr.)	3779,9	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	3	-34,896	X
5	3	-25,629	X
1	3	-7,5195	X
4	3	-7,23172	X
2	3	8,44591	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a).

Anexo 3.2. Análisis de las diferencias de la dinámica en incubaciones del compost con un Entisol agrupando por tratamiento, y aplicando los compost a dosis de 40 g/kg. Variables: Nt0 (a); Nt16 (b), pNmin (c), InNt16/NTagregado (d), Pt0 (e), Pt16 (f), Pt16- Pt0 (g).

a) Nt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	7592,24	4	1898,06	28,93	0,0000
Within groups	655,99	10	65,599		
Total (Corr.)	8248,23	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	34,8274	X
3	3	50,8743	X
5	3	80,7996	X
1	3	90,1074	X
2	3	90,2215	X

Tratamientos y referencias como en Anexo 3.1 a).

b) Nt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	12733,8	4	3183,45	41,72	0,0000
Within groups	763,053	10	76,3053		
Total (Corr.)	13496,9	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	88,7189	X
3	3	114,812	X
5	3	136,618	X
1	3	153,339	X
2	3	172,067	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a) y referencias como en Anexo 3.1 b).

c) pNmin por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1463,59	4	365,898	4,80	0,0203
Within groups	763,053	10	76,3053		
Total (Corr.)	2226,65	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	53,8915	X
5	3	55,8182	X
1	3	63,2318	X
3	3	63,9372	X
2	3	81,8458	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a) y referencias como en Anexo 3.1 c).

d) InNt16/NTagregado por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	65,7056	4	16,4264	14,14	0,0004
Within groups	11,62	10	1,162		
Total (Corr.)	77,3257	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	5,31646	X
3	3	7,62115	X
5	3	8,4865	XX
1	3	10,2176	XX
2	3	11,3445	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a) y referencias como en Anexo 3.1 d).

e) Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups					
Within groups					
Total (Corr.)					

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	7289,53	4	1822,38	2,12	0,1534
Within groups	8611,15	10	861,115		
Total (Corr.)	15900,7	14			

Referencias como en Anexo 3.1 e).

f) Pt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	7122,66	4	1780,66	17,60	0,0002
Within groups	1011,54	10	101,154		
Total (Corr.)	8134,2	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
5	3	114,076	X
2	3	121,963	X
4	3	155,788	X
3	3	163,756	X
1	3	165,545	X

Tratamientos como en Anexo 3.1 a) y referencias como en Anexo 3.1 f).

g) Pt16-Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4731,68	4	1182,92	1,29	0,3359
Within groups	9138,59	10	913,859		
Total (Corr.)	13870,3	14			

Anexo 4.1. Análisis de las diferencias de la capacidad de retención de agua en dos suelos, agrupando por tratamiento, y aplicando los compost a dosis de 20 o 40 g/kg. Retención en un Entisol a las 3 tensiones aplicadas con compost a 20 g/kg (a), Retención en un Entisol a las 3 tensiones aplicadas con compost a 40 g/kg (b), Retención en un Molisol a las 3 tensiones aplicadas con compost a 20 g/kg (c), Retención en un Molisol a las 3 tensiones aplicadas con compost a 40 g/kg (d).

a) ENTISOL 20 g/kg

0,3 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	12,6637	6	2,11062	0,93	0,5268
Within groups	15,876	7	2,26799		
Total (Corr.)	28,5397	13			

5 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	11,4978	6	1,91631	1,45	0,3185
Within groups	9,28177	7	1,32597		
Total (Corr.)	20,7796	13			

15 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3,74695	6	0,624492	0,29	0,9261
Within groups	15,3091	7	2,18701		
Total (Corr.)	19,0561	13			

b) ENTISOL 40 g/kg

0,3 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	10,0718	6	1,67863	0,71	0,6554
Within groups	16,6111	7	2,37302		
Total (Corr.)	26,6829	13			

5 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	6,86151	6	1,14359	0,62	0,7091
Within groups	12,8336	7	1,83338		
Total (Corr.)	19,6951	13			

15 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	5,74831	6	0,958052	0,56	0,7486
Within groups	11,8857	7	1,69795		
Total (Corr.)	17,634	13			

c) MOLISOL 20 g/kg

0,3 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	17.5131	6	2.91885	1.86	0.1592
Within groups	21.9919	14	1.57085		
Total (Corr.)	39.505	20			

5 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	13.6994	6	2.28324	4.40	0.0105
Within groups	7.25844	14	0.51846		
Total (Corr.)	20.9579	20			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	12.1513	X
7	3	12.3946	X
3	3	13.1124	XX
4	3	13.3896	XX
2	3	13.9418	X
5	3	14.284	X
6	3	14.3191	X

15 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	11.0282	6	1.83804	2.35	0.0886
Within groups	10.971	14	0.783643		
Total (Corr.)	21.9992	20			

Tratamientos: 1. control, 2. AE1 (1 aserrín : 1 estiércol de gallina); 3. AE2 (2 aserrín : 1 estiércol); 4. CE1 (1 cascarilla de arroz : 1 estiércol); 5. CE2 (2 cascarilla: 1 estiércol); 6. ACE (1 aserrín : 1 cascarilla: 1 estiércol); 7. Fertilización inorgánica.

d) MOLISOL 40 g/kg

0,3 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	33.2681	6	5.54469	2.91	0.0466
Within groups	26.6629	14	1.90449		
Total (Corr.)	59.931	20			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	13.6851	X
7	3	13.9004	X
4	3	15.0598	XX
3	3	15.9381	XX
5	3	16.3497	X
2	3	16.6956	X
6	3	17.1463	X

