

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

ESCOLA TÈCNICA SUPERIOR D'ENGINYERIA
AGRONÒMICA I DEL MEDI NATURAL



EVALUACIÓN TÉCNICA Y AMBIENTAL DEL VERMICOMPOSTAJE DE ESTIÉRCOLES DE OVINO, CAPRINO Y CONEJO

TRABAJO FIN DE GRADO EN
Grado en ingeniería agroalimentaria y del medio rural

ALUMNO:
Jorge Franch Dasí

TUTORES:
Salvador Calvet Sanz
M^a Desamparados Soriano Soto

COTUTORES:
Ion Pérez Baena
Francisco Jose García Mares

Curso Académico: 14/15

VALENCIA, septiembre 2015



EVALUACIÓN TÉCNICA Y AMBIENTAL DEL VERMICOMPOSTAJE DE ESTIÉRCOLES DE OVINO, CAPRINO Y CONEJO

Autor: Jorge Franch Dasí; Tutores académicos: Salvador Calvet Sanz y M^a Desamparados Soriano Soto; Cotutores: Ion Pérez Baena y Francisco Jose García Mares
Valencia, septiembre 2015

Resumen

El vermicompostaje es una alternativa de valorización de deyecciones ganaderas. En particular, la Universitat Politècnica de Valencia dispone de granjas experimentales en las cuales se generan alrededor de 400 T de estiércol al año procedente de ganado caprino, ovino y cunícola. La gestión de estos estiércoles, además de ser económicamente asumible, debe realizarse en términos legalmente y ambientalmente favorables, de acuerdo con el sistema de gestión ambiental implantado en la UPV. Este estudio evalúa de forma técnica y ambiental la viabilidad del vermicompostaje de los estiércoles producidos en las granjas de la UPV, tanto solos como su mezcla. La prueba de compostaje se realizó en bidones de unos 15L de capacidad, donde se introdujeron los sustratos sometidos previamente a una fase de estabilización térmica. Los sustratos tratados fueron: estiércol de oveja, de cabra, de conejo seco, de conejo húmedo, restos de café y una mezcla de ellos. Además, se realizaron pruebas con lombrices (3 contenedores por tratamiento) y sin lombrices (2 contenedores por tratamiento). Se determinó la composición analítica de los sustratos inicial y final y se determinó las emisiones de gases de los sustratos durante el proceso de vermicompostaje. Se obtuvieron diferencias en la evolución de las características fisicoquímicas entre los distintos sustratos, pero no entre la presencia y ausencia de lombrices en 4 semanas de vermicompostaje. Para la emisión de gases hubo diferencia entre tratamientos de lombrices y sin lombrices, siendo mayor la emisión de dióxido de carbono y metano en los tratamientos con lombrices a lo largo del experimento. Los parámetros físico-químicos analizados del vermicompost se encuentran dentro de los rangos establecidos legalmente para la comercialización de vermicompost.

Palabras Clave: estiércol, vermicompostaje, lombriz, emisión de gases, gestión de residuos

Abstract

Vermicomposting is an alternative for manure management. In particular, the Universitat Politècnica de València has experimental farms that generate about 400 tons of manure annually, from goats, sheep and rabbits. The management of manure, besides being economically acceptable, must be legally and environmentally favorable, according to the environmental management system implemented at the UPV. This study evaluates technical and environmental feasibility of vermicomposting of manure produced in the farms of the UPV, both alone or as a mixture. The test was performed in composting tanks of capacity about 15L, where the substrates previously subjected to a thermal stabilization phase were introduced. The substrates analyzed were sheep, goats and rabbits (wet and dry) manure, as well as coffee rests and a mixture of all them. Furthermore, 3 repetitions of each treatment were conducted using earthworms and 2 without earthworms. The analytical composition of the initial and final substrates and their gas emissions were determined during the process of vermicomposting. The results showed differences in the evolution of the physicochemical characteristics between different substrates, but not between the presence and absence of earthworms during 4 weeks of vermicomposting. For the emission a difference was detected between treatments with and without earthworms, being higher the carbon dioxide and methane emissions in treatments with earthworms along the whole experiment. The physical-chemical parameters analyzed in the resulting vermicompost were found to be within the ranges established by legislation for vermicompost commercialization.

Key words: vermicompost, earthworm, gas emisión, manure management

ÍNDICE GENERAL

1	Introducción	1
1.1	Antecedentes	1
1.2	La gestión de estiércoles y sus implicaciones ambientales	1
1.2.1	La generación de estiércoles en ganadería.....	1
1.2.2	Implicaciones ambientales.....	3
1.2.3	Sistemas de gestión de estiércoles	3
1.3	El vermicompostaje	5
1.3.1	La lombriz	5
1.3.2	El proceso de vermicompostaje	6
1.3.3	Ventajas del vermicompostaje.....	7
1.3.4	Productos obtenidos del vermicompostaje	8
2	Objetivo	10
3	Materiales y métodos	11
3.1	Diseño experimental	11
3.2	Análisis químicos.....	13
3.3	Determinación de emisiones.....	16
3.4	Determinación de los datos biológicos de las lombrices.....	17
3.5	Análisis de resultados	17
4	Resultados y discusión.....	18
5	Conclusiones.....	27
6	Bibliografía	28

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características fisicoquímicas y químicas de los sustratos al inicio del compostaje	18
Tabla 2. Características fisicoquímicas, químicas y biológicas de los sustratos al inicio del vermicompostaje.....	19
Tabla 3. Efecto del tipo de sustrato, de las lombrices y su interacción en la composición analítica de los sustratos finales	20
Tabla 4. Características fisicoquímicas, químicas, de emisiones y biológicas en los diferentes sustratos y con presencia o ausencia de lombrices	23
Tabla 5. Evoluciones de las características fisicoquímicas, químicas y biológicas de los diferentes sustratos con presencia o ausencia de lombrices	24
Tabla 6. Correlación entre la evolución de las propiedades de los sustratos.....	24

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Lombriz roja californiana <i>Eisenia fetida</i>	6
Figura 2. Contenedores experimentales sin perforar (izquierda) y contenedor perforado (derecha)	11
Figura 3. Bandeja de pruebas de migración de lombrices.....	12
Figura 4. Evolución de la temperatura durante la maduración de los sustratos previa al vermicompostaje.....	18

1 Introducción

1.1 Antecedentes

La gestión de los estiércoles es una práctica necesaria en las instalaciones ganaderas, que además debe llevarse a cabo en unas condiciones adecuadas si se pretende evitar la contaminación del medio. Actualmente la práctica más habitual es la aplicación directa a campos de cultivo, aunque existen sistemas de tratamiento alternativo que permiten facilitar su aplicación o incrementar su valor comercial.

Las granjas de la Universitat Politècnica de València (UPV) no están exentas de esta problemática. Además, debido a la implantación del Sistema de Gestión Ambiental con su correspondiente certificado EMAS, se realiza un exhaustivo seguimiento del cumplimiento de todos los requisitos legales, además de establecer un sistema de mejora continua. Dentro de los usos legalmente previstos del estiércol, la aplicación directa a campo es una de ellas pero requiere una importante labor de gestión dado que se necesita justificar una superficie suficiente para evitar la contaminación por nitratos de acuerdo con el R.D. 261/96. Ello implica una superficie de unas 20-30 ha. La segunda alternativa es la gestión por una empresa externa que cumpla con todos los requisitos legales, lo cual en la actualidad puede implicar un coste económico importante.

Así pues, se plantea la posibilidad de realizar una valorización en las propias instalaciones de la UPV que permita realizar un mejor aprovechamiento de los recursos, con la consiguiente mejora ambiental. Así, el vermicompostaje puede permitir obtener un humus de suficiente calidad como para ser aplicado en los propios jardines de la UPV, o en caso de ser posible, ser vendido. Por tanto, este estudio desarrolla la viabilidad técnica del vermicompostaje de estiércoles.

1.2 La gestión de estiércoles y sus implicaciones ambientales

1.2.1 La generación de estiércoles en ganadería

En el proceso de cría de los animales, éstos no son capaces de aprovechar todos los nutrientes que ingieren, de forma que excretan parte de los mismos a través de las heces y de la orina. El nutriente de mayor importancia es el nitrógeno (N), ingerido a través de la proteína y excretado en forma en la orina principalmente como urea y en las heces como N orgánico (Jongbloed *et al.*, 1999).

La proporción del N ingerido que los animales excretan oscila entre un 40 y un 80%, siendo en los cerdos del 40 al 60% durante el crecimiento y del 75% en cerdas madres (Van der Peet-Schwering *et al.*, 1999). Los animales más eficientes en el uso del N son las aves en sistemas intensivos por su avanzada genética y su alimentación. Tanto pollos de engorde (Guiziou y Beline, 2005) como gallinas de puesta (Keshavarz y Austic, 2004) defecan el 40% del N ingerido, teniendo índices de conversión más favorables. En el otro extremo están los rumiantes, en sistemas extensivos evacuan alrededor del 80% del N que ingieren (Van Bruchem *et al.*, 1991). No obstante, los rumiantes a diferencia de los monogástricos pueden aprovechar recursos fibrosos. El fósforo (P) también es aprovechado con una baja eficiencia, siendo su aprovechamiento alrededor del 25% en la mayoría de especies (Van der Peet-Schwering *et al.*, 1999; Keshavarz y Austic 2004; Maertens *et al.*, 2010).

Además de la especie animal hay otros factores que pueden afectar a la cantidad de N y también de P en las heces. La formulación de raciones es uno de los más importantes, pudiéndose reducir entre 30 y 40 g de N/kg de heces cuando se formula a base de aminoácidos en vez de proteína en general (Canh *et al.*, 1998; Aarnink y Verstegen, 2007), e indirectamente la temperatura y humedad, ya que estas influyen en la productividad y a la ingesta (Huynh *et al.*, 2005), alterando el aprovechamiento de los nutrientes de los animales, aumentando así la emisión de N y P para la misma producción. De los animales presentes en la granja de la UPV, las especies criadas tienen un aprovechamiento medio del 35-40% del N ingerido en conejos y un 30% en cabras y ovejas.

