

Universidad de Morón
Facultad de Agronomía y Ciencias Agroalimentarias

Trabajo de Intensificación

**Evaluación del Proceso de Compostaje de
Residuos Avícolas**

Nicolás I. Riera (3201-2135)

2009

Evaluación del Proceso de Compostaje de Residuos Avícolas

Directora: Ing. Agr. Diana Crespo

Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola

Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias

IMYZA –INTA Castelar.

Profesor adjunto Regular. Cátedra Sanidad y Terapéutica vegetal (UM)

Consultor: Ing. Agr. Cesar Filadoro

Profesor Titular Regular. Cátedra Animales de Granja (UM).

RESUMEN

Los residuos orgánicos generados en las producciones avícolas intensivas (deyecciones de aves, plumas y material de cama) producen emisiones de gases de efecto invernadero, proliferación de plagas sinantrópicas, contaminación del suelo y el agua. El objetivo de este trabajo fue evaluar si los residuos avícolas pueden ser transformados mediante el compostaje y mejorar las condiciones del proceso, a través del agregado de aditivos para obtener una enmienda estable con aptitud de ser empleada en suelos. Se realizó una mezcla inicial de 10,6 m³ compuesta por 6 m³ de guano + 2.6 m³ de cama de parrilleros + 2 m³ de cama de equinos + 40 kg de CaSO₄. Con esta mezcla se armaron 4 pilas de 2,5 m³. Se realizaron dos tratamientos por duplicado: T1 (sin aditivos) y T2 (con el agregado de aditivos) 8 kg Azufre, 20 kg Zeolita y 40 kg. Melaza diluida en 150 L. Los datos fueron evaluados estadísticamente por un modelo factorial para el análisis de la varianza (ANOVA). Se realizó el Test de Student para comparar medias de los tratamientos para cada parámetro y día del proceso. En cada tratamiento se determinó temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE), humedad, capacidad de intercambio catiónico (CIC), carbono orgánico total (COT), amonio (NH₄⁺) y nitrato (NO₃⁻) durante 88 días que duró la experiencia. Los valores de CE, pH, CIC y NH₄⁺ mostraron diferencias significativas (p< 0,05) entre los tratamientos. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en los valores de humedad, COT y NO₃⁻. El compostaje representa una alternativa viable para tratar los residuos provenientes de sistemas avícolas intensificados. Los resultados determinaron que el agregado de estos aditivos no mejoro las condiciones del proceso.

Palabra clave: Compostaje, Guano, Producción Avícola, Contaminación.

ABSTRACT

The organic wastes generated by the poultry industry (a mixture of manure, feathers, and bedding material) produce air pollution, emission of greenhouse gases, proliferation of synanthropic pests, contamination of water and soil. The aim of this study was to evaluate if the poultry manure can be transformed through composting and improve the process conditions with the addition of additives to obtain a stable amendment to be employed in soils. It was conducted an initial mixture of 10.6 m³ consisting of 6 m³ de poultry manure + 2.6 m³ of rice hulls + 2 m³ wood thin shaving + 40 Kg CaSO₄. Four piles of 2.5 m³ were prepared with this mixture. Two treatments were made with duplicates: T1 (without additives) and T2 (with the added of additives: 8 Kg sulphur, 20 kg of zeolita and 40 kg of molasses diluted in 150 l). The data was analyzed statistically by a factor model for the analysis of variance (ANOVA). The "Student test" was performed to compare the average of treatments for each day parameter of the process. The temperature, pH, electrical conductivity (CE), moisture, cation exchange capacity (CIC), Total organic carbon (COT), ammonium (NH₄⁺) and nitrate (NO₃⁻) were stated for each treatment for 88 days. The values among CE, pH, CIC and NH₄⁺ treatments showed significant differences (p<0.05). However, there were no significant differences showed in the moisture, COT and NO₃⁻ values. The composting represents an important management alternative for poultry wastes. The results showed in this study, stated that the addition of additives did not improve the process conditions.

Key word: composting, poultry Litter, poultry industry, contamination

AGRADECIMIENTOS

- **A Diana Crespo por haber invertido tiempo y recursos como también al Instituto de Microbiología Zoología Agrícola (IMYZA-INTA Castelar).**
- **A Rubén La Rossa por haberme ayudado desinteresadamente y ofrecerme soluciones para poder llegar a este momento.**
- **A mis compañeros del laboratorio de transformación de los residuos y mosca doméstica (IMYZA-INTA Castelar) quienes de uno o otra forma me brindaron su ayuda.**
- **A los chicos integrantes área de compostaje del Laboratorio de transformación de los residuos (Mariano, Nati, Cristian, Laura) (IMYZA-Castelar) quienes me brindaron su trabajo y profesionalismo.**
- **A Brian por haber tenido siempre su ayuda y ser un gran consultor.**
- **A Patri por su ayuda en sugerencia muy valiosas.**
- **A Fabi por haberme ayudado y brindado su trabajo para esta presentación.**
- **A Lorena Lafuente por brindarme su ayuda.**
- **A Lina y Alejandro por recibir sus valiosas correcciones.**
- **A mi familia, en especial a mis padres, Norma y Ricardo quienes recibí su apoyo y ayuda para terminar mis estudios.**
- **A mi novia María Eugenia quien es una gran compañera y estuvo en todo momento para ayudarme y darme palabras de aliento.**

GRACIAS A TODOS !!!!

1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Compostaje	3
1.1.2 Etapas del compostaje	4
1.1.3 Microorganismos presentes compostaje	6
1.2 Parámetros del proceso	8
1.3 Estabilidad y madurez compostaje	14
2 OBJETIVOS	17
3 HIPÓTESIS	18
4 MATERIALES Y MÉTODOS	19
4.1 Residuos utilizados	19
4.2 Metodología y composición de los tratamientos	22
4.3 Toma y Frecuencia de muestreo	24
4.4 Variables físico-químicos	27
4.5 Variables Microbiológicas	35
4.6 Variables ecotoxicológicas (Test de Germinación)	39
4.7 Análisis Estadístico	41
5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
5.1 Características físico-químicas iniciales de las mezclas	42
5.2 Resultados físico-químicos	43
5.2.1 pH y Conductividad Eléctrica	49
5.2.2 Temperatura y Humedad	49
5.2.3 Carbono orgánico total, Capacidad intercambio catiónico	53
5.2.4 Amonio, Nitrato	57
5.2.5 Nitrógeno Total y Relación Carbono/ Nitrógeno	63
5.3 Resultados Microbiológicos	65
5.4 Resultados Ecotoxicológicos (Test de Germinación)	66
6 Conclusión	68
7 Referencias	71
	IV

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: principales microorganismos aislados en un compost.	7
Tabla 2: Temperaturas y tiempo de exposición requerido para la destrucción de parásitos y organismos patógenos.	9
Tabla 3: Valores iniciales de las materias primas utilizadas.	21
Tabla 4: Frecuencia de análisis.	26
Tabla 5: característica físico-química iniciales de las mezclas.	42
Tabla 6: Resultados físico-químicos durante todo el proceso de compostaje.	45
Tabla 7: Variación en el tiempo de Nitrógeno Total y la relación Carbono / Nitrógeno.	65
Tabla 8: Recuento de microorganismos aerobios y patógenos a lo largo del tiempo.	66
Tabla 9: Índice germinación de semillas de <i>Lactuca sativa</i> .	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1: Diferentes fases a lo largo del proceso de compostaje.	6
Fig. 2: Vista interna de la acumulación de guano.	19
Fig. 3: Vista interna de galpones con acumulación de guano.	20
Fig. 4: Planta piloto de transformación de residuos, campo experimental IMYZA-INTA.	21
Fig. 5: Guano de ponedora.	22
Fig. 6: Cama de parrilleros.	22
Fig. 7: Operario realizando las mezclas para cada tratamientos.	23
Fig. 8: Puntos de muestreos de las pilas de compostaje.	24
Fig. 9: extracción y homogenización de los tres puntos antes del cuarteo.	25
Fig. 10: Cuarteo de la muestra.	25
Fig. 11: Solo dos cuartos son utilizados.	25
Fig. 12: Toma de temperatura.	27
Fig. 13: Siembra de microorganismos aerobios mesofilos.	36
Fig. 14: Siembra Coliformes Totales y determinación <i>E. Coli</i> .	37
Fig. 15: Colonia <i>Salmonella</i> .	38
	V

Fig. 16: Identificación de <i>Salmonella</i> .	38
Fig. 17: Placa <i>Lactuca sativa</i> .	40
Fig. 18: Medición <i>Lactuca sativa</i> .	40
Fig. 19: Variación del pH en función del tiempo.	47
Fig. 20: variación de la Conductividad eléctrica en función del tiempo.	48
Fig. 21: Variación de humedad en función del tiempo.	50
Fig. 22: Variación de Temperatura en función del tiempo.	52
Fig. 23: Variación de Carbono Orgánico Total en función del tiempo.	54
Fig. 24: Variación de la Capacidad Intercambio catiónico en función del tiempo.	55
Fig. 25: Variación de Capacidad Intercambio Catiónico/carbono orgánico Total en función del tiempo.	57
Fig. 26: Variación de amonio en función del tiempo.	59
Fig. 27: Pila de compostaje de guano. Etapa termófila, produciendo volatilización de amoniaco.	60
Fig. 28: Pila de compostaje de guano. Etapa termófila, produciendo volatilización de amoniaco.	60
Fig. 28: Variación de Nitratos en función del tiempo.	62
Fig. 30: Variación de Amonio/ Nitratos en función del tiempo.	63

1. INTRODUCCIÓN

La avicultura es una actividad caracterizada típicamente por ser una ganadería intensiva y urbana. La misma genera importantes niveles de acumulación de residuos orgánicos y efluentes líquidos, como consecuencia de la gran concentración de animales dispuestos en galpones confinados, en superficies reducidas (Crespo & Lecuona, 1996).

La falta de tratamiento y disposición final de los desechos productivos (animales muertos, restos de alimentos balanceados, guano, etc.) (Turan, 2008; Stephenson *et al.*, 1990; Gupta *et al.*, 1997), generan contaminación ambiental de los recursos naturales, proliferación de vectores zoonóticos, vehiculización de microorganismos-parásitos peligrosos para salud pública y veterinaria y serios conflictos con las áreas pobladas circundantes. (Crespo, 2003).

La Secretaria de Agricultura Ganadería y Pesca estima que existen cerca de 5.000 granjas avícolas en la Argentina. Según esta misma fuente hasta el año 2005, el número de animales de acuerdo a su destino de producción era:

- recria para postura y línea de reproductoras: alrededor de 6×10^6 aves
más 35×10^6 animales en galpones de postura
- Faena de un promedio de 400×10^6 cabezas de parrilleros en el mismo período (CAPIA).

Las principales regiones productivas del país son Entre Ríos 47 %, Bs. As. 43 %, Santa Fé 5 %, Córdoba 2 % y Río Negro 3 %. (Lamelas, 2006 comunicación personal).

Existe una imperiosa necesidad para que el sector mejore el manejo de sus desperdicios. El guano actualmente tiene un costo de oportunidad en las zonas frutícolas y hortícolas. El mismo es transportado tal cual sale de los galpones y es dispuesto en suelos agrícolas intensificados. (Gupta *et al.*, 1997)

Sin embargo, la aplicación de este residuo puede conducir a un sobre enriquecimiento de nutrientes resultando en la eutroficación de cuerpos de aguas, esparcimiento de patógenos, producción de sustancias fitotóxicas, polución del aire y emisión de gases de efectos invernaderos. (Kelleher *et al.*, 2002; Preusch *et al.*, 2006) La eutroficación ha sido sugerida como una de las principales causas de degradación de las fuentes de aguas superficiales (US EPA, 1996).

Bitzer & Sims (1988) reportaron que la excesiva aplicación de residuos avícolas en los sistemas agrícolas puede resultar en la contaminación de nitratos de las aguas subterráneas. Los altos niveles de nitratos en el agua de bebida pueden causar metahemoglobina (síndrome del bebé azul), cáncer, enfermedades respiratorias en humanos y abortos en ganados. (Stevenson, 1986).

Los bruscos cambios que surgen en el ambiente rural impactan, por deriva, en los sectores urbanos próximos. Los mismos se ven afectadas por la contaminación mencionada y por la presencia de plagas sinantrópicas (moscas, cucarachas, roedores, etc.) que se generan en la abundancia de desechos, del campo y los basurales, y luego migran hacia los poblados. (Crespo, 2003)

Según las tendencias actuales, la competitividad va unida a la utilización estratégica de los recursos y servicios ambientales que los ecosistemas poseen. Los mercados de los “commodities” agropecuarios, evalúan la calidad del producto y el método con que se produce. Argentina deberá prepararse para evaluar la sustentabilidad ambiental de los sistemas productivos actuales, para evitar que en el futuro muchos mercados exportadores ganados, se pierdan por una inadecuada gestión ambiental o se bloqueen a los potenciales (Viglizzo *et al.*, 2002).

La producción de residuos de animales (estiércoles y purines), a nivel mundial, no está contabilizada con exactitud. Existe información sobre la producción de deyecciones diarias por tipo y tamaño de animal, variando en bovino entre 80-315 L/semana, en porcinos entre 15-100 L/semana, en aviar los valores son de 0.2 y 1.1 L/semana en pollos para producción de carne y gallinas para producción de huevos (European Comisión – Directorate General for Environment, 2001).

El estiércol de una gallina ponedora contiene nitrógeno (3,3% de NO_3^-) fósforo (3,4 % P_2O_5) y potasio (1,7 % K_2O) (Gupta *et al.*, 1997).

Dos de las alternativas para el tratamiento de residuos avícolas, ambientalmente aceptadas, son la digestión anaeróbica y el compostaje (Turan, 2008; Kelleher *et al.*, 2002; Tiquia *et al.*, 2001)

1.1 Compostaje

Se define Compostaje como “la descomposición y estabilización biológica de substratos orgánicos, bajo condiciones que permiten el desarrollo de temperaturas

termófilas como resultado del calor producido biológicamente, para producir un producto final estable, libre de patógenos y semillas, y que puede ser aplicado de forma beneficiosa al suelo” (Huang, 1993).

En este proceso los responsables de la degradación de la materia orgánica son los microorganismos nativos, bacterias y hongos. (Barrena Gómez, 2006)

1.1.2 Etapas del proceso de compostaje

En este tratamiento se pueden diferenciar dos etapas: *descomposición* y *maduración*

1) Etapa descomposición

La descomposición es un proceso de simplificación donde las moléculas complejas se degradan a moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas. Esta etapa se compone de dos fases, una mesófila con temperaturas hasta los 45°C, y una termófila con temperaturas que pueden llegar a los 70°C, originado por un proceso exotérmico debido a la actividad biológica. (Frioni, 1999)

Al comienzo de esta etapa, los microorganismos presentes inician la descomposición de las moléculas fácilmente degradables, generando energía que se libera en forma de calor aumentando la temperatura y dando paso a la siguiente fase, donde son predominantes los microorganismos termófilos y termotolerantes, a su vez, van disminuyendo los mesófilos, algunos de los cuales desarrollan estrategias de supervivencia, como la esporulación o la formación de cápsulas.

Las sustancias fácilmente degradables como los azúcares, grasas, almidón y proteínas, son rápidamente consumidos. Este periodo es muy importante, ya que al alcanzarse temperaturas tan elevadas, se consigue uno de los objetivos principales del compostaje: eliminar los microorganismos patógenos (coliformes, *Salmonella* spp, *Streptococcus* spp, *Aspergillus* spp.) y las semillas de malezas con lo que se asegura la inocuidad del producto final. Este proceso de higienización tiene como principales objetivos: prevenir el crecimiento y la diseminación de patógenos, destruir los que puede haber presente, y evitar la recolonización de estos microorganismos en el producto final.

Etapas de maduración

En la etapa de maduración se pueden diferenciar dos etapas una de *enfriamiento* y otra de *estabilización*.

La primera etapa se desarrolla con temperaturas menos elevadas (menores a 40°C). La etapa de la estabilización se desarrolla a temperatura ambiente y se caracteriza por una baja actividad microbiana debido a la aparición de organismos superiores (Frioni, 1999).

