

# COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE DE RESIDUOS GANADEROS Y FORESTALES

## Diferencias en las características bioquímicas

**BENÍTEZ, E.**<sup>(1)</sup>; **TARAZONA, F.**<sup>(2)</sup> Y **POMARES, F.**<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> Estación Experimental del Zaidín. CSIC. C/ Profesor Albareda, 1. 18008 Granada  
E-mail: [emilio.benitez@eez.csic.es](mailto:emilio.benitez@eez.csic.es)

<sup>(2)</sup> Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA)  
Carretera Moncada-Náquera km 4,5. 46113 Moncada (Valencia)

## RESUMEN

Este trabajo propone el estudio bioquímico de dos procesos de bioestabilización de la materia orgánica - compostaje y vermicompostaje -, ensayados en dos mezclas diferentes de residuos procedentes de ganadería ecológica: gallinaza y estiércol de conejo, mezclados cada uno de ellos con restos vegetales procedente de poda.

Durante 270 días de compostaje o vermicompostaje se ha estudiado la evolución de diferentes actividades enzimáticas: actividad deshidrogenasa, producción de ácido indol-acético (auxinas) y actividades hidrolíticas ligadas a los ciclos del C y P ( $\beta$ -glucosidasa y fosfatasa).

Para comparar ambos procesos de bioestabilización se han utilizado dos índices bioquímicos: índice de potencial metabólico (PMI), que relaciona la actividad microbiológica con el carbono fácilmente metabolizable, y un nuevo índice propuesto, índice de producción de auxinas (API), que relaciona la fracción de microorganismos capaces de producir auxinas con la actividad microbiológica total. La evolución de dichos índices ha servido para caracterizar dos fases a lo largo del compostaje o el vermicompostaje, de duración diferente según el proceso y el tipo de residuo; una primera fase de elevada actividad hidrolítica y una fase final de estabilización bioquímica, correspondiente al periodo de maduración de la materia orgánica. El índice API podría considerarse como un sistema para evaluar la maduración de residuos orgánicos, ya que presentó idénticos valores al final del compostaje o vermicompostaje, independientemente de los residuos utilizados.

## 1 ► INTRODUCCIÓN

La pérdida de materia orgánica en los suelos de la cuenca mediterránea, en gran parte debida a la agricultura intensiva, es en gran medida responsable de la baja fertilidad de los mismos (Rasmussen y Collins, 1991). La práctica más común para restaurar la fertilidad de los suelos es la utilización de materiales orgánicos (Costa *et al.*, 1991) que potencien la fertilidad natural de los suelos y la capacidad productiva del sistema agrario. Para producir tales efectos, la materia orgánica añadida debe estar lo suficientemente estabilizada mediante alguno de los sistemas de bioestabilización disponibles (Gallardo-Lara y Nogales, 1987). Entre ellos, el compostaje y el vermicompostaje son dos de las alternativas más eficientes para convertir residuos orgánicos en abonos o enmiendas orgánicas.

Las ventajas y desventajas de cada uno de estos procesos es un tema controvertido y en constante discusión (Domínguez *et al.*, 1997). El compostaje es un proceso de biooxidación acelerado de la materia orgánica que pasa a través de una etapa termofílica (45 a 65 °C), donde los microorganismos (principalmente bacterias, hongos y actinomicetos) liberan calor, dióxido de carbono y agua. Como proceso aerobio las condiciones adecuadas de aireación deben asegurarse mediante volteo manual o mecánico. El material orgánico heterogéneo se transforma en humus homogéneo estabilizado. El vermicompostaje es asimismo un proceso de oxidación y estabilización de materiales orgánicos, mediado por la acción combinada de lombrices y microorganismos, a través del cual se obtiene un producto denominado vermicompost. Esta práctica de biotransformación aprovecha varias ventajas del comportamiento de ciertas especies de lombrices de tierra, las cuales aceleran la descomposición y humificación de la materia orgánica, mejoran la estructura del producto final, aumentan el contenido en nutrientes convirtiéndolos en formas asimilable para la planta, favorecen la producción de sustancias fitohormonales y posibilitan la explotación de las lombrices como fuente proteica para consumo animal (Nogales *et al.*, 1999). Sin embargo, y a pesar de que las lombrices son las responsables directas de la aireación y fragmentación del material orgánico, necesita de mayor control del proceso, consumo de agua, mano de obra, así como de una amplia superficie para su ejecución.