Para cada especie ganadera, debido a sus particulares sistemas de producción, existen distintas formas de manejar el estiércol. En porcino suele ser purín porque no hay cama de paja y el suelo es enrejillado; en pollos se mezcla con el material de cama, en gallinas es un estiércol también sólido pero sin material de cama; en conejos se mezcla orina y heces y es estiércol sólido; en vacas puede ser sólido o líquido según se use o no material de cama. Los volúmenes de estiércoles generados pueden ser diferentes dentro de la misma especie, variando según la raza, sexo y edad, al igual que también influye el tipo de alimentación y alojamientos de los animales (MAGRAMA, 2012).

Además del N y el P los estiércoles tienen una elevada carga de elementos como potasio (K), sales, metales pesados, microorganismos y restos de medicamentos. Por ello es necesario profundizar en las implicaciones ambientales que tiene la gestión de los mismos.

1.2.2 Implicaciones ambientales

La alta concentración de nutrientes y elementos de los estiércoles puede causar una contaminación del medio en caso de una mala gestión del estiércol. Esto puede afectar a la calidad del agua tanto superficial como subterránea, ya que componentes como el N y P son solubles y lixivian con facilidad hacia las aguas subterráneas o son arrastrados por escorrentía a fuentes superficiales por acción del agua de lluvia o riegos. A esto se suma la posible presencia de metales pesados, como el zinc y cobre, y restos de productos farmacéuticos activos en las deyecciones (Campos *et al.*, 2004). Por tanto, la aplicación a campo tiene el riesgo de generar toxicidad en los suelos y deprimir el metabolismo microbiano (Ayusho *et al.*, 1996). La gestión de los estiércoles contribuye a la emisión de gases de efecto invernadero, como el metano (CH₄), el dióxido de carbono (CO₂) y el óxido nitroso (N₂O) (MAGRAMA, 2012), así como el amoníaco (NH₃) (Webb *et al.*, 2005). Debe considerarse también la posible afección al entorno por el desprendimiento de malos olores (Úbeda *et al.*, 2013).

Debido a la gran producción de residuos orgánicos, su gestión constituye uno de los mayores desafíos medioambientales en zonas de ganadería intensiva. En general, se requiere de una adecuada gestión que permita la reutilización de recursos respetando el medio ambiente (Singh *et al.*, 2011). Más concretamente, en la Unión Europea se limita su uso como abono orgánico de aplicación directa al campo a una dosis máxima de 170 kg N/ha y año de acuerdo con la Directiva 91/676/CE, con el fin de evitar la contaminación por nitratos (MAGRAMA, 2012). Es importante tener en cuenta que para 2025 se espera que la producción de residuos orgánicos aumente aproximadamente un 51% con respecto al año 2005 (Charles *et al.*, 2009), con las implicaciones ambientales que pueden derivar este incremento de la producción de estiércoles. Por tanto, los sistemas de tratamiento de estiércoles son esenciales para reducir la carga ambiental de los mismos.

1.2.3 Sistemas de gestión de estiércoles

Tradicionalmente en la agricultura Europea estaban integradas las actividades ganaderas y agrícolas en forma de pequeñas granjas familiares, utilizando el estiércol generado como método de enriquecimiento del suelo. Con el paso del tiempo las granjas se han ido adaptando a métodos de mayor eficiencia productiva, haciéndose más específicas, centrándose en una o dos actividades. El hecho de separar la

actividad ganadera de la agrícola, ha conllevado el abonando con fertilizantes inorgánicos y considerando el estiércol generado en granjas como un residuo. Lo ideal sería ver este estiércol como un recurso, no como un residuo, por ello hay granjas actualmente que están sujetas a una gestión de los mismos, volviendo a darle el valor como producto y no solamente tratarlo como un residuo (Burton y Turner, 2003).

Como se ha mencionado, una actividad muy habitual con los estiércoles es su aplicación directa al campo para mantener un suelo fértil y productivo. Sin embargo, considerando los riesgos ambientales y su generación de forma concentrada en determinadas áreas geográficas, la aplicación a campo no siempre es una opción y por tanto es necesario realizar un sistema de tratamiento para su correcta gestión, que reduzca su impacto ambiental y mejore su aceptación comercial.

Un tratamiento es la operación o conjunto de operaciones de cambio de características físicas, químicas o biológicas de un residuo para reducir o neutralizar las sustancias peligrosas que contiene, recuperar materias o sustancias valorizables, facilitar su uso como fuente de energía, favorecer la disposición del rechazo y, en general, mejorar la gestión y el proceso de valorización (Solé y Flotats, 2004). Los más importantes son: balsas (con o sin aditivos), separación de sólidos y líquidos, procesos de nitrificación-desnitrificación, digestión anaerobia o aerobia, evaporación y secado, stripping y absorción, ultrafiltración con osmosis inversa, ozonización o compostaje (Campos *et al.*, 2004). De entre estos tratamientos, los más habituales en granjas comerciales son los que buscan facilitar la gestión (balsas y separación de sólidos) y los que persiguen valorizar el estiércol, bien por obtención de energía (digestión anaerobia) o por generación de sustratos de mayor valor agronómico (compostaje).

El compostaje es un proceso aerobio en el que los microorganismos, termófilos y mesófilos, transforman la materia orgánica (MO) en un producto sano y estable, llamado compost. El proceso del compostaje se divide en dos fases, la primera consiste en un aumento de temperatura que alcanza sobre los 45-70°C saneando así el producto, conocida como la fase termófila. Seguida por la fase mesófila, o de maduración, en la que se degrada la MO lentamente con un proceso similar a la humificación del suelo (Fornes *et al.*, 2012). De esto se obtiene una enmienda orgánica (compost) que reduce el peso y volumen del residuo, lo higieniza y disminuye los malos olores (Campos *et al.*, 2004). Los problemas que presenta este tipo de tratamiento son: su larga duración del proceso, su necesidad de aireación, la pérdida de nutrientes si se prolonga excesivamente, y que el producto final es heterogéneo (Ndegwa y Thomson, 2001).

Una variante del compostaje es el vermicompostaje, en el que se utiliza la acción de las lombrices para el mismo fin, obteniendo un producto más estable y heterogéneo.

1.3 El vermicompostaje

1.3.1 La lombriz

El vermicompostaje consiste en la estabilización de la MO por medio de lombrices. Una de las características de las lombrices es su capacidad para modificar las propiedades físicas del suelo, como la agregación, la estabilidad y la porosidad, gracias a la excavación de galerías (Lavelle y Spain, 2001). También modifica las propiedades químicas y biológicas, como la tasa de descomposición orgánica (Kumar *et al.*, 2010; Atiyeh *et al.*, 2000), la composición y disponibilidad de nutrientes (Yadav y Garg, 2011) y la actividad de otros microorganismos (Goswami *et al.*, 2014).

Dentro del ámbito de la vermicultura la especie más utilizada es la lombriz roja de California (*Eisenia fetida*) (Figura 1) por su capacidad de adaptación al medio y su eficiencia en reciclar los residuos orgánicos dando un producto de calidad (Yadav y Garg, 2011). Las características biológicas de la lombriz roja facilitan su crianza: el rango de temperatura en el que tiene un crecimiento normal es de entre los 25 y 28 °C, sobreviviendo hasta los 33°C, la humedad óptima es de 80-85%, aunque tolera una amplia variación (Domínguez y Gómez, 2010). Tiene una vida de 4,5 a 5 años (Herlant–Meewis, 1967), con una prolificidad de 158 lombrices por año suponiendo una puesta semanal y una supervivencia del 80% (Schuldt, 2006). Tiene capacidad de vivir en densidades de hasta 40.000 lombrices/m² (aproximadamente 0,2 m³), aunque esta densidad compromete la prolificidad (García y Solano, 2005). Además, no tiende a fugarse del criadero (García y Solano, 2005), y puede llegar a consumir una cantidad de sustrato igual a su peso en 24 horas (Riggle y Holmes, 1994). Estas características varían dependiendo del sustrato en el que se encuentren las lombrices, no pudiendo generalizar sobre los datos de supervivencia, desarrollo y reproducción sin tener en cuenta el tipo de sustrato (Duran y Henríquez, 2009; Schuldt *et al.*, 2005).



Figura 1. Lombriz roja californiana *Eisenia fetida*

Su ciclo biológico dura entre 45 a 51 días, desde que se deposita el cocón (cápsula que contiene las lombrices hasta el momento del nacimiento, con forma de pera y de color amarillento de unos 2 mm) hasta la puesta de la siguiente generación. Tras 48 horas de la cópula de las lombrices ponen un cocón, siendo su tasa de producción de cocones de 0,35-0,5 por día. El promedio de lombrices por cocón es de 2,5 a 3,8. Estas lombrices saldrán después de una incubación de 18 a 26 días, y alcanzaran su madurez sexual a los 21-30 días de su nacimiento (Domínguez y Gómez, 2010). Este conjunto de características hacen que la *Eisenia fetida* sea la especie más manejada para el proceso de vermicompostaje, tanto profesional como lúdico.

1.3.2 El proceso de vermicompostaje

La vermicultura o lombricultura es la técnica que consiste en la elaboración de un abono orgánico a través de la utilización de una o varias especies de lombrices. Mediante su uso es posible convertir casi cualquier tipo de desecho orgánico en un producto final que es utilizado en agricultura, el vermicompost (Durán y Henríquez, 2009). Esta biodegradación del residuo en sustrato fértil, combinando la acción de las lombrices y los microorganismos, es la vermiconversión (Das *et al.*, 2014)

El vermicompostaje tiene dos fases de descomposición, una primera activa o directa en la que las lombrices procesan la MO y modifican las características físicas y microbianas del sustrato ingerido, fragmentándolo y condicionándolo para favorecer la acción de los microorganismos sobre la MO restante, y una segunda fase de maduración o indirecta, en la que los microorganismos descomponen más la MO procesada por las lombrices (Domínguez, 2004). Estos microorganismos favorecen la mineralización de elementos como el N, convirtiendo la forma de amonio en N orgánico y nitrato (Domínguez y Gómez, 2013) observándose un gran aumento en la

concentración de este último después del vermicompostaje (Gunadi *et al.*, 2002), también del K, solubilizando el K insoluble del sustrato (Kaviraj y Sharma, 2003), y el P (Parthasarathi y Ranganathan, 2000).