En la maduración, el material va retomando a una nueva fase mesófila, pero ahora con otra composición química, ya que los nutrientes fácilmente degradables ya han sido consumidos por los microorganismos. Reaparecen, hongos y bacterias mesófilas.

A medida que el compost va tomando la temperatura ambiente pueden colonizar algunos tipos de microfauna como protozoarios, nemátodos, hormigas, miriápodos, lombrices e insectos diversos. Además se generan una intensa competencia por el

alimento, la formación de antibióticos y la aparición de antagonistas (*Trichoderma sp*) que contribuyen a la destrucción de patógenos. Asimismo, las evidencias indican que la temperatura es el principal factor por el cual se logra la eliminación de los mismos.

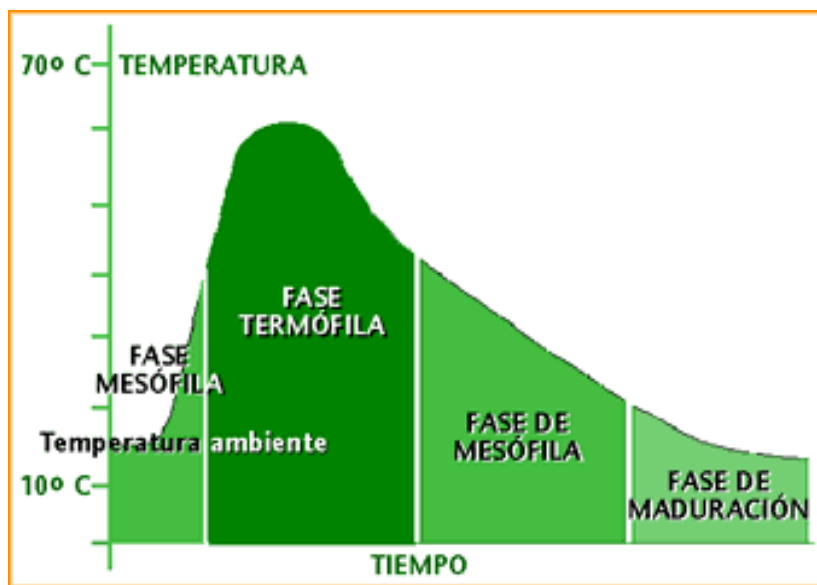


Figura 1: Diferentes fases a lo largo del proceso de compostaje.

Durante esta etapa no es necesario un sistema de aireación, ni una elevada frecuencia de volteo, ya que la actividad biológica es mucho más estable y los requerimientos de oxígeno son inferiores a los de la etapa de descomposición. El espacio también es mucho menor debido a la reducción de peso y volumen que se da en la fase de descomposición (50 % aproximadamente). (Barrena Gómez, 2006)

1.1.3 Microorganismos presentes en el compostaje

Los hongos y actinomicetos son activos degradadores de la celulosa y otros materiales más resistentes. Muchas bacterias atacan la celulosa, pero hacia el final del proceso de

Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas
Introducción

compostaje, cuando las temperaturas disminuyen, son los hongos y actinomicetes los que predominan. Para asegurar una buena actividad de estos organismos, es necesario airear la masa en forma frecuente. (Frioni, 1999).

Bacteria	Actinomicetes
<p>Mesófilas</p> <p><i>Cellulomonas folia</i></p> <p><i>Chondrococcus exigus</i></p> <p><i>Myxococcus fulvus</i></p> <p><i>Thiobacillus thiooxidans</i></p> <p><i>Thiobacillus denitrificans</i></p> <p><i>Aerobacter sp.</i></p> <p><i>Proteus sp.</i></p> <p><i>Pseudomonas sp.</i></p>	<p>Termotolerantes</p> <p><i>Micromonospora vulgaris</i></p> <p><i>Nocardia brasiliensis</i></p> <p><i>Streptomyces rectus</i></p> <p><i>Streptomyces themofucus</i></p> <p><i>Streptomyces thermophilus</i></p> <p><i>Streptomyces thermoviolaceus</i></p> <p><i>Thermonospora fusca</i></p> <p><i>Termonospora glaucus</i></p> <p><i>Thermoactinomyces sp.</i></p> <p><i>Termopolyspora sp.</i></p>
<p>Termófilas</p> <p><i>Bacillus stearothermophilis</i></p>	
Hongos	Hongos
<p>Mesófilos</p> <p><i>Fusarium culmorum</i></p> <p><i>Fusarium roseum</i></p> <p><i>Stysanus stemonitis</i></p> <p><i>Coprinus cinereus</i></p> <p><i>Aspergillus niger</i></p> <p><i>Geotrincum candidum</i></p>	<p>Termófilos</p> <p><i>Aspergillus fumigatus</i></p> <p><i>Humicola insolens</i></p> <p><i>Micro pusillus</i></p> <p><i>Dactylomyces crusyaceous</i></p> <p><i>Torula thermophila</i></p>

<i>Mucor jansseni</i>	
-----------------------	--

Tabla 1: Principales microorganismos aislados en un compost

Los microorganismos autóctonos, se encuentran generalmente en cantidad y calidad suficiente para producir la descomposición. La aireación de las pilas asegura la multiplicación de los microorganismos en toda la masa.

1.2 Parámetros del proceso

El proceso de compostaje se basa en la actividad de microorganismos quienes son los responsables de la descomposición de la materia orgánica. Para que estos microorganismos puedan vivir y desarrollar la actividad descomponedora son necesarias condiciones óptimas de temperatura, aireación, nutrientes, relación carbono-nitrógeno (C/N), pH y humedad- porosidad.

Temperatura

La temperatura es la primera información de que el proceso de descomposición se ha iniciado, y por lo tanto, es un indicador de su funcionamiento.

Las moléculas orgánicas contienen energía almacenada en sus enlaces que se libera cuando la molécula se degrada y transforma en otras más sencillas. Por lo cual, los cambios de temperatura durante la evolución del proceso proporcionan información directa del correcto funcionamiento del mismo. (Gómez Barrena R, 2006).

Organismos	Observaciones
<i>Salmonella typhosa</i>	No crece por encima de 46° C. Muere en 30 min. A 55-60°C
<i>Salmonella sp.</i>	Muere en 1 hora a 55° C
<i>Escherichia coli</i>	Muere en 1 hora a 55° C
<i>Entamoeba histolytica cysts</i>	Muere en pocos minutos a 45° C
<i>Taenia saginata</i>	Muere en pocos minutos a 55° C
<i>Trichinella spiralis larvae</i>	Muere en pocos minutos a 55° C
<i>Brucela abortus, brucilla suis</i>	Muere en 1 hora a 55° C
<i>Micrococcus pyogenes var. aureus</i>	Muere en 10 min. A 50° C
<i>Streptococcus pyogenes</i>	Muere en 10 min. A 54° C
<i>Mycobacterium tuberculosis var. Horminis</i>	Muere en 15-20 min a 66° C
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	Muere en 45 min. A 55° C
<i>Necator americanus</i>	Muere en 50 min. A 45° C
<i>Ascaris lumbricoides (huevos)</i>	Muere en menos de 1 hora por encima de 50° C
<i>Shigella sp.</i>	Muere en 1 hora a 55°C

Tabla 2: Temperaturas y tiempo de exposición requerido para la destrucción de algunos parásitos y organismos patógenos.

El mantenimiento de temperaturas elevadas asegura la higienización del material, pero pueden presentar problemas de inhibición de la actividad de la mayoría de microorganismos si éstas son muy altas. Por lo tanto, es necesario conseguir un equilibrio

que se alcanza entre la máxima higienización y la biodegradación. Se considera que la mayor diversidad microbiana se consigue entre 35 y 40° C, la máxima biodegradación entre 45 y 55° C y la higienización cuando se superan los 55° C (McGregor *et al.*, 1981).

Aireación

La presencia de oxígeno es imprescindible para que se desarrolle el proceso en condiciones aerobias. Durante todo el proceso de descomposición de la materia orgánica, el oxígeno debe ser repuesto, para favorecer la degradación de la misma.

Las funciones básicas de la aireación son las siguientes (Haug, 1993):

- Suministrar el oxígeno necesario para permitir la actividad de los microorganismos aerobios
- Favorecer la regulación del exceso de humedad por evaporación
- Mantener la temperatura adecuada
- Incrementar la actividad de los microorganismos, lo que genera un desprendimiento de energía y como consecuencia, un incremento de la temperatura
- Favorecer el enfriamiento al renovar el aire caliente por frío
- Puede provocar una pérdida excesiva de humedad y frenar el proceso provocando una bajada de la temperatura.

La provisión de oxígeno se puede producir por diferentes sistemas de aireación, los más comunes se producen de forma natural por ventilación pasiva cuando la mezcla tiene una porosidad y una estructura que favorece el intercambio gaseoso. También puede inducirse a través de volteos manuales o mecánicos, en donde se favorezca la homogenización del material, la incorporación de oxígeno a la mezcla, la redistribución de los microorganismos y la exposición de nuevas superficies para facilitar la degradación de la materia orgánica. Por último, existen métodos de ventilación forzada a través de redes de aireación que inyectan aire a las unidades de compostaje produciendo el intercambio gaseoso.

Por otra parte, aunque se disponga de buen sistema de aireación forzada, el volteo (manual o mecánico) no se debería eliminar debido a los beneficios anteriormente descritos.

pH

El pH es un parámetro que condiciona la presencia de microorganismos, ya que los valores extremos son perjudiciales para determinados grupos. Para conseguir que al inicio del compostaje la población microbiana sea la más variada posible hay que trabajar a pH cercanos a 7. Un pH extremo no es impedimento para el proceso, pero si lo es para la cinética, dificultando la puesta en marcha, el tipo de reacciones y la velocidad del compostaje, aunque con el tiempo aparece una cierta capacidad tampón del residuo causada por la formación de dióxido de carbono y amoníaco (Soliva, 2001).

Además de condicionar la actividad microbiana, el pH es indicador de la evolución del proceso. Así, en el inicio el pH puede disminuir debido a la formación de ácidos libres, pero a lo largo del proceso aumenta por el amoníaco desprendido en la descomposición de las proteínas (Costa *et al.*, 1991)

En el caso del compostaje de residuos avícolas, especialmente de guano, hay un aumento de pH causado por la liberación de nitrógeno amoniacal, esto trae como consecuencia un pH básico extremo que afecta el equilibrio ácido-base que influye en la conservación del nitrógeno (Tiquia, 2001).

Relación carbono-nitrógeno

Para que el proceso de compostaje se desarrolle correctamente es más importante conseguir un equilibrio entre los diferentes nutrientes, especialmente entre el nitrógeno (N) y el carbono (C), que un determinado contenido de ellos (Soliva, 2001).

El nitrógeno es el elemento más difícil de conservar, ya que se pierde por lavado en forma de nitratos, desnitrificación como nitrógeno gaseoso y por volatilización en forma de amoníaco (Costa, 1991; Bishop *et al.*, 1983).

Estos dos elementos deben encontrarse en una proporción adecuada, para evitar que el proceso sea más lento. En el caso de relaciones carbono/nitrógeno alta, son utilizadas para evitar la pérdida de nitrógeno; En cambio cuando la relación es baja se produce una pérdida de este. Se estima como relación C/N óptima valores entre 25 y 35 al inicio, pues

se considera que los microorganismos utilizan de 15 a 30 partes de carbono por una de nitrógeno (Frioni, 1999; Soliva, 2001).

La relación C/N de un residuo se puede ajustar mezclando éste con otro residuo de características complementarias. Puede ser el mismo agente estructurante utilizado para acondicionar la mezcla, o un material de composición complementaria para corregir la relación. Es importante tener en cuenta la relación C/N realmente disponible para los microorganismos, ya que en algunas ocasiones se puede cometer el error de añadir un material complementario que en la práctica no aumente la relación. Esto ocurriría por ejemplo, si se utilizara un material con un alto contenido en carbono de difícil degradación (celulosa y lignina) para aumentar la C/N de un material rico en nitrógeno. Hay autores que recomiendan referir la relación C/N a carbono y nitrógeno disponible biológicamente (Barrena Gómez , 2006).

Humedad y porosidad

La descomposición aeróbica puede producirse con contenidos de humedad variable siempre que se airee adecuadamente. Si la humedad es máxima habrá menos oxígeno y serán necesarias remociones más frecuentes. Si los residuos están muy secos los microorganismos no pueden metabolizar adecuadamente y los procesos de descomposición se interrumpen (Soliva, 2001).

El contenido de agua del material a compostar es muy importante ya que los microorganismos solo pueden utilizar las moléculas orgánicas si están disueltas en agua. Además, el agua favorece la migración y colonización microbiana.

El rango óptimo de humedad se encuentra entre un 50-60%, aunque puede variar en función de la naturaleza del material.

En general, el contenido de agua del material en compostaje disminuye a lo largo del proceso a causa del calor generado por la propia actividad microbiana. La evolución de este parámetro se utiliza como indicador del funcionamiento del proceso. Aunque durante el compostaje se ha de mantener una humedad adecuada para la supervivencia de los microorganismos, es conveniente para el producto final que los valores de humedad disminuyan, para facilitar su manipuleo. (Kelleher *et al.*, 2002)

La porosidad de un material sólido, es la fracción de volumen vacío respecto al volumen total. Se entiende como espacio vacío al volumen que no está ocupado por la fracción sólida del residuo. Si el residuo carece de porosidad debe ser acondicionado con material estructurante, ya que es importante operar en unas condiciones de trabajo que faciliten la existencia de poros (con diferentes tamaños) y que éstos compuestos estén equilibradamente por aire y agua (Barrena Gómez R, 2006).

1.3 Estabilidad y madurez de compost

Un compost inmaduro y sin estabilizar puede provocar muchos problemas durante su almacenaje, distribución y uso.

La estabilidad biológica y la humificación, son consideradas de forma conjunta, es lo que desde un punto de vista estrictamente científico supone el concepto de madurez del compost (Senesi, 1989, Iglesias Jiménez & Pérez garcía, 1989). En la práctica, se le llama compost maduro a un material térmicamente estabilizado, lo cual no implica necesariamente una estabilización biológica.

Hay diferencias entre el grado de estabilidad biológica del compost (que se determina normalmente mediante test respirométrico) y el grado de madurez. El concepto de estabilidad biológica del compost se entiende como la tasa o grado de descomposición de la materia orgánica, lo cual se puede considerar en función de la actividad microbiológica.

Se puede definir el grado de madurez como sinónimo únicamente de ausencia de fitotoxicidad en el producto final, producidos por determinados compuestos orgánicos fitotóxicos (amoníaco, ácidos orgánicos, compuestos fenólicos hidrosolubles), que se forman durante la etapa activa del compostaje. Por lo tanto, el grado de madurez puede determinar mediante la respuesta vegetal y animal, para este propósito se realizan numerosos bioensayos (test de germinación de semilla de *Lactuca sativa*, test de sobrevivencia de *Eisenia foetida*).

La evaluación de la madurez del compost ha sido reconocida como el problema más importante para su futura utilización agronómica.

En cuanto a la medida de la estabilidad del compost también se han propuesto diferentes métodos basados en propiedades físicas, químicas y biológicas.

- Métodos físicos: temperatura de la pila, oxígeno, olor y color, densidad óptica de los extractos.
- Métodos químicos: contenido materia orgánica, relación C/N, demanda química de oxígeno, contenido de ácidos húmicos y fúlvicos.
- Métodos biológicos: índice respirométrico, medido como consumo de oxígeno o producción de CO₂, ensayos de germinación y crecimiento de las plantas, etc.

2. OBJETIVOS

Objetivo general

El objetivo de este trabajo es evaluar si los residuos avícolas pueden ser transformados mediante el compostaje y mejorar las condiciones del proceso, a través del agregado de aditivos para obtener una enmienda estable con aptitud de ser empleada en suelos

Objetivos Específicos

- Minimizar los efectos adversos que producen los desperdicios avícolas al ambiente, a través de la tecnología de compostaje.

- Disponer de métodos físico-químicos, microbiológicos y ecotoxicológicos, para caracterizar globalmente a los subproductos obtenidos de la biotransformación de los residuos, tratando de asegurar la inocuidad y bioseguridad en los productos obtenidos.

- Mejorar las condiciones de vida dentro de los establecimientos avícolas y del entorno periurbano afectado por la actividad.