Los sistemas de compostaje y vermicompostaje han sido a menudo desarrollados de forma ineficiente debido a la mitología existente de que estos son procesos naturales que necesitan pocos elementos de control. Al contrario, son sistemas que requieren de una gestión adecuada del proceso y criterios de control del mismo. Por otra parte, la investigación en vermicompostaje no se desarrolla al mismo nivel que el compostaje y es necesario saber y entender mejor el proceso con el fin de hacerlo más eficiente.

Con el fin de controlar y evaluar los procesos de compostaje y vermicompostaje se han utilizado parámetros físicos, químicos y biológicos (Zucconi *et al.*, 1981; Hirai *et al.*, 1983). De particular interés son la evaluación cualitativa y cuantitativa de las sustancias húmicas formadas durante los procesos de biooxidación de la materia orgánica (De Nobili y Petrusi, 1988). Sin embargo, la posible presencia de sustancias como ácidos grasos, extraídos junto a

las sustancias húmicas y evaluadas como tales, pueden enmascarar la realidad de la evolución del proceso (Benítez *et al.*, 2000).

Una aproximación importante al estudio del estado y evolución de la materia orgánica es el estudio de parámetros bioquímicos tales como ATP, actividades enzimáticas y biomasa microbiana, los cuales han sido propuestos como sistemas alternativos para evaluar el avance de proceso de compostaje y vermicompostaje (García *et al.*, 1993; Benítez *et al.*, 1999). Las enzimas juegan un papel clave en estos procesos de bioxidación ya que catalizan todas las reacciones bioquímicas que suceden en el material orgánico.

El objetivo de este trabajo es comparar ambos procesos mediante el estudio de diferentes actividades enzimáticas: actividad deshidrogenasa, producción de ácido indolacético (auxinas) y actividades hidrolíticas ligadas a los ciclos del C y P ( $\beta$ -glucosidasa y fosfatasa).

## 2 ► MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Teularet (Centro de Ecoturismo y Formación) localizado en Enguera (Valencia) que dispone de una granja ecológica y una planta piloto para el compostaje de los residuos orgánicos que se generan en sus instalaciones. Los materiales utilizados en ambos procesos de estabilización fueron: 1) mezcla de restos de cunicultura y restos de poda de  $\varnothing < 10$  cm de especies forestales resinosa en la proporción 1:1,15 en peso y 2) mezcla de restos de gallinero y restos de poda similares a los anteriores, pero en la proporción 1:1,78 en peso. Los materiales de partida presentaron los siguientes valores de relación C/N: restos de cunicultura 19, restos de gallinero 14,2 y restos de poda 62,3.

Para el ensayo de compostaje se realizaron dos montones de sección trapezoidal (2 m de anchura x 1,5 m de altura), cubiertos con una malla de sombreado para reducir la desecación de los materiales. La humedad del compost se mantuvo entre 40 y 60%, realizándose los riegos al inicio y en cada uno de los volteos. El volteo de los montones se realizó manualmente, adoptando como criterios indicadores: una temperatura media de la pila inferior a 30°C o un contenido de humedad insuficiente. El final del compostaje se decidió cuando tras un volteo determinado la temperatura no registró ninguna subida significativa. Para completar las fases de compostaje se necesitaron 7 volteos y un periodo de 150 días. Tras el compostaje, los materiales se sometieron a un tratamiento de maduración durante 30 días, y posteriormente los montones permanecieron en la parcela hasta el final del ensayo de vermicompostaje (270 días), en ese momento se tamizaron con un tamiz de 5 mm.

Para el ensayo de vermicompostaje se ubicaron en las proximidades de los montones de compost, dos literas construidas a base de tela metálica y tutores anclados en el suelo, con dimensiones de 3,0 m x 1,45 m y 2,53 x 1,43, y una altura de sustrato de 0,30 m

para evitar elevaciones de la temperatura excesivas que pudieran afectar al desarrollo de las lombrices. Para la bioestabilización se utilizaron lombrices rojas de California (*Eisenia foetida*), introduciendo 2761 y 2611 lombrices en cada una de las literas, respectivamente. El contenido de humedad en el sustrato de las literas se mantuvo entre 60 y 80%. El proceso de vermicompostaje finalizó a los 270 días.