5 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	25.5027	6	4.25046	5.03	0.0061
Within groups	11.8386	14	0.845616		
Total (Corr.)	37.3413	20			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	12.1513	X
7	3	12.3946	X
4	3	13.0871	XX
5	3	14.2793	XX
3	3	14.5681	XX
2	3	14.7593	X
6	3	15.0542	X

15 bar por Tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	21.2498	6	3.54164	7.19	0.0012
Within groups	6.89334	14	0.492382		
Total (Corr.)	28.1432	20			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	10.8945	X
7	3	11.3369	X
4	3	11.9341	XX
5	3	13.0448	XX
3	3	13.1402	XX
6	3	13.5204	X
2	3	13.542	X

Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

Anexo 4.2. Análisis de las diferencias del rendimiento vegetal en un Entisol, agrupando por tratamiento, y aplicando los compost a dosis de 20 g/kg. Biomasa aérea (a), biomasa de raíces (b), biomasa total (c), relación tallo/raíz (d).

a) BIOMASA AEREA por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	5,06313	6	0,843855	120,37	0,0000
Within groups	0,112167	16	0,00701042		
Total (Corr.)	5,1753	22			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	0,885	X
5	4	1,68	X
4	3	1,79333	X
6	3	2,07333	X
3	3	2,12333	XX
2	3	2,21	XX
7	3	2,25333	X

Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

b) BIOMASA RAIZ por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	2,88116	6	0,480193	5,14	0,0040
Within groups	1,49362	16	0,093351		
Total (Corr.)	4,37477	22			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
7	3	1,80667	X
1	4	1,8925	X
2	3	2,50667	X
4	3	2,51333	X

5	4	2,5675	X
3	3	2,66667	X
6	3	2,77	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

c) BIOMASA TOTAL por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	11,2774	6	1,87957	16,74	0,0000
Within groups	1,79655	16	0,112284		

Total (Corr.)	13,074	22			
---------------	--------	----	--	--	--

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	2,7775	X
7	3	4,06	X
5	4	4,2475	XX
4	3	4,30667	XX
2	3	4,71667	XX
3	3	4,79	XX
6	3	4,84333	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

d) RELACIÓN TALLO/RAÍZ por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	1,15283	6	0,192138	22,22	0,0000
Within groups	0,138373	16	0,00864831		

Total (Corr.)	1,2912	22			
---------------	--------	----	--	--	--

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	0,474443	X
5	4	0,660803	X
4	3	0,71462	X
6	3	0,754964	XX
3	3	0,799678	XX
2	3	0,912497	X
7	3	1,2471	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

Anexo 4.3. Análisis de las diferencias del rendimiento vegetal en un Entisol, agrupando por tratamiento, y aplicando los compost a dosis de 40 g/kg. Biomasa aérea (a), biomasa de raíces (b), biomasa total (c), relación tallo/raíz (d).

a) BIOMASA AÉREA por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	11,0622	6	1,8437	134,97	0,0000
Within groups	0,245883	18	0,0136602		
Total (Corr.)	11,3081	24			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	0,885	X
5	4	1,9525	X
4	3	2,21333	X
7	3	2,25333	X
3	3	2,72	X
6	4	2,7375	X
2	4	2,895	X

Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

b) BIOMASA RAÍZ por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	5,41327	6	0,902212	15,13	0,0000
Within groups	1,07362	18	0,0596458		
Total (Corr.)	6,4869	24			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
7	3	1,80667	X
1	4	1,8925	X
5	4	2,59	X
4	3	2,81667	XX

6	4	2,8775	XX
2	4	2,9525	XX
3	3	3,04667	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

c) BIOMASA TOTAL por tratamiento
 Analysis of Variance

Between groups	28,2744	6	4,7124	55,36	0,0000
Within groups	1,53219	18	0,0851218		

Total (Corr.)	29,8066	24			
---------------	---------	----	--	--	--

 Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	2,7775	X
7	3	4,06	X
5	4	4,5425	X
4	3	5,03	X
6	4	5,615	X
3	3	5,76667	X
2	4	5,8475	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

d) RELACIÓN TALLO/RAÍZ por tratamiento
 Analysis of Variance

Between groups	1,21146	6	0,201911	33,15	0,0000
Within groups	0,109642	18	0,0060912		

Total (Corr.)	1,32111	24			
---------------	---------	----	--	--	--

 Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	0,474443	X
5	4	0,756694	X
4	3	0,787758	XX
3	3	0,894399	XX
6	4	0,956361	X
2	4	0,990636	X
7	3	1,2471	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

Anexo 4.4. Análisis de las diferencias del rendimiento vegetal en un Molisol, agrupando por tratamiento, y aplicando los compost a dosis de 20 g/kg. Biomasa aérea (a), biomasa de raíces (b), biomasa total (c), relación tallo/raíz (d).

a) BIOMASA AEREA por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	5,10802	6	0,851337	86,67	0,0000
Within groups	0,186642	19	0,00982325		
Total (Corr.)	5,29466	25			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	0,8575	X
5	4	1,41	X
4	3	1,48667	X
6	3	1,93	X
3	4	2,03	XX
7	4	2,08	XX
2	4	2,095	X

Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

b) BIOMASA RAIZ por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	1,72512	6	0,28752	4,76	0,0040
Within groups	1,14742	19	0,0603904		
Total (Corr.)	2,87254	25			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
7	4	1,735	X
1	4	1,78	X
4	3	2,10333	XXX
2	4	2,1075	XX
5	4	2,195	XX