Esta práctica solo puede llevarse a cabo en aquellos residuos orgánicos que tengan una descomposición no termófila y su MO sea estable (Pramanik *et al.*, 2009). En algunos casos aunque la descomposición no sea mesófila puede realizarse un tratamiento de compostaje previo y, una vez pase esa fase termófila y se establezca la temperatura, seguir con el proceso de vermicompostaje (Frederickson *et al.*, 1997). Esta combinación tiene una gran utilidad, ya que el vermicompostaje carece de la capacidad de acabar con los microorganismos patógenos de los residuos orgánicos tratados (Fornes *et al.*, 2012), mientras que en el compostaje, por las altas temperaturas alcanzadas, los microorganismos patógenos son destruidos (Ndegwa y Thompson, 2001; Lazcano *et al.*, 2008). Sin embargo, según Monroy *et al.* (2009), la acción de las lombrices también reduce la densidad de microorganismos patógenos, como los coliformes.

1.3.3 Ventajas del vermicompostaje

La mayor ventaja que tiene el uso del vermicompostaje es que permite tratar residuos de carácter orgánico dando lugar a un producto rico en nutrientes que son asimilados por las plantas (Domínguez, 2004) y puede reducir su tiempo de degradación frente otras prácticas como el compostaje (Kumar *et al.*, 2010).

Con la práctica de la vermicultura se puede mejorar la fertilidad del suelo, convirtiendo uno de mala calidad en productivo y fructífero usando principalmente residuos que podrían ser perjudiciales para el medio (Bhattacharya *et al.*, 2012). En el proceso del vermicompostaje se forman agregados con un tamaño de partícula muy fino y similar, creando un producto homogéneo y estable (Ndegwa *et al.*, 2000; Garg y Gupta, 2010; Kannan y Balasubramanian, 2007) por la acción de los microorganismos que hay en el intestino de las lombrices (Lee, 1985). A pesar de la disminución del N amoniacal (Khawairakpam y Bhargava, 2009), el sustrato tiene una mayor concentración del N total (Das *et al.*, 2014; Parthasarathi y Ranganathan, 2000) por el aumento de los nitratos y N orgánico debido a la degradación del carbono orgánico durante el proceso (Tiquia y Tam, 2000). Esto lleva a la estabilización del ratio C:N entre 9 y 19 (Garg y Gupta, 2010), y al aumento del grado de humificación (proporción de los ácidos húmicos y fúlvicos en relación al carbono orgánico total en el sustrato) (Tomati *et al.*, 1995). La concentración de P y K también aumenta (Albanell *et al.*,

1988; Garg y Gupta, 2010), junto con la cantidad de microorganismos en el producto final (Domínguez y Gómez, 2013).

Otra justificación de su uso es que puede solventar el problema de toxicidad de ciertos residuos, como las aguas residuales. Dada la alta concentración de ciertos componentes en algunos sustratos impiden su uso directo en el suelo como abono orgánico, ésta concentración puede reducirse tras el vermicompostaje (Yadav y Garg, 2011; Singh y Kalamdhad, 2013; Delgado *et al.*, 2004). Por tanto el vermicompost puede utilizarse en la agricultura y jardinería con garantías por su menor contenido en elementos nocivos, como metales pesados (Khwairakpam y Bhargava, 2009).

Por otra parte puede ser de interés para la industria del biogás, ya que durante el proceso del vermicompostaje se degrada la quitina, mejorando las condiciones para los microorganismos anaerobios responsables de la obtención del biogás y favoreciendo la producción de CH₄, aumentando un 65% más que la materia no digerida por las lombrices previamente (Chen *et al.*, 2010).

Junto con estas utilidades, cabe destacar otro uso de la vermicultura en el que, a partir de la observación de la tasa de reproducción y crecimiento de las lombrices, se puede evaluar la peligrosidad de los químicos vertidos en el suelo, utilizándose las lombrices como bioindicador (Molina *et al.*, 2013). Asimismo puede reducir el tiempo de degradación de algunos residuos orgánicos que en su proceso natural se alargarían mucho en el tiempo debido a su contenido en lignina, ya que las lombrices tienen la capacidad de degradarla (Garg y Gupta, 2010; Tomati *et al.*, 1995).

Además de ser un remedio para solucionar la problemática que pueda tener un residuo orgánico, a partir del vermicompostaje se obtienen una serie de productos de gran interés agronómico.

1.3.4 Productos obtenidos del vermicompostaje

El principal producto derivado del vermicompostaje es el humus de lombriz, o vermicompost. Este sustrato mejora la fertilidad física y química del suelo, con una alta porosidad, buena aireación, drenaje, alta capacidad de retención de agua, con una concentración mayor de minerales que los estiércoles sin tratar, y posee una alta actividad microbiana que mejora el crecimiento de las plantas. Es por tanto un excelente corrector o condicionante, con la virtud de que su aplicación en exceso no acarrea inconvenientes (Shuldt, 2006) y que es prácticamente inodoro (Rivero, 1993), pudiendo llegar a sustituir los abonos comerciales en su totalidad (Arancon *et al.*, 2008). Este vermicompost puede almacenarse durante un periodo largo de tiempo,

siendo el óptimo de 90 a 105 días, dependiendo también del tipo de sustrato del que se obtenga (Das *et al.*, 2014). Como los orígenes del humus varían de uno a otro, ya sea por la especie de lombriz, tipo de sustrato, condiciones, etc. Ferruzzi (1987) propuso una serie de parámetros para medir su calidad, basándose en una caracterización química (nutrientes presentes y disponibles, capacidad de intercambio catiónico, presencia o ausencia de metales pesados, etc), físicas (humedad, densidad aparente y real, porosidad, capacidad de retención de agua, etc.) y biológicas (MO, biomasa bacteriana, microorganismos específicos, etc.).

Además, el humus puede tratarse con ácidos y álcalis para la extracción de los ácidos húmicos y que estos queden en una solución líquida, conociéndose esto como “humus líquido”. Se trata como abono foliar, aunque no se descarta su tratamiento radicular (Shuldt, 2006).

Por otro lado, las lombrices obtenidas durante el proceso del vermicompostaje pueden ser utilizadas para la alimentación de animales en la ganadería, como granjas avícolas y piscícolas (Durán y Henríquez, 2009), utilizándose en forma de harina para la alimentación de los animales de forma directa (en la ración o pienso) o indirecta (en el caso de estanques de peces se utiliza para alimentar el plancton que posteriormente será ingerido por los peces) (Chakrabarty *et al.*, 2009), o utilizando directamente la lombriz viva (Rodrigues *et al.*, 2015) o congelada (Kostecka y Paczka, 2006). El contenido en proteínas de las lombrices es del 55-60% (Pokarzhevskii *et al.*, 1997; Zhenjun *et al.*, 1997) y tiene una elevada digestibilidad (Gonzalvo *et al.*, 2001). Incluso, sería motivo de estudio para incorporarlo en la alimentación humana (Hernández, 2005).

2 Objetivo

El objetivo de este trabajo es comprobar la viabilidad de utilizar como método de gestión de residuos el vermicompostaje en los estiércoles y algunos residuos orgánicos generados en la *Universitat Politècnica de València*. Concretamente el trabajo pretende comparar las características del humus de lombriz obtenido a partir de distintos sustratos y evaluar las emisiones gaseosas durante el proceso de vermicompostaje.

3 Materiales y métodos

3.1 *Diseño experimental*

El ensayo se realizó usando 5 sustratos diferentes (estiércol de conejo seco, estiércol de conejo húmedo, estiércol de oveja, estiércol de cabra y poso de café) y la mezcla de los mismos en proporciones iguales (pull). Inicialmente se planteó estudiar también el residuo generado en piscifactorías de anguilas, pero este fue desechado en la prueba de migración, posteriormente descrita. De cada uno de ellos se realizaron 3 repeticiones con lombrices y 2 controles (sustrato sin lombrices). Las pruebas se llevaron a cabo en contenedores de plástico de dimensiones 30 x 30 x 27,5 con agujeros en los laterales y en la base de 4 mm de diámetro distribuidos regularmente para favorecer el drenaje y la aireación (Figura 2). Estos contenedores se colocaron sobre un recipiente con un orificio en la base que daba a un depósito de 1,5 litros de capacidad en el que se recogían los lixiviados.



Figura 2. Contenedores experimentales sin perforar (izquierda) y contenedor perforado (derecha).

Las lombrices utilizadas fueron de la especie *Eisenia fetida*, obtenidas de las instalaciones de lombricultura de la UPV. Se introdujeron únicamente lombrices en fase adulta, con una densidad de unas 6000 lombrices/m². El estiércol que se utilizó fue facilitado por las granjas experimentales de conejos y pequeños rumiantes de la UPV. El poso de café utilizado fue suministrado por la empresa que gestiona las máquinas de *Vending* del campus de vera (Tareca Vending). Los estiércoles se dejaron madurar (compostar) durante 41 días para evitar el aumento de temperatura durante el proceso de vermicompostaje, ya que llevaría a la muerte de las lombrices. Durante la maduración el estiércol fue regado y volteado cuando la temperatura descendía, acelerando así el proceso de compostaje. Durante esta fase se tomó

diariamente la temperatura de las pilas con un medidor de temperatura HD8601P a una profundidad aproximada de 20 cm. Adicionalmente se tomaron muestras semanales durante este proceso para caracterizar la evolución del estiércol en esta fase.

En cada contenedor se introdujo una cantidad de 7 kg de sustrato ya compostado (aproximadamente 10 L de estiércoles y 14 L de café), dejando a disposición de las lombrices unos 13 gramos de sustrato por cada una. Al inicio del vermicompostaje se tomó una muestra representativa de cada sustrato que fue dividida en sub-muestras y conservada de distintas formas en función del análisis a realizar (muestra seca en estufa, seca al aire, fresca conservada a 5 °C y congelada a -20 °C).

Antes de añadir las lombrices, y con el objetivo de comprobar la adecuación de los sustratos al crecimiento de las lombrices, se realizó una prueba de migración para cada uno de los sustratos, descritas por Ferruzzi (1987). Esta prueba consistió en colocar un recipiente de 1 litro de sustrato con 20 lombrices dentro de una bandeja de 36 x 50 cm con sustrato inerte (Figura 3) y contabilizar a las 24 horas las lombrices que habían migrado. Por los resultados previos, se decidió colocar junto con las lombrices 100 gramos de humus para evitar el cambio brusco de alimentación y ambiental. Como se ha indicado anteriormente, todos los sustratos ensayados tuvieron un resultado satisfactorio en este ensayo y por tanto se procedió a iniciar los ensayos de vermicompostaje.