Para la caracterización bioquímica de los materiales, en el ensayo de compostaje se cogieron muestras al inicio, en cada uno de los volteos y al final, en el producto tamizado, y en el ensayo de vermiestabilización los muestreos se realizaron al inicio, y mensualmente.

En las muestras de compost y vermicompost secadas al aire, molidas y tamizadas (<2 mm), se determinaron algunas características bioquímicas. El carbono hidrosoluble se extrajo a 50 °C durante 1 hora con agua destilada (1:10 p:v) y determinado colorimétricamente a 590 nm (Sims y Haby, 1971). La actividad deshidrogenasa se determinó mediante el método propuesto por García *et al.* (1997) y el ácido indolacético según Wöhler (1997). Las actividades fosfatasa y glucosidasa fueron determinadas según Tabatabai (1982) y Nannipieri *et al.* (1982).

### 3 ▶ RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El carbono hidrosoluble es un indicador de la cantidad de materia orgánica fácilmente asimilable por los microorganismos (García *et al.*, 1994), fundamentalmente compuesta por aminoácidos, péptidos y azúcares sencillos, así como cierta cantidad de ácidos húmicos. El carbono hidrosoluble disminuyó en los dos-tres primeros meses de compostaje o vermicompostaje (Fig. 1) como consecuencia del consumo por parte de los microorganismos de la sustancia orgánica más fácilmente disponible. En el vermicompostaje la tendencia fue similar para ambos sustratos: una disminución brusca en las primeras etapas del proceso y una posterior estabilización a partir del segundo-tercer mes. En el compostaje el consumo de la materia orgánica soluble se produjo de forma más gradual, mientras que la estabilización en el consumo de la misma tuvo lugar a partir del cuarto-quinto mes, tras un aumento producido probablemente por solubilización de materia orgánica más recalcitrante.

La actividad deshidrogenasa ha sido utilizada tanto en suelos como en materiales orgánicos como una medida indirecta de la actividad biológica de los mismos (García *et al.*, 1997, Benítez *et al.*, 1999), al ser un enzima intracelular que interviene en los procesos de fosforilación oxidativa de los microorganismos (Alef y Nannipieri, 1995). Los elevados valores iniciales de actividad deshidrogenasa (Fig. 2) indican la elevada actividad biológica inicial en los sustratos, en correspondencia con la elevada concentración de carbono orgánico hidrosoluble (Fig. 1). Dichos valores fueron mayores en la mezcla que incorporaba gallinaza que en la que presentaba estiércol de conejo, si bien durante el compostaje de éste último se alcanzó una alta actividad durante el primer mes (Fig. 2b).

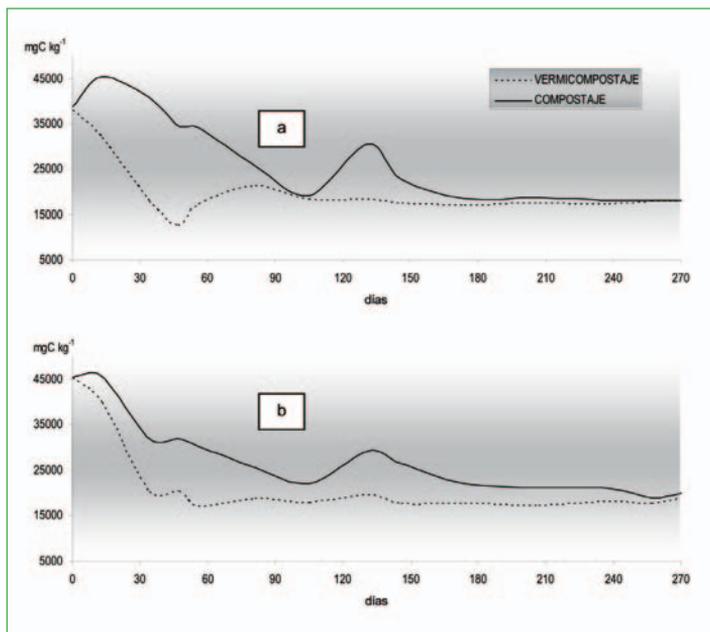


Fig.1. Evolución del Carbono Hidrosoluble en las mezclas gallinaza+poda (a) y estiércol de conejo+poda (b)