6	3	2,25	XX
3	4	2,5125	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

c) BIOMASA TOTAL por tratamiento
 Analysis of Variance

Between groups	8,97436	6	1,49573	20,04	0,0000
Within groups	1,41802	19	0,0746329		

Total (Corr.)	10,3924	25			
---------------	---------	----	--	--	--

 Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	2,6375	X
4	3	3,59	X
5	4	3,605	X
7	4	3,815	XX
6	3	4,18	XX
2	4	4,2025	XX
3	4	4,5425	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

d) RELACIÓN TALLO/RAÍZ por tratamiento
 Analysis of Variance

Between groups	1,34715	6	0,224526	19,70	0,0000
Within groups	0,216495	19	0,0113945		

Total (Corr.)	1,56365	25			
---------------	---------	----	--	--	--

 Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	0,485264	X
5	4	0,645715	X
4	3	0,708372	XX
3	4	0,821689	X
6	3	0,871486	XX
2	4	0,999295	X
7	4	1,20848	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

Anexo 4.5. Análisis de las diferencias del rendimiento vegetal en un Molisol, agrupando por tratamiento, y aplicando los compost a dosis de 40 g/kg. Biomasa aérea (a), biomasa de raíces (b), biomasa total (c), relación tallo/raíz (d).

a) BIOMASA AEREA por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	9,3881	6	1,56468	202,30	0,0000
Within groups	0,131483	17	0,00773431		
Total (Corr.)	9,51958	23			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	0,8575	X
4	3	1,92	X
5	3	2,00333	XX
7	4	2,08	X
6	4	2,5975	X
3	3	2,68333	X
2	3	2,7	X

Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

b) BIOMASA RAIZ por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	5,93247	6	0,988746	7,23	0,0006
Within groups	2,32331	17	0,136665		
Total (Corr.)	8,25578	23			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
7	4	1,735	X
1	4	1,78	X
2	3	2,1	XX
4	3	2,44	XX

3	3	2,51667	XXX
6	4	2,8475	XX
5	3	3,13333	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

c) BIOMASA TOTAL por tratamiento
 Analysis of Variance

Between groups	22,1859	6	3,69764	24,30	0,0000
Within groups	2,58734	17	0,152197		

 Total (Corr.) 24,7732 23

 Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	2,6375	X
7	4	3,815	X
4	3	4,36	XX
2	3	4,8	XX
5	3	5,13667	XX
3	3	5,2	XX
6	4	5,445	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

d) RELACIÓN TALLO/RAÍZ por tratamiento
 Analysis of Variance

Between groups	1,85699	6	0,309499	15,89	0,0000
Within groups	0,331067	17	0,0194746		

 Total (Corr.) 2,18806 23

 Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	4	0,485264	X
5	3	0,640234	XX
4	3	0,800644	XX
6	4	0,956792	XX
3	3	1,07579	XX
7	4	1,20848	X
2	3	1,2908	X

 Tratamientos como en Anexo 4.1 c).

Anexo 5.1. Análisis de las diferencias en la dinámica de incubaciones de fracciones de compost 5-10 mm con un Entisol agrupando por tratamiento, y aplicando la fracción a dosis de 40 g/ kg. Variables: pH (a), Cond. electr. (b), COT (c), NT (d), Relación COT/NT (e), Celulosa (f), Lignina (g), P total (h), Ca total (i), K total (j), Si total (k), Nt0 (l), Nt16 (m), pNmin (n), InNt16/Ntagregado (ñ), Pt0 (o), Pt16 (p), Pt16- Pt0 (q).

a) pH por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4,03329	4	1,00832	296,57	0,0000
Within groups	0,034	10	0,0034		
Total (Corr.)	4,06729	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
2	3	5,64	X
1	3	5,88667	X
5	3	6,17	X
3	3	6,87667	X
4	3	6,92333	X

Tratamientos: 1. AE1 (1 aserrín : 1 estiércol de gallina); 2. AE2 (2 aserrín : 1 estiércol); 3. CE1 (1 cascarilla de arroz : 1 estiércol); 4. CE2 (2 cascarilla: 1 estiércol); 5. ACE (1 aserrín : 1 cascarilla : 1 estiércol).

b) Conduct. electr. por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	2,4956	4	0,6239	7,21	0,0053
Within groups	0,864933	10	0,0864933		

Total (Corr.) 3,36053 14

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	2,71333	X
3	3	3,40667	X
1	3	3,66333	X
2	3	3,78667	X
5	3	3,81333	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). Conduct. eléct.= conductividad eléctrica.

c) COT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	125,643	4	31,4108	21,21	0,0001
Within groups	14,8122	10	1,48122		
Total (Corr.)	140,455	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	21,8812	X
3	3	22,153	X
1	3	23,3781	X
5	3	26,7324	X
2	3	29,3444	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). COT= C orgánico total.

d) NT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	0,943396	4	0,235849	8,67	0,0027
Within groups	0,272096	10	0,0272096		
Total (Corr.)	1,21549	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	2,71552	X
3	3	2,74887	XX
1	3	3,04515	XX
2	3	3,16682	XX
5	3	3,37569	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). NT= N total.

e) Relación COT/NT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4,74545	4	1,18636	3,90	0,0367
Within groups	3,03854	10	0,303854		
Total (Corr.)	7,78399	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	7,68514	X
5	3	7,92017	X
4	3	8,05416	X
3	3	8,09409	X
2	3	9,2984	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en c) y d).

f) Celulosa por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	46,6971	4	11,6743	1,31	0,3302
Within groups	89,0025	10	8,90025		
Total (Corr.)	135,7	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean
4	3	21,0323

3	3	22,9443
5	3	23,6218
1	3	25,0541
2	3	26,1613

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

g) Lignina por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	62,2895	4	15,5724	10,73	0,0012
Within groups	14,5103	10	1,45103		