3. HIPÓTESIS

El compostaje constituye una técnica microbiológica capaz de degradar y transformar a los residuos avícolas minimizando el riesgo potencial de contaminación química y biológica que pudiera contener.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Residuos utilizados

El residuo avícola a procesar fue extraído de galpones automatizados de aves para producción huevo (ponedoras) (Fig.2 y 3), situados en una granja en la localidad de Mercedes, Provincia de Buenos Aires (34° 42'43,18'' S; 59° 31'19,91''O). Asimismo se utilizó cama de pollos para engorde (parrilleros) y cama de equinos (compuesta por viruta y estiércol) para balancear la conformación de la mezcla en la relación (C/N).



Figura 2: Vista interna de la acumulación de guano



Figura 3: Vista de interna de galpones con acumulación de guano

Los ensayos se realizaron en la Planta de Transformación de Residuos Orgánicos dependiente del Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMyZA) INTA Castelar, Laboratorio de Mosca Domestica II y Transformación Microbiana de los Residuos (Fig. 4).

Característica de los residuos

Se analizaron las relaciones C/N de cada uno de los residuos factibles de ser procesados.

Las propiedades iniciales de cada material se muestran en la Tabla (3).

Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas
Materiales y Métodos

	% de Nitrógeno	% de Cot	R. Cot/NT	Ph	CE (ms/cm)	% Humedad	Densidad gr/cm ³
<i>Cama parrillero</i>	2.18	24.47	11.20	7.65	3.44	27.65	0.215
<i>Cama de caballo</i>	1.23	43.42	35.17	8.72	2	42.97	0.200
<i>Guano ponedora</i>	6.79	37.36	5.50	7.53	3.28	72.48	0.996

Tabla 3: Valores iniciales de las materias primas utilizadas



Figura 4: Planta piloto de transformación de residuos, ubicada en el campo experimental IMYZA-INTA Castelar

4.2 Metodología de tratamiento

Al llegar los residuos a la planta piloto de tratamiento, se procedió a realizar las diferentes mezclas y se comenzó con el armado de las unidades de compostaje. Las pilas fueron efectuadas inicialmente con 6 m³ de guano + 2.6 m³ de cama de parrillero + 2 m³ de cama de caballo, llegando a un volumen final por pila de 2 m³ cada una, formando la mezcla inicial para los dos tratamientos.



Figura 5: Guano de ponedora



Figura 6: Cama de parrilleros

La aireación fue realizada con volteos manuales cada 3-5 días, de acuerdo a los niveles térmicos que surgieron durante la etapa de control. La humedad se mantuvo entre 40-60 %, en donde la incorporación de agua fue realizada en forma manual durante el volteo de las pilas.

Composición de los tratamientos

Se realizaron dos tratamientos diferentes, por duplicado.

Tratamiento Control (T1): Mezcla inicial con el agregado de 40 Kg. sulfato de calcio (SO_4Ca_2) para poder bajar los valores de pH (7 – 7,8).

Tratamiento con Agregado de Aditivos (T2): Mezcla inicial con el agregado de Los siguientes aditivos:

- 40 kg de SO_4Ca_2
- 20 Kg. de zeolita
- 8 Kg. de azufre elemental,
- 40 Kg. de melaza diluida a 150 litros

El uso del sulfato de calcio y del azufre se realizó con el objetivo de disminuir el pH. Mientras que el empleo de zeolita se realizó con el fin de reducir las emisiones de olores. Por último, el empleo de la melaza fue para incorporar carbono rápidamente disponible a la mezcla.



Figura 7: Operario realizando las mezclas para cada tratamiento

4.3 Toma de Muestra

Cada tratamiento contó con dos repeticiones. En cada repetición se tomaron dos muestras en forma aleatoria.

Un total de ocho muestras por fecha de muestreo, fue analizado semanalmente. Se realizaron las recolecciones de muestras, designándose a cada tiempo de muestreo con la siguiente denominación: (0; 1; 2, etc.) correspondiendo a la semana de muestreo.

La extracción de las muestras se realizó en tres sectores de la pila de compostaje, (Superior, medio y inferior) (fig. 8).

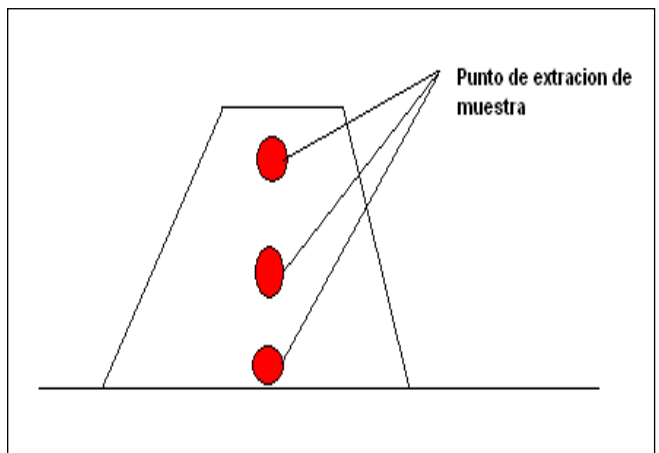


Figura 8: Puntos de muestreo de las pilas de compostaje

Las muestras obtenidas, fueron homogeneizadas y cuarteadas hasta obtener una alícuota representativa de 1 Kg (fig.9).



Figura 9: Extracción y homogenización de los tres puntos antes del cuarteo



Figura 10: Cuarteo de muestra



Figura11: Solo dos cuartos eran utilizados

Posteriormente, para preservarlas, fueron llevadas a heladera a 4°C de temperatura.

Frecuencia de muestreo

La frecuencia de muestreo dependió de la sensibilidad de cada parámetro indicador de la actividad microbiana durante el proceso de degradación y de los de madurez. Los primeros mencionados son la temperatura, humedad, conductividad eléctrica, pH. Los correspondientes a madurez son CIC, COT, IG y microbiológicos. (Tabla 4):

Parámetros	Diarios	Semanales	Quincenales
Temperatura	✓		
pH		✓	
Cond. Eléctrica		✓	
CIC			✓
COT			✓
NH ₄			✓
NO ₃			✓
Microbiológicos			✓
Ecotoxicológicos			✓

Tabla 4: Frecuencia de análisis.

4.4 Variables fisicoquímicas

- Temperatura

Diariamente este parámetro fue determinado con termómetro en una misma franja horaria e igual profundidad.

Se realizaron cinco lecturas en diferentes puntos de la pila de compostaje.



Figura 12: Toma de temperatura

- **Contenido de Humedad**

La medición de este parámetro fue realizada mediante la metodología descrita en Análisis de suelos, fundamentos y técnicas de Ortiz Hernández.

- Pesar en una balanza de precisión un crisol de porcelana previamente tarado (T) la muestra de humedad (PO).
- Secar la muestra en estufa a 105 °C por un periodo de 18 hs, posteriormente sacar la muestra de la estufa y pesar (PF)
- Determinar el porcentaje en humedad (%H) y el porcentaje de materia seca (% MS) según las ecuaciones

$$\%H = (PO - Pf) / (PO - T) \times 100$$

$$\% MS = 100 - \% H$$

- **pH y conductividad**

Estos parámetros fueron determinados según el procedimiento descrito en Análisis de suelos, fundamentos y técnicas *de* Ortiz Hernández L y Sanchez Salinas E. 1993).

Ambos parámetros se determinan sobre extracto acuoso, la relación utilizada muestra /agua destilada es de 1/5.

- Preparación extracto acuoso: se pesan 10g de muestra en balanza precisión y luego se introducen en un recipiente de 250 ml junto con 50 ml de agua destilada.
- Se agita durante una hora en agitador de plano horizontal, y luego se deja reposar por una hora para su posterior medición.
- Medida de pH: se realizó mediante la utilización de pH-metro previamente calibrado, con electrodo sumergido en el extracto acuoso (Thermo Orion 5 star).
- Medida de conductividad: se realizó la lectura con el conductímetro sumergido dentro del extracto acuoso (Thermo Orion 5 star).

- **Carbono orgánico total (COT)**

La metodología utilizada para la medición de este parámetro, fue la descrita por Walkey & Black.

- El carbono total de la muestra, se oxida con dicromato de potasio tras una digestión en caliente con ácido sulfúrico. El Cr^{+6} es reducido a Cr^{+3} , la materia orgánica es oxidada y el OH^- liberado es neutralizado por el ácido.

$\% \text{ carbono total} = \% \text{ materia orgánica} / 1,724$

Donde: 1.724, es el factor de Van Benmelen para estimar la materia orgánica (M.O.) a partir de C orgánico, el cual resulta de la suposición de que la M.O. contiene un 58% de Carbono.

- Nitrógeno total

Este parámetro fue medido utilizando la metodología basada en la técnica Kjeldahl.

Esta técnica consta de 3 pasos: digestión, destilación y titulación.

Durante la digestión se produce la destrucción de la materia orgánica y consecuente mineralización del nitrógeno orgánico, el cual es fijado por el H_2SO_4 y transformado en $SO_4(NH_4)_2$.

El Ácido Sulfúrico deshidrata y oxida totalmente la muestra (H_2O CO_2 y SO_2). Formando sulfatos ácidos y reteniendo el ión amonio (NH_4HSO_4), por eso es necesario que sea agregado en exceso.

Como la acción del ácido sulfúrico es sumamente lenta (24 /48 hs) se agrega una mezcla reguladora que consta de selenio metálico, sulfato de potasio y sulfato de cobre, que actúan como catalizadores propiamente dichos, cuya función es la de aumentar la temperatura de ebullición.

En la destilación por arrastre con vapor de nitrógeno, previa liberación por una base fuerte.

Ya que el NH_4HSO_4 es una sal de una base débil y ácido fuerte, es necesario emplear una base fuerte para liberar el amoníaco. Para ello se emplea una mezcla de NaOH y

tiosulfato de sodio, que cumple las siguientes funciones: neutralizar el exceso de ácido sulfúrico, y liberar el amoníaco. También es necesario que sea agregado en exceso.

El amoníaco liberado durante la destilación se retiene en un exceso de ácido bórico al 4% para formar una sal débil por eso se valora el amoníaco con un ácido patrón fuerte. Se usa un indicador mixto compuesto por rojo de metilo y verde de bromocresol.

- Digestión: colocar en un balón kjeldahl 0,5 / 1gr de compost pesados Agregar: 3gr de la mezcla catalítica (Selenio + Sulfato de Cobre + Sulfato de potasio), 5ml de ácido sulfúrico concentrado.
- Blanco: Calentar adecuadamente hasta que cese la formación de espuma y el contenido se haya licuado completamente. Digerir por ebullición hasta que el líquido se torne de un color azul verdoso, y a partir de ese momento continuar la ebullición durante 30 minutos adicionales. La digestión se realiza en el digestor (buchí) media hora en nivel 4 y luego media hora en nivel 7. Luego se apaga, y se deja enfriar por el lapso de 15 minutos
- Destilación: colocar en un Erlenmeyer ácido bórico al 4%, junto con el indicador (alrededor de 30 ml). Colocar el Erlenmeyer a la salida del aparato de destilación de tal forma que el condensado burbujee en la solución. A cada balón kjeldahl agregarle agua destilada, y ponerlo en el destilador, posteriormente agregarle la mezcla de NaOH y tiosulfato de sodio. Destilar por arrastre con vapor por 3 minutos. Retirar el balón, enjuagar con agua destilada y retirar el Erlenmeyer para titular.

- Titulación: en una bureta agregar ácido clorhídrico 0,1 N y titular el contenido de los Erlenmeyer hasta que tomen color rosa. Anotar el volumen de ácido clorhídrico gastado.

Cálculo:

$$\% \text{ P/P de Nitrógeno Total} = ((14 * (V - V_0) * C/M)) * 100$$

V: Volumen de ácido clorhídrico gastado con la muestra

V₀: Volumen de ácido clorhídrico gastado con el blanco

C: Normalidad del ácido

M: Masa de la muestra en gramos

- **Capacidad de intercambio catiónico (CIC)**

Para la medición de este parámetro se empleo la Técnica modificada de Harada e Inoko (1980)

El método se basa en la saturación del complejo de intercambio con acetato de amonio (NH₄CH₃COO), a continuación se lava con alcohol para eliminar los posibles restos de (NH₄⁺) que no estén adsorbidos en los sitios de intercambio. Posteriormente se utiliza cloruro de sodio (NaCl) para desplazar el (NH₄⁺) adsorbido, así este pasa a la solución para ser cuantificado a través de una destilación por arrastre de vapor (equipo Bremmer) y se titula el producto de la destilación con un H₂SO₄ 0,05 N.

Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas
Materiales y Métodos

- Pesar 1 gr de muestra en un tubo de centrifuga y agregar 15 ml de $\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$ 1 N pH =7. Agitar 5 minutos. Centrifugar y desechar el líquido sobrenadante.
- Al sedimento agregar 15 ml de alcohol remover y agitar 5 minutos. Centrifugar y desechar el líquido sobrenadante. Nuevamente al sedimento agregar 15 ml de ClNa 1 N, remover y agitar 5 minutos y centrifugar
- Recoger el líquido sobrenadante en un recipiente con tapa a rosca, tratando de que no pase residuo sólido.
- Repetir la operación y al sedimento agregar 15 ml de ClNa 1 N, remover y agitar 5 minutos y centrifugar.
- Recoger el líquido en el recipiente que contiene el sobrenadante anterior, tratando de que no pase residuo sólido. Asegúrese que pase todo el líquido.
- Destilar en el equipo de arrastre por vapor (Bremmer).
- Titular el destilado obtenido con una solución de H_2SO_4 0,05 N.

Cálculos

m= masa de la muestra Alícuota = 30 ml

$(V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4}) \times A = \text{mequiv intercambiados en la muestra}$

Como la C.I.C se expresa por 100 gr de muestra

$\text{Meq} \times 100 / m = \text{C.I.C meq/ 100 gr de muestra}$

- Amonio (NH_4^+)

Este parámetro fue medido por el método J M 1965 Inorganic forms of nitrogen.

- *Acondicionamiento de la muestra:*

- Se coloca una capa fina de muestra en una bandeja de aluminio
- Se deja secar la muestra en estufa a 40°C
- Se muele la muestra en un mortero
- Se tamiza la muestra con un tamiz de 2 mm de diámetro.

- *Extracto de la muestra*

- Se pesan 10 gr de muestra
- Se agregan 50 ml de KCL 2N
- Se deja agitar durante 2 hs
- Se filtra el sobrenadante
- Se mide el extracto por destilación

- *Destilación y titulación de la muestra extractada*

- Poner en funcionamiento el equipo de destilación durante unos 5 minutos, haciendo pasar vapor de agua, para eliminar posibles restos de amoníaco
- Poner entre 5 a 10 ml de muestra en el matraz de destilación, junto con 1 gramo de óxido de magnesio e iniciar la destilación.
- Recoger el destilado en un vaso de precipitado de 50 ml en el cual se hallan 5 ml de ácido bórico y 4 gotas de indicador.
- Después de recoger 30 ml de destilado, valorar el destilado con la disolución de ácido sulfúrico 0,05 N (viraje de verde a rojo).

Cálculos:

El resultado se expresa como mg de NH₄ por litro:

$$\text{ppm Amonio} = \frac{\text{Vol. De H}_2\text{SO}_4 \times 18 \times \text{N del H}_2\text{SO}_4 \times 100}{M \times 1000}$$

$$M \times 1000$$

M = masa de la muestra

Siendo V el volumen de ácido sulfúrico consumido en la valoración y N normalidad del ácido.

- **Nitrato (NO₃⁻)**

El Método utilizado para la medición de este parámetro fue el de J M 1965 Inorganic forms of nitrogen.

