



Universidad  
Zaragoza

## Trabajo Fin de Grado

Compostaje, análisis y caracterización de subproductos orgánicos de origen animal y comparación con el residuo en fresco.

Changes in chemical and physical characteristics of compost and vermicompost from sheep raw manure

Autor:

Adrián Malo Sanz

Directora:

Clara Martí Dalmau

Escuela Politécnica Superior de Huesca  
2016

# ÍNDICE

<b>RESUMEN .....</b>	<b>3</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>6</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>7</b>
1.1 LOS RESIDUOS GANADEROS.....	7
1.2 MARCO JURÍDICO. LEGISLACIÓN PARA LA MINIMIZACIÓN DE LA PROBLEMÁTICA ...	10
1.3 HISTORIA DEL COMPOSTAJE.....	13
1.4 TIPOS DE COMPOSTAJE .....	13
1.4.1 Compostaje aerobio .....	13
1.4.2 Vermicompostaje: un proceso específico de compostaje aerobio.....	18
1.4.3 Compostaje anaerobio .....	22
1.5 VENTAJAS Y DESVENTAJAS AMBIENTALES Y AGRONÓMICAS DEL COMPOSTAJE ...	23
1.5.1 Ventajas.....	23
1.5.2 Desventajas.....	25
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>26</b>
<b>3. MATERIAL Y MÉTODOS.....</b>	<b>27</b>
3.1. SELECCIÓN DEL EMPLAZAMIENTO PARA EL DESARROLLO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE .....	27
3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL: UNIDADES DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE.....	28
3.3 DETERMINACIONES ANALÍTICAS .....	32
3.3.1 Parámetros físicos.....	32
3.3.2 Parámetros físico - químicos.....	33
3.3.3 Parámetros químicos .....	37
3.3.4 Parámetros biológicos.....	41
3.4 ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS .....	43

<b>4. RESULTADOS Y DISCURSIÓN .....</b>	<b>44</b>
<b>4.1 EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE.....</b>	<b>44</b>
<b>4.2 PROPIEDADES FÍSICAS .....</b>	<b>45</b>
4.2.1 Granulometría .....	45
4.2.2 Contenido de humedad.....	46
<b>4.3. PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS.....</b>	<b>46</b>
4.3.1 pH y conductividad eléctrica del extracto 1/5.....	46
4.3.2 Evolución de las distintas fracciones del carbono y del grado de estabilidad .....	48
<b>4.4 PROPIEDADES QUÍMICAS .....</b>	<b>54</b>
4.4.1 Nitrógeno total (Nt), nitrógeno amoniacal total (NAT) y nitrógeno nítrico (N-NO <sub>3</sub> ) .....	54
4.4.2 Relación Carbono/Nitrógeno (C/N) .....	56
4.4.3 Fósforo total y fósforo asimilable .....	58
4.4.3 Potasio soluble .....	60
<b>4.4 PROPIEDADES BIOLÓGICAS .....</b>	<b>61</b>
4.4.1 Índice de germinación .....	61
<b>4.5 VALORACIÓN AGRONÓMICA.....</b>	<b>63</b>
<b>4.6 EVALUACIÓN ECONÓMICA .....</b>	<b>65</b>
<b>4.7 VALORACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE LA UTILIZACIÓN DEL ESTIÉRCOL Y LOS COMPOST OBTENIDOS.....</b>	<b>67</b>
<b>5. CONCLUSIONES.....</b>	<b>70</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>72</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Deyecciones totales producidas por la ganadería en Aragón en 2002 .....	8
<b>Figura 2</b> – Aportes de nitrógeno en los suelos de las CCAA de España .....	10
<b>Figura 3</b> – Excedentes de nitrógeno en las CCAA de España .....	10
<b>Figura 4</b> – Ecuación y esquema del proceso de compostaje aerobio .....	14
<b>Figura 5</b> – Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje .....	17
<b>Figura 6</b> – Esquema del proceso de vermicompostaje .....	20
<b>Figura 7</b> – Instalación de vermicompostaje industrial Terravesco .....	21
<b>Figura 8</b> – Esquema general del proceso de digestión anaerobia .....	22
<b>Figura 9</b> – Localización del área del diseño experimental .....	27
<b>Figura 10</b> – Climatograma del municipio de Caminreal .....	27
<b>Figura 11</b> – <i>Eisenia fetida</i> en el proceso de vermicompostaje .....	28
<b>Figura 12</b> – Representación de los puntos de toma de muestras de temperatura .....	29
<b>Figura 13</b> – Volteo de cordones con un tractor John Deere 7600 .....	30
<b>Figura 14</b> – Calendario gráfico del manejo de los cordones de compostaje .....	31
<b>Figura 15</b> – Representación de la toma de muestras en los cordones .....	32
<b>Figura 16</b> – Determinación analítica del COD .....	35
<b>Figura 17</b> – Determinación analítica del NKT .....	37
<b>Figura 18</b> – Determinación analítica del K soluble .....	41
<b>Figura 19</b> – Placas Petri con extracto 1/5 y semillas de <i>Lepidum sativum</i> .....	42
<b>Figura 20</b> – Medida de la radícula de <i>Lepidum sativum</i> .....	42
<b>Figura 21</b> – Evolución de las temperaturas medias (°C) tomadas en los tres cordones ..	44
<b>Figura 22</b> – Porcentaje de cada tamaño de las fracciones existentes en el estiércol ovino y los dos tipos de compost .....	45
<b>Figura 23</b> – Representación porcentual de las diferentes fracciones de carbono en los materiales analizados .....	51
<b>Figura 24</b> – Variación de los parámetros físico-químicos del compost y del vermicompost respecto a los valores del estiércol .....	53
<b>Figura 25</b> – Representación porcentual de las diferentes fracciones del nitrógeno en los materiales analizados .....	56
<b>Figura 26</b> – Valores medios de la relación C/N en el estiércol, compost y vermicompost .....	57
<b>Figura 27</b> – Cantidad de fósforo (g/kg) en el estiércol, compost y vermicompost .....	58
<b>Figura 28</b> – Valores del contenido de potasio soluble (g/kg) en el estiércol, compost y vermicompost ovino .....	60
<b>Figura 29</b> – Variación del contenido de los nutrientes del compost y vermicompost .....	62
<b>Figura 30</b> – Factores que afectan al cálculo de la dosis de fertilizante .....	65

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1</b> – Cabezas de ganado en Aragón y España .....	8
<b>Tabla 2</b> – Composición media de distintos estiércoles en Aragón .....	11
<b>Tabla 3</b> – Sistemas de compostaje aerobio .....	17
<b>Tabla 4</b> – Comparación entre los procesos de compostaje aerobio y anaerobio .....	23
<b>Tabla 5</b> – Efectos de la materia orgánica en los suelos .....	24
<b>Tabla 6</b> – Porcentaje de humedad en el estiércol ovino y los dos tipos de compost .....	46
<b>Tabla 7</b> – Valores medios de pH en el estiércol ovino y los dos tipos de compost .....	47
<b>Tabla 8</b> – Valores medios de conductividad eléctrica (dS/m) en el estiércol ovino y los dos tipos de compost .....	48
<b>Tabla 9</b> – Cantidad de las distintas fracciones del carbono (g/kg) en el estiércol y los dos tipos de compost .....	49
<b>Tabla 10</b> – Cantidad de las distintas fracciones del nitrógeno en el estiércol y en los dos tipos de compost .....	54
<b>Tabla 11</b> – Porcentaje del índice de germinación en el estiércol y los dos tipos de compost .....	61
<b>Tabla 12</b> – Contenido de nutrientes expresado en porcentaje sobre la materia seca ....	63
<b>Tabla 13</b> – Necesidades nutricionales según el rendimiento de la cebada .....	63
<b>Tabla 14</b> – Necesidades netas de macronutrientes de la cebada .....	64
<b>Tabla 15</b> – Aportes de fertilizante (kg/ha) mediante las enmiendas orgánicas (kg/ha) ...	64
<b>Tabla 16</b> – Valoración económica .....	66
<b>Tabla 17</b> – Relación C/N del estiércol y los dos compost .....	68

## RESUMEN

Desde la revolución química e industrial el aumento de la población mundial empezó a generar un impacto realmente importante en el planeta. En la actualidad, el gran desarrollo de la agricultura y de la ganadería intensiva produce un elevado volumen de residuos los cuales no pueden ser absorbidos por el sistema, creando grandes desequilibrios medioambientales. Con el fin de reducir esta problemática el Parlamento Europeo establece la Directiva 2008/98/CE, que determina el marco jurídico para el tratamiento de los residuos, siendo su objetivo proteger el medio ambiente y la salud humana.

En este trabajo se ha realizado el compostaje de estiércol en fresco procedente de una ganadería ovina mediante compostaje aerobio y vermicompostaje utilizando lombriz roja de California (*Eisenia fetida*), disponiendo el material en tres cordones. El control de ambos procesos se realizó con el seguimiento de la evolución de la temperatura. Posteriormente se realizó la caracterización mediante el análisis de distintos parámetros físicos, químicos y biológicos tanto en el material de partida como en los productos obtenidos, para poder comparar las diferencias en los productos generados, realizar su evaluación económica y la valoración del impacto ambiental que generan los distintos materiales.

Se observó que durante el proceso de compostaje se modifican significativamente los parámetros relacionados con el contenido de carbono del material inicial, consiguiéndose un incremento significativo del grado de estabilidad en los compost obtenidos. Así mismo, también se observa una reducción importante de la conductividad eléctrica del extracto 1/5 y variaciones mínimas del pH. Tanto en el proceso de compostaje como de vermicompostaje se modifican significativamente los parámetros relacionados con el contenido de nitrógeno del material inicial, produciéndose una disminución. Del mismo modo, se produce una disminución del contenido de potasio y un aumento significativo del fósforo. En cuanto al índice de germinación se obtiene una mejora significativa para la nascencia de *Lepidum sativum* tanto para el compost como para el vermicompost.

En cuanto a la evaluación económica y de impacto ambiental, los resultados muestran ventajas económicas mayores para el vermicompost que para el compost y beneficios ambientales, como son la disminución de lixiviados y de salinización en los productos obtenidos a partir del estiércol de oveja estabilizado.

**Palabras Clave:** estiércol oveja, compost, vermicompost, propiedades físicas y químicas, impacto ambiental, impacto económico

## ABSTRACT

Since the Chemical and Industrial revolutions the increase of the world population has generated a huge impact in the planet. Currently, the big development of the agriculture and intensive livestock has generated a high volume of waste which the system cannot support, with the result of big environmental imbalance. The European Parliament has established the 2008/98/CE regulation trying to reduce this problematic. The regulation determines the legal framework for the treatment of waste, with the aim of protecting the environment and human health.

In this work the composting of fresh manure from a sheep herd by aerobic composting and vermicomposting using California red worm (*Eisenia fetida*) was carried out, placing the material in three cords. The control of both processes was carried out with the monitoring of the evolution of the temperature. Later, the characterization was carried out by analyzing different physical, chemical and biological parameters, both in the starting material and in the products obtained, in order to compare the differences in the products generated, to carry out their economic evaluation and to assess the environmental impact the different materials generate.

It was observed that during the composting process the parameters related to the carbon content of the initial material were significantly modified, resulting in a significant increase in the degree of stability in the compost obtained. Likewise, a significant reduction of the electrical conductivity of the extract 1/5 and minimum variations of the pH has been observed. In both, the composting and vermicomposting processes, the parameters related to the nitrogen content of the starting material are significantly modified, resulting in a decrease. Similarly, there is a decrease in potassium content and a significant increase in phosphorus. As for the germination index, a significant improvement is obtained for the *Lepidum sativum* for both compost and vermicompost.

In terms of economic and environmental impact, the results show greater economic benefits for vermicompost than for compost and, also, environmental benefits, such as the reduction of leachate and salinization in products obtained from stabilized sheep manure.

**Keywords:** Sheep manure, compost, vermicompost, physical and chemical properties, environmental impact, economic impact

# 1. INTRODUCCIÓN

Todos los seres vivos que habitan el planeta generan deshechos durante su ciclo de vida, aunque desde que los humanos pasan de ser tribus nómadas a asentamientos sedentarios comienzan a producir estos residuos de forma puntual en espacio y tiempo. Actualmente somos los que producimos un impacto realmente importante ya que, desde la revolución química y la revolución industrial, a parte de una gran cantidad, también generamos residuos de naturaleza muy distinta (agrícolas, ganaderos, forestales, industriales y urbanos).

Hasta hace relativamente poco tiempo, el sistema podía absorber todos los flujos residuales provenientes de nuestros deshechos, por lo que no existía un problema realmente importante. Sin embargo, debido al aumento de la población mundial y al gran desarrollo de la agricultura y de la ganadería intensiva, en la actualidad se genera un gran volumen de residuos creando grandes desequilibrios medioambientales, como la modificación de los ciclos naturales de la materia orgánica o la contaminación de suelos y agua, entre otros, además de servir de vectores y reservorios de plagas y enfermedades (Melgar, 2010).

## 1.1 LOS RESIDUOS GANADEROS

En el VI Programa de Acción en Materia de Medio Ambiente de la UE se señala que la ganadería es uno de los sectores que debe tener una atención prioritaria en su gestión, ya que produce cambios importantes en la emisión de gases de efecto invernadero, la biodiversidad, el uso y gestión eficientes de los recursos naturales, la gestión adecuada de los residuos, la seguridad medioambiental y la degradación de los suelos, entre otros (Programa de Residuos Ganaderos de Aragón, 2006).

La ganadería a lo largo del mundo ha variado mucho en las últimas décadas. En España, hasta finales de los años 50 la ganadería se trataba de un sistema extensivo unido principalmente al suelo, pero en la década de 1960 se produjo una crisis de la ganadería tradicional y fue transformándose, produciéndose una rápida difusión de los sistemas ganaderos industriales, aumentando una media del 3,4% anual hasta 1984 (Domínguez, 2009). En la actualidad, la cabaña ganadera porcina existente en Aragón supone casi el 25% de toda la cabaña porcina de España, produciéndose la mayoría de forma intensiva. En la siguiente tabla (tabla 1) se pueden observar las cabezas de ganado existentes en la Comunidad Autónoma de Aragón y en España:

Tipo de ganado	Aragón	España
<b>Porcino</b> <sup>(1)</sup>	6.083.724	24.597.154
<b>Bovino</b> <sup>(1)</sup>	301.965	5.821.971
<b>Ovino</b> <sup>(2)</sup>	1.902.174	16.339.373
<b>Caprino</b> <sup>(2)</sup>	60.936	2.637.336
<b>Equino</b> <sup>(3)</sup>	2.904	-
<b>Gallinas ponedoras</b> <sup>(4)</sup>	5.073.275	43.664.796

<sup>(1)</sup> Encuestas de mayo de 2013. <sup>(2)</sup> Datos de noviembre de 2012.