Figura 3. Bandeja de pruebas de migración de lombrices.

El proceso de vermicompostaje duró 30 días. Durante este período se controló el nivel de humedad por la prueba del puño, la cual consiste en la toma de una cantidad del sustrato con el puño de una mano, posteriormente se le aplica fuerza y si salen de 8 a 10 gotas es que la humedad está en un 80 % aproximadamente. También

se determinó la temperatura con el medidor HD8601P, manteniendo las condiciones dentro del rango aceptable para las lombrices mediante riegos (temperatura entre 25 y 28°C y humedad del sustrato entre el 80 y el 90%). También se anotaron otro tipo de observaciones como la aparición de hongos, invasión de hormigas y presencia de larvas de mosca.

Una vez finalizado el experimento se tomó muestra del humus obtenido por las lombrices y del estiércol de los controles, y se contabilizó el peso y número de las lombrices de cada uno de los contenedores.

3.2 Análisis químicos

Las muestras analizadas se pasaron por dos molinos para disminuir su tamaño de partícula y homogeneizarlas. La primera molienda se realizaba con un molino de laboratorio modelo *Christy y Norris 8"* dejándola la muestra con un tamaño de 1 mm, seguidas de una segunda molienda con un molino marca *Tecator modelo Cyclotec 1093 sample mill* dejando la muestra con un tamaño final de 0,5 mm. Dichas muestras fueron analizadas en los laboratorios del Departamento de Producción Animal y el Departamento de Suelos de la UPV para los siguientes parámetros químicos.

Materia Orgánica total

Para la determinación de la MO total se siguió el método descrito por Walkley y Black (1934). En esta determinación se pesó 1 gramo de muestra, desecada al aire y tamizada por un tamiz de 2 mm de diámetro y pulverizada. Posteriormente se pasó a un erlenmeyer de 250 mL, se añadieron 10 mL de dicromato potásico 1N y se agitó la mezcla unos minutos. A continuación se agregaron 20 mL de ácido sulfúrico, mezclando el contenido girando el matraz, y se dejó en reposo durante 30 minutos. Después se añadieron 200 mL de agua destilada, se agitó unos minutos para evitar el sobrecalentamiento local, y se dejó enfriar. Finalmente se añadieron 10 mL de H_3PO_4 y agitó, se agregaron después 4 o 5 gotas de indicador ortofenantrolina, y se valoró con sulfato ferroso amónico seis hidrato 0,5N, hasta el viraje de verde a rojo vino. De igual forma se preparó un blanco, pero en este caso se realizó dicha valoración sin haber agregado muestra de sustrato. Los cálculos para determinar la materia orgánica fueron:

$$\text{Materia Organica (\%)} = \frac{(V_{\text{blanco}} - V_{\text{muestra}}) * N * \text{meq} * f * 1,724}{\text{gramos de muestra seca}} * 100$$

Dónde:

V_{blanco} = Volumen de $FeSO_4$ 0,5N gastado en el blanco

V_{muestra} = Volumen de $FeSO_4$ 0,5N gastado en cada muestra

N = Normalidad = Volumen de dicromato/ V_{blanco}

meq = 0,003

f = Factor de recuperación del carbono orgánico = 1,3

1,724 = Factor de conversión de carbono orgánico a materia orgánica

Nitrógeno y Carbono total

Para la determinación del N y carbono total se utilizó el analizador LECO CN 628, que se basa en el método DUMAS. El análisis por el método DUMAS trata de tres fases: purga, combustión y análisis.

En la fase de purga el cargador automático introduce la muestra dentro de la cámara de carga. El control automático sella la cámara y procede a purgar los gases atmosféricos residuales que puedan haber ingresado durante el proceso de carga. El circuito de recolección de gas de muestra también se purga durante esta fase.

Una segunda fase de combustión en la que se libera la muestra dentro del horno de combustión donde se expone a una temperatura de 950°C en presencia de un flujo de oxígeno puro controlado por el equipo. La muestra se combustiona completamente en forma rápida en el crisol del horno descomponiéndose en gases y cenizas arrastrados por el flujo de oxígeno. Estos productos de la combustión de la muestra atraviesan la etapa secundaria del horno (post-quemador, 850°C), para completar la oxidación de los gases y eliminación del material particulado. Luego un sistema de filtrado físico y un enfriador termoeléctrico de dos etapas, posterior al horno, se encarga de eliminar el contenido de humedad resultante de la quema de la muestra.

Finalmente en la fase de análisis los gases resultantes de la combustión arrastrados por el oxígeno, son almacenados en su totalidad dentro de un recipiente de compensación, llamado Balasto. En este recipiente se realiza la homogenización de los gases para luego proceder a la extracción de una muestra de

3cc del mismo (Alícuota). Se utiliza un flujo de helio como gas de arrastre para desplazar la alícuota de gas hacia el sistema de catálisis, donde se elimina el oxígeno libre, CO₂ y H₂O y luego de eliminados los gases interferentes, conduce el gas muestra hasta la celda de medición de N₂. Se utiliza una celda de termoconductibilidad para determinar el contenido de N₂ por comparación con una referencia de gas arrastre puro. La gran diferencia termoconductiva entre el N (gas a analizar) y el Helio permite la máxima sensibilidad, precisión y exactitud en la medición de N₂ por el método Dumas.

La muestra a analizar se pesaba con una báscula de precisión METTLER AJ150 y una cantidad de 0,18 gramos. Se envolvía en papel de aluminio, anotándose su peso. Las muestras se introducían en el LECO midiendo el N y C de la forma explicada anteriormente.

Conductividad eléctrica y pH

Se midió la conductividad eléctrica del extracto 1:5 (CEE) y pH de las muestras tomadas del proceso de compostaje y de los contenedores con el medidor *Consort C830* a una dilución 1:5 con agua destilada, tras un periodo de homogenización de 1 hora.

Materia Seca

Se colocó en bandejas de aluminio una cantidad conocida de las muestras recogida en campo. Las bandejas se introdujeron en la estufa armario por circulación forzada para ensayos múltiples y desecación graduable desde ambiente a 90°C durante 72 horas para asegurar una buena deshidratación. Durante el proceso se tomó el peso de la bandeja, bandeja con heces y bandeja con heces deshidratadas. El cálculo de la materia seca (MS) se realizó de la siguiente forma:

$$MS(\%) = \frac{\text{Peso de bandeja con heces deshidratadas} - \text{Peso de bandeja}}{\text{Peso de bandeja con heces} - \text{Peso de bandeja}} * 100$$

Cenizas

Se puso en cuencos de cerámica una cantidad conocida de las muestras recogida en campo. Los cuencos se introdujeron en una mufla marca P-Selecta a

500°C durante 4 horas quedando solamente las cenizas. Durante el proceso se tomó el peso del cuenco, cuenco con la MS de heces y cuenco con cenizas de heces. El cálculo de las cenizas se realizó de la siguiente forma:

$$\text{Cenizas(\%)} = \frac{\text{Peso de cuenco con cenizas de heces} - \text{Peso de cuenco}}{\text{Peso de cuenco con MS de heces} - \text{Peso de cuenco}} * 100$$

3.3 Determinación de emisiones

Una vez a la semana, se determinó la emisión de gases (CO₂, NH₃, CH₄ y N₂O) procedentes de cada uno de los contenedores. Para ello se utilizó la técnica de la cámara estática, que consiste en cerrar temporalmente el recipiente y registrar la variación de concentración de cada gas, del cual se obtiene la emisión de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$E = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{S}$$

Donde

E es la emisión de gas expresada en mg/m²/h

ΔC es el incremento de concentración registrado durante la prueba, expresado en mg/m³

Δt es el tiempo transcurrido durante la prueba de emisión, expresado en horas

V es el volumen libre del espacio de cabeza del contenedor, expresado en m³

S es la superficie de emisión expresada en m²

Las concentraciones de gases se midieron con un medidor de gases fotoacústico Innova 1412 (Lumasense Technologies, Dinamarca), y la medida de cada contenedor tuvo una duración aproximada de 8 minutos. Las mediciones se repitieron 3 veces, a los 13, 20 y 27 días desde el inicio del vermicompostaje.

3.4 Determinación de datos biológicos de las lombrices

Para la determinación del peso total de las lombrices los contenedores fueron cribados a través de una malla 4 x 4 mm en la que se separaba los granos finos del sustrato de los gruesos y las lombrices. Una vez hecha la criba, las lombrices eran separadas a mano a un recipiente con un sustrato de tamaño de partícula inferior a la malla utilizada anteriormente, con la finalidad de que estuviesen en un ambiente adecuado mientras se separaban el resto de individuos. Una vez separadas, se cribaron de nuevo, quedando únicamente las lombrices en la parte superior de la malla, para posteriormente ser pesadas en una báscula OHAUS EB series.

El peso por lombriz se determinó a partir de un muestreo al azar de cada contenedor experimental. Para ello se muestreo una porción de las lombrices, registrándose su peso y el número de individuos presentes. Mediante estos registros se estableció una relación a partir del peso de la muestra y el número de individuos que permitió estimar el peso individual.

3.5 Análisis de resultados

El análisis de diferencias entre tratamientos se realizó mediante Análisis de Varianza (ANOVA) utilizando el programa Statgraphics 5.1 con el siguiente modelo:

$$X = \text{Media} + \text{Tratamiento} + \text{Lombrices} + \text{Tratamiento} \times \text{Lombrices} + \text{error}$$

Dónde:

X: es la variable objetivo (MS, cenizas, C, N, C:N, pH, CEE, MO, CO₂, CH₄, peso por lombriz y peso total de lombrices).

Tratamiento: se refiere al tipo de estiércol utilizado (conejo húmedo, conejo seco, oveja, cabra, café y pull).

Lombrices: se refiere a la presencia o ausencia de lombrices en el contenedor.

Finalmente, se realizó un análisis de la correlaciones entre los parámetros analizados utilizando la opción de Análisis Multivariable del programa Statgraphics 5.1.

4 Resultados y discusión

Debido a la procedencia de los sustratos, las características fisicoquímicas y químicas iniciales fueron heterogéneas para todos los parámetros analizados, como se puede observar en la tabla 1.