- En el mismo material contenido en el matraz (determinación de amonio), adicionar 2 g de aleación de Devarda (que transforma el nitrato que quedo a NH₃).
- Proseguir la destilación recibiendo el destilado en otro vaso de precipitado de 50 ml, el en cual se hallan 5 ml de solución de ácido bórico.
- Valorar el destilado con la disolución de ácido sulfúrico 0,05N (viraje de verde a rojo).

$$\text{Cálculos: ppm Nitrato} = \frac{\text{Vol. De H}_2\text{SO}_4 \times 62 \times \text{N del H}_2\text{SO}_4 \times 100}{M \times 1000}$$

$$M \times 1000$$

4.5 Variables microbiológicas

- Recuento de bacterias aerobias mesófilas

La metodología empleada fue analítica FIL 100b:1991 (recuento en placa por siembra en profundidad)

- Pipetear en placas de Petri estériles por duplicado alícuotas de 1ml de las diluciones preparadas previamente.
- Inmediatamente verter en las placas inoculadas 10ml de agar fundido y templado a 45-50°C
- Mezclar el inóculo de siembra con el medio de cultivo procediendo de la siguiente manera:
 - Imprimir a la placa movimientos de vaivén 5 veces en una dirección.
 - Hacerla girar en sentido de las agujas del reloj 5 veces
 - Volver a imprimir movimientos de vaivén 5 veces en una dirección perpendicular a la primera y repetir el paso b).
- Como prueba de esterilidad, verter la misma cantidad de medio de cultivo, inclinándolo y girando las placas (dos) en las que no se haya depositado inóculo.
- Una vez solidificado el agar, invertir las placas e incubarlas en estufa a 35°C durante 48hs
- Contar todas las placas que presenten entre 30 y 300 colonias
- Calcular el número de microorganismos aerobios y anaerobios facultativos mesófilos por gramo de muestra. Expresar el resultado como UFC/g.



Figura 13: Siembra de microorganismos aerobios mesofilos

Recuento de coliformes totales

Se utilizó la metodología de recuento rápida en placas petrifim.

- A partir de las diluciones preparadas y previa homogenización, pipetear 1ml de c/u, por duplicado, en placas Petrifilm 3M.
- Incubar a 35 °C durante 48 hs.
- Contar las colonias azules con y sin burbujas



Figura 14: Siembra de coliformes totales y determinación *E. coli*.

- ***Salmonella* en 10 gramos**

La metodología analítica utilizada fue la FIL 93A: 1985.

- Enriquecimiento no selectivo: pesar 10 g del compost en recipientes estériles tarados. Agregar 90 ml de caldo lactosado e incubar 18-24 hs a 35°C.
- Enriquecimiento selectivo: pipetear 1ml del cultivo del enriquecimiento no selectivo en un tubo que contenga 10 ml de caldo tetrionato y 1ml en otro tubo que contenga 10ml de caldo selenito- cistina incubar los tubos a 35°C 24hs.
- Sembrar en placas de agar selectivo: a partir de los cultivos de enriquecimiento selectivo sembrar en estrías por agotamiento con el fin de obtener colonias

Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas
Materiales y Métodos

aisladas, en los siguientes medios sólidos: a) agar verde brillante, b) agar verde brillante de Mc Conkey, c) agar citrato desoxicolato, d) agar *Salmonella*. *Shigella*, e) agar bismuto. sulfito, f) agar xilosa-lisina-desoxicolato, g) agar Hextoen. Incubar a 35°C 24hs, si no aparecen col. típicas luego de ese tiempo, incubarlas y examinarlas a las 48hs.

- Realizar pruebas bioquímicas a las col. típicas: I.M.Vi.C.(- +- -), TSI (pico rojo fondo amarillo con o sin SH₂, con o sin gas), fenil alanina(-), descarboxilacion de la lisina (+).
- Identificación serológica: se realiza con las cepas que dieron reacciones bioquímicas típicas. (aglutinación en sueros polivalentes).

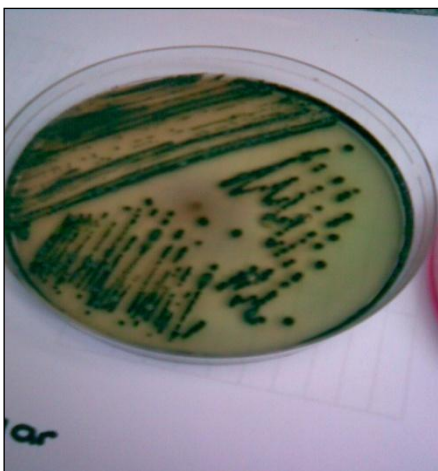


Figura 15: Colonias de *salmonella*



Figura 16: Identificación salmonella

4.6 Variables Ecotoxicológicas

- **Test de fitotoxicidad (bioensayo de germinación *Lactuca sativa*)**

La metodología empleada fue la descrita por Zucconi et al 1981.

Este ensayo permite evaluar la respuesta vegetal durante los primeros estadios del desarrollo, teniendo en cuenta el desarrollo radicular frente al extracto hidrosoluble del compost.

En este bioensayo se hicieron algunas modificaciones ya que se reemplazó la especie normalmente usada (semillas de berro, *Lepidium sativum*) por otra más adecuada a las condiciones ambientales de la región, semilla de lechuga, *Lactuca sativa*. Como también se modificó la preparación del extracto acuoso

- Preparación del extracto acuoso de la muestra: mezclar 3 g de muestra en 30 ml de agua destilada, agitando durante 60 minutos. Luego dejar reposar por una hora para luego extraer 4 ml del sobrenadante.
- Colocar en placas de petri 10 semillas de lechuga, sobre papel de germinación impregnado con el extracto acuoso y con agua destilada para su control.
- Las placas por duplicado son llevadas a estufa a 20°C, durante 120 horas en oscuridad.
- Pasados los 5 días se mide la elongación de la radícula de las plántulas ya formadas. Se toma como referencia la germinación normal del control, (100% germinadas); en donde se evalúa la elongación de la radícula.

Índice de germinación:

IG= longitud radícula muestra X numero germinadas muestra x 100

longitud radícula testigo x numero germinadas testigo

Porcentaje de inhibición:

$$\% I = \frac{\text{longitud radícula testigo} - \text{longitud radícula muestra}}{\text{Longitud radícula testigo}} \times 100$$

Cuando el índice de germinación (lg) supera el 70 %, el compost se encontraría en condición de madurez



Figura17: Placa con *L. sativa*



Figura18: Medición de *L. sativa*

4.7 Análisis estadístico

Los datos fueron evaluados estadísticamente por un modelo factorial para el análisis de la varianza (ANOVA). Se realizó el Test de Student para comparar medias de los tratamientos para cada parámetro y día del proceso.

Cuando los valores “T” resultaron significativos ($p < 0,05$) las medias de los tratamientos fueron comparadas mediante el Test de Tukey.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Características físico-químicos iniciales de las mezclas

En la tabla 5, se observan los parámetros fisicoquímicos iniciales de las mezclas para los tratamientos 1 y 2.

Inicialmente ambas muestras presentaban altos niveles de amonio (NH_4^+) en solución propio de la naturaleza del guano de ave; concordando con lo expuesto por Kelleher (2002), quien estudió el guano avícola, mencionando que el mismo contiene altas concentraciones de nitrógeno orgánico, debido a la presencia de elevadas concentraciones de proteínas y aminoácidos. Dependiendo de las condiciones ambientales un gran porcentaje de ese nitrógeno orgánico, entre 40-90%, es convertido en (NH_4^+).

Parámetro	Tratamiento (T 1)	Tratamiento (T 2)
pH	8,65 ±0,25	7,55 ± 0,21
CE	3,78±0,46	4,90 ±0,67
CIC	56,32±1,58	63,18 ±8,16
COT	30,12± 1,67	30,29 ±2,60
CIC/COT	1,88±0,13	2,08 ±0,15
N T	4,68 ±0,90	4,18± 0,62
C/N	6,65±1,54	7,41 ±1,46
NH_4^+	1357.73 ±183,6	1465,76±246,1
NO_3^-	59,78± 17,37	90,36 ±48,48
$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	24,46±9,23	19,51±8,72

Tabla 5: Caracterización físico-químicos inicial de las mezclas

Inicialmente los valores de pH para ambos tratamientos, tuvieron diferencias significativas; esto podría deberse al agregado de aditivos al comienzo del ensayo en el tratamiento 2 ($p < 0,05$). El T2, tuvo un valor ligeramente alcalino ($7,55 \pm 0,21$), mientras que el T1 alcanzó valores alcalinos ($8,65 \pm 0,25$), estos valores concuerdan con el trabajo expuesto por Tiquia *et al.* (2001) y Guerrero-Rodriguez (2001) quienes encontraron en residuos avícolas, valores de pH iniciales de 8,18 y 8.33.

5.2 Resultados físico – químicos

En la tabla 6 se muestran los valores físico-químicos obtenidos a lo largo del experimento realizado.

Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas
Resultados y Discusión

Variables	Días	0	7	14	21	28	36	43	50	57	64	71	85
pH	T1	8,65 ± 0,2 ^(a)	8,6 ± 0,0 ^(a)	8,58 ± 0,2 ^(a)	8,58 ± 0,1 ^(a)	8,18 ± 0,0 ^(a)	7,45 ± 0,0 ^(a)	7,5 ± 0,1 ^(a)	7,68 ± 0,2 ^(a)	7,4 ± 0,2 ^(a)	6,93 ± 0,1 ^(a)	6,78 ± 0,0 ^(a)	7,3 ± 0,0 ^(a)
	T2	7,55 ± 0,1 ^(b)	8,15 ± 0,1 ^(a)	8,1 ± 0,0 ^(a)	7,95 ± 0,0 ^(b)	7,83 ± 0,1 ^(a)	7,25 ± 0,0 ^(a)	7,35 ± 0,0 ^(a)	7,25 ± 0,1 ^(a)	6,95 ± 0,0 ^(a)	6,75 ± 0,0 ^(a)	6,58 ± 0,0 ^(a)	7,1 ± 0,0 ^(a)
CE	T1	3,78 ± 0,5 ^(a)	6,82 ± 0,2 ^(a)	7,92 ± 1,3 ^(a)	8,96 ± 1,17 ^(a)	4,87 ± 0,40 ^(a)	5,33 ± 0,57 ^(a)	5,43 ± 0,11 ^(a)	5,78 ± 0,6 ^(a)	6,04 ± 0,7 ^(a)	4,53 ± 1,1 ^(a)	4,92 ± 0,8 ^(a)	2,68 ± 0,1 ^(a)
	T2	4,91 ± 0,1 ^(a)	11,2 ± 0,0 ^(b)	9,83 ± 0,1 ^(a)	10,74 ± 0,2 ^(a)	9,14 ± 0,57 ^(b)	8,64 ± 0,25 ^(b)	7,43 ± 0,30 ^(b)	8,01 ± 1,5 ^(a)	8,3 ± 0,1 ^(a)	6,4 ± 0,5 ^(a)	6,62 ± 0,0 ^(a)	3,97 ± 0,4 ^(a)
H ^º	T1	61,94 ± 4,0 ^(a)	38,94 ± 0,1 ^(a)	62,06 ± 2,6 ^(a)	41,43 ± 5,6 ^(a)	51,54 ± 0,66 ^(a)	56,86 ± 24,52 ^(a)	45,78 ± 0,37 ^(a)	38,72 ± 3,4 ^(a)	31 ± 0,2 ^(a)	40,51 ± 0,8 ^(a)	45,44 ± 6,0 ^(a)	36,75 ± 0,3 ^(a)
	T2	61,84 ± 4,0 ^(a)	44,75 ± 1,0 ^(a)	51,52 ± 2,6 ^(a)	44,79 ± 7,1 ^(a)	54,28 ± 2,77 ^(a)	47,1 ± 2,43 ^(a)	47,57 ± 1,99 ^(a)	51,29 ± 2,2 ^(a)	38,16 ± 5,3 ^(a)	48,44 ± 0,2 ^(a)	34,37 ± 0,5 ^(a)	39,43 ± 3,1 ^(a)
COT	T1	30,12 ± 0,6 ^(a)	16,88 ± 0,0 ^(a)	19,25 ± 2,5 ^(a)	15,74 ± 0,8 ^(a)	14,94 ± 0,00 ^(a)	14,76 ± 1,07 ^(a)	13,75 ± 1,53 ^(a)	14,2 ± 2,0 ^(a)	11,31 ± 2,0 ^(a)	13,2 ± 2,1 ^(a)	12,6 ± 1,3 ^(a)	10,97 ± 0,2 ^(a)
	T2	30,29 ± 2,3 ^(a)	20,82 ± 2,1 ^(a)	15,53 ± 1,4 ^(a)	22,16 ± 0,0 ^(a)	17,8 ± 2,48 ^(a)	16,06 ± 0,80 ^(a)	16,36 ± 2,8 ^(a)	17,54 ± 1,5 ^(a)	13,81 ± 0,5 ^(a)	15,38 ± 1,5 ^(a)	15,17 ± 1,7 ^(a)	15,74 ± 2,6 ^(a)
CIC	T1	56,32 ± 1,0 ^(a)	s/d	36,28 ± 1,7 ^(a)	s/d	35,49 ± 3,77 ^(a)	s/d	38,11 ± 2,35 ^(a)	s/d	39,26 ± 2,5 ^(a)	s/d	39,07 ± 3,4 ^(a)	37,58 ± 0,8 ^(a)
	T2	63,18 ± 9,7 ^(a)	s/d	53,97 ± 4,3 ^(b)	s/d	46,39 ± 2,15 ^(a)	s/d	49,03 ± 5,1 ^(a)	s/d	48,54 ± 0,5 ^(a)	s/d	48,54 ± 0,6 ^(a)	50,19 ± 1,8 ^(a)
CIC/COT	T1	1,88 ± 0,0 ^(a)	s/d	2,39 ± 0,2 ^(a)	s/d	2,55 ± 0,00 ^(a)	s/d	2,85 ± 0,21 ^(a)	s/d	3,81 ± 0,9 ^(a)	s/d	3,42 ± 0,3 ^(a)	3,42 ± 0,1 ^(a)
	T2	2,09 ± 0,1 ^(a)	s/d	2,84 ± 0,4 ^(a)	s/d	2,69 ± 0,54 ^(a)	s/d	2,92 ± 0,34 ^(a)	s/d	3,31 ± 0,0 ^(a)	s/d	3,22 ± 0,0 ^(a)	3,22 ± 0,4 ^(a)
NH ₄ ⁺	T1	1357,7 ± 148 ^(a)	s/d	2467,7 ± 369 ^(a)	s/d	1958,8 ± 72,7 ^(a)	s/d	659 ± 172,8 ^(a)	s/d	661,7 ± 142 ^(a)	s/d	70,4 ± 15 ^(a)	21,9 ± 15 ^(a)
	T2	1465,7 ± 277 ^(b)	s/d	3872,4 ± 175 ^(b)	s/d	3677,4 ± 358,6 ^(b)	s/d	1374,8 ± 113,1 ^(a)	s/d	229,3 ± 69 ^(a)	s/d	169,3 ± 47 ^(a)	33,1 ± 6,1 ^(a)
NO ₃ ⁻	T1	59,77 ± 19,1 ^(a)	s/d	83,19 ± 17,2 ^(a)	s/d	52,04 ± 0,10 ^(a)	s/d	52,41 ± 0,02 ^(a)	s/d	68,6 ± 45 ^(a)	s/d	803,9 ± 317 ^(a)	333,3 ± 43 ^(a)
	T2	90,36 ± 34 ^(a)	s/d	92,48 ± 4,2 ^(a)	s/d	79,49 ± 26,2 ^(a)	s/d	58,71 ± 8,65 ^(a)	s/d	77,75 ± 1,9 ^(a)	s/d	1445,3 ± 743 ^(a)	334,2 ± 263 ^(a)
NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻	T1	24,46 ± 6,3 ^(a)	s/d	29,88 ± 1,8 ^(a)	s/d	38 ± 0,9 ^(a)	s/d	12,57 ± 3,24 ^(a)	s/d	3,4 ± 0,2 ^(a)	s/d	0,05 ± 0,0 ^(a)	0,06 ± 0,0 ^(a)
	T2	19,51 ± 8,6 ^(a)	s/d	42,01 ± 3,8 ^(a)	s/d	48,15 ± 11,4 ^(b)	s/d	23,7 ± 1,57 ^(a)	s/d	8,61 ± 0,6 ^(a)	s/d	0,33 ± 0,2 ^(a)	0,16 ± 0,1 ^(a)

Tabla 6: Resultados físico-químicos durante todo el proceso de compostaje. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

5.2.1 pH, Conductividad Eléctrica

En los tratamientos el pH se mantuvo con la misma tendencia durante los primeros 28 días con valores alcalinos (Fig. 19). Sin embargo el T1 tuvo un mayor incremento en este parámetro, observándose una mayor diferencia significativa en el día 20 del ensayo T1 ($8,58 \pm 0,18$) y T2 ($7,95 \pm 0,0$) ($p < 0,05$). Este comportamiento de aumento del pH, podría deberse a la producción de amoníaco formado durante el proceso (Costa *et al.*, 1991).