<sup>(3)</sup> Datos de 2009. <sup>(4)</sup> Datos de 2012.

Tabla 1. Cabezas de ganado en Aragón y España

Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

La concentración productiva ganadera genera una elevada acumulación de residuos en forma de purines y estiércoles debido a las deyecciones animales. Las deyecciones sólidas se caracterizan por su elevado contenido en materia orgánica, mientras que en el caso de los purines o estiércoles líquidos la problemática viene dada por su bajo contenido en materia orgánica y un exceso de agua (Lobera, Martínez, Ferrández & Martín, 1998).

### Deyecciones totales producidas por la ganadería aragonesa en 2002

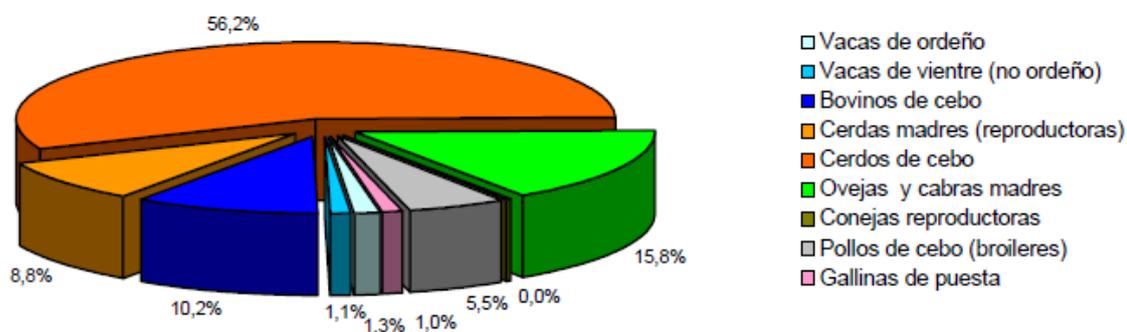


Figura 1. Deyecciones totales producidas por la ganadería en Aragón en el año 2002.

Fuente: Plan de Gestión de Residuos Ganaderos de Aragón.

Como se puede observar en el gráfico de la figura 1, más de la mitad de los residuos generados por la ganadería aragonesa provienen del ganado porcino (65%), seguido por el ganado ovino y caprino (15,8%), el bovino (12,6%) y por último el producido por gallinas y pollos (6,5%).

Hoy en día, los residuos y subproductos orgánicos de origen ganadero adquieren una gran relevancia debido a que se presentan como una fuente importante de nutrientes que pueden utilizarse en la fertilización de diversos cultivos (Sánchez-Romero, Salas, Sánchez-Navarro & Blanco-Bernardeau, 2009) ya que ambas tipologías, tanto estiércoles como purines, son ricos en compuestos de nitrógeno y fósforo. Sin embargo, la situación actual de progresiva independencia entre la empresa ganadera y la agrícola, unido al impresionante crecimiento de la cabaña ganadera en determinadas zonas, conduce en ocasiones a un inadecuado manejo, ya que se produce una eliminación continua de grandes cantidades de estiércol sin estabilizar, lo que causa contaminación de las aguas, de la atmósfera y del suelo. Esta contaminación se produce tanto en vertidos directos como de forma difusa y es especialmente grave cuando se produce la lixiviación de elementos nutritivos en zonas donde afecta a acuíferos que son o pueden ser explotados para otros usos (Programa de Residuos Ganaderos de Aragón, 2006), o bien causando desequilibrios nutricionales y fitotoxicidad en cultivos, como pueden ser la inmovilización de nitrógeno y deficiencia de oxígeno a nivel de las raíces de la planta, debido a la elevación excesiva de la temperatura en la zona de la rizosfera (Mendoza, 2010).

Los mayores problemas ambientales los producen las deyecciones porcinas, seguido del ovino y del bovino de cebo. Esto se debe a que los residuos porcinos, además de ser los que se generan en mayor cantidad, son residuos líquidos que se almacenan en fosas, ya que en la gran mayoría se trata de sistemas intensivos; mientras que, en el caso del ganado ovino, principalmente es extensivo o una mezcla, permitiendo que las deyecciones vuelvan a los suelos, con la connotación de ser sólidos (Programa de Residuos Ganaderos de Aragón, 2006). Además, al ser extensivo, las deyecciones pueden superar hasta los 100 km de distancia, mientras que en el caso de los purines, es la viabilidad económica la que marca la distancia de aplicación a los suelos o cultivos, siendo el radio máximo de 15 km (Iguácel, Yagüe, Orús & Quílez, 2007). Por ello, la mayoría de la atención se centra en el manejo de los purines de cerdo, representando casi el 74% del total de las deyecciones almacenadas en fosas.

En la figura de la izquierda (figura 2) se puede observar los kg de nitrógeno mineral y orgánico que se aplican por hectárea en la Península Ibérica y Baleares, mientras que en la de la derecha (figura 3) se observan los excedentes existentes:

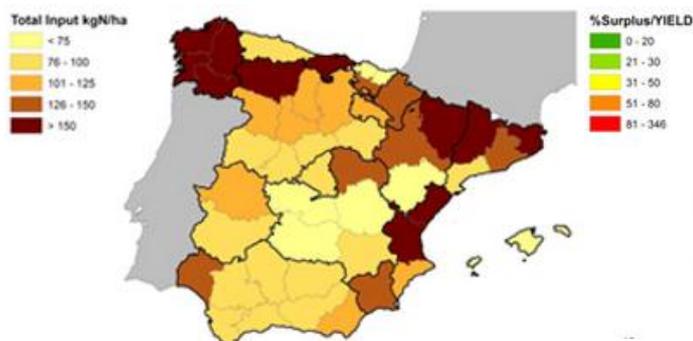


Figura 2. Aportes de N en las CCAA de España.  
Fuente: Sanz-Cobena et al. (2014).



Figura 3. Excedentes de N en las CCAA de España.  
Fuente: Sanz-Cobena et al. (2014).

## 1.2 MARCO JURÍDICO. LEGISLACIÓN PARA LA MINIMIZACIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

Con el fin de reducir la problemática generada por la producción y utilización de residuos, el Parlamento Europeo establece una directiva (Directiva 2008/98/CE, de 19 de noviembre) que determina el marco jurídico para el tratamiento de los residuos en la UE. Su objetivo es proteger el medio ambiente y la salud humana enfatizando la importancia de utilizar unas técnicas adecuadas de gestión, recuperación y reciclado de residuos para reducir la presión sobre los recursos y mejorar su uso.

Actualmente, la transposición de la Directiva Europea al marco jurídico del Estado Español se rige por la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, en la que se encuentran los principios básicos de la protección de la salud humana y del medio ambiente, orientando la política de los residuos conforme al principio de jerarquía en la producción y gestión de los mismos, maximizando el aprovechamiento de los recursos y minimizando los impactos de la producción y gestión de residuos. Por ello, sus objetivos son promover la innovación en la prevención y gestión de los residuos para facilitar el desarrollo de las soluciones con mayor valor para la sociedad en cada momento, lo que sin duda incidirá en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a este sector y contribuirá a la conservación del clima (BOE).

En el caso de los residuos ganaderos, la valorización en la agricultura es uno de los usos inmediatos, siendo ésta la alternativa que aporta mayores ventajas ambientales

y económicas. En este sentido se promueve el Real Decreto 506/2013 de 28 de Junio de 2013 sobre productos fertilizantes, en cuyo Anexo I se describen los tipos de fertilizantes, se diferencian los abonos orgánicos (que constituyen el grupo 2) y las enmiendas orgánicas (grupo 6) que son los mas importantes a este respecto (este último grupo contiene diversos tipos de compost); en el Anexo III se referencian las tolerancias máximas y mínimas de los elementos que pueden aplicarse a los suelos. Además, en el anexo IV se indican los tipos de residuos utilizables en la fabricación de abonos.

En este contexto legislativo, el compostaje de los residuos orgánicos es uno de los sistemas de gestión más sostenibles ya que se produce la valorización de los materiales previamente considerados de desecho y se obtiene un subproducto (compost) de buena calidad. Por ello, un mayor conocimiento de los residuos y subproductos ganaderos y los procesos para su estabilización implica una mejora desde el punto de vista agropecuario, pero fundamentalmente lleva asociada una mejora ambiental, ya que el residuo pasa a convertirse en un subproducto evitando los problemas ambientales que la eliminación de residuos conlleva (Moreno, Moral, García-Morales, Pascual & Bernal, 2016). Por este motivo es muy importante una gestión correcta y diferenciada según su origen, labor compleja dada su elevada heterogeneidad (Moreno et al., 2016).

En la siguiente tabla (tabla 2) se puede observar la composición media (sobre materia fresca) de distintos estiercoles generados en Aragón.

COMPOSICIÓN	GALLINAZA	OVEJA	TERNERO	VACA	CONEJO
<b>Materia seca (%)</b>	22	25	23	23	26
<b>pH</b>	6,80	7,82	7,90	8,17	7,47
<b>Conductividad</b>	5,78	2,81	4,72	4,03	2,87
<b>Materia orgánica (%)</b>	64,71	64,08	73,25	66,28	69,38
<b>Nitrogeno (%)</b>	1,74	2,54	2,40	1,84	2,79
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (%)</b>	4,18	1,19	1,50	1,73	4,86
<b>K<sub>2</sub>O (%)</b>	3,79	2,83	3,14	3,1	1,88
<b>Relación C/N</b>	20,15	10,57	14,55	13,90	10,92
<b>CaO(%)</b>	8,90	7,76	2,99	3,74	6,62
<b>MgO (%)</b>	2,90	1,51	0,91	1,08	2,10
<b>Fe<sub>2</sub>O (%)</b>	0,59	0,62	0,78	0,58	0,35

<b>Fe (%)</b>	0,49	0,34	0,23	0,41	0,24
<b>Mn (mg/kg)</b>	506	306	160	172	258

Tabla 2. Composición media de estiercoles en Aragón  
Fuente: Plan de Gestion de Residuos Ganaderos de Aragón

Como se observa en la tabla anterior los residuos ganaderos son una fuente de materia orgánica y nutrientes, por lo que pueden volver a ser utilizados en los cultivos aumentando la calidad de los suelos, siempre que se ajusten a los valores deseados de nutrientes (Programa de Residuos Ganaderos de Aragón, 2006). Antes de su reutilización se tiene que producir la estabilización de los residuos orgánicos, tratándose de un proceso de descomposición oxidativa de los constituyentes orgánicos de los materiales de desecho, que se lleva a cabo bajo condiciones controladas sobre sustratos sólidos orgánicos heterogéneos, originando un producto que representa grandes beneficios cuando es adicionado al suelo (Pérez, Orea, & Cordero, 2005).

Entre los diferentes métodos de estabilización de los residuos orgánicos para fines agrícolas destaca el compostaje, tanto desde el punto de vista ecológico como económico (Barbaro et al., 2013). Además, mediante un análisis en laboratorio de sus características, tanto físicas, químicas y biológicas, se permite realizar un balance nutricional y de los aportes de materia orgánica, que puede disminuir la contaminación en el agua, la atmosfera y el suelo al mismo tiempo que mejora las propiedades fisicoquímicas del suelo y colabora en la gestión de los residuos sólidos, ya que el compostaje es el sistema que más respeta el ciclo de conservación de la materia y el que mayor aplicación encuentra en agricultura (Soliva, López, & Huerta, 2008).

Se ha podido observar que la utilización del compostaje ha tenido una trayectoria pendular (Soliva, López, & Huerta, 2008), aunque en la actualidad es una práctica muy utilizada que además se encuentra en alza debido, entre otras cosas, a la problemática de verter residuos con gran cantidad de materia orgánica, debido a la legislación existente con el objetivo de la protección del suelo.

El compostaje es un proceso mediante el cual diversos sustratos orgánicos se descomponen y estabilizan debido a la acción de una población mixta de microorganismos, obteniéndose un producto final denominado compost (Barral, Díaz-Raviña, Devesa-Rey & Paradelo, 2014), libre de patógenos, de semillas y malas hierbas, que bajo condiciones que permitan un desarrollo de temperaturas termofílicas como consecuencia de una producción biológica de calor, y que aplicado al suelo produce un beneficio (Álvarez, 2014), mejorando la fertilidad del suelo y su actividad biológica,

aportando macro y micronutrientes, además de una buena estructura edáfica (Soliva et al., 2008).

### **1.3 HISTORIA DEL COMPOSTAJE**

El compostaje es uno de los tratamientos más utilizados a lo largo de la historia de la agricultura, ya que se trata un proceso muy robusto y también muy versátil y puede aplicarse a diversos tipos de materiales y mezclas, a escalas de trabajo muy distintas y empleando o no equipos especializados (Soliva, 2011).

A lo largo de la historia es muy difícil encontrar los inicios del compostaje y aunque no consistía realmente en un compostaje como el actual, siempre se han utilizado materiales orgánicos como fertilizantes desde el comienzo de la agricultura (Soliva et al., 2008). Se han encontrado referencias del uso de residuos animales en agricultura del imperio Acadio (2.340 – 2.190 A.C), así como evidencias de que los romanos, los griegos o las tribus de Israel ya utilizaban el compost (Soliva, 2011). Columela (4 d.C – 70 d.C) en su obra *De los trabajos del campo* ya describió cómo la aplicación de agua a mezclas apiladas de residuos de cosecha con excrementos animales producía calor y transformaba esa mezcla en un producto diferente, un abono orgánico (Álvarez, 2014). Posteriormente en la Edad Media, debido al aumento de la población por la aparición de las ciudades, los ciclos naturales se rompen y se generan acumulaciones de residuos. No obstante, los agricultores próximos a las ciudades lo utilizaban como compost debido a la falta de fertilizantes (Soliva et al., 2008); mientras que en 1830 según las obras de Víctor Hugo, los agricultores reciclaban la mitad de los residuos producidos en París. Posteriormente, con los descubrimientos de Pasteur, se comienzan a recoger los residuos, por lo que se produce un cambio radical en la historia de los residuos (Soliva et al., 2008). Durante la segunda guerra mundial, el compost y los abonos orgánicos en general tuvieron un importante resurgimiento para la agricultura (Soliva, 2011), que posteriormente cuando la agricultura aumentó su mecanización fueron sustituidos por fertilizantes sintéticos. Con la crisis del petróleo de 1973 el uso de compost vuelve a ser moda (Moreno & Moral, 2007).