Tabla 1. Características fisicoquímicas y químicas de los sustratos al inicio del compostaje

Variable	Conejo Húmedo	Conejo Seco	Cabra	Oveja	Café
MS (%)	20,86	33,83	33,36	41,88	38,59
Cenizas (%MS)	16,01	16,16	35,31	18,77	2,31
C (%MS)	40,80	40,64	30,82	40,00	48,82
N (%MS)	2,40	2,35	1,94	2,36	2,81
C:N	17,00	17,30	15,86	16,94	17,41
pH	8,18	8,83	9,65	8,34	5,61
CEE (mS/cm)	8,51	9,77	12,3	12,3	1,70
MO (%MS aire)	58,68	61,12	47,68	58,68	61,43

MS: materia seca, C: carbono, N: nitrógeno, C:N: relación carbono nitrógeno, CEE: conductividad eléctrica del extracto 1:5, MO: materia orgánica.

En el proceso de compostaje de los estiércoles se incrementó la temperatura de los mismos (Figura 4). El estiércol de conejo húmedo no experimentó un aumento de temperatura como el resto, permaneciendo estable desde el inicio del compostaje. El estiércol de conejo seco se estabilizó a las 3 semanas, mientras que el estiércol de cabra y oveja no completaron esta fase en su totalidad, esto no supuso ningún problema para el correcto desarrollo de las lombrices una vez establecidos en los contenedores experimentales.

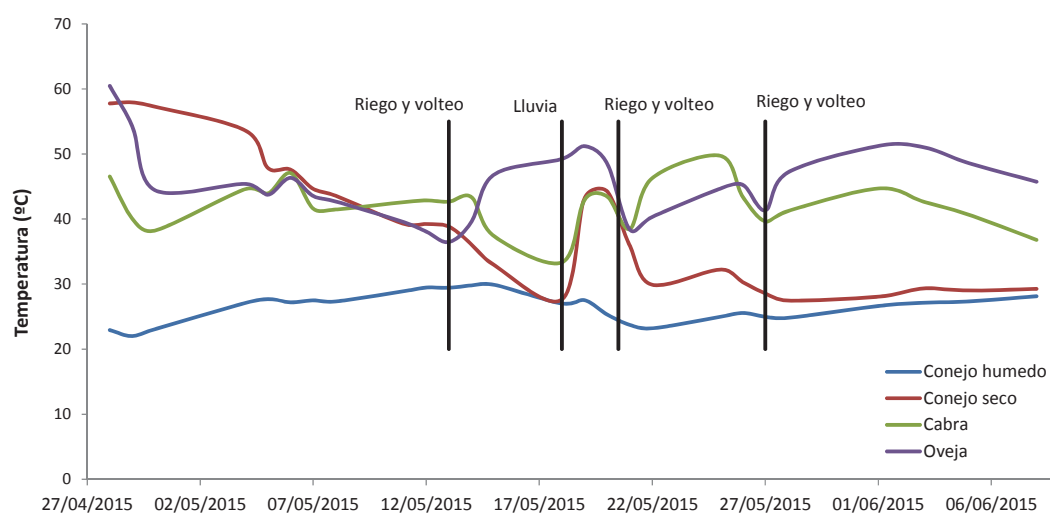


Figura 4. Evolución de la temperatura durante la maduración de los sustratos previa al vermicompostaje.

Tras este periodo, los estiércoles sufrieron un cambio en su composición, siendo los valores finales del compostaje los mostrados en la tabla 2.

Tabla 2. Características fisicoquímicas, químicas y biológicas de los sustratos al inicio del vermicompostaje

Variable	Conejo Húmedo	Conejo Seco	Cabra	Oveja	Café
MS (%)	24,86	28,99	33,82	28,45	49,04
Cenizas (%MS)	18,42	24,53	34,53	23,63	3,30
C (%MS)	40,99	38,99	34,11	40,41	48,63
N (%MS)	2,35	2,96	2,66	3,00	3,30
C:N	17,41	13,17	12,80	13,48	14,76
pH	8,58	9,42	9,60	8,79	6,01
CEE (mS/cm)	9,57	13,6	17,7	11,6	2,55
MO (%MS aire)	57,46	53,48	50,43	55,01	60,97
Peso por lombriz (g)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Peso total Lombrices (g)	163	157	166	162	160

MS: materia seca, C: carbono, N: nitrógeno, C:N: relación carbono nitrógeno, CEE: conductividad eléctrica del extracto 1:5, MO: materia orgánica.

La tabla 3 muestra el grado de significancia de la presencia de lombrices y el tipo de sustrato sobre la evolución de las características de los sustratos. Se observa que dependiendo del tipo de sustrato el comportamiento de las variables estudiadas es diferente en todos los casos a excepción de la variable CEE y el desarrollo de las lombrices, en el que no aparecieron diferencias. Sin embargo, la presencia de lombrices únicamente afectó al pH y a la emisión de CO₂. Este resultado puede ser debido a que el tiempo que estuvieron los sustratos con las lombrices fue corto, ya que según Garg y Gupta (2010) las diferencias en cambios químicos por acción de las lombrices no se aprecian hasta los 105 días de vermicompostaje. Por otro lado, al analizar la interacción entre ambos efectos, se observa que para la emisión de CH₄ aparece una alta significación ($p < 0,001$). Estudiando la emisión de CH₄ de los sustratos por separado, se observa que existen diferencias significativas para la presencia de lombrices, en la que se observa un aumento de CH₄ en todos los sustratos con la presencia de lombrices, excepto en el pull que disminuye. También aparecieron diferencias significativas en la interacción en el caso de las cenizas, esto es debido a que la digestión de algunos sustratos por las lombrices produce un incremento de la concentración de minerales (Mulongoy y Bedoret, 1989)

Tabla 3. Efecto del tipo de sustrato, de las lombrices y su interacción en la composición analítica de los sustratos finales

Variable	Tipo sustrato	Efectos	
		Presencia lombrices	Sustrato x Presencia
MS	***	ns	ns
Cenizas	***	ns	*
C	***	ns	ns
N	***	ns	ns
C:N	***	ns	ns
pH	***	*	ns
CEE	ns	ns	ns
MO	***	ns	ns
CO ₂	**	**	ns
CH ₄	***	ns	***
Peso por lombriz	ns	-	-
Peso total lombriz	ns	-	-

MS: materia seca, C: carbono, N: nitrógeno, C:N: relación carbono nitrógeno, CEE: conductividad eléctrica del extracto 1:5, MO: materia orgánica, CO₂: emisión de dióxido de carbono, CH₄: emisión de metano. Significancia: ns: p>0,05 ; * p≤0,05 ; ** p≤0,01 ; *** p≤0,001

En las tablas 4 y 5 se muestran los valores finales y las evoluciones de cada parámetro para el diferente tipo de sustrato y la presencia o ausencia de lombrices.

Las cenizas aumentaron en todos los sustratos, independientemente de la presencia de lombrices. El estiércol de cabra fue el que más puntos porcentuales aumentó, siendo de 10,86 en presencia de lombrices y 13,50 en su ausencia. Por el contrario, el café sin lombrices fue el que obtuvo el menor aumento medio de cenizas con 1,53 puntos porcentuales. Para los distintos tratamientos se obtuvo un aumento medio de 7,27 puntos porcentuales para la presencia de lombrices, y 6,64 puntos porcentuales para la ausencia de lombrices.

El carbono disminuyó en todos los casos a excepción del café sin lombrices que aumentó en 0,9 puntos porcentuales. El sustrato que tuvo una mayor pérdida de carbono en ambos tratamientos (con y sin lombrices) fue el estiércol de cabra, con una media de -6,54 puntos porcentuales en presencia de lombrices y -7,24 puntos porcentuales en su ausencia. Entre tratamientos la disminución media del carbono fue de -3,69 puntos porcentuales en presencia de lombrices y -2,98 en su ausencia.

El N disminuyó en los estiércoles de cabra y conejo seco, siendo el de cabra sin lombrices el que experimentó una mayor pérdida (-0,6 puntos porcentuales). Los estiércoles de conejo húmedo y oveja no tuvieron aumento o pérdidas de N relevantes, mientras que el café y el pull aumentaron su contenido, siendo el café con presencia de lombrices el que mayor aumento obtuvo (1,20 puntos porcentuales). La media entre tratamientos fue de un aumento en 0,12 puntos porcentuales en con lombrices y 0,08

sin lombrices. Según Domínguez y Gómez (2013) el contenido de amonio va perdiéndose a lo largo del proceso debido a la nitrificación, mientras que el aumento de la concentración de nitratos no se aprecia hasta a partir de la semana 8. Además la disminución de N también puede ser debido a la pérdida por lixiviados (Fornes *et al.*, 2012; Lazcano *et al.*, 2008)

La relación C:N final fue menor en todos los casos excepto en el estiércol de cabra sin lombrices que aumentó en 0,21. El sustrato con una disminución mayor es el café en ambos tratamientos, destacando el de lombrices con una diferencia de -3,96, y terminando con una relación C:N para los sustratos comprendida entre 10 y 17.

El pH en los sustratos varía dependiendo de la presencia de lombrices y del tipo de sustrato. Lo destacable es que los sustratos con lombrices tienden a llevar el pH a la neutralidad, mientras que los sustratos sin lombrices tienen una menor variación de pH y permanecen alcalinos o ácidos según su pH original. Esto se asemeja a los indicado por Delgado *et al.* (2004) y Hartenstein y Hartenstein (1981) que indican que el pH aumenta como consecuencia de la degradación de los ácidos orgánicos o disminuye debido a la formación de los mismos y el CO₂ producido durante el metabolismo microbiano y de las lombrices llevando el sustrato a la neutralidad.

La CEE disminuyó en todos los casos, sin encontrarse diferencias significativas entre sustratos y tratamiento con o sin lombrices. La mayor disminución media de la CEE fue en el estiércol de cabra sin lombrices con una bajada de 13,45 mS/cm, mientras que el café fue el que experimentó la disminución más baja, siendo de 0,83 mS/cm. Las caídas medias entre tratamientos fueron de 5,34 mS/cm en presencia de lombrices y 5,71 en su ausencia.

La MO disminuyó en todos los casos, siendo el que más disminuyó el estiércol de cabra para la presencia de lombrices, con una diferencia de 16,07 puntos porcentuales, y el de oveja para la ausencia de lombrices, con una diferencia de 16,32 puntos porcentuales. Sin embargo, al igual que sucedía con la evolución del C, el sustrato que menor cambio de MO experimentó tanto en presencia como en ausencia de lombrices fue el café, siendo menor el de ausencia de lombrices con 1,67 puntos porcentuales. Las disminuciones medias entre tratamientos fueron de 11,36 puntos porcentuales para la presencia de lombrices y 9,73 puntos porcentuales para la ausencia de lombrices.