Los valores menores de pH encontrados en el T2, podrían explicarse debido al agregado de azufre; ya que al incorporar azufre elemental en condiciones de alcalinidad, se produce una acidificación del medio, en donde las bacterias (*Tiobacillus*) son las encargadas de oxidar los cristales de azufre produciendo iones, sulfatos e hidrógeno (Madigan *et al.* 1998).

A partir del día 36 el pH comenzó a disminuir, alcanzando valores ligeramente alcalinos hasta el término del ensayo a los 85 días T1 ($7,3 \pm 0,0$) y T2 ($7,1 \pm 0,0$), en donde se obtuvieron valores cercanos a la neutralidad; lo que indicaría la estabilización de la materia orgánica (Sesay *et al.*, 1995).

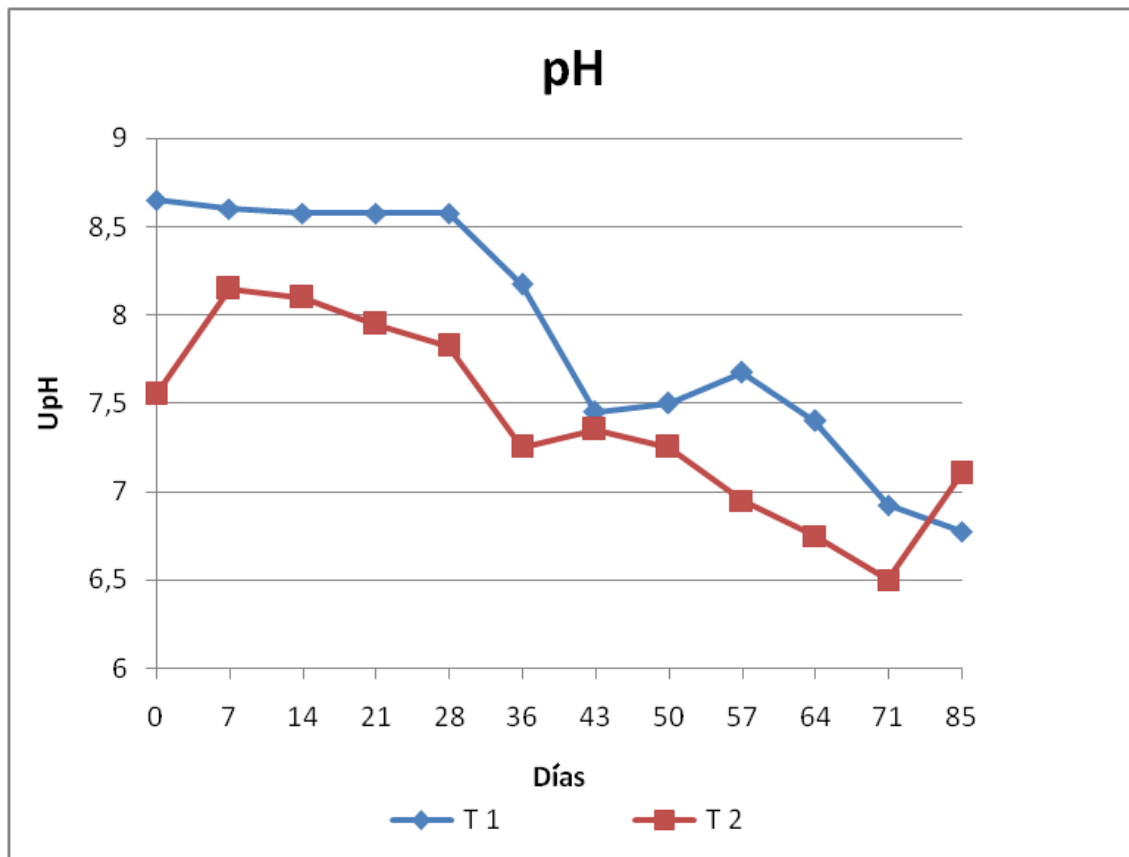


Figura 19: Variación del pH en función del tiempo.

Algunos autores (Quintana *et al.*, 2006) indican que los cambios en el pH durante el proceso se deben a la composición química del sustrato. El pH en el compost está influenciado por algunos sistemas ácido-base, entre ellos pueden mencionarse al sistema carbónico, con el dióxido (CO_2) que se forma durante la descomposición de la materia, en donde puede escapar a la atmosfera como gas o disolverse en los líquidos, formando ácido carbónico (H_2CO_3), bicarbonatos (HCO_3^-) y carbonato (CO_3^-). La tendencia del mismo, es a neutralizar el pH. Otro sistema es el del amonio (NH_4^+) – amoníaco (NH_3), que se forma cuando se descomponen las proteínas; durante la fase inicial del compostaje, la mayoría del nitrógeno metabolizado es usado para el crecimiento de los microorganismos, pero durante la fase de mayor actividad se libera el ión amonio, incrementando los valores de pH.

La conductividad eléctrica (CE) no proporciona información específica sobre las clases de sales presentes en el material. Pero es un excelente indicador de la presencia de sales solubles que existen en el compost.

En el ensayo la CE tuvo un ascenso inicial y un posterior descenso a lo largo del periodo de estudio en los distintos tratamientos (Fig. 20), observándose valores notablemente superiores en T2. Esta diferencia significativa en los tratamientos se apreció especialmente durante los días 7 ($6,82 \pm 0,23$) ($11,2 \pm 0,02$), 28 ($4,87 \pm 0,40$) ($9,14 \pm 0,57$), 32 ($5,33 \pm 0,57$) ($8,64 \pm 0,25$) y 43 ($5,43 \pm 0,11$) ($7,43 \pm 0,30$) para los tratamientos 1 y 2 respectivamente ($p < 0,05$).

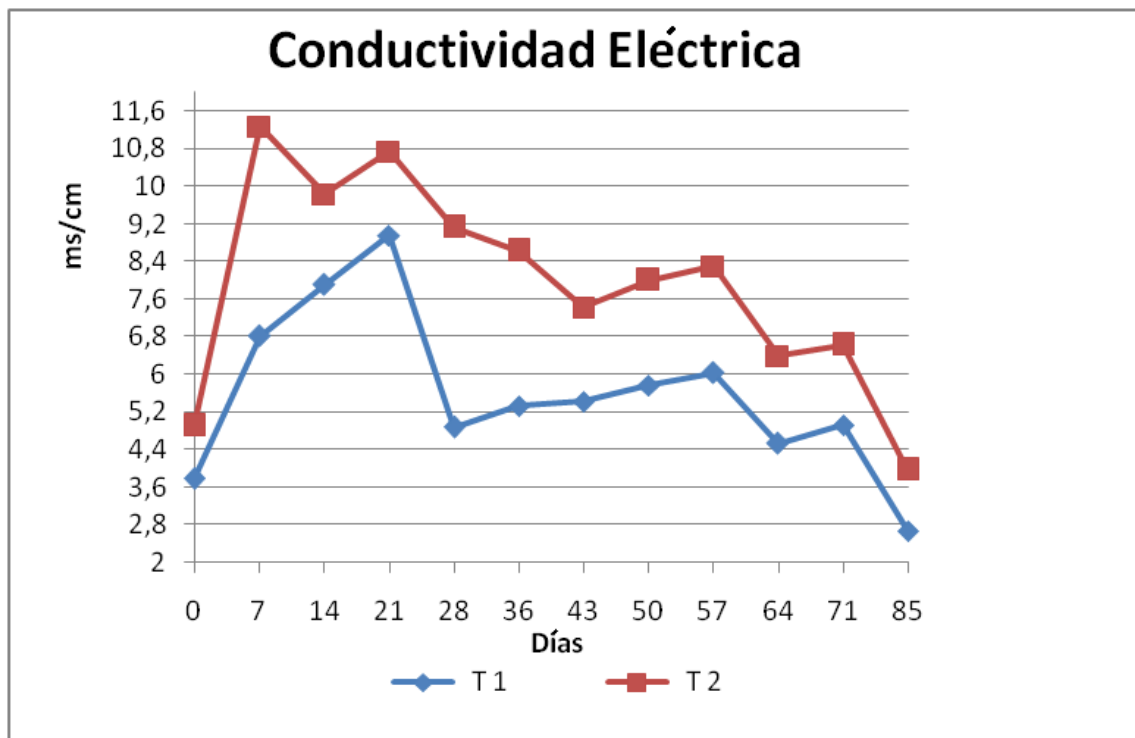


Figura 20: Variación de la conductibilidad eléctrica en función del tiempo

La CE está determinada por la presencia de las sales (iones amonio o nitratos) formados a lo largo del proceso. El aumento durante los primeros días de compostaje,

podría atribuirse al aumento de la salinidad del material provocado por la pérdida de masa durante la mineralización de la materia orgánica (fang *et al.*, 1998; Cáceres *et al.*, 2006). Otros autores (Laos *et al.*, 2002; Tognetti *et al.*, 2007) mencionan que el decrecimiento de la CE durante el proceso podría deberse a la lixiviación de sales.

Al finalizar el ensayo, la CE estuvo dentro de los rangos aceptados por la norma Chilena 2008, como compost de clase A al T1 ($2,68 \pm 0,08$) y como clase B al T2 ($3,97 \pm 0,45$).

5.2.2 Humedad y Temperatura

En ambos tratamientos la humedad (Fig. 21) se mantuvo dentro de los valores óptimos recomendados para el desarrollo del proceso, entre 50 y 60 % (Haug, 1993; Rynk *et al.*, 1991); ya que contenidos de humedad mayores al 75% inhiben el rápido comienzo del proceso de compostaje (Kelleher *et al.*, 2002) .

Las caídas de humedad observados en la Fig. 21 fue debida a diversos factores como la evaporación, lixiviación y aireación (Kelleher *et al.*, 2002).

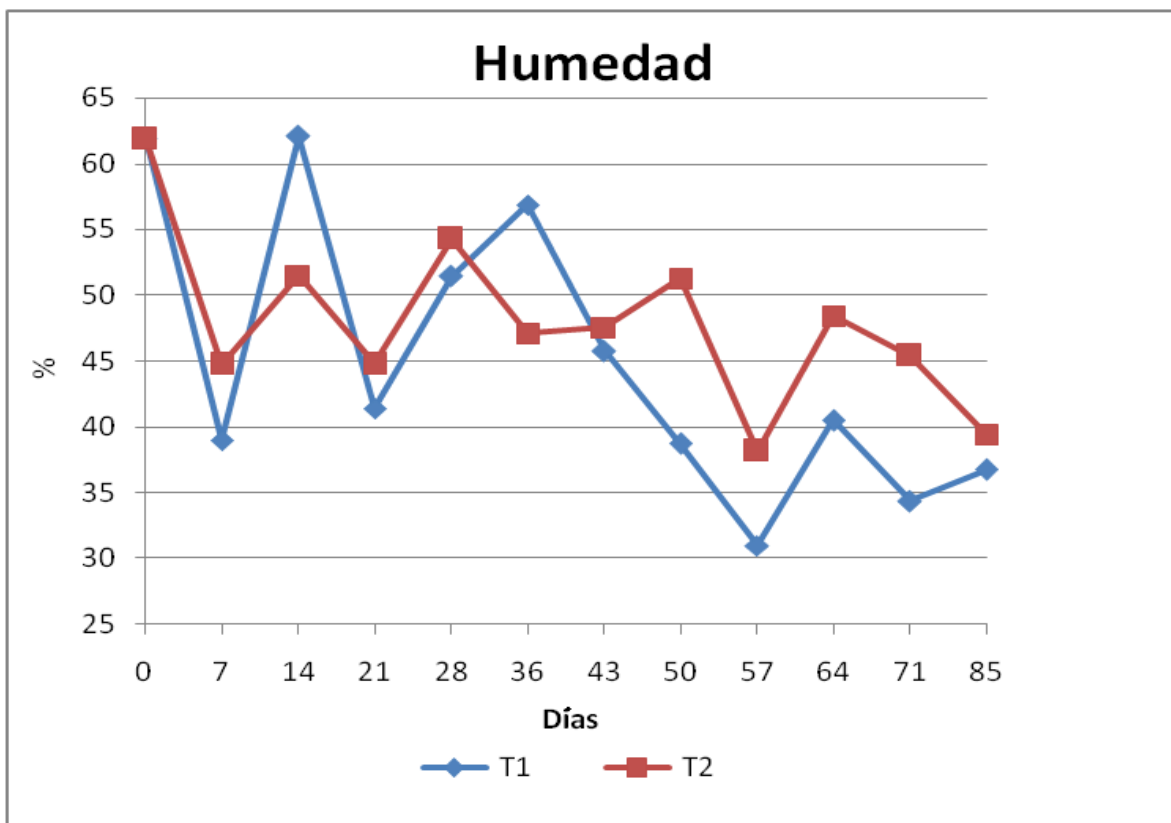


Figura 21: Variación de humedad en función del tiempo.

La temperatura es uno de los factores más importantes que gobiernan la velocidad de las reacciones bioquímicas (Defrieri *et al.*, 2005; Epstein 1997; McKinley *et al.*, 1985). Tiquia *et al.*, (2006) reportó que las altas y bajas temperaturas han sido correlacionadas con el incremento y descenso de la actividad microbiana. En otro trabajo, este mismo autor, encontró que la temperatura también está correlacionada con la mayoría de las propiedades más importantes del compostaje como la relación C/N, pH, amonio, nitrato y capacidad de intercambio catiónico.

Las fluctuaciones observadas durante este experimento, siguen un patrón similar a lo observado por otros sistemas de compostaje (Ros *et al.*, 2006). En donde, la temperatura inicial aumenta como consecuencia de la rápida degradación de la materia orgánica disponible por los microorganismos; cuando este parámetro

comienza a estabilizarse, la actividad microbiológica y los rangos de descomposición de materia orgánica decrecen y la temperatura disminuye gradualmente hasta niveles de temperatura ambiental, marcando el final del proceso. (Turan *et al.*, 2009).

Como se observa en la Fig. 22, concluida la primera semana del ensayo las temperaturas alcanzaron los 70°C. Durante las tres semanas siguientes, éstas se mantuvieron en el rango de los 50-60°C (fase activa). Las temperaturas de 52 a 60°C están asociadas a la etapa termofílica (McGregor *et al.*, 1981) presumiéndose que por las temperaturas alcanzadas hubo una higienización de los materiales, con la consecuente eliminación de posibles patógenos presentes en el material (Stentiford *et al.*, 1998; EPA 1994).

La fase activa termina cuando las temperaturas de la mezcla son estables y cercanas a la temperatura atmosférica (etapa final) (Sánchez-Monedero *et al.*, 2000). Este estadio fue alcanzado después de los 80 días de transcurrido el ensayo, llegando a temperaturas de 33,2°C y 33,4°C para los tratamientos 1 y 2 respectivamente.