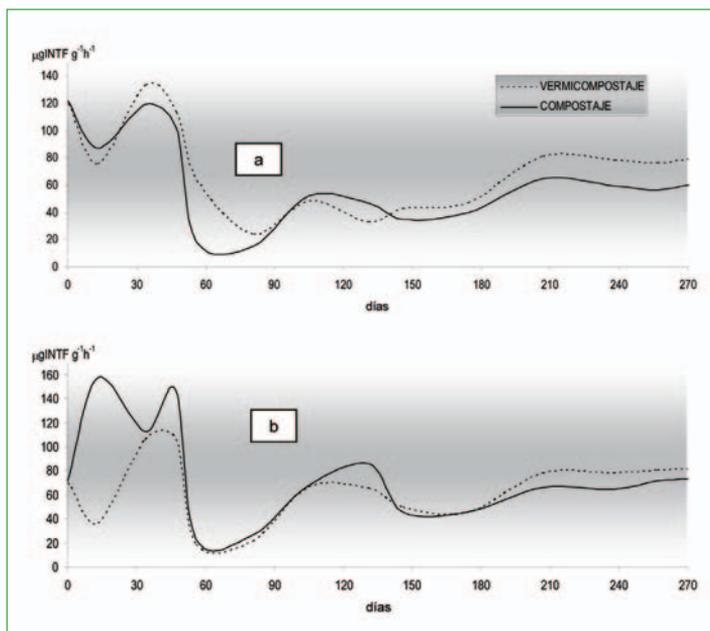


Fig.2. Evolución de la actividad deshidrogenasa en las mezclas gallinaza+poda (a) y estiércol de conejo+poda (b)

Las variaciones en la actividad deshidrogenasa a lo largo de los procesos indicarían un cambio de poblaciones a lo largo de los mismos. En ambas mezclas de residuos, y a partir del séptimo mes, los niveles de actividad fueron aproximadamente iguales, lo cual indicaría que un substrato orgánico maduro tras un proceso de compostaje o vermicompostaje posee una actividad biológica parecida, y en nuestro caso, independientemente del residuo utilizado.

La fosfatasa es un enzima con un amplio espectro capaz de hidrolizar ésteres orgánicos y transformarlos en fosfato inorgánico (Alef y Nannipieri, 1995). La elevada actividad detectada en la mezcla estiércol de conejo+poda indicaría, por una parte, mayores niveles de fósforo orgánico en el estiércol de conejo (Fig. 3). Por otra parte, al ser la fosfatasa un enzima hidrolítico inducible, los niveles observados indicarían un mayor contenido de fósforo inorgánico (fosfatos), inhibidores de la actividad fosfatasa, en la gallinaza que en el estiércol de conejo. Tras un descenso producido por el consumo de ésteres fosfatos presentes en los residuos se observó un aumento de actividad fosfatasa, más acusada en los procesos de compostaje, y debida a la liberación al medio de compuestos orgánicos fosforados o a la desaparición de inhibidores de esta actividad enzimática, tales como iones fosfato. En los procesos de vermicompostaje los niveles de fosfatasa fueron menores, hecho probablemente relacionado con el consumo de substratos fosforados por parte de las lombrices, las cuales utilizan el P en la formación de nuevos tejidos. Al existir menos P disponible para los microorganismos, se produciría una menor síntesis de enzima fosfatasa (Burns, 1982).

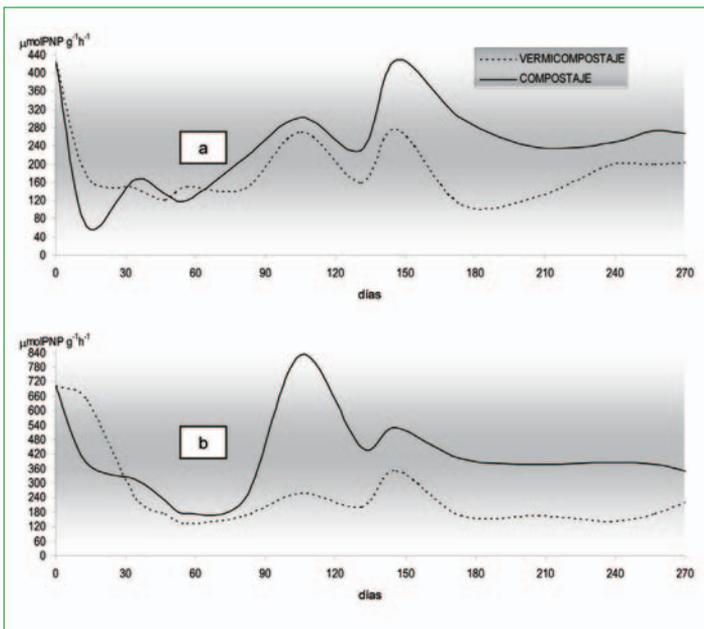


Fig.3. Evolución de la actividad fosfatasa en las mezclas gallinaza+poda (a) y estiércol de conejo+poda (b)