Total (Corr.)	76,7997	14
---------------	---------	----

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	3	7,07946	X
1	3	7,71478	X
4	3	7,85474	XX
5	3	10,0431	X
2	3	12,6113	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

h) P total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	36,074	4	9,0185	18,83	0,0032
Within groups	4,790	10	0,479		

Total (Corr.)	40,864	14
---------------	--------	----

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	13,4	X
5	3	14,15	X
2	3	14,5	X
4	3	16,95	X
3	3	18,45	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

i) Ca total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	31,574	4	7,8935	6,43	0,0330
Within groups	12,270	10	1,227		
Total (Corr.)	43,844	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	17,8	X
5	3	18,6	X
3	3	20,55	XX
2	3	21,55	X
4	3	22,55	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

j) K total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	17,7151	4	4,42878	17,96	0,0036
Within groups	2,4662	10	0,24662		
Total (Corr.)	20,1813	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	8,075	X
2	3	8,83	X
5	3	9,225	X
4	3	11,05	X
3	3	11,55	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

k) Si total por tratamiento

Analysis of Variance

Between groups	1,58345	4	0,395862	10,00	0,0133
Within groups	0,39573	10	0,039573		
Total (Corr.)	1,97918	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
5	3	0,396	X
2	3	0,535	XX
1	3	0,5945	XX
3	3	1,0	XX
4	3	1,49	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

l) Nt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	5997,26	4	1499,32	5,35	0,0144
Within groups	2802,43	10	280,243		
Total (Corr.)	8799,7	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	3	27,2649	X
4	3	43,8201	XX
1	3	61,9648	XX
2	3	74,4879	X
5	3	81,7885	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). Nt0= N inorgánico inicial

m) Nt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	14800,6	4	3700,15	26,38	0,0000
Within groups	1402,38	10	140,238		
Total (Corr.)	16203,0	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento Count Mean Homogeneous Groups

4	3	95,5468	X
3	3	127,428	X
5	3	147,257	XX
1	3	160,697	X
2	3	188,965	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). Nt16= N inorgánico luego de 16 semanas de incubación.

n) pNmin por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	8264,24	4	2066,06	14,73	0,0003
Within groups	1402,38	10	140,238		
Total (Corr.)	9666,62	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento Count Mean Homogeneous Groups

4	3	51,7267	X
5	3	65,4685	X
1	3	98,6999	X
3	3	99,7715	X
2	3	114,418	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). pNmin= Nt16-Nt0.

ñ) InNt16/Ntagregado por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	77,6077	4	19,4019	12,94	0,0006

Within groups	14,9925	10	1,49925

Total (Corr.)	92,6002	14	

Method: 95,0 percent LSD			
Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups

4	3	4,825	X
3	3	7,67081	X
5	3	7,72928	X
1	3	9,68936	XX
2	3	11,638	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). InNt16= Nt16-Nt16control.

o) Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	25645,4	4	6411,34	2,68	0,0936
Within groups	23891,6	10	2389,16		

Total (Corr.)	49537,0	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	76,1516	
2	3	82,0767	
5	3	138,324	
3	3	150,152	
1	3	184,304	

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). Pt0= P extractable inicial.

p) Pt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	57886,2	4	14471,6	48,88	0,0000
Within groups	2960,73	10	296,073		

Total (Corr.)	60847,0	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
2	3	166,683	X
4	3	196,767	X
5	3	234,169	X
1	3	287,183	X
3	3	339,546	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a). Pt16= P extractable luego de 16 semanas de incubación.

q) Pt16-Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	20808,7	4	5202,17	2,34	0,1257
Within groups	22239,7	10	2223,97		
Total (Corr.)	43048,4	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
2	3	84,6064	
5	3	95,8459	
1	3	102,879	
4	3	120,616	
3	3	189,394	

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en p) y q).

Anexo 5.2. Análisis de las diferencias en la dinámica de incubaciones de fracciones de compost 1-5 mm con un Entisol agrupando por tratamiento, y aplicando la fracción a dosis de 40 g/ kg. Variables: pH (a), Cond. electr. (b), COT (c), NT (d), Relación COT/NT (e), Celulosa (f), Lignina (g), P total (h), Ca total (i), K total (j), Si total (k), Nt0 (l), Nt16 (m), pNmin (n), InNt16/Ntagregado (ñ), Pt0 (o), Pt16 (p), Pt16- Pt0 (q).

a) pH por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4,64053	4	1,16013	261,29	0,0000
Within groups	0,0444	10	0,00444		
Total (Corr.)	4,68493	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
2	3	5,46	X
1	3	5,66333	X
5	3	5,99333	X
3	3	6,72	X
4	3	6,84667	X

Tratamientos: 1. AE1 (1 aserrín : 1 estiércol de gallina); 2. AE2 (2 aserrín : 1 estiércol); 3. CE1 (1 cascarilla de arroz : 1 estiércol); 4. CE2 (2 cascarilla: 1 estiércol); 5. ACE (1 aserrín : 1 cascarilla : 1 estiércol).

b) Conduct. electr. por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	2,75487	4	0,688717	38,84	0,0000
Within groups	0,177333	10	0,0177333		
Total (Corr.)	2,9322	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	2,78	X
1	3	3,57333	X
3	3	3,69	XX
5	3	3,82	XX
2	3	4,03667	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 b).

c) COT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	114,353	4	28,5882	28,94	0,0000
Within groups	9,8783	10	0,98783		
Total (Corr.)	124,231	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	25,9451	X
3	3	30,6019	X
4	3	31,5562	X
2	3	31,6743	X
5	3	34,4305	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 c).

d) NT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	6,39793	4	1,59948	198,76	0,0000
Within groups	0,0804728	10	0,00804728		
Total (Corr.)	6,4784	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	2,10814	X