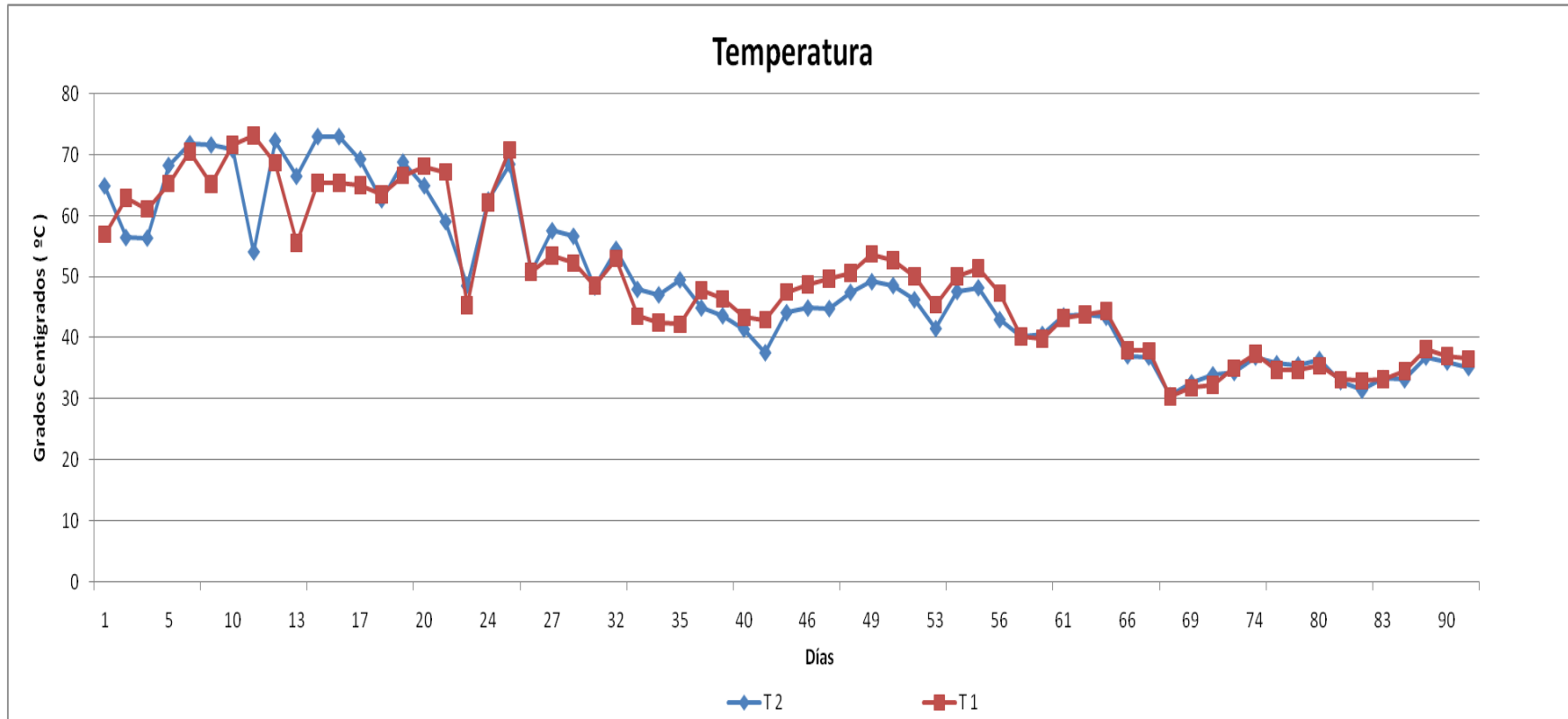


Figura 22: Variación de la temperatura en función del tiempo.

5.2.3 Carbono Orgánico Total, Capacidad de Intercambio Catiónico

El descenso del carbono orgánico total (COT), está relacionado con la degradación y la mineralización de materia orgánica. Es importante notar que durante el compostaje se produjo una disminución del contenido de COT; siendo desde el comienzo hasta el final del proceso (día 85) de 30,12 a 10.97 % (una disminución del 63.6%) y de 30,29 a 15,74 % (una disminución del 48%) para los tratamientos 1 y 2 respectivamente. Aunque no se hallaron diferencias significativas entre ambos tratamientos.

La mayor disminución fue observada durante los primeros 50 días (Fig. 23), pudiéndose atribuir esto, a la alta actividad microbiana presentes; debido a que requieren carbono y nitrógeno como fuente primaria de energía para su crecimiento, metabolismo y respiración (Costa *et al.*, 1991; Garcia *et al.*, 1999; Barrington *et al.*, 2002; Hao *et al.*, 2004).

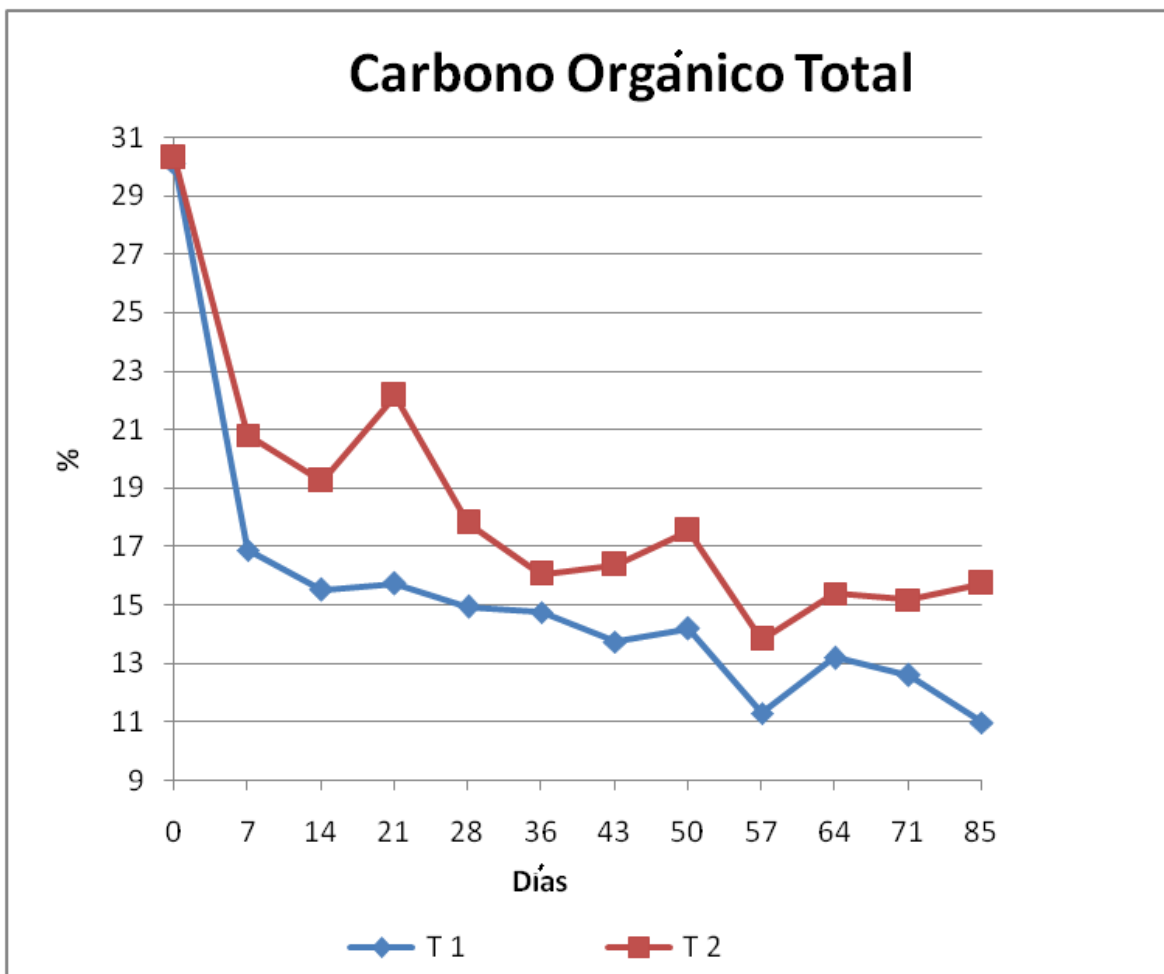


Figura 23: Variación carbono orgánico total a lo largo del proceso

El T2 tuvo mayor agregado de materia orgánica (*melaza*) al comienzo del proceso. Sin embargo el T1 mostró mayores rangos de degradación inicial de la misma. Estos resultados concuerdan con lo expuesto en el trabajo de Tognetti *et al.* (2006), donde las pilas con menor contenido de materia orgánica inicial, mostraron un índice de degradación mayor que las que tenían alta carga orgánica al comienzo del proceso.

La mayoría de los criterios usados para la evaluación de la estabilidad y calidad del compostaje, son basados en parámetros físico-químicos de la materia orgánica; dentro de

estos parámetros se encuentra la capacidad de intercambio catiónico (CIC). (Bernal *et al.*, 1996; Tiquia *et al.*, 2001).

En la Fig. 24 se muestra el comportamiento de la CIC durante todo el proceso de compostaje, pudiéndose observar una disminución para ambos tratamientos durante los primeros 28 días. La mayor diferencia significativa durante el proceso, se observó a los 14 días T1 ($36,28 \pm 1,75$) y T2 ($53,97 \pm 4,35$) ($p < 0,05$). Este comportamiento, podría ser explicado debido a una disminución del contenido de pectina (ácido úrico) fácilmente degradable. Harada & Inoko, (1980) encontraron que existe una relación lineal entre la CIC y el contenido de pectina en el compost.

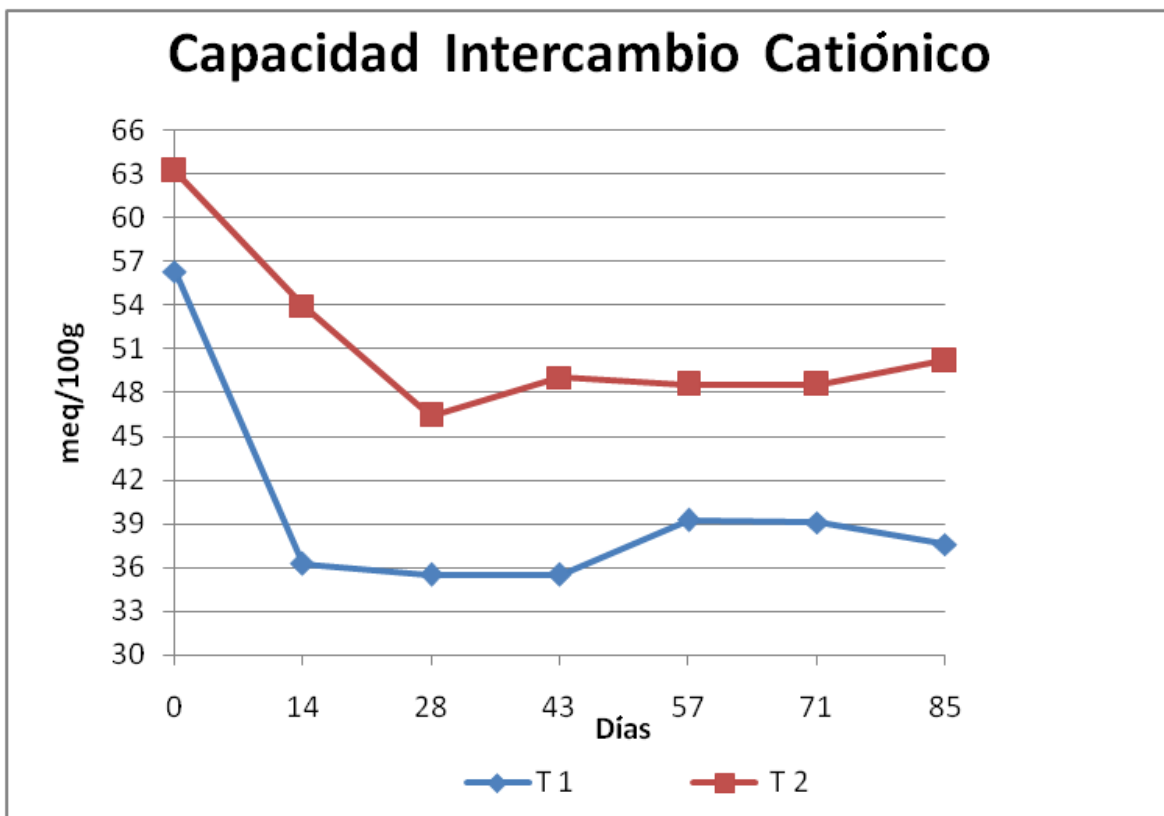


Figura 24: Variación de la Capacidad de Intercambio Catiónico en función del tiempo.

A partir de los 43 días del ensayo, se observó un leve incremento de la CIC, este fenómeno podría atribuírsele a la mineralización de los compuestos ricos en carbono, con la consecuente pérdida de masa; en efecto la materia orgánica que queda cuenta con mayor número de grupos funcionales que los que existían al principio del proceso.

El aumento de la CIC, durante la madurez y estabilización del compost, puede ser explicada no solo por la acumulación de materiales cargados negativamente, tales como lignina, sino también por un aumento de grupos carboxilos y/o hidroxilos fenólicos (Harada & Inoko,1980). Este mismo autor sugiere un valor mínimo de 60 meq/100g para que un compost pueda ser considerado maduro. En el presente trabajo se llegó a los 85 días a un valor de $37,58 \pm 0,84$ y $50,19 \pm 1,80$ para los tratamientos 1 y 2 respectivamente; no alcanzando el valor propuesto por el autor mencionado anteriormente.

En lo que respecta a la relación CIC/COT (Fig. 25) se pudo percibir un aumento durante todo el ensayo, lo que sugiere que, cuanto mayor sea la madurez de los productos compostados, más elevada será la relación de este parámetro. Esto puede explicarse, debido a que existiría un mayor número de grupos funcionales por unidad de carbono. Los valores alcanzados al final del proceso fueron de $3,42 \pm 0,13$ y $3,22 \pm 0,44$ para los tratamientos 1 y 2 respectivamente. No se hallaron diferencias significativas entre los tratamientos a lo largo de la experiencia.

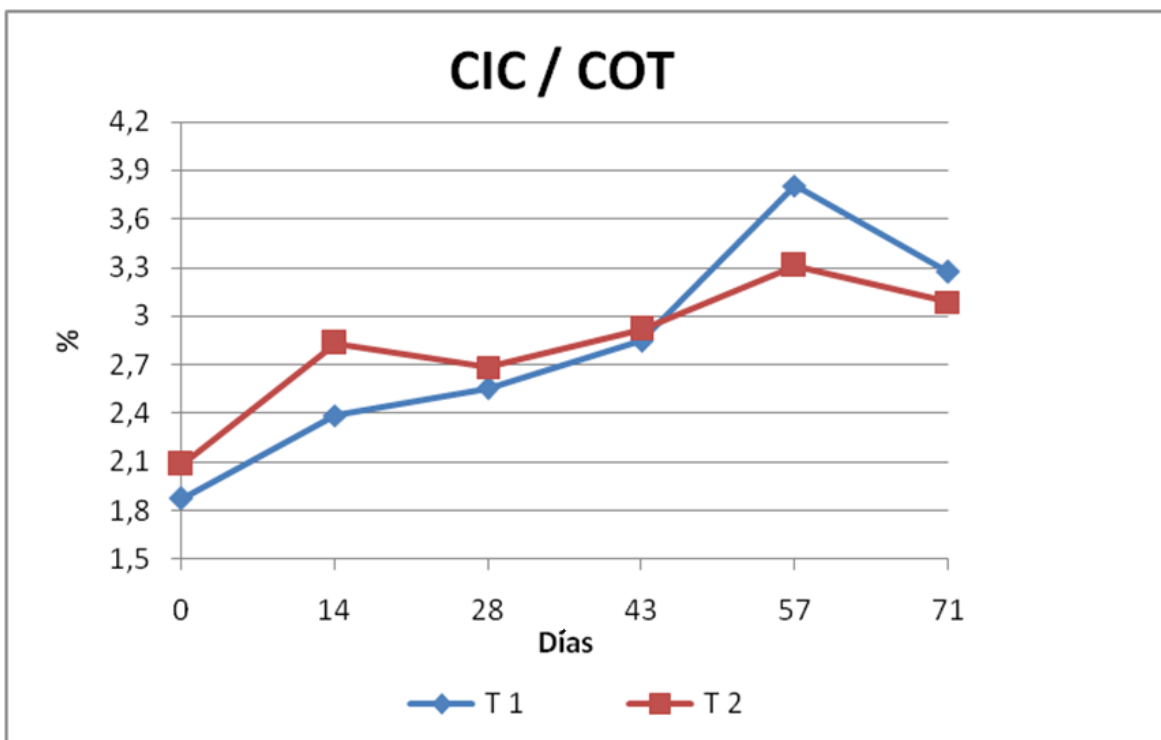


Figura 25: Variación de la relación CIC/COT en función del tiempo

Roig (1988) sugirió que un compost podría considerarse maduro, cuando la relación CIC/COT es mayor a 3,2. Basándonos en este parámetro y en lo expuesto por el autor mencionado anteriormente, el producto obtenido al finalizar la experiencia ha alcanzado valores de madurez.

5.2.4 Amonio, Nitrato

Las formas inorgánicas del nitrógeno, como el NH_4^+ y el NO_3^- son de gran interés en el compostaje, debido a que son las más susceptibles a cambios durante el proceso (Sánchez-Monedero, 2000).