Al final de ambos procesos se observó una tendencia a la estabilización de actividad fosfatasa, mucho más rápida en la mezcla estiércol de conejo+poda (Fig. 3b), e indicativa del agotamiento de sustratos fosforados disponibles.

La  $\beta$ -glucosidasa es un enzima implicado en el ciclo del C y cataliza el paso de glucosidos (disacáridos) a glucosa. La actividad  $\beta$ -glucosidasa de la mezcla estiércol de conejo+poda disminuyó gradualmente a lo largo del compostaje o vermicompostaje (Fig. 4b) como consecuencia del consumo de sustratos de carbono.

A partir del quinto mes la actividad se estabiliza en ambos procesos, siendo los valores finales de actividad mayores cuando la mezcla fue sometida a compostaje. La actividad en la mezcla gallinaza+poda presentó una evolución diferente (Fig. 4a): un notable aumento después de dos meses de biodegradación. Esto indica la liberación al medio de compuestos glucósidos que inicialmente no estaban en forma asimilable en la gallinaza y que provocaron la síntesis de enzima. Al igual que sucedió en el estiércol de conejo, al final se produce la estabilización de actividad motivada por el consumo de sustratos metabolizables por los microorganismos. Al igual que sucedió con la fosfatasa, los valores finales de actividad glucosidasa en ambas mezclas fueron mayores cuando los sustratos fueron sometidos a un proceso de compostaje. Este hecho indicaría la labor de las lombrices en la biooxidación de la materia orgánica, acelerando la degradación de compuestos de los ciclos del P y del C.

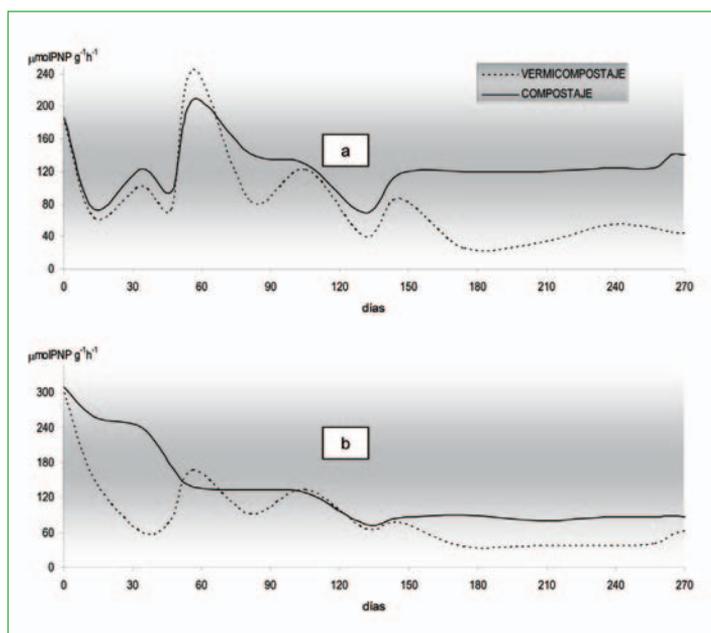


Fig.4. Evolución de la actividad  $\beta$ -glucosidasa en las mezclas gallinaza+poda (a) y estiércol de conejo+poda (b)

La biosíntesis de auxinas (i.e. ácido indolacético) esta llevada a cabo por determinados grupos de microorganismos, fundamentalmente bacterias (Patten y Glick, 1996), la mayoría de ellos implicados en la estimulación del crecimiento vegetal. La actividad inicial en las dos mezclas ensayadas fue alta (Fig. 5), como consecuencia de una actividad biológica elevada (Fig. 2). A medida que tuvo lugar el compostaje o el vermicompostaje, la producción de ácido indolacético (IAA) sufrió aumentos y descensos hasta estabilizarse en las últimas etapas del proceso. Dichas variaciones indicarían cambios en las poblaciones de microorganismos, de diferente intensidad y duración dependiendo del sustrato y del proceso de biooxidación. Al final del compostaje o el vermicompostaje, la capacidad de producción de IAA fue similar en las dos mezclas ensayadas, lo que da idea de la semejanza en las poblaciones de microorganismos capaces de sintetizar IAA en la materia orgánica estabilizada, independientemente del proceso utilizado para ello.