### **1.4 TIPOS DE COMPOSTAJE**

#### **1.4.1 Compostaje aerobio**

El compostaje aerobio, tanto en su versión estática como dinámica, es un proceso de degradación biológica en el cual los microorganismos transforman los compuestos

orgánicos frescos mediante reacciones metabólicas oxidando las estructuras de carbono a dióxido de carbono y agua, transformando el nitrógeno en amoníaco y generando calor. Nunca se produce una oxidación completa debido a que una parte del material orgánico se transforma en compost y la restante no es biodegradable (Mendoza, 2010). El proceso de compostaje se puede describir con la siguiente expresión:

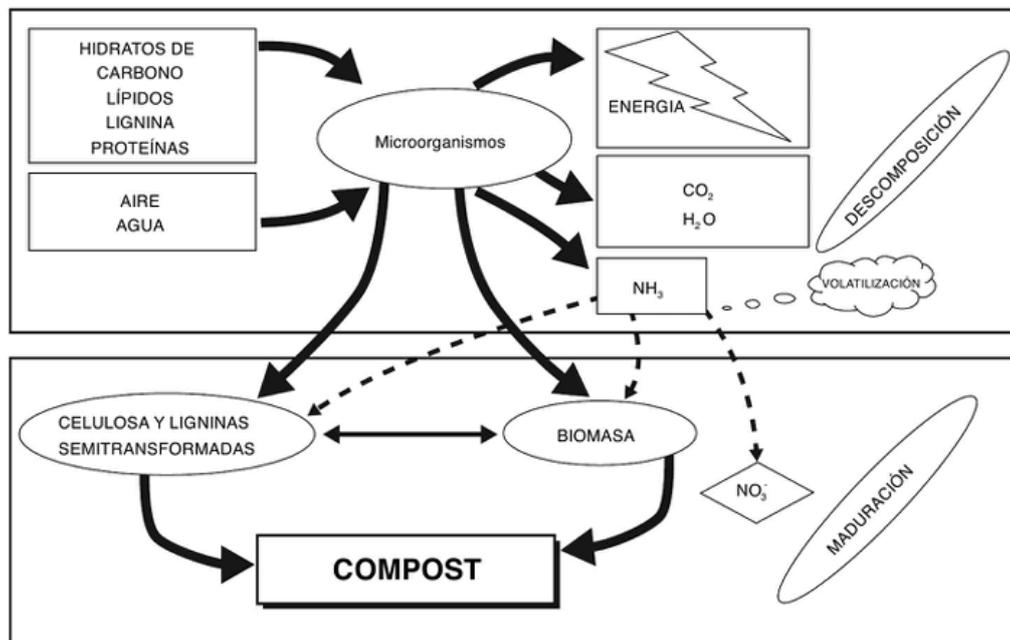
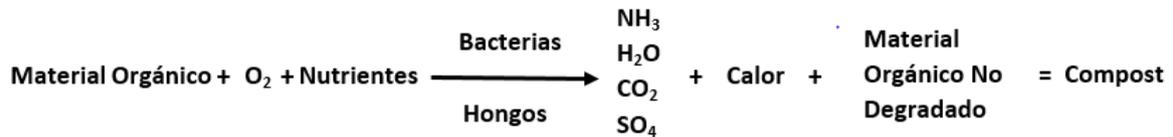


Figura 4. Ecuación y esquema del proceso de compostaje aerobio.

Fuente: Moreno & Moral (2007).

El compostaje aerobio ha tenido una gran aplicación dada su flexibilidad, las altas velocidades de estabilización y la relativa fácil operación de los sistemas. El proceso ocurre en dos etapas distintas y la primera de las etapas se divide en dos fases. En la primera fase se da una gran actividad de bacterias mesófilas que utilizan gran parte del carbono como fuente de energía desprendiendo  $\text{CO}_2$  y generando calor debido a que las reacciones metabólicas son de naturaleza exotérmica. La generación de calor incrementa la temperatura de la pila, lo que da paso a una segunda fase en la que la materia orgánica alcanza su estabilización a través de reacciones bioquímicas de oxidación, llevadas a cabo por organismos de naturaleza termófila. En la última etapa denominada *etapa de maduración*, la temperatura disminuye, se favorece el crecimiento y desarrollo de mohos y actinomicetos que contribuyen a la estabilidad del compost (Moreno & Moral, 2007).

### · Etapas del compostaje aerobio:

En este proceso, como ya se ha comentado, se pueden diferenciar dos etapas: la etapa de bio-oxidación y la etapa de enfriamiento y maduración:

· **1° etapa: bio-oxidación:** en esta etapa se produce la descomposición mediante un proceso de simplificación de las moléculas complejas que se degradan a moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas. Se compone de dos fases, una mesófila con temperaturas hasta los 45°C y una termófila con temperaturas que pueden llegar a los 70°C, originado por un proceso exotérmico debido a la actividad biológica (Riera, 2009).

· **Fase mesófila inicial:** la fase mesófila es la parte más dinámica del proceso de compostaje en la que se incrementa rápidamente la temperatura (de 10 a 40 °C), el pH experimenta amplias variaciones y se degradan los compuestos orgánicos más simples. Inicialmente los sustratos están a temperatura ambiente y comienzan a actuar bacterias y hongos mesófilos y termotolerantes que utilizan rápidamente sustancias carbonadas solubles y de fácil degradación (azúcares y aminoácidos), ocasionando una disminución de pH como consecuencia de la producción de ácidos orgánicos. Las bacterias con metabolismo oxidativo y fermentativo, son las que alcanzan mayores niveles de crecimiento en esta fase, principalmente bacterias gram negativas y productoras de ácido láctico (Ryckeboer et al., 2003), que crecen rápido a expensas de compuestos fácilmente degradables. La actividad metabólica de los microorganismos en esta fase da lugar a un aumento rápido de la temperatura, lo que ocasiona la transición de microbiota mesófila y termófila cuando se alcanzan de 42 a 45°C, iniciándose la fase termófila (Moreno & Moral 2007).

· **Fase termófila:** en la fase termófila proliferan los microorganismos termotolerantes y termófilos tales como actinomicetos (*Thermoactinomyces* sp.), diversos *Bacillus* sp. termófilos y bacterias gram negativas como *Thermus* e *Hydrogenobacter*. Los microorganismos que no toleran altas temperaturas son inhibidos, incluyendo patógenos y parásitos. Los hongos y las levaduras se reducen notablemente desde el inicio de la fase termófila y son eliminados a partir de los 60°C (Moreno & Moral, 2007). En el inicio de esta fase, cuando los nutrientes fácilmente asimilables han sido utilizados, comienzan a predominar los actinomicetos, que actúan transformando el nitrógeno en amoníaco, por lo que el pH del medio sube (Román, Martínez & Pantoja; 2013). A partir de los 60 °C aparecen las bacterias que producen esporas y también las actinobacterias, encargadas de descomponer las ceras, hemicelulosas y otros compuestos de

carbono complejos. En esta fase, las tasas de degradación son relativamente elevadas comparadas con las de la etapa anterior. A temperaturas superiores a 60°C, la degradación la realizan exclusivamente bacterias termófilas (Tortarolo, Pereda, Palma, & Arrigo, 2008). Las bacterias no esporuladas (*Hydrogenobacter sp.* y *Thermus sp.*) junto con algunas esporuladas pertenecientes al género *Bacillus*, predominan a valores de temperatura de 70 a 82°C (Blanc et al., 1999). Estas bacterias contribuyen a un nuevo incremento en biodiversidad cuando la temperatura aumenta hasta 66-77°C, aunque la actividad microbiana decrece notablemente a dicha temperatura (Moreno & Moral, 2007). Este periodo es muy importante ya que, al alcanzarse temperaturas tan elevadas, se consigue uno de los objetivos principales del compostaje: eliminar los microorganismos patógenos (coliformes, *Salmonella sp.*, *Streptococcus sp.*, *Aspergillus sp.*) y las semillas de malas hierbas, con lo que se asegura la inocuidad del producto final.

· **2° etapa: enfriamiento y maduración:** la fase de enfriamiento o mesófila final y la fase de maduración final están caracterizadas por el crecimiento de una nueva comunidad mesófila diferente a la de la fase mesófila inicial. En esta comunidad predominan hongos y actinomicetos capaces de degradar compuestos complejos. Estos microorganismos recolonizan el material desde el entorno circundante, los bordes de la pila o bien proceden de la germinación de esporas que resistieron a la fase termófila. Aunque las bacterias mesófilas se encuentran en bajo número en estas fases, su diversidad es mayor que en las fases anteriores y presentan nuevas actividades importantes para la maduración del compost (Moreno & Moral, 2007).

· **Fase de enfriamiento:** una vez que los nutrientes y la energía comienzan a disminuir la actividad de los microorganismos termófilos disminuye, por lo que la temperatura también lo hace hasta llegar a la temperatura ambiente, provocando la muerte de éstos y reapareciendo los microorganismos mesófilos (Riera, 2009).

· **Fase de maduración:** a la actividad de hongos y bacterias durante la maduración se suma la de otros organismos como los protozoos, nematodos y miriápodos, que contribuyen a la degradación y estabilización final de la materia orgánica. En esta etapa la temperatura y el pH se estabiliza, el color del producto final debe ser negro o marrón oscuro y su olor a tierra de bosque, no visualizando algunas partículas de los residuos iniciales (Mendoza, 2012).

En la figura que aparece a continuación (figura 5) se puede observar la fase bio-oxidativa y la fase de maduración junto a sus correspondientes etapas:

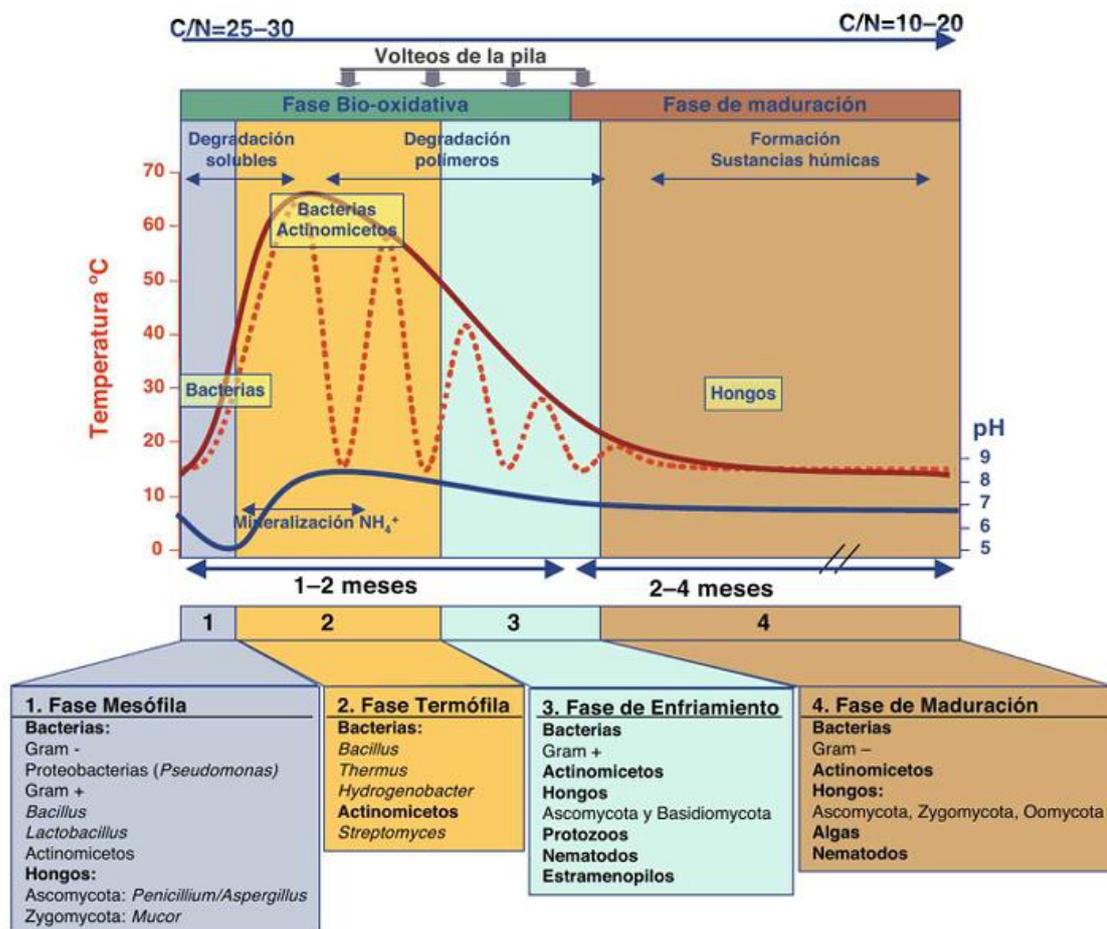


Figura 5. Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje

Fuente: Moreno & Moral 2007

### - Sistemas de compostaje

En la siguiente tabla (tabla 3) se pueden observar los distintos sistemas más utilizados en el proceso de compostaje aerobio.