3	3	2,33989	X
5	3	2,85293	X
1	3	3,65888	X
2	3	3,68615	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 d).

e) Relación COT/NT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	126,662	4	31,6655	127,53	0,0000
Within groups	2,48307	10	0,248307		
Total (Corr.)	129,145	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	7,0919	X
2	3	8,59604	X
5	3	12,0835	X
3	3	13,0843	X
4	3	14,9734	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 e).

f) Celulosa por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	104,433	4	26,1081	20,27	0,0001
Within groups	12,8788	10	1,28788		
Total (Corr.)	117,311	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	25,2435	X
2	3	27,0055	X
3	3	30,987	X
5	3	31,1044	X
4	3	31,9455	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

g) Lignina por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	78,7564	4	19,6891	30,60	0,0000
Within groups	6,43412	10	0,643412		
Total (Corr.)	85,1905	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	10,2384	X
3	3	11,3822	XX
4	3	12,594	X
5	3	15,7924	X
2	3	15,8632	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

h) P total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	20,2099	4	5,05248	27,22	0,0014
Within groups	1,8562	10	0,18562		
Total (Corr.)	22,0661	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	6,955	X
5	3	7,53	XX
3	3	8,165	X
2	3	9,97	X
1	3	10,65	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

i) Ca total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	97,6786	4	24,4197	16,78	0,0042
Within groups	14,5505	10	1,45505		
Total (Corr.)	112,2291	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	8,705	X
3	3	11,52	X
5	3	11,65	X
1	3	16,4	X
2	3	16,85	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

j) K total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	12,9757	4	3,24391	13,91	0,0064
Within groups	2,3323	10	0,23323		
Total (Corr.)	15,3080	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	7,845	X
2	3	7,875	X
4	3	8,87	XX
5	3	9,275	X
3	3	10,95	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

k) Si total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	13,2942	4	3,32355	64,41	0,0002

Within groups	0,51599	10	0,051599

Total (Corr.)	13,80019	14	

Method: 95,0 percent LSD			
Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups

1	3	0,2115	X
2	3	0,261	X
3	3	2,36	X
5	3	2,49	X
4	3	2,85	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 k).

l) Nt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value

Between groups	9980,54	4	2495,14	7,63	0,0044
Within groups	3269,49	10	326,949		

Total (Corr.)	13250,0	14			

Method: 95,0 percent LSD					
Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups		

4	3	35,4682	X		
3	3	56,61	XX		
5	3	78,74	XX		
2	3	100,744	X		
1	3	102,375	X		

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 l).

m) Nt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value

Between groups	17328,1	4	4332,03	75,49	0,0000
Within groups	573,89	10	57,389		

Total (Corr.)	17902,0	14			

Method: 95,0 percent LSD					
Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups		

4	3	97,105	X
3	3	119,88	X
1	3	162,98	X
5	3	170,93	X
2	3	188,557	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 m).

n) pNmin por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1278,41	4	319,602	5,57	0,0127
Within groups	573,89	10	57,389		
Total (Corr.)	1852,3	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	60,605	X
4	3	61,6368	X
3	3	63,2695	X
5	3	69,969	X
2	3	85,4609	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 n).

ñ) InNt16/Ntagregado por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	39,7466	4	9,93665	24,93	0,0000
Within groups	3,98605	10	0,398605		
Total (Corr.)	43,7327	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	6,42734	X
1	3	8,20004	X
3	3	8,23863	X
2	3	9,88097	X

5 3 11,2034 X

 Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 ñ).

o) Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	10903,6	4	2725,91	5,96	0,0102
Within groups	4573,27	10	457,327		
Total (Corr.)	15476,9	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento Count Mean Homogeneous Groups

2	3	113,04	X
4	3	126,698	XX
1	3	128,522	XX
5	3	164,809	XX
3	3	185,287	X

 Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 o).

p) Pt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4981,92	4	1245,48	7,03	0,0058
Within groups	1772,63	10	177,263		
Total (Corr.)	6754,55	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento Count Mean Homogeneous Groups

5	3	145,868	X
2	3	162,618	XX
4	3	174,814	X
1	3	182,132	XX
3	3	200,02	X

 Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 p).

q) Pt16-Pt0 por tratamiento
 Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	11686,5	4	2921,63	4,88	0,0192
Within groups	5986,46	10	598,646		
Total (Corr.)	17673,0	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento Count Mean Homogeneous Groups

5	3	-18,9406	X
3	3	14,7328	XX
4	3	48,1161	X
2	3	49,5779	X
1	3	53,6102	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en Anexo 5.1 q).

Anexo 5.3. Análisis de las diferencias en la dinámica de incubaciones de fracciones de compost < 1mm con un Entisol agrupando por tratamiento, y aplicando la fracción a dosis de 40 g/ kg. Variables: pH (a), Cond. electr. (b), COT (c), NT (d), Relación COT/NT (e), Celulosa (f), Lignina (g), P total (h), Ca total (i), K total (j), Si total (k), Nt0 (l), Nt16 (m), pNmin (n), InNt16/Ntagregado (ñ), Pt0 (o), Pt16 (p), Pt16- Pt0 (q).

a) pH por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4,54251	4	1,13563	5323,25	0,0000
Within groups	0,00213333	10	0,000213333		
Total (Corr.)	4,54464	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
2	3	5,54667	X
1	3	5,78667	X
5	3	6,14667	X
4	3	6,86667	X
3	3	6,89333	X