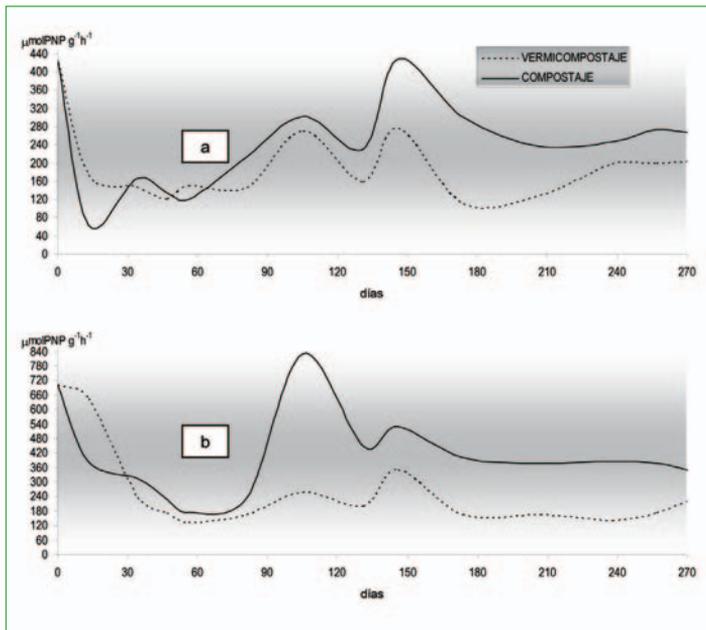


Fig.5. Evolución del ácido indolacético en las mezclas gallinaza+poda (a) y estiércol de conejo+poda (b)

### Índices de maduración

Índice de potencial metabólico (PMI) (Fig. 6) relaciona la actividad microbiana (estimada como actividad deshidrogenasa, fig. 2) con la cantidad de carbono fácilmente metabolizable por los microorganismos (estimado como carbono hidrosoluble, fig. 1), y ha sido utilizado para caracterizar procesos de vermicompostaje (Benítez *et al.*, 1999). La evolución del

índice divide ambos procesos de bioestabilización en dos partes diferenciadas, una inicial de marcados cambios en el índice que indican la degradación del carbono por parte de los microorganismos tanto libres (compostaje) como asociados al tracto intestinal de las lombrices (vermicompostaje). Como resultado, se produce una estimulación de la actividad deshidrogenasa (Benítez *et al.*, 1999). La segunda fase se caracteriza por un descenso de las actividades hidrolíticas iniciales y posterior estabilización, así como el consumo del carbono soluble, indicativo de un proceso de maduración de la materia orgánica. En la mezcla gallinaza+poda (Fig. 6a) la fase de maduración se alcanzó antes (aproximadamente 2 meses) cuando el substrato fue sometido a un proceso de vermicompostaje, mientras que en la mezcla estiércol de conejo+poda (Fig. 6b) ocurrió de forma simultánea.