Sistemas de Compostaje	
Abiertos	Cerrados
Pilas o cordones volteados	Reactores verticales
Pilas estáticas con aireación forzada	Reactores horizontales
Sistemas combinados	

Tabla 3. Sistemas de compostaje aerobio

Fuente: Elaboración propia

- **Sistemas abiertos:** son los sistemas más tradicionales de compostaje y se aplican en zonas rurales y en general, donde hay disponibilidad de espacio. Suelen ser sistemas de bajo coste y tecnología relativamente sencilla (Rodrigo, Rodrigo & Fernández, 2014). En estos sistemas de compostaje la masa de residuos se dispone como una pila o cordón, en la que su altura ideal se determina por su capacidad para producir y mantener la temperatura necesaria y permitir que el oxígeno llegue al punto central de la masa de compostaje. Generalmente la altura varía entre 1 m y 3 m, con un ancho de hasta aproximadamente 4-5 m (Moreno & Moral 2007).

- **Sistemas cerrados:** en estos sistemas los residuos se procesan en instalaciones estáticas o dinámicas conocidas como reactores, que los conforman desde recipientes simples hasta sistemas muy complejos que combinan agitación mecánica y aireación forzada de los residuos a compostar (Rodrigo et al., 2014). Pueden ser verticales u horizontales y estos, a su vez, pueden configurarse en canales, celdas, contenedores o túneles, y según incorporen funciones de mezclado, ser estáticos o dinámicos. Este tipo de sistemas permite acelerar las etapas iniciales del proceso que son biológicamente activas y que se incluyen dentro de la fase de fermentación. Cuando estas etapas finalizan, el material se retira del reactor y se acopia para que se cumpla la maduración al aire libre o en naves abiertas (Barral et al., 2014). Los sistemas de compostaje en reactores, en general, son sistemas industriales y sus costes son elevados. En todos ellos se dispone de un sistema de depuración de olores mediante biofiltro de compost (Negro et al., 2000) y una recirculación de los lixiviados.

#### **1.4.2 Vermicompostaje: un proceso específico de compostaje aerobio**

El vermicompostaje o compostaje con lombrices es un proceso biotecnológico de bajo coste por el cual se pueden biodegradar y estabilizar residuos orgánicos bajo condiciones aerobias y mesófilas mediante la acción de ciertas lombrices de tierra capaces de alimentarse del residuo a la vez que aceleran su degradación microbiana (Nogales, Romero & Fernández 2014). En este proceso se aprovecha la capacidad detritívora de las lombrices que ingieren, trituran y digieren el residuo orgánico, descomponiéndolo mediante la acción de sus enzimas digestivas y de la microflora aerobia presente en el interior de su intestino. La digestión del residuo orgánico por la lombriz conlleva a su alteración física, siendo fragmentado, aumentando considerablemente la cantidad de partículas pequeñas, reduciéndose el volumen y modificándose además la densidad aparente del material (Pascual, Morada, Ros & Vargas 2015). Esta acción mecánica aumenta la relación superficie-volumen de las

partículas y/o agregados, lo que incrementa la actividad microbiana en el sustrato, a la vez que se facilita la colonización microbiana del residuo excretado (Romero, 2013). El paso del residuo orgánico a través del intestino de la lombriz también cambia su composición química, incrementándose la concentración de nutrientes fácilmente asimilables por los organismos, que proliferan rápidamente en el residuo recién excretado y terminan de completar su degradación (Parthasarathi, Ranganathan, Anandi, & Zeyer, 2007). Asimismo, la actividad de las lombrices acelera la humificación de la materia orgánica durante el vermicompostaje, los niveles de ácidos húmicos y en menor medida de ácidos fúlvicos, aumentan entre el 40% y el 60% (Moreno & Moral 2007).

#### **- Organismos implicados en el proceso del Vermicompostaje**

En los procesos de vermicompostaje se encuentran involucrados un gran número de microorganismos, fundamentalmente bacterias y hongos mesófilos, que juegan un papel fundamental en la descomposición, mineralización y estabilización del residuo orgánico (Dominguez & Aira, 2011). En los procesos industriales, puede observarse también la acción diversos macroorganismos que colonizan los residuos orgánicos para alimentarse de la materia orgánica o utilizarlos como residuo, como son los insectos detritófagos, nematodos, o ácaros. En un proceso de vermicompostaje correctamente manejado, ninguno de los organismos mencionados es capaz de causar perjuicio a las lombrices aunque su proliferación indicaría que el desarrollo del proceso no es adecuado (Domínguez & Pérez-Díaz, 2012).

De las más de 4.400 especies de lombrices de tierra, solamente las pertenecientes a tres familias son utilizadas en la descomposición de residuos orgánicos. Estas lombrices pertenecen taxonómicamente a tres Familias del Orden Haploplataxida, siendo las Familias *Lumbricidae*, *Euridrilidae* y *Megascolecidae*. También son utilizadas en el proceso de vermicompostaje las pertenecientes a la Familia *Moniliagastridae* del Orden Moniligastrida (Nogales, Romero & Fernández, 2014). Estas lombrices presentan una estrategia reproductiva “r” (rápida y prolífica), lo cual permite que sucesivas generaciones se sustituyan de manera continua consiguiendo una alta tasa de consumo del sustrato orgánico, acelerando así la degradación del mismo.

#### **- Etapas del proceso de vermicompostaje**

El proceso del vermicompostaje tiene lugar desde la inoculación de las lombrices hasta su separación. Si se desarrolla a escala piloto y comercial debe incluir dos etapas más con objeto de conseguir la supervivencia de las lombrices y obtener un

vermicompost de calidad. Actualmente se considera que el proceso consta de tres etapas en base a la actividad de las lombrices (Camiletti, 2016). En la siguiente figura (figura 6) se puede observar de forma esquemática el proceso de vermicompostaje:

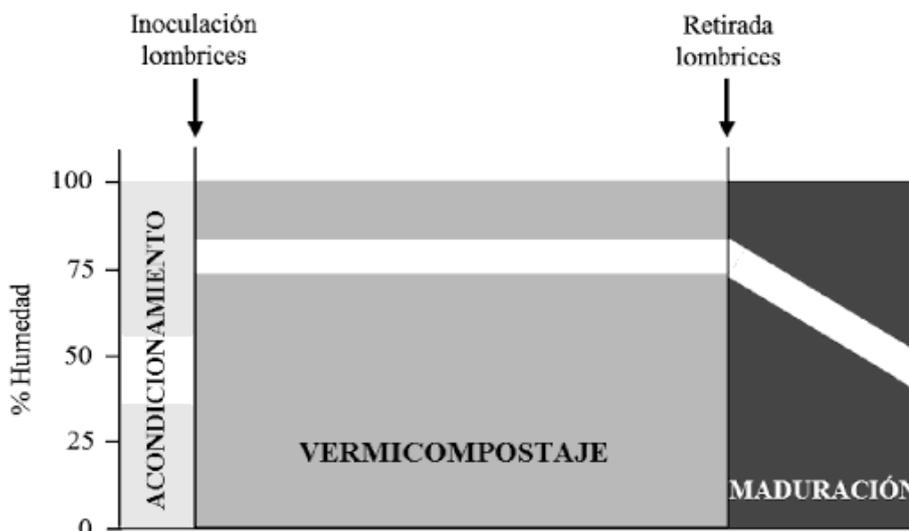


Figura 6. Esquema del proceso de vermicompostaje

Fuente: Nogales, Romero y Fernández (2014)

- **1ª etapa: acondicionamiento:** en esta etapa del proceso se preparan los residuos orgánicos para que sean adecuados como alimento para las lombrices y si es posible aumentar su biomasa microbiana. Entre otros tratamientos incluye el lavado, el macerado, el mezclado de residuos y el precompostaje, que es obligatorio para residuos orgánicos que puedan contener patógenos para humanos (Nogales, Romero, Fernández 2014).

- **2ª etapa: vermicompostaje:** se trata del periodo de tiempo que transcurre entre la inoculación de las lombrices y su retirada del sustrato. La duración depende, entre otros factores, del tipo y características de los residuos orgánicos y de la densidad de lombrices inoculadas. Esta etapa puede dividirse en dos fases según la actividad de las lombrices:

- **Fase de funcionamiento directo:** en esta fase las lombrices procesan los materiales orgánicos a través de su ingestión, digestión y asimilación, modificando en gran medida las propiedades fisicoquímicas del material inicial y los perfiles microbianos del sistema.

- **Fase de funcionamiento indirecto:** en esta fase los microorganismos descomponen los materiales que han sido procesados anteriormente por las lombrices hasta conseguir el producto final.

- **3ª etapa: maduración:** una vez retiradas las lombrices es imprescindible dejar madurar el sustrato orgánico para aumentar su estabilidad, madurez y calidad y reducir su contenido hídrico hasta límites aceptables para su comercialización. En esta etapa no se suele adicionar agua y en ella sólo intervienen microorganismos que finalizan la descomposición del residuo orgánico procesado en la etapa anterior (Nogales, Romero, Fernández 2014).

### **- Sistemas de vermicompostaje**

Los procesos de vermicompostaje se desarrollan a diferente escala dependiendo de los objetivos que se persiga. Básicamente se pueden establecer cuatro sistemas distintos: doméstica, pequeña o de laboratorio, mediana o piloto, e industrial (Mendoza, 2010).

La escala mediana o piloto se desarrolla en áreas pequeñas y su objetivo fundamental es reciclar restos de cosecha, estiércoles de animales o residuos agroindustriales con el fin de obtener vermicompost, que será utilizado posteriormente en las labores de fertilización de los cultivos (Fernández, 2011).

El vermicompostaje a escala industrial tiene como finalidad la producción y comercialización de vermicompost. Generalmente, estas instalaciones poseen en explotación más de 500 m<sup>2</sup> de literas en cultivo directo.



Figura 7. Instalación de vermicompostaje industrial Terravesco (Somona, California)

Cuando en una instalación se llega al límite de ampliación de literas se produce una sobrepoblación de individuos, pasando a ser un nuevo producto para su comercialización. A esta escala, principalmente se requiere la mecanización del proceso, áreas de acondicionamiento, de literas, de cría y de almacenamiento (Mendoza, 2010).

### 1.4.3 Compostaje anaerobio

No hay que olvidar otros sistemas de compostaje, como el del compostaje anaerobio. Sin embargo, dada su complejidad, son sistemas que se utilizan en menor proporción que los aerobios a pesar de su importancia, ya que permiten generar biogás a partir de residuos humanos, animales, agrícolas y residuos sólidos urbanos (Moreno et al., 2016).

El compostaje o digestión anaerobia es un proceso biológico degradativo en el cual, parte de la materia orgánica de un sustrato se convierte principalmente en metano y dióxido de carbono, mediante la acción de un conjunto de microorganismos en ausencia de aceptores de electrones de carácter inorgánico ( $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ) (Martí, 2006). Según el tipo de microorganismos y sustratos que degradan, la digestión anaerobia se encuentra dividida en cuatro etapas diferenciadas: hidrólisis, fermentación o acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Solera et al., 2014).

En la figura 8 que se muestra a continuación se pueden observar las etapas del proceso de digestión anaerobia:

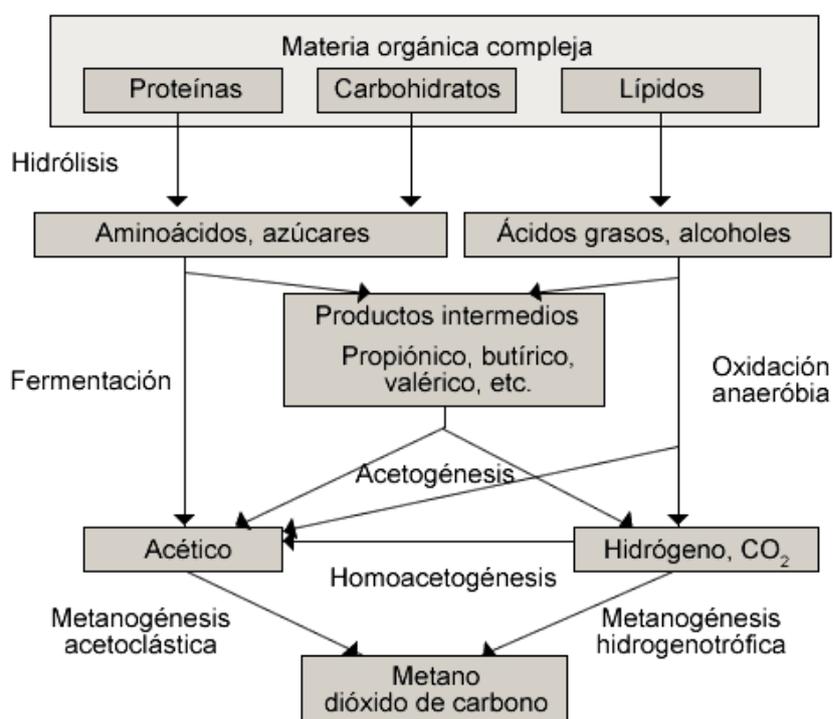


Figura 8. Esquema general del proceso de digestión anaeróbica.

Fuente: Fernández, 2007

En este trabajo no se va hablar tendidamente sobre el compostaje anaerobio ya que los procesos de compostaje que se han utilizado son ambos procesos aerobios.

En la siguiente tabla (tabla 4) se muestra la comparativa entre ambos procesos, compostaje aerobio y anaerobio:

<b>Característica</b>	<b>Procesos aerobios</b>	<b>Procesos anaerobios</b>
<b>Uso energético</b>	Consumidor neto de energía	Productor neto de energía
<b>Productos finales</b>	Humus, CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O	Lodos, CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>
<b>Reducción de volumen</b>	Hasta el 50%	50%
<b>Tiempo de proceso</b>	20-30 días	20-40 días
<b>Objetivo primario</b>	Reducción de volumen	Producción de energía
<b>Objetivo secundario</b>	Producción de compost	Estabilización de residuos

Tabla 4. Comparación entre los procesos de compostaje aerobio y anaerobio.

Fuente: Tchobanoglous (1994).

## **1.5 VENTAJAS Y DESVENTAJAS AMBIENTALES Y AGRONÓMICAS DEL COMPOSTAJE**

### **1.5.1 Ventajas**

El compostaje permite la eliminación y el reciclaje de muchos tipos de residuos solventando, de este modo, los problemas que ocasionaría su vertido. Además, permite la obtención de materiales apropiados para su uso en la agricultura. Al juntar el aporte de la materia orgánica con el humus de los suelos elimina los posibles productos tóxicos que puedan permanecer en los residuos por la descomposición incompleta del sustrato y aumenta la estabilidad biológica, por lo que se resuelven o atenúan los efectos desfavorables de la descomposición de los restos orgánicos sobre el propio suelo (Negro et al., 2000).