Tratamientos: 1. AE1 (1 aserrín : 1 estiércol de gallina); 2. AE2 (2 aserrín : 1 estiércol); 3. CE1 (1 cascarilla de arroz : 1 estiércol); 4. CE2 (2 cascarilla: 1 estiércol); 5. ACE (1 aserrín : 1 cascarilla : 1 estiércol).

b) Conduct. electr. por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3,18697	4	0,796743	38,18	0,0000
Within groups	0,208667	10	0,0208667		
Total (Corr.)	3,39564	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	1,87	X
3	3	2,11667	X
5	3	2,74333	X
2	3	2,92667	XX
1	3	3,03333	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 b)

c) COT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	210,54	4	52,635	96,04	0,0000
Within groups	5,48038	10	0,548038		
Total (Corr.)	216,02	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	3	10,4434	X
4	3	10,6706	X
1	3	15,9897	X
5	3	17,1832	X
2	3	20,0028	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 c)

d) NT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1,78685	4	0,446712	24,59	0,0000
Within groups	0,18167	10	0,018167		
Total (Corr.)	1,96852	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	3	1,36756	X

4	3	1,49262	X
1	3	1,89416	X
5	3	2,07015	XX
2	3	2,28441	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 d)

e) Relación COT/NT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	5,22018	4	1,30504	3,58	0,0464
Within groups	3,64698	10	0,364698		
Total (Corr.)	8,86716	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	7,17594	X
3	3	7,63966	XX
5	3	8,32339	XX
1	3	8,45121	XX
2	3	8,80924	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 e)

f) Celulosa por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	274,099	4	68,5247	57,65	0,0000
Within groups	11,8867	10	1,18867		
Total (Corr.)	285,986	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	3	14,9482	X
4	3	15,2988	X
1	3	21,2877	X
5	3	22,3889	X

2 3 26,0316 X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

g) Lignina por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	31,3604	4	7,84011	94,77	0,0000
Within groups	0,827248	10	0,0827248		
Total (Corr.)	32,1877	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	3	1,44498	X
4	3	1,7817	X
1	3	3,32544	X
5	3	4,0349	X
2	3	5,35631	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

h) P total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	8,49166	4	2,12291	7,54	0,0240
Within groups	2,8159	10	0,28159		
Total (Corr.)	11,39756	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
2	3	4,735	X
4	3	5,44	XX
5	3	5,575	XX
1	3	6,68	XX
3	3	7,305	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

i) Ca total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	17,9731	4	4,49329	3,90	0,0841
Within groups	11,5274	10	1,15274		
Total (Corr.)	29,5005	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	7,535	
2	3	7,605	
5	3	7,66	
3	3	10,3	
1	3	10,37	

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

j) K total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4,51834	4	1,12959	1,14	0,4333
Within groups	9,8975	10	0,98975		
Total (Corr.)	14,41584	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	3,525	
1	3	4,61	
5	3	5,095	
2	3	5,3	
3	3	5,315	

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

k) Si total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	0,834271	4	0,208568	6,66	0,0308
Within groups	0,313226	10	0,0313226		
Total (Corr.)	1,147597	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
1	3	0,4525	X
2	3	0,4555	X
3	3	0,916	X
4	3	1,055	X
5	3	1,115	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a).

l) Nt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	7663,57	4	1915,89	80,77	0,0000
Within groups	237,19	10	23,719		
Total (Corr.)	7900,76	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
4	3	23,5135	X
3	3	30,6475	X
5	3	64,3813	X
1	3	69,763	X
2	3	80,9005	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 l)

m) Nt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
--------	----------------	----	-------------	---------	---------

Between groups	10298,9	4	2574,74	32,28	0,0000
Within groups	797,667	10	79,7667		

Total (Corr.) 11096,6 14

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

4	3	77,5743	X
3	3	90,5601	X
1	3	114,073	X
5	3	121,471	X
2	3	153,184	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 m)

n) pNmin por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1231,02	4	307,755	3,86	0,0379
Within groups	797,667	10	79,7667		
Total (Corr.)	2028,69	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

1	3	44,3103	X
4	3	54,0608	X
5	3	57,0901	XX
3	3	59,9126	XX
2	3	72,2837	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 n)

ñ) InNt16/Ntagregado por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	62,4466	4	15,6117	5,40	0,0141
Within groups	28,9337	10	2,89337		

Total (Corr.) 91,3804 14

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

4	3	5,87412	X
3	3	8,68299	XX
1	3	9,43454	XX
5	3	9,50422	XX
2	3	12,258	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 ñ)

o) Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3224,88	4	806,22	1,03	0,4400
Within groups	7859,85	10	785,985		
Total (Corr.)	11084,7	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

2	3	142,064	X
4	3	149,573	X
5	3	173,655	X
1	3	175,785	X
3	3	176,44	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 o)

p) Pt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	24050,4	4	6012,61	70,76	0,0000
Within groups	849,662	10	84,9662		
Total (Corr.)	24900,1	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

2	3	86,0247	X
1	3	134,16	X
5	3	137,249	X
4	3	167,008	X
3	3	207,338	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 p)

q) Pt16-Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	17960,8	4	4490,19	5,15	0,0163
Within groups	8715,85	10	871,585		
Total (Corr.)	26676,6	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

2	3	-56,0395	X
1	3	-41,6254	X
5	3	-36,4059	X
4	3	17,4355	X
3	3	30,8972	X

Tratamientos como en Anexo 5.1 a) y referencias como en 5.1 q)

Anexo 5.4. Análisis de las diferencias en la dinámica de incubaciones entre fracciones de compost con un Entisol agrupando por tratamiento, y a dosis de 40 g/ kg. Variables: pH (a), Cond. electr. (b), COT (c), NT (d), Relación COT/NT (e), Celulosa (f), Lignina (g), P total (h), Ca total (i), K total (j), Si total (k), Nt0 (l), Nt16 (m), pNmin (n), InNt16/Ntagregado (ñ), Pt0 (o), Pt16 (p), Pt16- Pt0 (q).