Respecto a las emisiones, para los gases NH₃ y N₂O no se consiguieron emisiones relevantes, obteniendo valores cercanos al umbral de detección de la

metodología (del orden de 0.5 mg/m²/h o inferiores), y por tanto no se muestran los valores ni los análisis estadísticos correspondientes. Esto puede ser debido a que, por la naturaleza de los gases y de su mecanismo de emisión, estos fuesen emitidos durante la fase previa de compostaje, que no fue monitorizada, obteniendo unos valores prácticamente nulos a lo largo del experimento de vermicompostaje. Wang *et al.* (2014) obtuvieron el 95% de las emisiones de estos gases al inicio de su experimento (Durante los 10 días previos al inicio del vermicompostaje). Para el CO₂ se encontraron diferencias significativas en la presencia de lombrices y no entre sustratos, siendo superior el tratamiento con lombrices, con una media de 968,5 mg de CO₂/h, con respecto a sin lombrices, que obtuvo una media de 557,3 mg de CO₂/h. Esto sucede porque el aumento de la emisión de CO₂ es debido a la respiración de las lombrices. Por otra parte el CH₄ *a priori* no presenta diferencias significativas con la presencia de lombrices, pero estudiando la interacción entre sustrato y lombrices podemos observar que todos los sustratos aumentan su emisión de CH₄ en presencia de lombrices a excepción del pull que la disminuye. Dado el comportamiento diferente de este tratamiento, se excluyó del análisis estadístico y se obtuvo una significancia para la presencia de lombrices de 0,046 con una media de 1,72 mg de CH₄/h con su presencia y 0,29 mg de CH₄/h sin ellas. En cualquier caso, los valores de emisión son relativamente bajos y cercanos al límite de detección de la técnica de medida, pudiendo estar esta emisión más relacionada con el diferente grado de anaerobiosis de los distintos contenedores que con la propia emisión asociada a la presencia de lombrices.

La ganancia de peso del conjunto de lombrices no obtuvo diferencias significativas entre sustratos. El experimento finalizó con una media de 271 g de lombrices por contenedor, con respecto a los 160 g iniciales. El sustrato que obtuvo menor peso medio por lombriz fue el estiércol de cabra con 0,32 g/lombriz, y el que más fue el conejo húmedo con 0,61 g/lombriz.

Tabla 4. Características fisicoquímicas, químicas, de emisiones y biológicas en los diferentes sustratos y con presencia o ausencia de lombrices (n=3 con lombrices; n=2 sin lombrices).

Variable		Conejo húmedo	Conejo seco	Cabra	Oveja	Café	Pull	SEM
MS (%)	Con L.	23,16 ^{ab}	26,12 ^{bc}	28,23 ^c	22,99 ^{ab}	20,58 ^a	24,22 ^b	1,019
	Sin L.	21,41 ^a	28,98 ^c	26,97 ^{bc}	24,23 ^{ab}	20,42 ^a	21,66 ^a	1,227
Cenizas (%MS)	Con L.	25,35 ^b	28,25 ^c	45,39 ^e	29,35 ^{cd}	8,98 ^a	31,61 ^d	0,920
	Sin L.	25,25 ^b	29,21 ^{bc}	48,04 ^d	30,04 ^c	4,82 ^a	27,80 ^{bc}	1,183
C (%MS)	Con L.	37,52 ^b	35,83 ^b	27,57 ^a	37,13 ^b	48,10 ^c	35,42 ^b	0,692
	Sin L.	38,43 ^b	36,28 ^b	26,82 ^a	36,48 ^b	49,52 ^c	38,21 ^b	0,949
N (%MS)	Con L.	2,26 ^a	2,76 ^b	2,28 ^a	3,07 ^b	4,50 ^c	3,00 ^b	0,151
	Sin L.	2,36 ^a	2,82 ^{bc}	2,07 ^a	2,99 ^c	4,18 ^d	3,20 ^c	0,153
C:N	Con L.	16,58 ^d	12,97 ^c	12,07 ^{bc}	12,09 ^{bc}	10,79 ^a	11,79 ^{ab}	0,365
	Sin L.	16,25 ^b	12,84 ^a	13,02 ^a	12,21 ^a	11,90 ^a	11,92 ^a	0,494
pH	Con L.	7,95 ^b	8,42 ^b	8,27 ^b	7,80 ^b	6,89 ^a	7,99 ^b	0,256
	Sin L.	8,26 ^b	9,19 ^c	8,92 ^{bc}	8,43 ^b	6,25 ^a	8,58 ^{bc}	0,194
CEE (mS/cm)	Con L.	4,57 ^{ab}	7,34 ^{ab}	9,35 ^b	7,14 ^{ab}	1,51 ^a	4,03 ^{ab}	2,407
	Sin L.	3,43 ^a	8,86 ^a	4,24 ^a	8,44 ^a	1,71 ^a	5,06 ^a	2,918
MO (%MS Aire)	Con L.	48,44 ^c	44,24 ^{bc}	34,35 ^a	41,57 ^b	54,68 ^d	41,33 ^b	1,830
	Sin L.	50,87 ^c	45,63 ^b	35,45 ^a	38,69 ^a	59,3 ^d	44,46 ^b	1,515
CO ₂ (mg/h)	Con L.	1133 ^{ab}	762 ^{ab}	565 ^a	776 ^{ab}	1231 ^b	1311 ^b	187,6
	Sin L.	582 ^{ab}	301 ^a	331 ^a	449 ^a	943 ^b	738 ^{ab}	131,5
CH ₄ (mg/h)	Con L.	4,62 ^b	2,40 ^{ab}	0,29 ^a	0,44 ^a	0,86 ^a	8,23 ^c	1,100
	Sin L.	0,68 ^a	0,26 ^a	0,18 ^a	0,18 ^a	0,18 ^a	19,48 ^b	1,804
Peso por Lombriz (g)	Con L.	0,616 ^b	0,42 ^{ab}	0,32 ^a	0,37 ^{ab}	0,47 ^{ab}	0,53 ^{ab}	0,093
	Sin L.	-	-	-	-	-	-	-
Peso total lombrices (g)	Con L.	369 ^a	259 ^a	288 ^a	210 ^a	274 ^a	334 ^a	72,8
	Sin L.	-	-	-	-	-	-	-

MS: materia seca, C: carbono, N: nitrógeno, C:N: relación carbono nitrógeno, CEE: conductividad eléctrica del extracto 1:5, MO: materia orgánica, CO₂: emisión de dióxido de carbono, CH₄: emisión de metano, SEM: error estándar. a,b,c,d: letras distintas en una fila indica diferencias significativas (p<0,05)

Tabla 5. Evoluciones de las características fisicoquímicas, químicas y biológicas de los diferentes sustratos con presencia o ausencia de lombrices (n=3 con lombrices; n=2 sin lombrices).

		Conejo Húmedo	Conejo Seco	Cabra	Oveja	Café	Pull	Gen.	SEM
Cenizas (%MS)	Con L.	6,92 ^b	3,72 ^a	10,86 ^c	5,71 ^{ab}	5,68 ^{ab}	10,73 ^c	7,27	0,920
	Sin L.	6,83 ^b	4,68 ^{ab}	13,50 ^c	6,40 ^b	1,53 ^a	6,91 ^b	6,64	1,180
C (%MS)	Con L.	-3,45 ^b	-3,15 ^b	-6,54 ^a	-3,28 ^b	-0,52 ^c	-5,2 ^{ab}	-3,69	0,692
	Sin L.	-2,55 ^b	-2,70 ^b	-7,24 ^a	-3,93 ^b	0,90 ^c	-2,40 ^b	-2,98	0,948
N (%MS)	Con L.	-0,08 ^{bc}	-0,19 ^{bc}	-0,38 ^c	0,08 ^{bc}	1,20 ^a	0,15 ^b	0,12	0,150
	Sin L.	0,01 ^b	-0,13 ^{bc}	-0,6 ^c	-0,01 ^b	0,89 ^a	0,35 ^b	0,08	0,153
C:N	Con L.	-0,83 ^{cd}	-0,19 ^d	-0,73 ^{cd}	-1,38 ^{bc}	-3,96 ^a	-2,44 ^b	-1,59	0,363
	Sin L.	-1,16 ^{ab}	-0,33 ^b	0,21 ^b	-1,26 ^{ab}	-2,86 ^a	-2,31 ^a	-1,28	0,494
pH	Con L.	-0,63 ^{ab}	-1,00 ^{ab}	-1,32 ^a	-0,99 ^{ab}	0,88 ^c	-0,49 ^b	-0,59	0,257
	Sin L.	-0,31 ^{ab}	-0,23 ^{ab}	-0,68 ^a	-0,35 ^{ab}	0,24 ^b	-0,10 ^b	-0,20	0,195
CEE (mS/cm)	Con L.	-4,99 ^a	-6,26 ^a	-8,35 ^a	-4,45 ^a	-1,03 ^a	-6,96 ^a	-5,34	2,408
	Sin L.	-6,13 ^{ab}	-4,74 ^{ab}	-13,45 ^a	-3,15 ^b	-0,83 ^b	-5,94 ^{ab}	-5,71	2,917
MO (%MS Aire)	Con L.	-9,01 ^{bc}	-9,24 ^{bc}	-16,07 ^a	-13,43 ^{ab}	-6,28 ^d	-14,13 ^{ab}	-11,36	1,830
	Sin L.	-6,58 ^{cd}	-7,85 ^c	-14,97 ^{ab}	-16,32 ^a	-1,67 ^d	-11,01 ^{bc}	-9,73	1,514
Biomasa (g)	Con L.	206 ^a	102 ^a	123 ^a	48 ^a	113 ^a	173 ^a	111	72,2
	Sin L.	-	-	-	-	-	-	-	-

MS: materia seca, C: carbono, N: nitrógeno, C:N: relación carbono nitrógeno, CEE: conductividad eléctrica del extracto 1:5, MO: materia orgánica, SEM: error estándar, Gen: media general. a,b,c,d: letras distintas en una fila indica diferencias significativas (p<0,05)