#### **- Beneficios edáficos:**

Acondicionamiento del suelo: la aplicación de enmiendas orgánicas en los suelos tiene unos elevados beneficios, ya que cuando se añade en condiciones y proporciones adecuadas puede asegurar la fertilidad edáfica y evitar su degradación (Álvarez, 2014).

También se produce la mejora de la capacidad de intercambio catiónico del suelo aumentando la disposición de los nutrientes para las plantas y evitando la lixiviación.

Mejora de las propiedades físicas: la materia orgánica mejora la estabilidad estructural de los agregados, haciendo más permeables los suelos más pesados y más compactos los más ligeros; también aumenta la permeabilidad y la difusión de los gases, así como la retención hídrica por la formación de los agregados (Negro et al., 2000).

Mejora de las propiedades químicas: aportando macronutrientes (N, P y K) y micronutrientes. Además, los compuestos húmicos también forman quelatos estables aumentando la posibilidad de asimilación por las plantas.

Mejora de las propiedades biológicas: la materia orgánica es una importante fuente de energía y nutrición para los microorganismos presentes en el suelo que contribuyen a su mineralización (Amigos de la Tierra, 2010).

En la tabla 5 se observan los efectos de la materia orgánica en el suelo:

Propiedades del suelo	Efectos de la materia orgánica humificada
FÍSICAS	Aumento de la capacidad calorífica Suelos más calientes en primavera Reducción de las oscilaciones térmicas Agregación de las partículas elementales Da soltura a los arcillosos y cohesiona los arenosos Aumenta la estabilidad estructural Aumenta la permeabilidad hídrica y gaseosa Suelos menos encharcados Facilita el drenaje Reduce la erosión Aumenta la capacidad de retención hídrica Reduce la evaporación Mejora el balance hídrico
QUÍMICAS	Aumenta el poder tampón Regula el pH Aumenta la capacidad de cambio catiónico Mantiene los cationes de forma cambiante Forma fosfohumatos Forma quelatos Mantiene las reservas de nitrógeno
BIOLÓGICAS	Favorece la respiración radicular Favorece la germinación de las semillas Favorece el estado sanitario de los órganos subterráneos Regula la actividad microbiana Es fuente de energía para los microorganismos heterótrofos El CO <sub>2</sub> desprendido favorece la solubilización de compuestos minerales Modifica la actividad enzimática Activa la rizogénesis Mejora la nutrición mineral

Tabla 5. Efectos de la materia orgánica en los suelos

Fuente: Negro et al.,2000.

- **Facilita el manejo de estiércoles:** reduciendo el peso, el volumen, la humedad y la actividad del estiércol. El compost es mucho más fácil de manejar y se puede almacenar sin problemas de olores, de insectos o de patógenos, por lo que puede ser aplicado en cualquier época del año, minimizando las pérdidas de nitrógeno y el impacto ambiental en campo (Álvarez, 2014).

- **Disminuye los riesgos de contaminación y malos olores:** en la mayoría de las granjas el estiércol es más un producto pasivo que un producto activo. Los principales inconvenientes son los olores y la contaminación por nitratos; el compostaje puede potencialmente disminuir estos problemas.

- **Producto comercializable:** una de las características más atractivas del compostaje es que existe un mercado para el producto. Entre los compradores potenciales se incluyen los agricultores que practican agricultura ecológica u horticultura más o menos intensiva, fruticultores, viticultores, particulares que poseen viviendas con jardín, dueños de pastizales, operadores de campos de golf y propietarios de vivero (Negro et al., 2000). El precio de los compost varía considerablemente en función de las características, envasado y calidad, materiales de partida utilizados y destino del producto terminado, puesto que aún hoy en día, se le considera como producto residual en unos casos o como un producto de lujo en otros. El precio depende igualmente del mercado local (Andreu et al., 2006).

### 1.5.2 Desventajas

- **De tipo ambiental:** las desventajas de tipo ambiental se pueden evitar realizando unas buenas prácticas, sobre todo en la elección del material original y en la época de maduración, para evitar la contaminación por pérdidas de nitrógeno.

- **De valor fertilizante:** por lo general los compost tienen fama de que su contenido en nitrógeno es bajo. Esto sucede si a lo largo del proceso se han producido pérdidas debido a una mala práctica. En cuanto a su aplicación, las cantidades de compost son superiores a las que se tendrían que aplicar cuando se usan fertilizantes químicos de síntesis, ya que en un compost los nutrientes se encuentran en formas más estables y complejas, las cuales necesitan sufrir en el suelo un proceso de mineralización para ser asimilados por las plantas, pero también es cierto que la aportación en sucesivas cosechas será menor debido al efecto residual que da lugar a una liberación más lenta de nutrientes (Negro et al., 2000).

- **De disponibilidad del espacio:** para el proceso de compostaje se necesita una superficie amplia para almacenar el material de partida, el material en proceso de

maduración y el material compostado, además del lugar donde se realiza el proceso de compostaje (Álvarez, 2014).

- **De tipo económico:** el proceso de compostaje supone una primera inversión para la obtención de los equipos necesarios y de las instalaciones, aunque en la mayoría de los casos el proceso se puede realizar con la maquinaria existente en las granjas.

## 2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es el de caracterizar un subproducto ganadero en fresco y después de haber sido compostado, para obtener un mayor conocimiento de dicho subproducto estabilizado y madurado, permitiendo una mejora en las prácticas de fertilización y que pueda ser utilizado como sustrato orgánico en agricultura, horticultura, en jardinería o restauración ecológica.

Mientras que los objetivos específicos son los siguientes:

1. Caracterizar el proceso de compostaje aerobio y el proceso de vermicompostaje.
2. Caracterizar el material obtenido según el procedimiento anterior y comparar las características fisicoquímicas de los subproductos generados.
3. Realizar la evaluación económica de los subproductos para concienciar a los usuarios de fertilizantes de que aparte de ser beneficioso para el medio ambiente también puede serlo para su economía.
4. Valoración del impacto ambiental que puede provocar el uso del estiércol fresco y del estiércol estabilizado como de fertilizante orgánico.

### 3. MATERIAL Y MÉTODOS

#### 3.1. SELECCIÓN DEL EMPLAZAMIENTO PARA EL DESARROLLO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE:

El trabajo experimental de campo se ha llevado a cabo en el municipio aragonés de Caminreal, situado a 920 msnm en la provincia de Teruel. La elección de la zona de trabajo se ha efectuado por la disponibilidad del material inicial, del espacio y de la maquinaria necesaria para la preparación y manejo de los cordones a compostar.

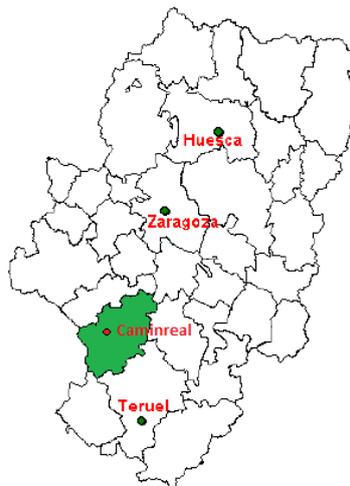


Figura 9: Localización del área del diseño experimental

Fuente: elaboración propia

El clima de la zona de trabajo es continental moderado de montaña, caracterizado por inviernos fríos y veranos secos (AEMET, 2011), con una temperatura media anual de 10,6 °C; una temperatura mínima media de 1,8 °C y una temperatura máxima media de 19,4 °C. La precipitación media anual es de 421mm (AEMET, 2011).

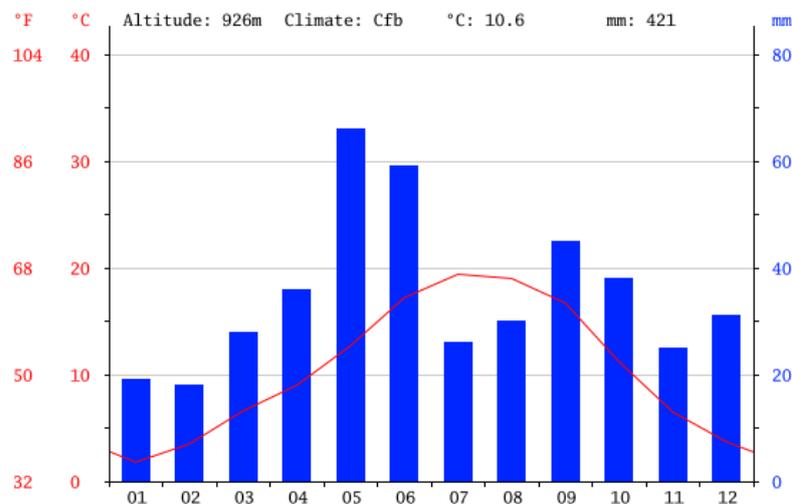


Figura 10. Climatograma del municipio de Caminreal.

Fuente: Climate-Data

### 3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL: UNIDADES DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE

En el presente trabajo se ha estudiado la transformación del estiércol fresco de oveja sometido a dos procesos de estabilización:

- 1) Compostaje aerobio tradicional en cordón.
- 2) Vermicompostaje en cordón con lombriz roja americana.

Como ya se ha nombrado, el material utilizado en el proceso de compostaje ha sido estiércol sólido de oveja, obtenido de una explotación de ganadería ovina del municipio. Este material se recogió en fresco de la instalación y se trasladó a una parcela, en la que se extendió conformando tres cordones con la ayuda de un tractor con pala (John Deere 7600). Las dimensiones aproximadas de los cordones fueron de 10 m de longitud y 1,40 m de altura, con una anchura base aproximada de unos 2,60 m y una anchura en la parte superior aproximada de 1 m, con un volumen total de aproximadamente 25 m<sup>3</sup> de material fresco.

Uno de los cordones de estiércol fresco se dejó como control, mientras que los otros dos se colocaron sobre una cama de paja de cebada (*Hordeum vulgare*), con el objetivo de que hubiese una mayor retención inicial de la humedad.

El cordón que se compostó mediante un proceso tradicional aerobio, se componía aproximadamente de un 25% de paja y 75% de excrementos de oveja, mientras que el otro cordón destinado al vermicompostaje, se componía aproximadamente de un 25% de paja y un 75% de excrementos de oveja, añadiendo a las cuatro semanas 5 kg/m<sup>2</sup> de lombriz roja californiana (*Eisenia fetida*), ya que dejando este periodo de tiempo se consigue una disminución de la temperatura, evitando los problemas de supervivencia y disminución de la población de las lombrices, como pueden ser los causados por muerte por abrasión (López et al., 2004).



Figura 11. *Eisenia fetida* en el proceso de vermicompostaje

Una parte de estas lombrices se obtuvieron en la Escuela Politécnica Superior de Huesca y otra parte en el municipio de Santa Eulalia del Campo (Teruel). Posteriormente se llevaron a un criadero preparado con bloques de hormigón, conformando un cuadrado con unas dimensiones de 2 x 2 x 0,40 metros. Las lombrices se desarrollaron sobre una cama de estiércol remolido de cerdo, estiércol de vaca, estiércol de oveja, verduras, hortalizas y tierra con el objetivo de conseguir una rápida reproducción. Este tipo de mezcla como materia prima para la cama, favorece una mayor supervivencia de lombrices adultas (Gutiérrez, Juárez, Mondragón, & Rojas, 2007).

#### · El proceso de compostaje:

Para realizar el seguimiento del proceso de compostaje en los cordones se tienen que tener en cuenta tres factores: la temperatura, el consumo de oxígeno por los microorganismos (el volteo) y el contenido de humedad (riego).

#### Registro de la temperatura

Una vez hechos los cordones, se comenzó con la toma de temperaturas en cada uno de ellos mediante una sonda de temperatura (Crison TM 65) con el objetivo de conocer su evolución a lo largo del tiempo. Para la toma de temperaturas se dividió cada pila en cuatro partes (dejando una distancia entre los bordes del cordón y la primera división) y en cada división se realizaron dos tomas de temperatura diarias, una a 50 cm y otra a 80 cm del suelo (Figura 12).

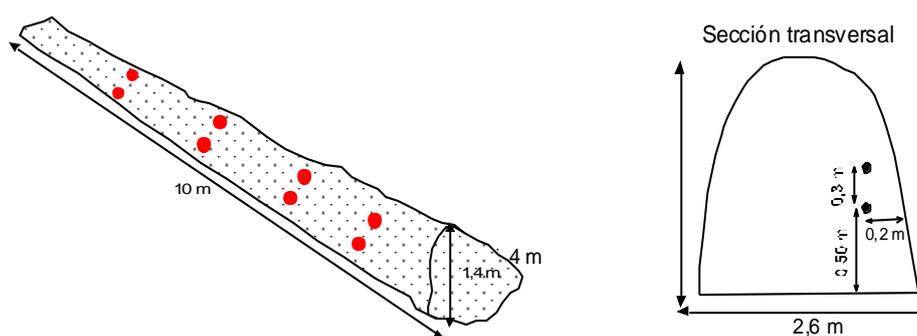


Figura 12. Representación de los puntos de toma de temperaturas

Fuente: elaboración propia

La temperatura se estabilizó en el primer mes de compostaje (día 30), aunque se siguieron registrando medidas de temperatura en cada cordón con menos asiduidad para comprobar que estas no sufrían ningún cambio.

### **Volteo de cordones**

Una vez estabilizada la temperatura en los cordones a las cuatro semanas, se procedió a voltearlos con un tractor con pala (figura 13), consiguiendo así una buena aireación, imprescindible para una buena oxigenación y para que el proceso se desarrolle en condiciones aerobias (Haug, 1993). El volteo de los cordones, se realizó de forma distinta, ya que el cordón compostado de forma aerobia siguió siendo volteado con un tractor con pala, mientras que el cordón que contenía lombriz roja fue volteado manualmente con la ayuda de una horquilla agrícola de cuatro brazos.



Figura 13. Volteo de cordones con un tractor John Deere 7600.