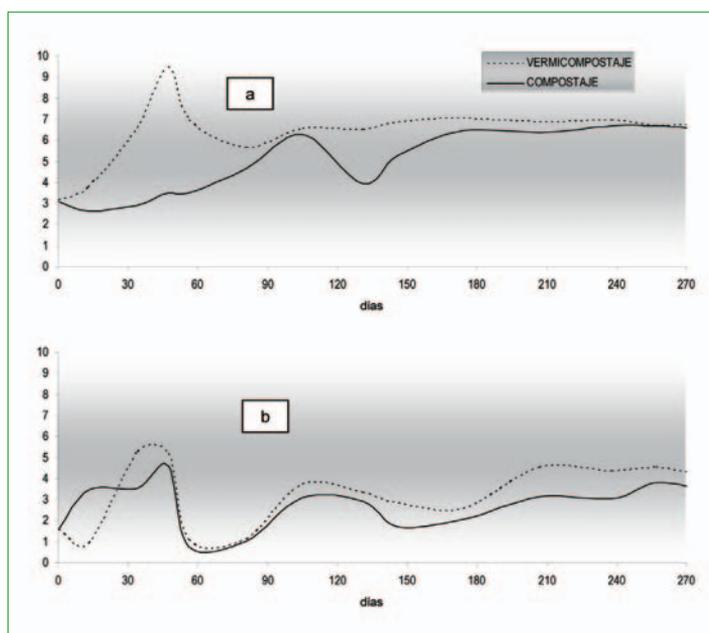


Fig.6. Índice de potencial metabólico (PMI) en las mezclas gallinaza+poda (a) y estiércol de conejo+poda (b)

Índice de producción de auxinas (AII) (Fig. 7) relaciona la actividad de la población capaz de producir auxinas (estimada como producción de indolacético; fig. 5) con la actividad metabólica global de los microorganismos (estimada como actividad deshidrogenasa; fig. 2). En la mezcla gallinaza+poda (Fig. 7a) los valores del índice AII fueron prácticamente similares a lo largo del compostaje y el vermicompostaje, mientras que en la mezcla estiércol de conejo+poda (Fig. 7b) el índice alcanzó valores más elevados en las primeras etapas de la degradación. Esto último indicaría el cambio poblacional ocurrido en dicha mezcla, así como el aumento de la población de productores de auxinas durante los primeros meses, aumento que fue mucho más acusado en el proceso de vermicompostaje.

Los valores finales del índice API en los productos finales humificados (compost y vermicompost) fueron similares ( $\sim 0,20$ ), independientemente de la naturaleza de los residuos utilizados. El índice API podría, por tanto, considerarse como un sistema de evaluación de maduración de residuos orgánicos en procesos de compostaje y vermicompostaje.

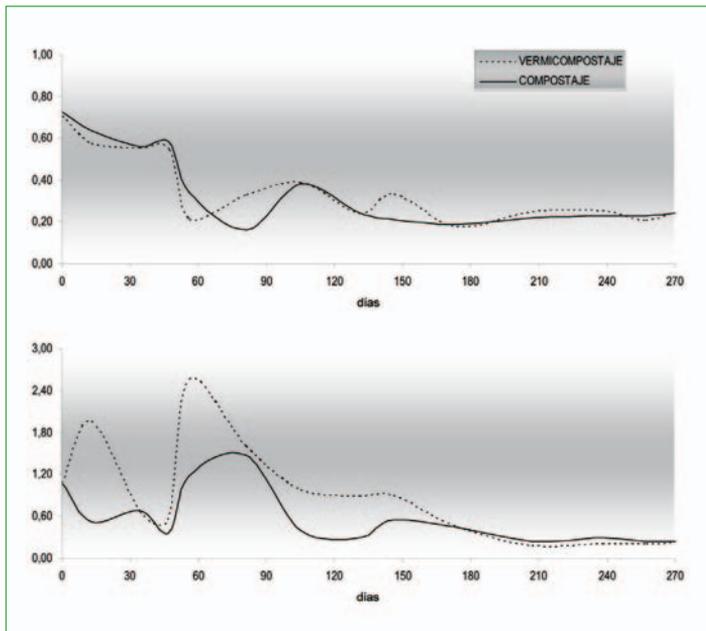


Fig.7. Índice de producción de auxinas (API) en las mezclas gallinaza+poda (a) y estiércol de conejo+poda (b)

#### 4 ► CONCLUSIONES

El estudio de las actividades enzimáticas deshidrogenasa, fosfatasa,  $\beta$ -glucosidasa y producción de ácido indolacético ha servido para diferenciar 2 fases a lo largo de un sistema de compostaje o vermicompostaje, de duración diferente según el proceso y el tipo de residuo.

La primera fase se caracterizó por presentar una elevada actividad hidrolítica relacionada con la elevada cantidad de material degradable presente en los residuos. La segunda fase en cambio, se caracterizó por presentar mayor estabilidad biológica y bioquímica en los residuos, característica de una etapa de maduración de la materia orgánica.

La actividad enzimática de los productos finales (compost y vermicompost) indican que la presencia de lombrices aceleró la degradación del material orgánico presente en los residuos.