a) pH por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	0,0687811	2	0,0343906	0,09	0,9112
Within groups	4,40245	12	0,366871		
Total (Corr.)	4,47123	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean
2	5	6,13667
3	5	6,24733
1	5	6,299

1) Material obtenido entre 5 y 10 mm 2) Material obtenido entre 1 y 5 mm 3) Material menor de 1 mm .

b) Conduct. electr. por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3,29311	2	1,64656	6,99	0,0097
Within groups	2,82566	12	0,235471		
Total (Corr.)	6,11877	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups

3	5	2,538	X
1	5	3,47567	X
2	5	3,58	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). Conduct. electr.= conductividad eléctrica.

c) COT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	650,079	2	325,039	25,97	0,0000
Within groups	150,179	12	12,5149		
Total (Corr.)	800,257	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	14,8579	X
1	5	24,6978	X
2	5	30,8416	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). COT= C orgánico total.

d) NT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4,40969	2	2,20484	8,70	0,0046
Within groups	3,04272	12	0,25356		
Total (Corr.)	7,45241	144			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	1,82178	X
2	5	2,9292	X
1	5	3,01041	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). NT= N total.

e) Relación COT/NT por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	30,4576	2	15,2288	4,01	0,0463
Within groups	45,5426	12	3,79521		
<hr/>					
Total (Corr.)	76,0002	14			
Method: 95,0 percent LSD					
Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups		
3	5	8,07989	X		
1	5	8,21039	X		
2	5	11,1658	X		

Tratamientos como en Anexo 5.4 a) y referencias como en c) y d).

f) Celulosa por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	217,126	2	108,563	9,19	0,0038
Within groups	141,743	12	11,8119		
<hr/>					
Total (Corr.)	358,869	14			
<hr/>					
Method: 95,0 percent LSD					
Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups		
3	5	19,991	X		
1	5	23,7628	X		
2	5	29,2572	X		

Tratamientos como en Anexo 5.4 a).

g) Lignina por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
--------	----------------	----	-------------	---------	---------

Between groups	251,846	2	125,923	26,29	0,0000
Within groups	57,4687	12	4,78906		

Total (Corr.)	309,315	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	3,18867	X
1	5	9,06068	X
2	5	13,174	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a).

h) P total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	233,765	2	116,882	38,99	0,0000
Within groups	35,9728	12	2,99773		

Total (Corr.)	269,738	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	5,947	X
2	5	8,654	X
1	5	15,52	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a).

i) Ca total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	338,333	2	169,167	27,58	0,0000
Within groups	73,6129	12	6,13441		

Total (Corr.)	411,946	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	8,694	X
2	5	13,025	X
1	5	20,21	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a).

j) K total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	71,6221	2	35,811	24,41	0,0001
Within groups	17,6046	12	1,46705		
Total (Corr.)	89,2267	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	4,769	X
2	5	8,963	X
1	5	9,746	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a).

k) Si total por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	2,31606	2	1,15803	1,77	0,2122 OJO!!
Within groups	7,85596	12	0,654663		
Total (Corr.)	10,172	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	0,7988	X
1	5	0,8031	X
2	5	1,6345	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a).

l) Nt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1235,49	2	617,747	0,94	0,4173
Within groups	7880,46	12	656,705		
Total (Corr.)	9115,95	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	53,8412	
1	5	57,8652	
2	5	74,7874	

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). Nt0= N inorgánico inicial

m) Nt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4019,99	2	2009,99	1,71	0,2229
Within groups	14142,6	12	1178,55		
Total (Corr.)	18162,6	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	111,373	
1	5	143,979	
2	5	147,89	

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). Nt16= N inorgánico luego de 16 semanas de incubación.

n) pNmin por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	2071,42	2	1035,71	3,85	0,0491
Within groups	3228,21	12	269,018		
Total (Corr.)	5299,63	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

3	5	57,594	X
2	5	68,2508	XX
1	5	86,0795	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). $p_{Nmin} = N_{t16} - N_{t0}$.

ñ) InNt16/Ntagregado por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1,63197	2	0,815983	0,17	0,8474
Within groups	58,3308	12	4,8609		
Total (Corr.)	59,9628	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

1	5	8,29088	
2	5	8,78885	
3	5	9,09087	

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). $InN_{t16} = N_{t16} - N_{t16control}$.

o) Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	3483,24	2	1741,62	1,58	0,2467
Within groups	13258,0	12	1104,83		
Total (Corr.)	15476,9	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
-------------	-------	------	--------------------

1	5	126,202	
2	5	143,671	
3	5	163,504	

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). Pt0= P extractable inicial.

p) Pt16 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	25953,3	2	12976,6	5,37	0,0215
Within groups	28972,9	12	2414,4		
Total (Corr.)	54926,2	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	146,356	X
2	5	173,09	X
1	5	244,87	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a). Pt16= P extractable luego de 16 semanas de incubación.

q) Pt16-Pt0 por tratamiento

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	47632,9	2	23816,4	16,99	0,0003
Within groups	16818,7	12	1401,56		
Total (Corr.)	64451,6	14			

Method: 95,0 percent LSD

Tratamiento	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	-17,1476	X
2	5	29,4193	X
1	5	118,668	X

Tratamientos como en Anexo 5.4 a) y referencias como en p) y q).

Anexo 5.5. Matriz de Correlaciones (Spearman Rank Correlation) entre indicadores de dinámica de N y P vs fertilidad del suelo abonado.