Fuente: elaboración propia

Debido a que la actividad biológica empieza a disminuir a niveles de humedad del 40% (Barral et al., 2014) y que por debajo del 20% prácticamente no existe, a ambos cordones se les aportó agua de pozo en periodos de 5 a 7 días, con el fin de mantener la humedad en el residuo, favoreciendo la supervivencia y el trabajo de los microorganismos y de las lombrices.

También se evitó el encharcamiento mediante el volteo y riegos someros y espaciados, ya que una humedad alta acompañada de una inadecuada porosidad origina la disminución de la transferencia de oxígeno, siendo éste insuficiente para la demanda (Barral et al., 2014) y creando zonas de anaerobiosis.

La figura 14 representa de forma esquemática el desarrollo temporal del manejo de los cordones de compostaje:

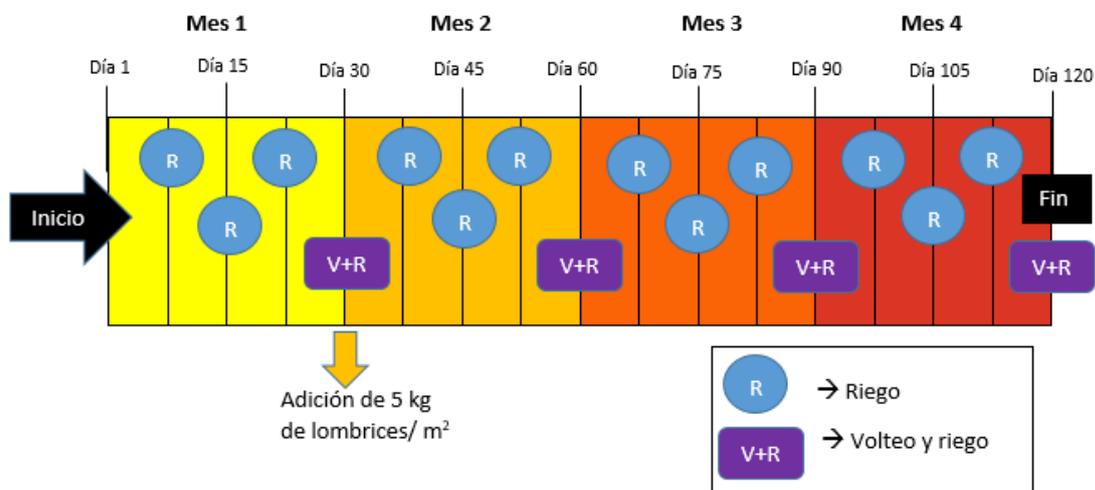


Figura 14. Calendario gráfico del manejo de los cordones de compostaje.

Fuente: elaboración propia

El proceso de compostaje se dio por finalizado cuatro meses después de su establecimiento. Posteriormente, se prolongó un mes el proceso antes de la recogida de muestras tanto para el cordón compostado aerobiamente como para el vermicompostado, con el objetivo de que ambos madurasen. En esta etapa no se adicionó agua ya que sólo intervienen microorganismos que finalizan la descomposición del residuo orgánico procesado en la etapa anterior. Además, se separan las lombrices del vermicompost colocando otro cordón paralelamente y regándolo para que pasen por su propio pie al nuevo residuo orgánico.

### Toma de muestras

Una vez finalizado el proceso de maduración, se realizó una recogida de muestras del compost y del vermicompost para poder analizarlas en los laboratorios de la EPSH y caracterizar las variables físicas, químicas y biológicas.

En cada cordón se llevó a cabo la recogida de cinco muestras, en cinco puntos distintos (aproximadamente con una separación de 2 metros unos de otros). En cada uno de estos puntos se realizó la toma de 5 submuestras, mezclándose en un recipiente para obtener una muestra compuesta, representativa de cada cordón.

En la figura 15 se representa de forma gráfica la toma de muestras de los productos que van a ser analizados en laboratorio:

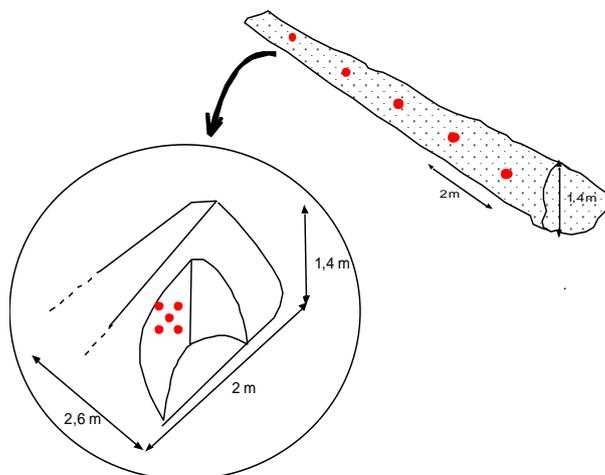


Figura 15. Representación de la toma de muestras en los cordones.

Fuente: elaboración propia.

### 3.3 DETERMINACIONES ANALÍTICAS

Las determinaciones analíticas se realizaron sobre muestras compuestas obtenidas para cada uno de los tres tratamientos experimentales establecidos. Los parámetros físico-químicos y biológicos analizados fueron: la temperatura, granulometría, humedad, pH y conductividad eléctrica, carbono orgánico soluble, carbono orgánico oxidable, carbono orgánico recalcitrante, materia orgánica total, estabilidad de la materia orgánica, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitrógeno nítrico, fósforo asimilable, fósforo total, potasio soluble y porcentaje de germinación.

#### 3.3.1 Parámetros físicos

##### Granulometría

El método utilizado pretende conocer el rendimiento aproximado cuando el material final se tamiza para obtener el compost con una determinada granulometría. Se aplica al material ya madurado antes de pasar por el refinado, con intención de estimar la cantidad de compost que se obtendría al emplear esta operación. De este modo se tamiza el material utilizando las mallas de paso que normalmente acostumbran a utilizar las instalaciones de compostaje, pero sin considerar el uso de la tabla densimétrica.

### Procedimiento:

Se pesan 200 g de muestra de estiércol fresco, 175 g de compost aerobio y 100 g de vermicompost (debido a que no se disponía de más cantidad muestra en el laboratorio). Las fracciones a tamizar también fueron modificadas debido al tipo de residuo compostado, utilizando tamices con pasos de luz de los siguientes tamaños:

Fracción  $\geq 4$  mm

Fracciones comprendidas entre 4-2 mm

Fracciones comprendidas entre 2-1 mm

Fracciones comprendidas entre 1-0,5 mm

Fracciones comprendidas entre 0,5-0,25 mm

### **Humedad**

Para la determinación de la humedad, se pesaron 5 g de cada material a analizar y se depositaron en recipientes de aluminio previamente pesados. Posteriormente, se llevaron a la estufa y se secaron a 105°C hasta conseguir un peso constante. Con los datos recogidos en el proceso y mediante la siguiente expresión se determinó la humedad:

$$\% \text{ Humedad} = \frac{\text{Peso inicial} - \text{Peso final}}{\text{Peso inicial}} \times 100$$

### **3.3.2 Parámetros físico - químicos**

#### **Extracto acuoso (P/V; 1/5)**

A partir del extracto acuoso de la muestra húmeda se pueden determinar diferentes parámetros físico - químicos y biológicos que pueden dar mucha información sobre el proceso del compost y la calidad del mismo.

### Procedimiento:

El extracto se realiza en la proporción muestra húmeda/agua de 1/5 (P/V). Se agita mecánicamente durante treinta minutos exactos, ya que los resultados se podrían ver alterados si la extracción no durase el tiempo establecido y fuese diferente entre muestras. Traspasar el sobrenadante a los tubos de centrífuga y centrifugar durante 15 minutos a 3500 rpm. Para finalizar, filtrar el líquido resultante de la centrifugación en las botellas de conservación obteniendo el extracto por filtración con el embudo Buchner y el embudo de vacío.

## **pH y Conductividad**

El valor de pH influye de manera indirecta sobre la vida microbiana del suelo, sobre la disponibilidad y actividad de nutrientes que intervienen en la nutrición vegetal y sobre las propiedades físicas. Por ello es importante conocer el pH del compost.

La conductividad eléctrica (CE) puede dar información sobre el origen de una muestra, pero sobre todo permite conocer si hay que tomar alguna precaución en el momento de su utilización. Refleja el contenido en sales de la muestra, principalmente a causa de los cationes  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  y de los aniones  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , que corresponden alrededor del 98% del total de sales solubles. Tiene mucha importancia cuando el residuo se aplica al suelo, ya que una salinidad excesiva es un factor limitante en la germinación y en el desarrollo de las plantas. Además, puede dar información sobre el contenido en nitrógeno en forma amoniacal y también puede tener relación con el contenido en nitratos.

### Procedimiento:

Se trabaja directamente con el extracto 1/5 filtrado y se mide el pH con el pHímetro. Para la medida de la conductividad eléctrica también se trabaja con el extracto acuoso filtrado y midiéndola con el conductímetro.

## **Carbono orgánico disuelto (DOC)**

El carbono orgánico disuelto es un componente minoritario de la materia orgánica, formada por un conjunto complejo de sustancias húmicas y sustancias hidrosolubles con diferentes tamaños y pesos moleculares. El carbono orgánico disuelto tiene una alta proporción de carbono orgánico biodegradable que las bacterias heterótrofas pueden utilizar como fuente de energía y carbono. Por lo tanto, es un componente de la fracción lábil de la MOS. Tiene una especial relevancia ambiental ya que cuando se encuentra disuelto puede transportar contaminantes. Su gran heterogeneidad en la composición lleva una dificultad para su determinación.

En el extracto acuoso se puede determinar el contenido de carbono orgánico disuelto. La cuantificación del carbono extraído se puede hacer por oxidación de la materia orgánica por vía húmeda con dicromato potásico y en un medio ácido, utilizando Sal de Mohr 0,04 N (el punto de viraje se alcanza cuando la muestra pasa de color verde a color rojizo). Una vez determinado el % de C, puede expresarse en forma de MOD.

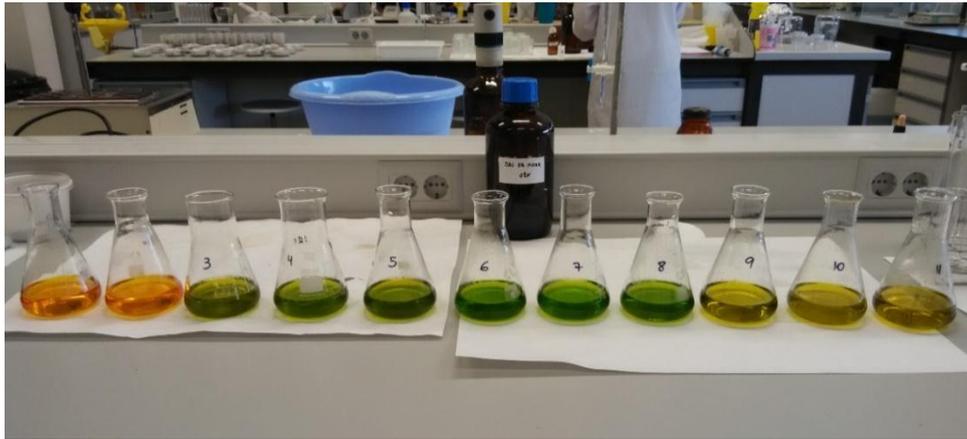


Figura 16. Determinación analítica del COD

### **Carbono orgánico oxidable**

La determinación del carbono orgánico oxidable se basa en la oxidación de la materia orgánica del residuo por el ion  $\text{Cr}^{6+}$  en medio ácido (sulfúrico y fosfórico) y su posterior valoración del exceso de ácido crómico por medio de una sal de hierro (sal de Mohr).

#### Procedimiento:

Se pesan entre 0,01 g y 0,05 g de muestra seca al aire y triturada, ya que el contenido en materia orgánica es muy elevado, y se añaden 10 ml de ácido crómico 0,4 N. Posteriormente, se calienta a  $150^{\circ}\text{C}$  en un digestor durante 5 minutos. A continuación, enfriar rápidamente sumergiendo los tubos en agua fría y remover. Trasvasar a un erlenmeyer diluyendo con agua hasta 100 ml y añadir 3 ó 4 gotas de indicador de ferroína para valorar con la solución de Sal de Mohr 0,2 N. El punto de viraje se alcanza cuando la muestra pasa de color verde a color rojizo.

### **Materia orgánica total (MOT)**

En un compostaje resulta fundamental examinar los contenidos inicial y final de materia orgánica para tener idea de la transformación sufrida por el material. Es un parámetro importante en caso de aplicación en el suelo, ya que en primer lugar incidirá de forma global sobre todas las propiedades del suelo (físicas, químicas y biológicas) y en segundo favorecerá a los ciclos biogeoquímicos.

El sistema más utilizado para determinar la materia orgánica de un abono orgánico (o un material con un contenido orgánico notable) es una gravimetría indirecta

en seco, evaluando la pérdida de peso de la muestra la quemar la materia orgánica por calcinación.

#### Procedimiento:

Pesar con la mayor exactitud posible entre 1 y 2 g de la muestra orgánica, seca y triturada y colocarlos en un crisol de porcelana, seco y previamente calcinado (en la mufla a 560°C durante media hora) y pesado. A continuación, introducirlo en una mufla a 560°C y dejarlo calcinar durante 3 horas. Al sacarlo, dejarlo enfriar dentro de un desecador y después de 15 minutos pesar el crisol. Para la transformación de MOT a COT se ha considerado que  $C = \% MO/2$  (Zucconi y de Bertoldi, 1987).

#### **Materia orgánica recalcitrante (MOR)**

Se pesan 500 mg del residuo seco y triturado, se añaden 20 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> al 72% y se deja en agitación continua durante 3 horas a temperatura ambiente. Posteriormente, centrifugar y decantar. A continuación, se lava el residuo con agua destilada, se centrifuga de nuevo y se vuelve a decantar. Después, añadir 20 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,7N y dejar en agitación continua toda la noche a temperatura ambiente. Centrifugar y decantar por tercera vez. Lavar el residuo con agua destilada, centrifugar de nuevo y decantar.

Transferir el residuo a un crisol tarado previamente y secar a 60°C hasta peso constante. Posteriormente determinar el contenido de materia orgánica resistente con el mismo método que se ha determinado la MOT (calcinación).