Las mayores concentraciones de amonio ocurrieron durante las primeras semanas de compostaje y significativamente superior a lo registrado en el tratamiento 2 ($p < 0,05$) (Fig. 26). Este resultado concuerda con lo expuesto por Tiquia (2001) y Sánchez-Monedero (2000), quienes expusieron que estos valores se dan cuando la degradación de la materia orgánica es más intensa.

No todo el NH_4^+ presente fue transformado en nitrato lo que indicaría que algo de NH_4^+ de las pilas, fue perdido a través de la volatilización de NH_3 y/o desnitrificación microbiana. Esto concuerda con Tiquia *et al.* (2001) quien expuso que algunos iones de NH_4^+ en el compostaje de aves no son convertidos a NO_3^- porque se pierden a través de la volatilización del NH_3 , cuando el pH del residuo es mayor a 7 se dan las condiciones que favorecen a la volatilización del mismo. (DeLaune *et al.*, 2004; Hartenstein *et al.*, 1981) (Fig. 27 y 28).

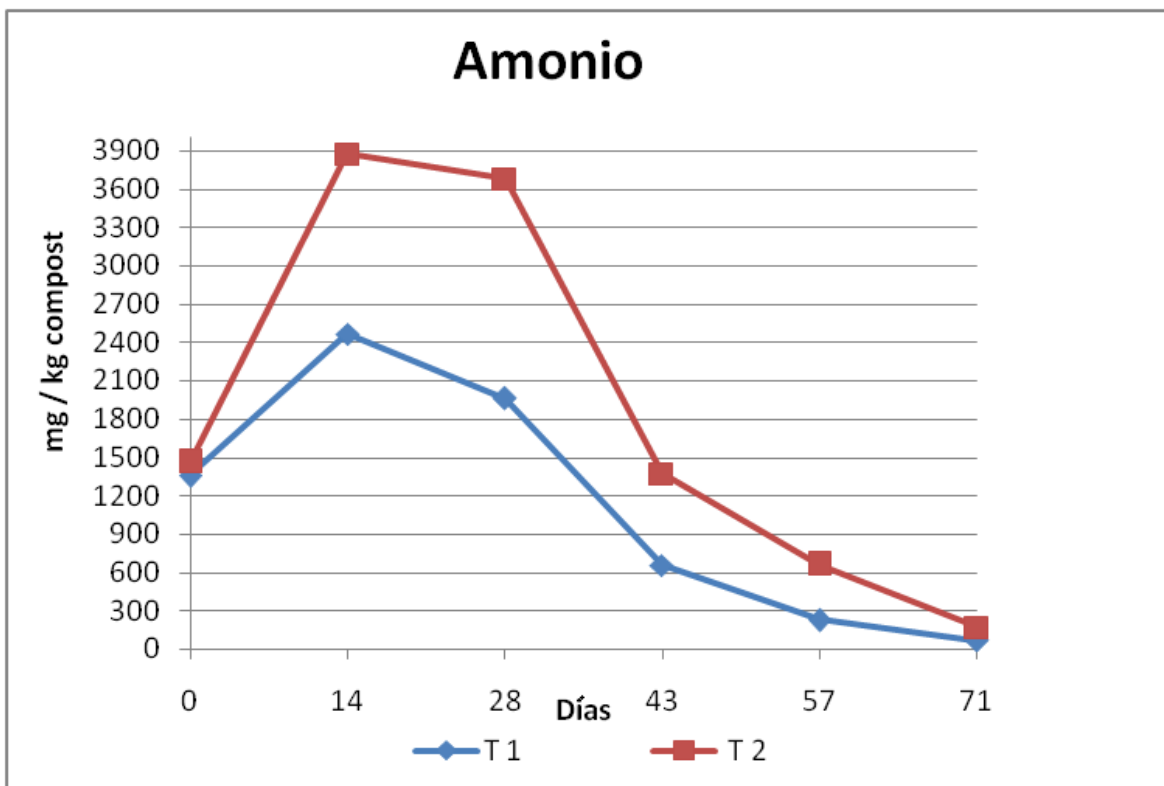


Figura 26: Variación del NH_4^+ en función del tiempo.

Otro factor que favorece la volatilización del NH_3 es en gran medida, su dependencia con las propiedades iniciales del material, en particular una baja relación C/N y las condiciones del compostaje tales como la aireación, el contenido de humedad y la temperatura (Tiquia *et al.*, 2001b; Bishop *et al.*, 1983; Gray *et al.*, 1971).



Figura 27: pila de compostaje de guano. Etapa termófila, produciendo volatilización de NH_3



Figura 28: pila de compostaje de guano en las primeras etapas, produciendo volatilización de NH_3

Las pérdidas de nitrógeno en el residuos avícolas son comparables con las pérdidas reportadas en distintos estiércoles de animales (entre un 21-71%) (Martin *et al.*, 1992; Rao Bhamidimarri *et al.*, 1996).

El contenido elevado de nitrógeno amoniacal (Fig. 26) podría deberse al contenido inicial de nitrógeno presente en el guano; sin embargo, es posible que durante la fase final de maduración del compost, cuando se encuentran las temperaturas mesófilas, se produzca la transformación del nitrógeno amoniacal a nitrato a través del proceso de nitrificación (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001).

Como se observa en la Fig. 29, los rangos de nitrificación más elevados son observados a partir de los 70 días, debido a que la temperatura empieza a ser más favorable para las bacterias nitrificantes (Tognetti, 2006). No fueron observadas diferencias significativas entre ambos tratamientos.

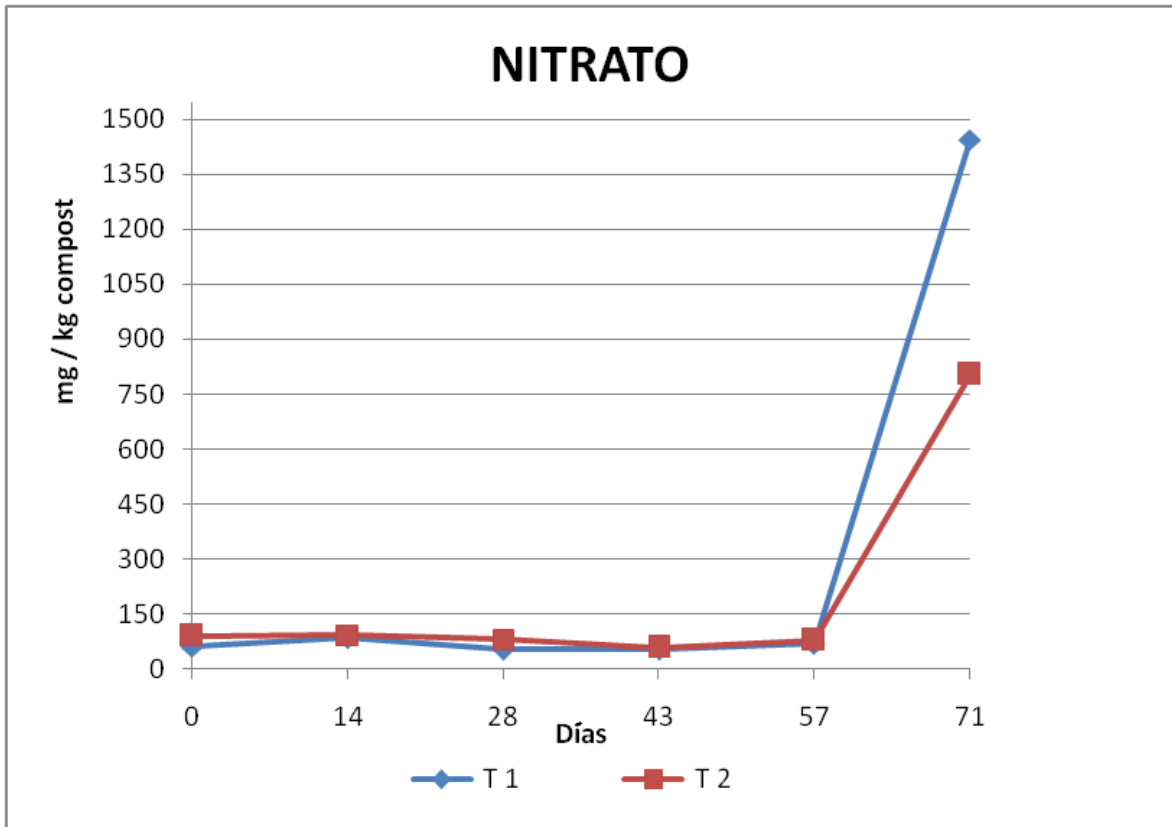


Figura 29: Variación del NO₃ en función del tiempo.

La relación entre las formas inorgánicas del nitrógeno son usadas como criterio para la evaluación de la madurez del compost. Al final del proceso la concentración de nitratos debe ser más alta que la de amonio, indicando que el proceso ha sido llevado a cabo bajo adecuadas condiciones de aireación (Finstein & Miller, 1985).

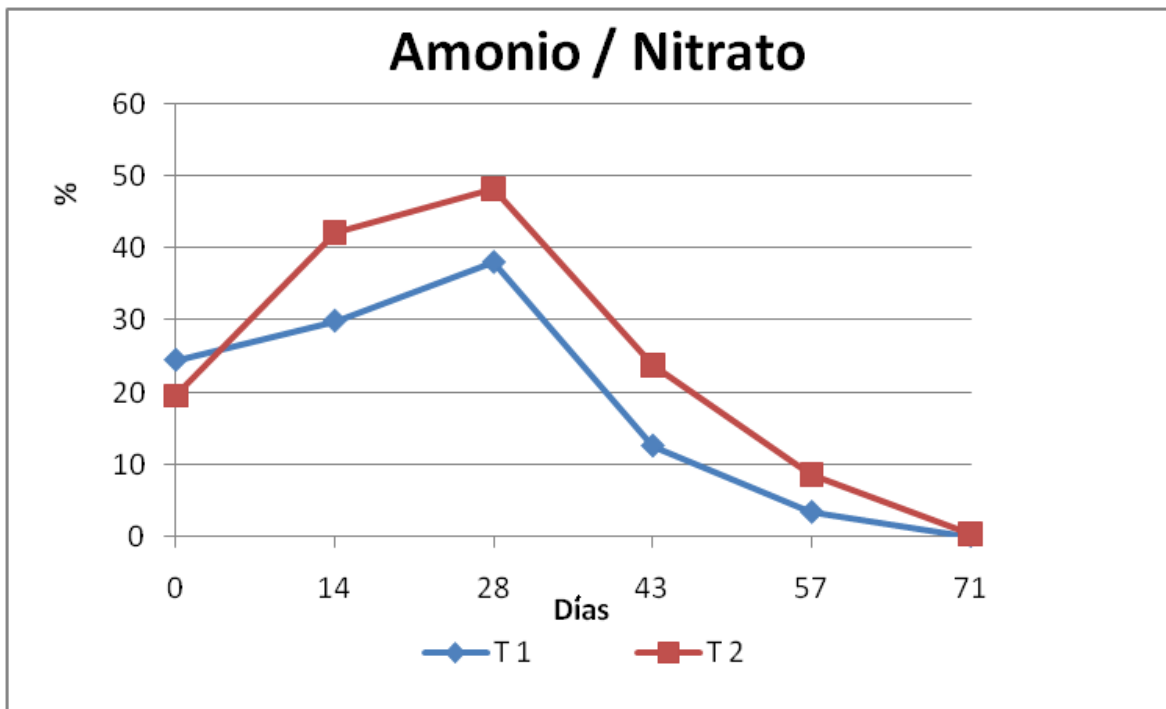


Figura 30: Variación de la relación NH₄⁺/NO₃⁻ en función del tiempo.

Bernal *et al.*, (1998) estableció un límite de 0,16% para la relación entre el NH₄⁺ y el NO₃⁻ como índice de madurez en compost de diversos orígenes. En el presente estudio los valores finales de esta relación fueron de (0,06 ± 0,04) y (0,16 ± 0,15) para T1 y T2 respectivamente (Fig. 30); los cuales están dentro del límite indicado anteriormente por Bernal *et al.* (1998).

5.2.5 Nitrógeno total y Relación carbono/ Nitrógeno

El contenido de nitrógeno inicial (Tabla 10) indicaría que los sustratos tratados podrían contener un alto contenido de proteínas y otros compuestos nitrogenados. Si bien los valores aconsejados para un compost maduro estabilizado es entre 0,8 a 1 %, cuando el contenido de nitrógeno en un compost es alto, su aplicación al suelo debería realizarse en

periodos que correspondan con las necesidades fisiológicas de las plantas y sobre todo en suelos que sean poco permeables, para que no existan migraciones de NO_3^- a lo largo del perfil (Costa, 1991).

La relación C/N al comienzo del compostaje debería ser próxima a 25-30, (Frioni 1999) que no fue el caso de las mezclas realizadas en este estudio (Tabla 7).

La relación C/N del guano en el presente estudio es similar a la encontrada por Guerrero-Rodríguez *et al.*, (2001). La baja relación presentada en este experimento (Tabla 10) no ha afectado a la cinética del proceso de compostaje, ya que se han alcanzado altas temperaturas de la misma forma que en otras mezclas según lo expuesto por Barrena Gómez, (2006).

A medida que el proceso de compostaje progresa, la relación C/N incrementa, esto puede explicarse debido a la volatilización del NH_3 (Bishop *et al.*, 1983) que normalmente ocurre en el compostaje de estiércoles animales (Tiquia *et al.*, 2001b; Eghball *et al.*, 1997); para luego ir disminuyendo hacia los estadios finales del proceso.

La disminución de la relación C/N durante el final de la etapa de compostaje se considera como algo positivo; de hecho, se ha propuesto como indicador de la estabilidad del compost (US Department of Agriculture & Council, 2001).

	C/N		N _T	
	T 2	T 1	T 2	T 1
0 días	7,40	6,65	4,17	4,68
14 días	10,06	8,77	1,94	1,78
28 días	7,66	7,12	2,31	1,85

Tabla 7: variación en el tiempo de relación C/N y nitrógeno total.

5.3 Resultados microbiológicos

La biomasa microbiana puede representar hasta el 25% del peso total del compost (Frioni, 1999).

Los análisis microbiológico (Tabla 8) fueron realizados con el fin de comprobar la higienización del material. Los resultados obtenidos indican que se logró la higienización, después de las altas temperaturas alcanzadas durante el experimento. (EPA, 1994)

A la cuarta semana el número de microorganismos aerobios mesófilos totales disminuyó en ambos tratamientos; debido a las altas temperaturas alcanzadas durante la etapa termófila, provocando la muerte o inactivación de los mismos (Bressan *et al.*, 2008). A los 70 días de tratamiento, se detectó un incremento en el número de microorganismos. Este fenómeno se da debido a que el material va retornando a una nueva fase mesófila, pero con otra composición química. Los nutrientes fácilmente atacables ya han sido consumidos por los microorganismos; reapareciendo hongos y bacterias mesófilas provenientes del medio. (Frioni, 1999)

El número de coliformes totales disminuyó debido a las elevadas temperaturas registradas durante el ensayo. Sin embargo, deberían haber disminuido en mayor

proporción el recuento de estos microorganismos teniendo en cuenta el rango termófilo alcanzado (Parr *et al.*, 1978).

En lo que respecta al muestreo de cepas presuntivas de *Salmonella spp.* en ninguno de los tratamientos realizados fueron positivos.

		Aerobios mesofilos totales (ufc/g)	Coliformes totales (ufc/g)	Salmonella spp
0 días	T 2	5,83X10 ¹⁰	2.7x10 ⁷	Ausente
	T 1	1,04X10 ¹¹	7.2 x10 ⁶	Ausente
28 días	T 2	3.46x10 ⁷	1.1 x10 ⁴	Ausente
	T 1	1.55x10 ⁸	4.5 x10 ⁴	Ausente
70 días	T 2	1.33x10 ⁹	2.0 x10 ³	Ausente
	T 1	9.4x10 ¹⁰	7.1 x10 ³	Ausente

Tabla 8: Recuento de microorganismos aerobios y patógenos a lo largo del tiempo

5.4 Resultados Ecotoxicológicos

Uno de los problemas más comunes asociado con la presencia de sustancias fitotóxicas en las plantas, es que pueden reducir el desarrollo, la germinación y la elongación radicular. Los ácidos orgánicos, son comúnmente los responsables de los efectos fitotóxicos en el compostaje inmaduro (Vleeschauwer *et al.*, 1981). Enmiendas orgánicas con valores altos de CE pueden producir efectos fitotóxicos en las plantas en crecimiento si son aplicadas al suelo (Tognetti *et al.*, 2006).