Tabla 6. Correlación entre la evolución de las propiedades de los sustratos

	Cenizas	C	N	C:N	pH	CEE	MO	Biomasa	CO ₂
C	-0,766***								
N	-0,243	0,713***							
C:N	-0,085	-0,438	-0,929***						
pH	-0,003	0,502*	0,778***	-0,745***					
CEE	0,036	0,180	0,376	-0,352	0,744***				
MO	-0,592**	0,769***	0,366	-0,139	0,455	0,174			
Biomasa	-0,289	0,379	0,266	-0,194	-0,115	-0,563*	0,21		
CO ₂	-0,166	0,427	0,486*	-0,483 *	0,255	-0,273	0,295	0,795***	
CH ₄	0,362	-0,274	-0,020	-0,173	0,023	-0,045	-0,200	0,401	0,406

C: carbono, N: nitrógeno, C:N: relación carbono nitrógeno, CEE: conductividad eléctrica del extracto 1:5, MO: materia orgánica, C: carbono, N: nitrógeno, CO₂: emisión de dióxido de carbono, CH₄: emisión de metano. Significancia: * p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,001

Con el fin de explicar los cambios experimentados, en la tabla 6 se muestran las correlaciones entre la evolución de las diferentes variables y su nivel de significancia. En esta tabla se observa que la evolución de las cenizas esta correlacionada negativamente con la MO, lo cual se produce debido a que a la mineralización de la MO origina un aumento relativo del contenido en cenizas (que no se degrada al ser componentes de naturaleza mineral) (Garg y Gupta 2010). El mismo motivo explica también la correlación negativa entre el contenido en cenizas y el C. Adicionalmente, la MO presenta una correlación positiva con el C, ya que la MO disminuye debido a la oxidación microbiana de las formas lábiles de C a CO₂ (Bhattacharyya *et al.*, 2012) lo que supone una pérdida de C debido a la mineralización (Singh *et al.*, 2010; Yadav y Garg, 2011). El N está correlacionado con el CO₂. A pesar de que ambos componentes no tienen una relación directa, según Ciavatta *et al.* (1993) el aumento del N es explicado por la pérdida de C orgánico en forma de CO₂. Es decir, al igual que en el caso de las cenizas, la mayor pérdida de MO por mineralización origina una mayor concentración otros elementos. Debe considerarse también que en este estudio no se encontraron emisiones relevantes de gases nitrogenados (NH₃ y N₂O)

El pH estuvo correlacionado con el C y el N, lo cual puede deberse a la formación de compuestos de naturaleza ácida asociados a la descarboxilación de los ácidos orgánicos, la mineralización del N seguido de la nitrificación y la producción de ácidos húmicos (Dias *et al.*, 2010; Elvira *et al.*, 1998; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). También el pH tiene un papel muy importante en la retención del N, ya que un pH alto aumenta las pérdidas de N en forma de amonio (Hartenstein y Hartestein, 1981). Las pérdidas de amonio por volatilización explican por qué los sustratos con pH alcalino (los estiércoles frescos) tienden a una evolución del N negativa mientras que los sustratos ácidos (poso de café) aumenten su contenido en N. Por su parte, la CEE está correlacionada negativamente con la biomasa dado que la acción de los microorganismos y/o lombrices que inmovilizan los iones solubles, y precipitan en forma de sales no solubles (Alburquerque *et al.*, 2006); adicionalmente, también una menor producción de metabolitos solubles como el amonio hace precipitar sales disueltas que pueden bajar la CEE (Mitchell, 1997). La relación C:N estuvo correlacionada con la emisión de CO₂, aparte de con la esperable relación con los contenidos de C y de N (a partir de los cuales se calcula). Según Atiyeh *et al.* (2000) la disminución de la relación C:N puede ser debida a la pérdidas de CO₂ por la

respiración de los microorganismos y lombrices además de la rápida mineralización y descomposición de la MO. Por último la emisión de CO₂ también está correlacionado positivamente con la biomasa, ya que la presencia de lombrices aumenta las emisiones de CO₂ del suelo (Lubbers *et al.*, 2013).

Para finalizar, observando las pautas marcadas por el Real Decreto 506/2013 de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, se puede comprobar que las características del humus obtenido son adecuadas para su uso y se considerada enmienda orgánica, cumpliendo las siguientes características:

- MO superior al 30%
- Relación C:N inferior a 20
- N superior a 1%

5 Conclusiones

De los resultados del presente trabajo se extraen las siguientes conclusiones:

1.- Es posible realizar el vermicompostaje de los estiércoles de las granjas de la UPV utilizándolos como sustratos únicos. También es posible el vermicompostaje de los restos de café.

2.- La presencia de lombrices aumenta la emisión de CO_2 debido a su respiración, y esto está asociado probablemente a una mayor tasa de descomposición de la materia orgánica durante el proceso. No se detectaron emisiones relevantes de N_2O ni NH_3 durante la fase de vermicompostaje.

3.- A pesar del corto tiempo de ensayo, el humus resultante cumple con los criterios establecidos en la normativa sobre enmienda orgánica relativa al vermicompost, en cuanto a los parámetros analizados en este trabajo.

6 Bibliografía

AARNINK, A. J. A.; VERSTEGEN, M. W. A. (2007). Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science*, 109(1): 194-203.

ALBANELL, E.; PLAIXATS, J.; CABRERO, T. (1988). Chemical changes during vermicomposting (*Eisenia fetida*) of sheep manure mixed with cotton industrial wastes. *Biology and Fertility of Soils*, 6(3): 266-269.

ALBURQUERQUE, J. A.; GONZÁLVIZ, J.; GARCÍA, D.; CEGARRA, J. (2006). Composting of a solid olive-mill by-product (“alperujo”) and the potential of the resulting compost for cultivating pepper under commercial conditions. *Waste Management*, 26(6), 620-626.

ARANCON, N. Q.; EDWARDS, C. A.; BABENKO, A.; CANNON, J.; GALVIS, P.; METZGER, J. D. (2008). Influences of vermicomposts, produced by earthworms and microorganisms from cattle manure, food waste and paper waste, on the germination, growth and flowering of petunias in the greenhouse. *Applied soil ecology*, 39(1), 91-99.

ATIYEH, R.; DOMINGUEZ, J.; SUBLER, S.; EDWARDS, C.A. (2000). Changes in biochemical proprieties of cow manure during processing by earthworm and effects on seeding growth. *Pedobiología*, 44: 709-724.

AYUSHO, M.; PASCUAL, J. A.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T. (1996). Evaluation of urban wastes for agricultural use. *Soil science and plant nutrition*, 42(1), 105-111.

BHATTACHARYA, S. S.; IFTIKAR, W.; SAHARIAH, B.; CHATTOPADHYAY, G.N. (2012). Vermicomposting converts fly ash to enrich soil fertility and sustain crop growth in red lateritic soils. *Resource Conservation and Recycling*, 65: 100-106

BURTON, C. H.; TURNER, C. (2003). *Manure management: Treatment strategies for sustainable agriculture*. Editorial Quae. Reino Unido.448 pp.

CAMPOS, E.; ILLA, J.; MAGRI, A.; PALATSI, J.; SOLÉ, F.; FLOLATS, X. (2004). *Guía de los tratamientos de las deyecciones ganaderas*. Ed. Generalitat de Catalunya. Lleida (España).70 pp.

CANH, T. T.; AARNINK, A. J. A.; SCHUTTE, J. B.; SUTTON, A.; LANGHOUT, D. J.; VERSTEGEN, M. W. A. (1998). Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing–finishing pigs. *Livestock Production Science*, 56(3), 181-191.

CHAKRABARTY, D.; DAS, S. K.; DAS, M. K. (2009). Relative efficiency of vermicompost as direct application manure in pisciculture. *Paddy and Water Environment*, 7(1), 27-32.

CHARLES, W.; WALKER, L.; CORD-RUWISCH, R. (2009). Effect of pre-aeration and inoculums on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 100: 2329-2335.

CHEN, G.; ZHENG, Z.; YANG, S.; FANG, C.; ZOU, X.; LUO, Y. (2010). Experimental co-digestion of corn stalk and vermicompost to improve biogas production. *Waste management*, 30(10): 1834-1840.

CIAVATTA, C.; GOVI, M.; SIMONI, A.; SEQUI, P. (1993). Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes. *Bioresource technology*, 43(2), 147-153.

DAS, D.; POWELL, M.; BHATTACHARYYA, P.; BANIK, P. (2014). Changes of carbon, nitrogen, phosphorous, and potassium content during storage of vermicomposts prepared from different substrates. *Environ Monit Assess*, 186: 8827-8832.

DELGADO, M. M.; PORCEL, M. A.; MIRALLES, R.; BELTRAN, E. M.; BERINGOLA, L.; MARTIN, J. V. (2004). Efecto de la vermicultura en la descomposición de residuos orgánicos. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 20(2): 83-86.

DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; HIGASHIKAWA, F. S.; ROIG, A.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. (2010). Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource technology*, 101(4), 1239-1246.

DOMINGUEZ, J. (2004). State of the art and new perspectives on vermicomposting research, en: *Earthworm ecology*, Ed. Edwards. Boca raton (FL USA), 401-424.

DOMINGUEZ, J.; GOMEZ, M. (2013). The influence of earthworms on nutrient dynamics during the process of vermicomposting. *Waste management and Research*. 31(8): 859-868.

DOMINGUEZ, J.; GOMEZ-BRANDÓN, M. (2010). Ciclos de la vida de las lombrices de tierra aptas para el vermicompostaje. *Acta zoológica mexicana*, 26(2): 309-320.

DURÁN, L.; HENRÍQUEZ, C. (2009). Crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia foetida*) en cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense*, 33(2): 275-281.

ELVIRA, C.; SAMPEDRO, L.; BENITEZ, E.; NOGALES, R. (1998). Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: a pilot-scale study. *Bioresource technology*, 63(3), 205-211.

FERRUZZI, C. (1987). *Manual de lombricultura*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid (España). 138 pp.

FORNES, F.; MENDOZA, D.; GARCIA, R.; ABAD, M.; BELDA, R. M. (2012). Composting versus vermicomposting: a comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. *Bioresource Technology*, 118: 296-305

FREDERICKSON, J.; BUTT, K.; MORRIS, R.; DANIEL, C. (1997). Combining vermiculture with traditional green waste composting systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 29(3): 725-730.

GARCIA, M. R.; SOLANO, V. (2005). *Manual de cría de la lombriz de tierra: una alternativa económica y rentable*. Ed. San Pablo. Colombia. 120 pp.