#### **Estabilidad de la materia orgánica**

El grado de estabilidad de la materia orgánica, se expresa como porcentaje de materia orgánica resistente (MOR) respecto a la materia orgánica total (MOT). Este parámetro da información de interés para conocer la estabilidad de un material orgánico y en el caso que corresponda a un producto procedente de un tratamiento biológico informa del desarrollo del proceso, ya que se incrementa a lo largo del mismo (López et al 2010).

Además, es un parámetro útil para realizar la diagnosis sobre el posible destino o uso del material orgánico. El porcentaje de MOR incluida en la MOT de la muestra indica cómo se comportará cuando se le dé un destino. No debe olvidarse tampoco que cuanto más estable sea y más tiempo permanezca un material orgánico en el suelo, más elevada se podrá considerar su capacidad de secuestro de carbono.

### 3.3.3 Parámetros químicos

#### Nitrógeno Kjeldahl total

Existe la posibilidad de realizar la determinación sobre muestra húmeda o seca, por lo que la información que facilita es distinta. Determinado sobre muestra húmeda indica, a la vez, el contenido en nitrógeno en forma orgánica y amoniacal; determinado sobre muestra seca informa mayoritariamente sobre el contenido en nitrógeno orgánico. Es un parámetro que se valora mucho al aplicar el compost en agricultura desde diferentes puntos de vista: el económico, el energético y el ecológico.

#### Procedimiento:

Pesar aproximadamente 1 g de muestra previamente triturada y homogeneizada y digerirla con  $H_2SO_4$  concentrado en una secuencia térmica de  $350^\circ C$  durante 15 minutos y elevar la temperatura a  $420^\circ C$ , dejando continuar la digestión durante unos minutos hasta que la solución digerida adquiera un color blanquecino con matices verdes (40' suelen ser suficientes). A continuación, proceder a su destilación con NaOH hasta que se neutraliza el ácido sulfúrico. El destilado se recoge en un erlenmeyer con una disolución de ácido bórico al 2% y un indicador mixto que le dará una coloración verde. Valorar el destilado con ácido sulfúrico 0,1 N (0,05 N si hubiese poco nitrógeno) hasta su viraje de color verde a rosa. La normalidad del ácido sulfúrico debe valorarse con tris(hidroximetil)amino metano ( $C_4H_{11}NO_3$ ) utilizando rojo de metilo como indicador.



Figura 17. Determinación del nitrógeno kjeldahl total

## **Nitrógeno amoniacal total**

Para esta determinación y teniendo en cuenta que el ion  $\text{NH}_4^+$  puede estar retenido por el complejo de cambio de la muestra, hay que hacer una extracción previa utilizando una solución capaz de desplazarlo (solución ácida de KCl).

### Procedimiento:

Una vez realizada la extracción (1/10) (P/V) con la solución de KCl 2N (a pH 2,5), se cuantifica el nitrógeno extraído total, haciendo una destilación con NaOH 0,02N.

## **Nitrógeno nítrico**

En los primeros estadios del compostaje prácticamente no se forman nitratos. Cuando finaliza la fase de descomposición (termofílica) y van incrementándose los microorganismos mesofílicos, estos pueden favorecer la formación de nitratos. El nitrógeno nítrico es buen indicador de la madurez del compost ya que implica que el proceso se ha completado y que gracias a las condiciones finales (aerobias, baja temperatura y contenidos bajos de nitrógeno amoniacal) se ha establecido el proceso de nitrificación. Cuando la fase de maduración se alarga para conseguir un material muy estable, como es el caso de preparar compost para ser utilizado como sustrato, el incremento de la formación de nitratos favorece el descenso del pH.

Para llevar a cabo la cuantificación de los nitratos de las muestras se realiza con el método del ácido fenoldisulfónico sin la eliminación de cloruros.

### Procedimiento:

Se introducen en una botella de 1l entre 1 y 10 gr de residuo seco y tamizado a 2 mm, donde posteriormente se añaden 5 ml de  $\text{CuSO}_4$  1N y 245 ml de agua destilada y se agita durante 10 minutos. A continuación, añadir 0,4 g de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  y 1 g de  $\text{MgCO}_3$  y agitar durante 5 minutos más.

Filtrar al vacío con un embudo Buchner y un kitasatos hasta obtener un extracto transparente, pipetear una alícuota de 10 ml y colocarlos en una cápsula de porcelana para evaporar a sequedad. Una vez secas las cápsulas, añadir rápidamente 2 ml de ácido fenoldisulfónico sobre del residuo de manera que lo cubra totalmente, revolver con una varilla de vidrio para facilitar la disolución y dejar reaccionar durante 15 minutos. A continuación, añadir 15 ml de agua destilada y entre 14 y 18 ml de  $\text{NH}_4\text{OH}$  hasta tener un pH alcalino (se constata con la aparición de una coloración amarillenta). Finalmente transvasar el contenido a una probeta lavando con agua destilada, enrasar a 50 ml y leer en el espectrofotómetro a una absorbancia de 410 nm.

## **Fósforo total**

Los diferentes tipos de compost se valoran sobre todo por su contenido en materia orgánica, por su estabilidad y por su contenido en nitrógeno (fitonutriente importante tanto por su influencia en la producción vegetal como por su papel en problemas de contaminación). Obviamente el contenido en contaminantes, orgánicos o inorgánicos, es también importante en esta caracterización. En cambio, el contenido en determinados nutrientes principales como el fósforo no se acostumbra a valorar de la misma manera.

La determinación de macronutrientes se inicia con la destrucción de la materia orgánica de la muestra seca y triturada por calcinación en condiciones controladas, seguida de la disolución acida de las cenizas.

### Procedimiento:

Pesar 1,5 gramos de muestra seca y triturada y colocarla en un crisol (previamente lavado con ácido nítrico, calcinado y tarado). Precalcinar a 200-300°C y posteriormente calcinar a 470°C durante 4 horas. Las cenizas resultantes son atacadas con 15 ml de HNO<sub>3</sub> 3N en caliente con ayuda de un baño de arena y bajo campana extractora durante una hora. Después de dejar enfriar los crisoles, se filtra con papel de filtro y se pasa sin cenizas a un matraz aforado de 25 ml y de 100 respectivamente. Para realizar esta operación se utiliza una varilla de vidrio delgada y se va añadiendo agua bidestilada para recuperar todos los componentes solubles y enrasar los matrices. Las diluciones resultantes se guardan en viales de plástico.

A continuación, se determina la concentración de P total mediante el método colorimétrico Olsen (1945) con azul de molibdeno. Es necesario leer la absorbancia de los patrones y de las muestras a 660nm después de haber ajustado a cero con el blanco.

## **Fósforo asimilable**

Se pretende determinar la cantidad de fósforo que hay en un residuo en formas disponibles para las plantas por medio de la extracción con un reactivo que intenta solubilizar exclusivamente aquella parte del fósforo que la planta podría absorber.

Para extraer el fósforo asimilable, ya que el estiércol de ovino tiene unos valores de pH básicos, se utiliza el método Olsen. Este mide el fósforo solubilizado por una disolución de NaHCO<sub>3</sub> 0,5 M a pH 8,5. Ya que se ha observado una alta correlación entre el fósforo extraído con dicho bicarbonato sódico y la absorción de fósforo por las plantas.

Determinación colorimétrica del fósforo en los extractos:

En este caso se utiliza el método del color azul del complejo de coordinación entre el molibdato y el fosfato, en medio ácido y en condiciones reductoras. El fosfato forma un complejo heteropolar con el molibdato en el que el P actúa como átomo central de coordinación.

Para que se desarrolle el color azul, el  $\text{Mo}^{+6}$  tiene que reducirse a  $\text{Mo}^{+3}$  y  $\text{Mo}^{+5}$  y depende también de la concentración de ácido. La respuesta del método es proporcional a la concentración de fósforo, pero solo para un determinado margen de estabilidad del ácido.

La estabilidad del método va de 0,05 hasta 1 mg/L de P. Es muy importante ajustar correctamente el pH de las soluciones entre 2,7 y 3; el color azul producido por la reducción del complejo de molibdato con fósforo por el ácido cloro estañoso aumenta ligeramente con el tiempo hasta 15-20' por lo tanto es conveniente leer todas las muestras a un tiempo concreto para mantener fijo este parámetro.

### **Potasio soluble**

A partir del extracto acuoso (1/5) de la muestra húmeda se determina la concentración de K soluble mediante fotometría de llama.

#### Procedimiento:

En primer lugar, medir cuantitativamente volúmenes de 0, 1, 2, 3, 4, y 5 ml de la solución de trabajo de potasio (100 mg/l de K) y transferirlos a balones volumétricos de 100 ml para preparar una serie de patrones de 0, 1, 2, 3, 4, y 5 mg/l de potasio. Posteriormente aforar cada balón con agua destilada, tapar y mezclar. Calibrar el fotómetro de llama a fin de obtener las lecturas correspondientes a las concentraciones de las soluciones patrón, utilizando el filtro de K a 767 nm.

Análisis de la muestra: diluir los extractos de las muestras de acuerdo a su %  $\text{K}_2\text{O}$  y registrar las lecturas correspondientes a una longitud de onda de 767 nm.



Figura 18. Determinación analítica del potasio soluble

### 3.3.4 Parámetros biológicos

#### Índice de germinación

Los vegetales son unos indicadores biológicos adecuados para determinar la toxicidad o asimilabilidad de nutrientes gracias a la interacción entre el sistema radicular y el sustrato/suelo que permite la absorción de los constituyentes solubles. El compost no suficientemente estabilizado puede tener un efecto inhibitor sobre el desarrollo de las semillas de los vegetales.

Las pruebas de germinación son las más utilizadas por su simplicidad y además son relativamente fáciles de interpretar. Se aplica el extracto acuoso (1/5) obtenido las muestras a semillas de *Lepidum sativum*, se compara con un testigo en agua destilada y se determinan las diferencias de germinación y de crecimiento de radículas.

#### Procedimiento:

Se toman 5 ml del extracto acuoso y se depositan en una cápsula de Petri donde previamente se ha colocado una base de papel de filtro. Se preparan cinco repeticiones para cada extracto distinto y una prueba en blanco para cada caso. En cada cápsula se depositan 25 semillas de *Lepidum sativum*, se cierran y se colocan en una cámara sin luz y a una temperatura controlada de 25°C.

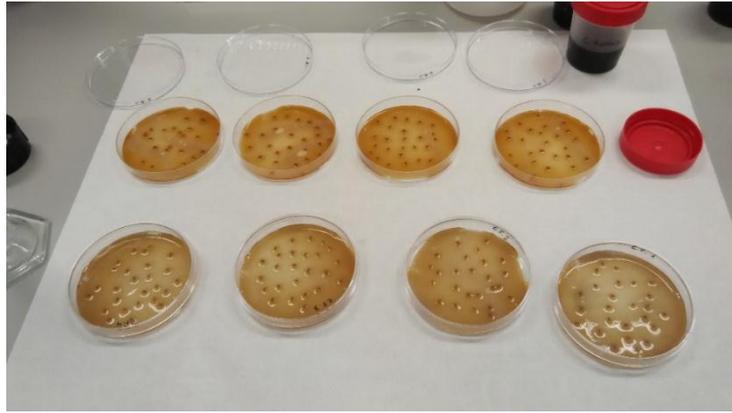


Figura 19. Placa Petri con extracto 1/5 y semillas de *Lepidum sativum*

Después de 24 horas se cuentan las semillas germinadas en cada cápsula y se mide la longitud media de radículas y coleóptilos de 10 plántulas representativas. Finalizadas estas operaciones las cápsulas se vuelven a dejar en la cámara y 24 horas después se repiten todas las medidas.

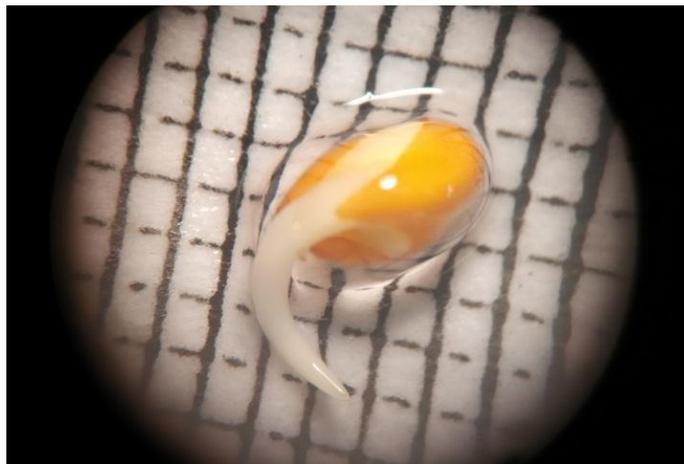


Figura 20. Medida de la radícula de *Lepidum sativum*

Para calcular el porcentaje de germinación (%IG) de la muestra, se realiza una media del número de semillas germinadas (G) por placa, expresándola en porcentaje y dividiéndola por el porcentaje de germinación del blanco. El cálculo de las longitudes medias (mm) de coleóptilos y radículas (L) se hace de igual forma relacionándolo con el blanco. El llamado índice de germinación (IG) se calcula según la fórmula siguiente:

$$\%IG = \frac{\% G \text{ muestra} * L \text{ mm radícula}}{\% G \text{ blanco} * L \text{ mm blanco}} * 100$$

### **3.4 ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS**

Después de comprobar la normalidad y homocedasticidad de los datos obtenidos se ha realizado un análisis de varianza (ANOVA) para determinar el efecto del tratamiento de compostaje sobre los parámetros analíticos determinados. La diferencia entre las medias se ha evaluado con el test la mínima diferencia significativa (PLSD) de Fisher con una significatividad de  $p \leq 0,05$  y para ello se ha utilizado el programa estadístico Statview (SAS institute inc.).

## 4. RESULTADOS Y DISCURSIÓN

### 4.1 EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE

La evolución de la temperatura es un factor esencial en el proceso de compostaje. Como se puede ver en la figura 21, la primera etapa del proceso de compostaje en la que se produce la bio-oxidación de las moléculas y un aumento de la temperatura, se consigue en la mitad de la primera semana. A su vez, esta etapa se divide en dos, la fase mesófila inicial en la que la temperatura llega hasta los 45°C y la fase termófila en la que la temperatura media máxima alcanza los 57,7°C. En esta etapa, los microorganismos que no toleran elevadas temperaturas, como patógenos o parásitos, se inhiben y los hongos y levaduras se reducen de una forma notable (Riera, 2009).