Considerando como germinación al proceso que comprende la brotación y los primeros estadios del crecimiento de las semillas, el índice de germinación (IG) es utilizado para

realizar la evaluación de la fitotoxicidad del sustrato a estudiar (Helfrich *et al.*, 1998) y como una medida indirecta de la estabilidad de la materia orgánica. Por lo tanto se puede decir, que el IG es un indicador del grado de madurez del compost. Valores de IG mayores o iguales 80%, indicarían que no hay sustancias fitotóxicas o están en muy baja concentración; valores de IG menor o igual a 50%, indicaría que hay una fuerte presencia de sustancias fitotóxicas; y si se obtiene un valor entre 50 % y 80% se interpretaría como la presencia moderada de estas sustancias (Zucconi *et al.*, 1981,1987). En la Tabla 9 se muestran los índices de germinación de semillas *Lactuca sativa*.

	Índice germinación (IG)			
	28 días	42 días	56 días	70 días
T2	138,74	93,18	67,87	152,36
T1	164,64	126,33	62,85	137,25

Tabla 9: índices de germinación de semillas de *Lactuca sativa*.

La descripción del potencial fitotóxico del compost estudiado no mostró una adecuada sensibilidad, por esta razón debería probarse este índice con otras especies vegetales, como es el caso del rabanito *Raphanus sativus*. (Tiquia, 2000; Emino & Warman, 2004; Varnero *et al.*, 2006)

6. CONCLUSIONES.

De los resultados obtenidos se concluye que:

- El guano de ponedora puede ser compostado con éxito si se encuentran las condiciones de proceso apropiadas.
- El compostaje del guano de ponedoras mezclados con otros residuos pueden disminuir el riesgo potencial de contaminación y propagación de plagas sinantrópicas, logrando un beneficio tanto para los establecimientos avícolas, como para el entorno que se encuentra afectado por esta actividad.
- La incorporación de aditivos a la mezcla (T2) como el azufre y la melaza no tuvo un aspecto positivo para el desarrollo del proceso; sin embargo no sucede lo mismo con el sulfato de calcio, que sí influye en la disminución de pH.
- La incorporación de zeolita a la mezcla para reducir las emisiones de olores indeseables no produjo el efecto deseado.
- Los valores térmicos alcanzados son suficientes para la eliminación o inactivación de gran parte de los microorganismos patógenos, otorgando higiene e inocuidad al producto final.
- La relación C/N inicial de las mezclas es inferior a la óptima establecida, razón por la cual durante la etapa termófila, gran parte del nitrógeno es liberado como amoniaco.

- El test de Zucconi, con *L. sativa* no demuestra tener suficiente sensibilidad para analizar la fitotoxicidad, a lo largo del tiempo. Se recomienda realizar modificación en el armado del extracto, como hace referencia la normativa TMECC 0201 (Test methods for the examination of composting and compost).
- Al final del ensayo se observo que por los parámetros estudiados el T1 cumple con exigencias establecidas en la norma Chilena (NCh2880) para categorizarse como clase A, el cual no presenta restricciones de uso.

7. REFERENCIAS

- A.R.Y. El Boushy and A.F.B. Van der poel. 1994. Poultry Feed From waste processing and use. Edición chapman &Hall
- Barrington S, Choinière D, Trigui M, knight W (2002). Effect off carbon source on compost nitrogen and carbon losses. Bioresour technol 83:189,194.
- Beck –Friis B, Smars S, Jonsson H, Eklind Y, Kirchmann H (2003) Composting of source – separated household organics at different oxygen levels: gaining and understanding of the emission dynamics. Compost Sci Util 1:41 – 50.
- Bernal MP, Paredes C, Sanchez – Monedero MA, Cegarra J (1998) maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. Bioresour Technol 63:91 – 99.
- Bishop, P. L.; Godfrey, C. 1983. Nitrogen transformation during sludge composting. BioCycle. 24: 34 – 39.
- Bitzer, C. C.; Sims, j. T. 1988. Estimating the availabilty of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies. J. Environ. Qual. 17: 47 – 54.
- Bressan, F.; Crespo D.; Gonzalez E. 2008. Compostaje de residuos avícolas. Monitoreo de las poblaciones microbianas. Libro de resúmenes XIII Jornadas Argentinas de Microbiología. P.316
- Cáceres R, flotats X, Marfa O (2006) Changes in the chemical physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. Waste Mang 26: 1081-1091.
- Carlos Buxade Carbó. 1987. La gallina ponedora, sistemas de explotación y técnicas de producción .ediciones Mundi-Prensa
- Crespo, D.C y Lecuona, R.E.1996. Dípteros plaga de importancia económica y sanitaria. Serie de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria Nº 20.
- Crespo, D.C. 2003. Reciclado de residuos orgánicos, IDIA XXI (5).96-101
- -Crespo, D.C.2004. Manejo de residuos agropecuarios. Seminario INTA-JICA Sustentabilidad de la producción Agrícola. 29 y 30 de marzo de 2004.

- Crespo, D.C.2002. Curso de Lombricultura. Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola- INTA. Material para los cursos.
- Costa, F., Garcia, C, Hernandez, T y polo,A. 1991 Residuos orgánicos urbanos .manejo y utilización .centro de edafología y biología aplicada del segura.ed.CSIC.
- DeLaune, P. B; Moore, Jr., P. A.; Daniel, T. C.; Lemunyon, J. L. 2004. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. J. Enviorn. Qual. 33: 728 – 734.
- Edmar José kiehl. 1985. Fertilizantes orgánicos. Editorial Agronómica Ceres Ltda. Sao Paulo.
- Eghball, B.; Power, J. F; Gilley, J. E.; Doran, J. W. 1997. Nutrient, carbón and mass loss during composting of beef cattle feedlot. J. Environ. Qual. 26: 189 – 193.
- Emino, E., Warman , P. 2004. Biological assay for compost quality. En compost Science & Utilización 12 (4): 342 – 348.
- EPA, 1994. A Plain English Guide to the EPA part 503 Biosolids rule, EPA/832/R-93/003, Washington, D.C.
- Epstein, E. 1997. The Science of Composting. Technomic Publishing Company. Inc., USA.
- Fang, M,Wong,W.C.,Li,G.X;Wong,M.H.1998 Changes in biological paramenters during co-composting of sewage sludge and coal ash residues. Bioresource technology 64: 55-61.
- Finstein, M.S; Miller, F.C. 1985. Principles of composting leading to maximization of the descomposition rate, odour control and cost effectiveness. Gasser, J.K.R (Ed.), Compostin of agriculture and other wastes. Elsevier, Barking, Essx. 13 – 26.
- Frioni Lillian. 1999. Procesos microbianos. Editorial de la Fundacion Universidad Nacional de Rio Cuarto.

- Gray, K. R.; Sherman, K.; Biddlestone, A. J. 1971. Process Biochem. 6, Part 1 &2.
- Guerrero – Rodríguez, E.; Díaz – Ravina, M.; Vázquez, M.; 2001. Composting of chestnut burr and leaf litter with solid poultry manure. Bioresour. Technol. 78: 107 – 109.
- Gupta, G.; Borowies, J.; Okoh, J. 1997. Toxicity identification of poultry litter aqueous leachate. Poultry Sci. 76: 1364 – 1367.
- Harada, Y; Inoko,A 1980.The measurement of the cation exchange capacity of compost for the estimation of the degree of maturity. Soil.Sci.Plant.Nutr.,26(3),127-134.
- Hartenstein,R; Hartenstein,F;. 1981 Physicochemical changes effected in activated sludge by the earthworm *Eisenia foetida* .J.Eviron.Qual 10, 377-382.
- Hao X, Chang C, Larney FJ (2004) Carbon, Nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. J Environ Qual 33:37 – 44.
- Haug, R.T. 1993. The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Boca raton, FL.
- -Herrero, M.A; Birhman,E.;Villar,E.;Flores,M.;Carbó,L.;Sardi, G. y Silvestre, A. 1997. Aspecto químico y microbiológico del agua subterránea en granjas de producción avícola. In: Congreso Internacional sobre aguas. Libro de Resúmenes. Ed. Universidad de Buenos Aires: III-41. Buenos Aires.
- -Joaquín Moreno Casco; Raúl Moral Herrero. 2008. Compostaje. Ediciones Mundi-prensa.
- Kelleher, B. P.; Leahy, J.J; Henthon, A.M., O`Dwyer, T. F.; Sutton, D.; Leahy, M.J. 2002. Advances in poultry litter disposal technology – a review. Bioresource technology 83: 27 – 36.

- Laos F, Mazzarino MJ, Walter I, Roselli L, Satti P, Moyano S (2002) Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresour technol* 81: 179-186.
- Madigan Michael T, Martinko John M, Parker Jack. (1998). *Brock biología de los microorganismos*. Octava edición revisada. Prentice Hall Iberica, Madrid 1999.
- Marta conti. 2000. *Principios de edafología, con énfasis en suelos argentinos*. Segunda edición facultad de agronomía.
- McKinley, V. L; Vestal, J. R. 1985. Effects of different temperatura regimes on microbial activity and biomass in composting municipla sewage sludge. *Can J. Microbiol.* 31: 919 – 925.
- Martin, O.; Dewes, T. 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal waste. *Biores. Technol.* 42: 103 – 111.
- Michel FC Jr, Reddy CA (1998) Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate,odor production, and compost quality in bech – scale reactors. *Compost Sci Util* 4:6 – 14.
- Mirabelli, E. *Curso Intensivo de Lombricultura*. Ayuda Didáctica N°2 “principios de compostaje” y “Preparación del compost”. Centro de Lombricultura, FAUBA.
- Norma Chilena Oficial. 2004. Instituto Nacional De Normalización (INN Chile). *Compost - Clasificación y Requisitos, NCh 2880.Of2004*
- -Ortiz Hernández, M. Laura; Sánchez Salinas, Enrique; Gutiérrez Ruiz M. Eugenia.1993. *Análisis de suelos fundamentos y técnicas parte I*. ediciones universidad Autónoma del estado de Morelos México.
- -Ortiz Hernández, M. Laura; Sánchez Salinas, Enrique; Gutiérrez Ruiz M. Eugenia.1993. *Análisis de suelos fundamentos y técnicas parte II*. ediciones universidad Autónoma del estado de Morelos México.

- Parr, J.F.; Epstein, E.; Wilson, J.B. 1978. Composting sewage sludge for land application. *Agriculture and Environment*. 4: 123-137.
- Preusch, P. L.; Adler, P. R.; Sikora, I. J.; Tworkoski, T. J. 2002. Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *J. Environ. Qual.* 31: 2051 – 2057.
- Quintana, Olivia Castillon; Oswaldo, Bedoya Mejía; Diana Vistoria Montoya Martinez. Efectos del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost.
- Raquel Barrena Gómez. 2006. Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso.
- Rao Bhamidimarri, S. M.; Pandey, S. P. 1996. Aerobic thermophilic composting of piggery solid wastes. *Water Sci. Technol.* 33: 89 – 94.
- Roig, A., Lax, A., Cegarra, A.J., Costa, F., Hernandez, M.T. 1998. Cation Exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.*, 146, 311-316.
- Ros, M.; Garcia, C.; Hernández, T. 2006. A full – scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. *Waste management*. 26: 1108 – 1118.
- Rynk, R.; Kamp, M.; Willson, G.; Singley, M.; Richard, T.; Klega, J.; Gouin, F. 1991. *On-Farm composting Handbook*. Northeast regional Agricultural Engineering Service, 152 Ripley – Robb Hall, Cooperative Extension, Ithaca, NY 14853 – 5701, USA, p. 174.
- Sánchez – Monedero MA, Roig A, Paredes C, Bernal MP (2001) Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its

effect on pH, EC and maturing of the composting mixtures. *Bioresour Technol* 78: 301 – 308.

- Sesay, A. A.; Lasaridi, K.; Stentiford, E.; Budd, T. 1997. Controlled composting of paper pulp sludge using aerated static pile method. *Compost. Sci. Util.* 5: 82 – 96.
- Soliva, M .2001. *compcelona. Barcostatge i gestio de residues organics. Compostatge i gestio de residuos organics. Diputacio de Barcelona. Barcelona.*
- Stentiford, E. I.; Mara, D.D.; Taylor, P. L. 1998. Forced aeration co-composting of domestic refuse and sewage in static piles. Gasser J. K. R. *Composting of Agricultural and other wastes. Elsevier Applied Science Publishers, London.* pp: 42 – 55
- Stephenson, A.; McCaskey, T.; Ruffin, B. 1990. A survey of broiler litter compostion and potential value as a nutrient resource. *Biol. Waste.* 34: 1 – 9.
- Stevenson, F. J. 1986. *Cycles of Soil. Wiley, New York.*
- Tiquia, S.M. 2000. Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig – on – litter system. En: P.R. Warman y B.R Taylor, Ed., *Proceedings of the International Composting Symposium, CBA Press Inc. Truro, NS,* p: 625 – 647.
- Tiquia, S.M.; Tam, S.M. 2002. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochemistry* 37: 869 – 880.
- Tiquia, S.M; Richard, T.L; Honeyman, M.S. 2001 Carbon, nitrogen and mass loss during composting. *Nutr Cycl Agroecosyst.*
- Tiquia, S.M.; Tam, S.M; Hodgkiss, I. J. 1996. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter and different moisture contentes. *Biores. Technol.* 55: 201 – 206.

- Tiquia, S.M; Richard, T.L; Honeyman, M.S. 2000. Effects of windrow turning and seasonal temperatures on composting of hog manure from hoop structures. *Environ. Technol.* 21: 1037 – 1046.
- Tiquia, S.M.; Tam, S.M; Hodgkiss, I. J. 1998. Changes in chemical properties during composting of spent litter at different moisture contentes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 67: 79 – 89.
- Tognetti C, Mazzarino MJ, Laos F (2007) Cocomposting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. *Biol Fertil Soils* 43: 387 – 397.
- Turan, N. G. 2008. The effects of natural zeolite on salinity level of poultry litter compost. *Bioresource Technology.* 99: 2097 – 2101.
- Turan, N. G.; Akdermir, A. Ergun, O. N. 2009. Removal of volatile organic compounds by natural materials during composting of poultry litter. *Bioresource Technology* 100: 798 – 803.
- -US Department of Agriculture y US Composting Council. 2001. Test methods por the Examination of Compsoting and compost, TMECC. <http://www.tmecc.org>. Edapho international.
- US Environmental protection Agency. 1996. Environmental indicators of water quality in the United States. EPA 841 – R- 96-002.
- Varnero, MT., Ornellana, R., Rojas, C., Santibañes, C. 2006. Evaluación de especies sensibles a metabolitos fitotoxicos mediante bioensayos de germinación. *El medio ambiente en Iberoamérica: Visión desde la física y la química en los albores del siglo XXI*. Ed. Juan F. Gallardo Lancho. Sociedad Iberoamericana de física y química ambiental. Badajoz, España. Tomo 3, 363 – 369.
- Viglizzo, E.F; Pordomingo,A.J; Castro,M.G y Lértora,F.A. 2002.La sustentabilidad ambiental del agropampeano. Ediciones INTA. Bs As. 84 p.
- Young, B.; Riera, N. D. Crespo; Beily, E.; Bres, P. Efectos letales y subletales del efluente de un biodigestor anaeróbico de residuos sobre *Lactuca sativa*.*Avances en Toxicología y Química Ambiental*. II Congreso Argentino de la

Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas
Referencias

Sociedad de Toxicología y Química Ambiental. Libro Resúmenes. Ediciones Suárez. 26 al 28 noviembre 2008.

- Zucconi, F.; De Bertoldi, M. 1987. compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. Compost production, quality and use. Elsevier Applied Science Publisher, 30-50.
- -Zucconi, F., Pera, A, Forte, M., De bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost Byocycle 22 (4) 54-57.