Tanto el índice de potencial metabólico (PMI) como el índice de producción de auxinas (API) caracterizaron igualmente una fase hidrolítica y otra de maduración en ambos procesos de biodegradación. Los valores de API de los compost y vermicompost obtenidos fueron iguales tras un periodo de 270 días de compostaje o vermicompostaje, independientemente del residuo y del sistema de bioestabilización utilizado.

## 5 ► BIBLIOGRAFÍA

- **ALEF, K. Y NANNIPIERI, P. 1995**  
Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press., London.
- **BENÍTEZ, E.; NOGALES, R.; ELVIRA, C.; MASCIANDARO, G. Y CECCANTI, B. 1999**  
Enzymes activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting by *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* 67, 297-303.
- **BENÍTEZ, E.; NOGALES, R.; MASCIANDARO, G. Y CECCANTI, B. 2000**  
Isolation by isoelectric focusing of humic-urease complexes from earthworm (*Eisenia foetida*)-processed sewage sludges. *Biology y Fertility of Soils* 31, 489-493.
- **BURNS, R. G. 1982**  
Enzyme activity in soils: location and a possible role in microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 14, 423-427.
- **COSTA, F.; GARCÍA, C.; HERNANDEZ, M. T. Y POLO, A. 1991**  
Residuos orgánicos urbanos, manejo y utilización. CEBAS-CSIC. Murcia. España. 181 pp.
- **DE NOBILI, M. Y PETRUSSI, F. 1988**  
Humification index (HI) as evaluation of stabilization degree during composting. *J. Ferment. Tech.* 66, 577-583.
- **DOMINGUEZ, J.; EDWARDS, C. A. Y SUBLER, S. 1997**  
A comparison of vermicomposting and composting. *BioCycle*, 57-58.
- **GALLARDO - LARA, F. Y NOGALES, R. 1987**  
Effect of the application of town refuse compost on the soil plant system: a review. *Biol. Wastes* 19, 35-62.
- **GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, M. T.; COSTA, F.; CECCANTI, B. Y GANNI, A. 1993**  
Hydrolases in the organic matter fractions of sewage sludge: changes with composting. *Bioresource Technology* 45, 47-52.
- **GARCÍA, C.; M. T. HERNÁNDEZ; COSTA, F. Y CECCANTI, B. 1994**  
Biochemical parameters in soils regenerated by addition of organic wastes. *Waste Management and Research* 12, 457-466.
- **GARCÍA, C.; M. T. HERNÁNDEZ Y COSTA, F. 1997**  
Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Communications in Soil Science and Plant Analyses* 28, 123-134.
- **HIRAI, M. F.; CHANYASAK, V. Y KUBOTA, M. 1983**  
A standard measurement for compost maturity. *BioCycle* 24, 54-56.
- **NANNIPIERI, P.; CECCANTI, B.; CONTI, C. Y BIANCHI, D. 1982**  
Hydrolases extracted from soil: their properties and activities. *Soil Biology and Biochemistry* 14, 257-263.

- **NOGALES, R.; MELGAR, R.; GUERRERO, A.; LOZADA, G.; BENÍTEZ, E.; THOMPSON, R. Y GÓMEZ, M. 1999**  
Growth and reproduction of *Eisenia andrei* in dry olive cake mixed with other organic wastes. *Pedobiologie* 43, 744-752.
- **PATTEN, C. L. Y GLICK, B. R. 1996**  
Bacterial biosynthesis of indole-3-acetic acid. *Can. J. Microbiol.* 42, 207–220.
- **RASMUNSEN, P. E. Y COLLINS, H. P. 1991**  
Long-term impact of tillage, fertilizer and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions. *Avd. Agron.* 45, 93-134
- **SIMS, J. R. Y HABY, V. A. 1971**  
Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.*, 112, 137-141.
- **TABATABAI, M. A. 1982**  
Soil enzymes. In: Page, A.L., Keeney, D.R. (Eds.) *Methods of Soil Analysis Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, 2. Soil Science Society of America, Madison, pp. 922 -928, 937-940.
- **WÖHLER, I. 1997**  
Auxin-indole derivatives in soils determined by a colorimetric method and by high performance liquid chromatography. *Microbiological Research* 152, 399-405.
- **ZUCCONI, F.; FORTE, M.; MONACO, A. Y DE BERTOLDI, M. 1981**  
Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle* 22, 27-29.