	Nt0 (mg/kg)	Nt16 (mg/kg)	Pt0 (mg/kg)	Pt16 (mg/kg)
C total (%)	0,4899 (15) 0,0638	0,6316 (15) 0,0116	-0,3025 (15) 0,2731	0,0286 (15) 0,9195
N total (%)	0,7184 (15) 0,0026	0,8148 (15) 0,0002	-0,4503 (15) 0,0921	0,2296 (15) 0,4104
COT/NT	-0,1051 (15) 0,7092	-0,0471 (15) 0,8675	0,0641 (15) 0,8206	-0,1837 (15) 0,5123
Celulosa (%)	0,4304 (15) 0,1092	0,5205 (15) 0,0467	-0,0776 (15) 0,7834	-0,1173 (15) 0,6771
Lignina (%)	0,5157 (15) 0,0491	0,6640 (15) 0,0069	-0,3831 (15) 0,1587	-0,0021 (15) 0,9942
Ca (g/kg)	0,1676 (15) 0,5505	0,4127 (15) 0,1263	-0,5759 (15) 0,0247	0,5849 (15) 0,0220
K (g/kg)	-0,0004 (15) 0,9990	0,2417 (15) 0,3855	-0,3276 (15) 0,2333	0,5569 (15) 0,0310
P (g/kg)	-0,0529 (15) 0,8514	0,2303 (15) 0,4090	-0,4884 (15) 0,0647	0,7282 (15) 0,0021
Si (g/kg)	-0,4352 (15) 0,1049	-0,3717 (15) 0,1725	0,1380 (15) 0,6237	-0,0335 (15) 0,9055
Nt0 (mg/kg)	(15)	0,8193 (15) 0,0002	-0,1667 (15) 0,5528	-0,3881 (15) 0,1528
Nt16 (mg/kg)	0,8193 (15) 0,0002	(15)	-0,2246 (15) 0,4209	-0,0615 (15) 0,8276
Pt0 (mg/kg)	-0,1667 (15) 0,5528	-0,2246 (15) 0,4209	(15)	,1190 (15) 0,6728
Pt16 (mg/kg)	-0,3881 (15) 0,1528	-0,0615 (15) 0,8276	0,1190 (15) 0,6728	(15)

PROGRAMA DE ESTUDIOS

REALIZADO

PROGRAMA DE ESTUDIOS REALIZADO

Se realizaron los siguientes cursos de postgrado:

- “Análisis multivariado descriptivo en investigaciones biológicas y sociales”
Escuela para graduados “Alberto Soriano”, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA). Clasificación obtenida: 8 (ocho). Créditos: 2 (dos)

- “Nutrición Mineral de las plantas” Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE.
Carga horaria: 30 hs. Clasificación obtenida: 9 (nueve). Créditos: 4 (cuatro)

- “Interacción planta-microorganismos” Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE.
Carga horaria: 30 hs. Clasificación obtenida: 10 (diez). Créditos: 2 (dos)

- “Metodología de la Investigación” Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE.
Carga horaria: 60 hs. Clasificación obtenida: 9 (nueve). Créditos: 4 (cuatro)

- “XLII Curso Internacional de Edafología, Fertilidad de Suelos y Biología Vegetal”
Patrocinado por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Universidad de Granada, Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) y UNESCO. Estación Experimental del Zaidín, Granada, España.
Carga horaria: 1120 hs. con 40 horas de trabajo por semana durante las 28 semanas que duró.
Clasificación obtenida: Sobresaliente.

- “Microhongos oportunistas de ambiente, criterios taxonómicos básicos para su clasificación” Instituto de Medicina Regional, UNNE. Carga horaria: 60 hs. Curso aprobado.

- “Análisis de suelos y diagnóstico de la fertilidad” Escuela para graduados “Alberto Soriano”, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA).
Clasificación obtenida: 9 (nueve). Créditos: 12 (doce)

- “Valorización agrícola de biosólidos de plantas depuradoras y otros residuos orgánicos”
Escuela para graduados “Alberto Soriano”, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA).
Clasificación obtenida: 8 (ocho). Créditos: 12 (doce)

- “Compostaje de lodos cloacales y residuos orgánicos urbanos con práctica en planta en funcionamiento” Centro Regional Universitario Bariloche (CRUB), Universidad Nacional del Comahue (UNC), Río Negro, Argentina.

Duración del curso: 40 horas. Clasificación obtenida: nueve sobre diez (9/10).

- “Diseño Experimental” Facultad de Ciencias Agrarias (FCA), Universidad nacional del Nordeste (UNNE), Provincia de Corrientes.

Duración del curso: 60 horas presenciales. Créditos: 4 (cuatro). Clasificación obtenida: 8,90/10,00.

- “Bioclimatología: Suelos y Vegetación” Facultad de Ciencias Agrarias (UNNE), Provincia de Corrientes.

Carga horaria: 150 hs. Calificación final: 9 (nueve). Créditos: 7 (siete).

- “Suelos: Principios y Aplicaciones” Facultad de Ciencias Agrarias (UNNE), Provincia de Corrientes.

Carga horaria: 135 hs. Créditos: 5 (cinco). Curso aprobado.

TRABAJOS PUBLICADOS

TRABAJOS PUBLICADOS

➤ Leconte, M.C.; Mazzarino, M.J.; Satti, P.; Iglesias, M.C. & F. Laos. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. *Waste Management* 29 (2009) 2446–2453.

➤ Leconte, M.C.; Mazzarino, M.J.; Satti, P. & M.P. Crego. Nitrogen and phosphorus release from poultry manure composts: the role of carbonaceous bulking agents and compost particle sizes. *Biology and Fertility of Soils*. En prensa.