GARG, V. K.; GUPTA, R. (2010). Potential of *Eisenia fetida* for vermicomposting of garden trimmings spiked with cow dung. *Global Environmental Issues*, 10: 293-309.

GONZALVO, S.; NIEVES, D.; LY, J.; MACÍAS, M.; CARÓN, M.; MARTÍNEZ, V. (2001). Algunos aspectos del valor nutritivo de alimentos venezolanos destinados a animales monogástricos. *Livestock Research for. Rural Development*, 13(2).

GOSWAMI, L.; SARKAR, S.; MUKHERJEE, S.; DAS, S.; BARMAN, S.; RAUL, P.; BHATACHARYA, P.; MANDAL, N. C.; BHACHATARYA, S.; BHACHATARYA, S. S. (2014). Vermicomposting of tea factory coal ash: metal accumulation and metallothionein response in *Eisenia fetida* (Savigny) and *Lampito mauritii* (kinberg). *Bioresource Technology*, 166: 96-102.

GUIZIOU, F.; BELINE, F. (2005). In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Bioresource Technology*, 96(2), 203-207.

GUNADI, B.; BLOUNT, C.; EDWARDS, C. A. (2002). The growth and fecundity of *Eisenia fetida* (Savigny) in cattle solids pre-composted for different periods. *Pedobiologia*, 46: 15-23.

HARTENSTEIN, R.; HARTENSTEIN, F. (1981). Physicochemical changes effected in activated sludge by the earthworm *Eisenia foetida*. *Journal of Environmental Quality*, 10(3), 377-381.

HERLANT-MEEWIS, H. (1967). Evolution de l'appareil génital d'*Eisenia foetida* au cours du jeûne, de la régénération postérieure et a la suite de l'ablation de ganglions nerveux. *Annales de la Société Royale Zoologique de Belgique*. 96: 189–240.

HERNANDEZ, J. A. (2005). *Lombricultura en zonas calidas*. Ed. Division de Extension Agricola. Venezuela. 34 pp.

HUYNH, T. T. T.; AARNINK, A. J. A.; VERSTEGEN, M. W. A.; GERRITS, W. J. J.; HEETKAMP, M. J. W.; KEMP, B.; CANH, T. T. (2005). Effects of increasing temperatures on physiological changes in pigs at different relative humidities. *Journal of Animal Science*, 83(6), 1385-1396.

JONGBLOED, A. W.; POULSEN, H. D.; DOURMAD, J. Y.;VAN DER PEET-SCHWERING, C. M. C. (1999). Environmental and legislative aspects of pig production in The Netherlands, France and Denmark. *Livestock Production Science*, 58(3), 243-249.

KANNAN, R.; BALASUBRAMANIAN, A. (2007). Efficacy of vermicompost in relation to humic acid and NPK content. *Enviromedia*. 24(4): 719-724.

KAVIRAJ; SHARMA, S. (2003). Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms. *Bioresource Technology*, 90(2): 169-173.

KESHAVARZ, K.; AUSTIC, R. E. (2004). The use of low-protein, low-phosphorus, amino acid-and phytase-supplemented diets on laying hen performance and nitrogen and phosphorus excretion. *Poultry Science*, 83(1), 75-83.

KHWAIRAKPAM, M.; BHARGAVA, R. (2009). Vermitechnology for sewage sludge recycling. *Journal of hazardous materials*, 161(2): 948-954

KOSTECKA, J.; PAĆZKA, G. (2006). Possible use of earthworm *Eisenia fetida* (Sav.) biomass for breeding aquarium fish. *European journal of soil biology*, 42, S231-S233.

KUMAR, R.; VERMA, D.; SINGH, B. L.; KUMAR, U. (2010). Composting of sugar cane waste by products through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting. *Bioresoure Technology*, 101: 6707-6711.

- LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. (2001).** *Soil Ecology*. Ed. Springer. Boston. 577 pp.
- LAZCANO, C.; GOMEZ-BRANDÓN, M.; DOMINGUEZ, J. (2008).** Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of castle manure. *Chemosphere*. 72: 1013-1019.
- LEE, K. E. (1985).** *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use*. Ed. Academic Press Inc. 411 pp.
- LUBBERS, I. M.; VAN GROENIGEN, K. J.; FONTE, S. J.; SIX, J.; BRUSSAARD, L.; VAN GROENIGEN, J. W. (2013).** Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms. *Nature Climate Change*, 3(3), 187-194.
- MAERTENS, L.; CAVANI, C.; PETRACCI, M. (2010).** Nitrogen and phosphorus excretion on commercial rabbit farms: calculations based on the input-output balance. *World Rabbit Science*, 13(1), 03-16.
- MAGRAMA (2012).** *Producción y consumo sostenible y residuos agrarios*. Ed. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Madrid (España). 93 pp.
- MITCHELL, A. (1997).** Production of *Eisenia fetida* and vermicompost from feed-lot cattle manure. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(3), 763-766.
- MOLINA, M.J.; SORIANO, M. D.; INGELMO, F.; LLINARES, J. (2013).** Stabilisation of sewage sludge and vinasse bio-wastes by vermicomposting with rabbit manure using *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology*, 137: 88-97.
- MONROY, F.; AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J. (2009).** Reduction of total coliform numbers during vermicomposting is caused by short-term direct effects of earthworms on microorganisms and depends on the dose of application of pig slurry. *Science of the Total Environment*, 407(20): 5411-5416.
- MULONGOY, K.; BEDORET, A. (1989).** Properties of worm casts and surface soils under various plant covers in the humid tropics. *Soil Biology and Biochemistry*, 21(2), 197-203.
- NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A. (2001).** Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource technology*, 76(2): 107-112.
- NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A.; DAS, K. C. (2000).** Effects of stocking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids. *Bioresource Technology*, 71: 5-12

PARTHASARATHI, K.; RANGANATHAN, L. S. (2000). Chemical characterization of mono and polycultured soil wormcasts by tropical earthworms. *Environment and Ecology*, 18(3): 742-746.

POKARZHEVSKII, A. D.; ZABOYEV, D. P.; GANIN, G. N.; GORDIENKO, S. A. (1997). Amino acids in earthworms: are earthworms ecosystemivorous?. *Soil Biol Biochem*, 29: 559–567

PRAMANIK, P.; GHOSH, G. K.; BANIK, P. (2009). Effect of microbial inoculation during vermicomposting of different organic substrates on microbial status and quantification and documentation of acid phosphatase. *Waste management*, 29(2): 574-578.

RIGGLE, D.; HOLMES, H. (1994). New horizons for commercial vermiculture. *BioCycle*, 35(10): 58-62

RIVERO, R. (1993). *La lombricultura y sus fundamentos*. Ed. S.A.P.T. España. 302 pp.

RODRIGUES, A.M.; LOURENÇO, J.M.; MATEUS, P.; BLASCO RUÍZ, M. (2015). Utilização de minhocas (*Eisenia fetida* Savigny, 1826) na alimentação de achigãs (*Micropterus salmoides*, Lacépède, 1802) – resultados preliminares. VIII Congreso Ibérico de Agroingeniería, Orihuela-Algorfa. España.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M. P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78(3), 301-308.

SCHULDT, M. (2006). *Lombricultura teoría y práctica*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid (España). 307 pp.

SCHULDT, M.; RUMI, A.; GUTIERREZ, D. (2005). Estimación de la capacidad de porte en lombricultivos de *Eisenia fetida* (*Oligochaeta*, Lumbricidae) con distintas materia orgánicas. *Revista Argentina de Produccion Animal*, 25:101-109.

SINGH, J.; KALAMDHAD, A. S. (2013). Effect of *Eisenia fetida* on speciation of heavy metals during vermicomposting of water hyacinth. *Ecological engineering*, 60: 214-223.

SINGH, J.; KAUR, A.; VIG, A. P.; RUP, P. J. (2010). Role of *Eisenia fetida* in rapid recycling of nutrients from bio sludge of beverage industry. *Ecotoxicology and environmental safety*, 73(3), 430-435.

SINGHT, R.; EMBRANDIRI, A.; IBRAHIM, M.; ESA, N. (2011). Management of biomass residues generated from palm oil mill: Vermicomposting a sustainable option. *Resources, Conservation and Recycling*, 55: 423-434.

SOLÉ, F.; FLOTATS, X. (2004). *Guía de técnicas de gestión ambiental de residuos agrarios*. Ed. Fundación catalana de cooperación. Lleida (España). 92 pp.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. (2000). Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution*, 110: 535-541.

TOMATI, U.; GALLI, E.; PASETTI, L.; VOLTERRA, E. (1995). Bioremediation of olive-mill wastewaters by composting. *Waste management & research*, 13(6):509-518

ÚBEDA, Y.; LOPEZ-JIMENEZ, P. A.; NICOLAS, J.; CALVET, S. (2013). Strategies to control odours in livestock facilities: a critical review. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11(4), 1004-1015.

VAN BRUCHEM, J.; BOSCH, M. W.; LAMMERS-WIENHOVEN, S. C. W.; BANGMA, G. A. (1991). Intake, rumination, reticulo-rumen fluid and particle kinetics, and faecal particle size in heifers and cattle fed on grass hay and wilted grass silage. *Livestock Production Science*, 27(4), 297-308.

VAN DER PEET-SCHWERING, C. M. C.; JONGBLOED, A. W.; AARNINK, A. J. A. (1999). Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: The Netherlands. *Livestock Production Science*, 58(3), 213-224.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.

WANG, J.; HU, Z.; XU, X.; JIANG, X.; ZHENG, B.; LIU, X.; PAN, X.; KARDOL, P. (2014). Emissions of ammonia and greenhouse gases during combined pre-composting and vermicomposting of duck manure. *Waste management*, 34(8), 1546-1552.

WEBB, J.; MENZI, H.; PAIN, B. F.; MISSELBROOK, T. H.; DÄMMGEN, U.; HENDRIKS, H.; DÖHLER, H. (2005). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental pollution*, 135(3), 399-406.

YADAV, A.; GARG, V.K. (2011). Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology*, 102: 2874-2880.

ZHENJUN, S.; XIANCHUN, L.; LIHUI, S.; CHUNYANG, S. (1997). Earthworm as a potential protein resource. *Ecology of Food and Nutrition*, 36(2-4): 221-236.