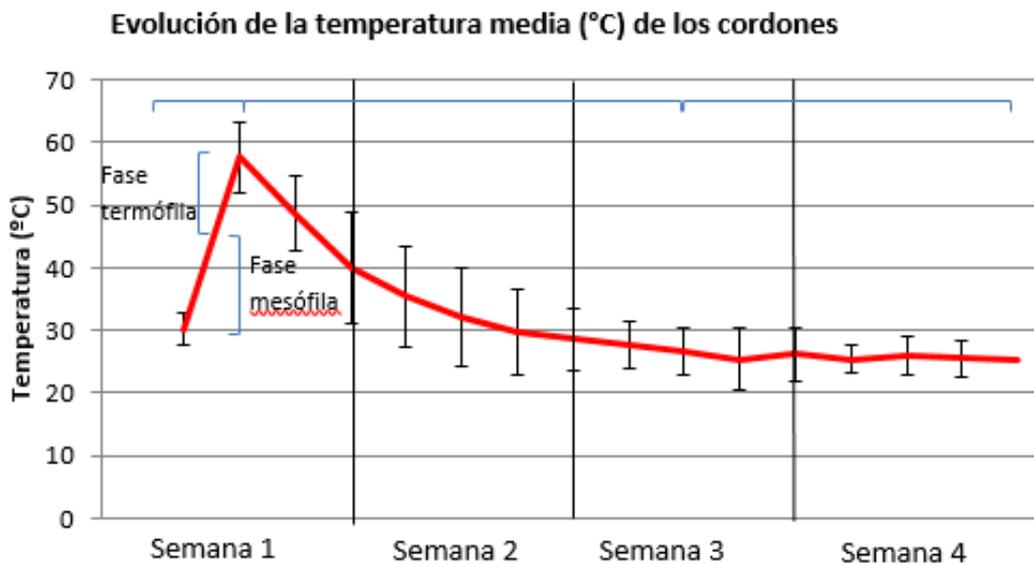


Figura 21. Evolución de las temperaturas medias (°C) tomadas en los tres cordones

Fuente: elaboración propia

En la segunda etapa del compostaje, denominada etapa de enfriamiento o mesófila final, la temperatura comienza a disminuir hasta que llega a temperatura ambiente debido a que la actividad de los microorganismos termófilos disminuye y reaparecen de nuevo los microorganismos mesófilos (Mendoza, 2012). Esta etapa comienza en la mitad de la segunda semana, disminuyendo hasta la mitad de la tercera semana, donde se estabiliza a temperatura ambiente.

### CARACTERIZACIÓN DE LOS PRODUCTOS OBTENIDOS

## 4.2 PROPIEDADES FÍSICAS

### 4.2.1 Granulometría

La granulometría de los materiales estudiados se muestra en la siguiente figura (figura 22), en la que se puede observar el porcentaje de los tamaños de las diferentes partículas que se encuentran en el estiércol fresco y la variación producida en los dos tipos de compostajes realizados.

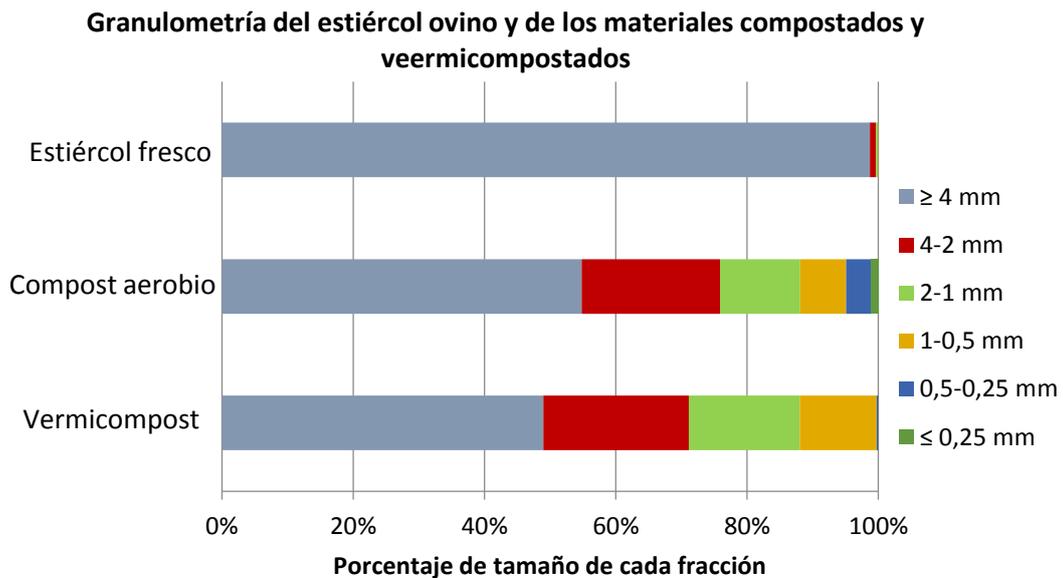


Figura 22. Porcentaje de cada tamaño de las fracciones existentes en el estiércol ovino y los dos tipos de compost.

Fuente: elaboración propia

Como se puede observar en el gráfico, en el estiércol fresco existe un dominio de las partículas con un diámetro mayor a 4 mm, representando casi el 100% de la muestra. El proceso de compostaje ha reducido de forma significativa esta fracción, ya que los microorganismos y las lombrices al degradar la materia orgánica también fragmentan los sustratos aumentando las fracciones de tamaños más pequeños (Hank & Dresolva, 2016), así aumenta la superficie total y es más accesible por los organismos. El compost aerobio presenta partículas más finas que el vermicompost, pudiéndose recoger material con un diámetro inferior a 0,25 mm, aunque es mayor el porcentaje total de partículas más gruesas. Por el contrario, el vermicompost está enriquecido con las fracciones de 1-2 mm y 0,5-1 mm. Estos valores ponen de manifiesto que el vermicompost es más grueso que el estiércol compostado característica que podría tener implicaciones en la capacidad de retener agua y en el mayor volumen de aire disponible del vermicompost.

#### 4.2.2 Contenido de humedad

El material de partida que se utiliza para compostar tiene que tener un porcentaje de humedad incluido en el rango de los niveles más deseables para que se produzca un buen compostaje. Este rango, según estudios anteriores se encuentra entre el 60 y el 75% (Negro et al., 2000) o entre el 45 y el 75% (Saña & Soliva, 2006). Es necesario que se encuentre dentro de estos niveles, ya que si se encuentra por debajo se puede detener el proceso por la falta de agua en los microorganismos y si se encuentra por encima puede haber una falta de oxígeno y dar lugar a zonas anaerobias (Román, Martínez & Pantoja, 2013). Posteriormente, a medida que se va realizando el proceso de compostaje, el porcentaje de humedad disminuye debido al calor generado por la actividad microbiana (Riera, 2009). En la siguiente tabla se puede observar el porcentaje de humedad de cada material estudiado:

	<b>Estiércol fresco</b>	<b>Compost aerobio</b>	<b>Vermicompost</b>
<b>Humedad (%)</b>	73,2	43,0	47,5

Tabla 6. Porcentaje de humedad en el estiércol ovino y los dos tipos de compost

Fuente: elaboración propia

Respecto a la humedad de los productos compostados se observa una disminución aproximadamente de un 41% en el compost aerobio y de un 35% en el vermicompost. Estos valores se encuentran en el rango de la humedad óptima que se sitúa alrededor del 55% (Román, Martínez & Pantoja, 2013), aunque varía dependiendo de varios factores como el sistema utilizado para realizar el compostaje, el estado físico de los materiales o del tamaño de las partículas. Por el contrario, en el RD 824/2005 (modificado por el RD 506/2013), el rango ideal tanto para el compost como para el vermicompost se encuentra entre el 30 y el 40% de humedad.

### 4.3. PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS

#### 4.3.1 pH y conductividad eléctrica del extracto 1/5

El pH medio obtenido en el análisis del estiércol fresco ovino es de 8,71. Estos resultados coinciden con los valores obtenidos por otros autores, como es en el caso del estudio realizado por Negro et al. (2000), que analizando los materiales de partida para el

compostaje obtuvo que el pH ideal se sitúa entre 6,5 y 8,5. Posteriormente, en un estudio realizado por Saña y Soliva en el año 2006 sobre estiércol de oveja, se puede observar que el pH se encuentra entre 8,2 y 8,7. Del mismo modo, en el año 2008, Sutar realizó un estudio de distintos tipos de materiales compostados, en los que se obtuvo resultados del pH de  $8,89 \pm 0,04$  en el estiércol de oveja y de  $8,45 \pm 0,03$  en el estiércol de oveja mezclado con paja.

Como se puede observar en la tabla 7, el pH de las muestras compostadas ha disminuido ligeramente obteniendo un valor medio de 8,5 en el compost aerobio y de 8,34 en el vermicompost. Todas estas muestras son básicas y por lo tanto en las muestras compostadas es indicativo de que no se han producido procesos importantes de nitrificación, ya que en este caso se habría acidificado el producto final (Sánchez-Monedero et al., 2005).

	<b>Estiércol fresco</b>	<b>Compost aerobio</b>	<b>Vermicompost</b>
<b>pH</b>	8,71	8,5	8,34

Tabla 7. Valores medios de pH en el estiércol ovino y los dos tipos de compost.

Fuente: elaboración propia

Este comportamiento ha sido observado también en otros trabajos anteriores con estiércol de oveja, como en el caso de los estudios de Simó et al. (2004) y Sutar (2008) en los que se describe una reducción de 0,6 unidades respecto al pH del material inicial en los materiales compostados de forma aerobia y de 0,7 en los estudios realizados con vermicompostaje. Sin embargo, también existen referencias (Gutiérrez, Juárez, Mondragón & Rojas, 2007) en las que se evidencia un incremento de este parámetro en 0,2 unidades.

Los valores del pH de cada material compostado dependen tanto del tipo de sustrato como de la presencia o ausencia de las lombrices (Duran & Henriquez, 2009). Los materiales compostados tienden a tener una menor variación del pH, mientras que los materiales compostados con lombrices suelen llevar el pH más a la neutralidad, aunque en este caso no ha disminuido tanto llegando tan sólo a 8,34. La reducción del valor de pH puede atribuirse a la mineralización del nitrógeno y del fósforo a nitratos y ortofosfatos (Ndeuga, Thompson & Das, 2000), a la bioconversión de la materia orgánica

a ácidos orgánicos y a la producción de CO<sub>2</sub> que se genera en el metabolismo microbiano y/o de las lombrices (Delgado et al., 2004).

Respecto a la conductividad eléctrica del extracto 1/5, en el estiércol fresco es de 7,96dS/m (tabla 8). Este valor es ligeramente superior a los descritos en otros estudios, con valores medios en torno a 5,2 dS m<sup>-1</sup> (Sánchez-Romero et al., 2009; Antunes et al. de 2015), aunque se encuentra dentro del rango adecuado de parámetro para los estiércoles ovinos (Saña & Soliva, 2006). Estas ligeras diferencias en los valores pueden deberse al manejo del material de partida, a la alimentación de las ovejas, al tipo de cama añadida y/o al tipo de estabulamiento y gestión del ganado (Urbano, 1992).

	<b>Estiércol fresco</b>	<b>Compost aerobio</b>	<b>Vermicompost</b>
<b>CE (dS/m)</b>	7,96	3,99	3,62

Tabla 8. Valores medios de conductividad eléctrica (dS/m) en el estiércol ovino y los dos tipos de compost.

Fuente: elaboración propia.

Aunque no se posean muchos datos relacionados con la conductividad eléctrica del estiércol y los compost ovinos, la tendencia que tiene al disminuir se asemeja a lo citado en otros trabajos (Saña & Soliva, 2006; Mendoza, 2010). Este descenso se produce en los procesos de tratamiento de todos los residuos orgánicos, independientemente de su origen o características, ya que esta reducción en la concentración de los iones solubles se debe a la lixiviación por parte de los riegos aplicados y de la lluvia, por la inmovilización debido a la proliferación de los microorganismos en el compostaje aerobio y de las lombrices en el vermicompost y/o por la precipitación en forma de sales insolubles (Mendoza, 2010).

#### **4.3.2 Evolución de las distintas fracciones del carbono y del grado de estabilidad**

En la siguiente tabla (tabla 9) se muestran los valores de carbono orgánico total (COT), carbono orgánico oxidable (COX), carbono orgánico disuelto (DOC) y carbono orgánico recalcitrante (COR) en g/kg, así como en grado de estabilidad (GE) en % obtenidos tras el análisis del estiércol fresco, del compost aerobio y del vermicompost:

	<b>Estiércol fresco</b>	<b>Compost aerobio</b>	<b>Vermicompost</b>
<b>COT (g/kg)</b>	389,81 ± 5,19 a	253,32 ± 0,84 b	348,33 ± 1,67 b
<b>COX (g/kg)</b>	253,02 ± 16,58 a	112,29 ± 1,65 b	136,73 ± 5,18 b
<b>DOC (g/kg)</b>	14,69 ± 0,16 a	9,87 ± 0,17 b	6,77 ± 0,25 c
<b>COR (g/kg)</b>	191,04 ± 3,61 a	182,16 ± 9,2 a	170,10 ± 10,21 a
<b>GE (%)</b>	49,03 ± 1,85 b	71,78 ± 3,12 a	68,71 ± 5,11 a

Tabla 9. Cantidad de las distintas fracciones del carbono (g/kg) en el estiércol y los dos tipos de compost. Letras diferentes entre columnas de una misma fila indican diferencias significativas ( $p$ -valor $<0,05$ ) entre los tres materiales estudiados.

Fuente: elaboración propia.

### **Carbono Orgánico Total (COT)**

Según los valores de carbono orgánico total (tabla 9), los tres residuos estudiados cumplen el requerimiento mínimo de MOT de la normativa establecida por el RD 506/2013 para ser considerados enmiendas orgánicas. Todos ellos presentan valores muy altos, siendo el valor inicial (estiércol fresco) significativamente superior ( $p<0,05$ ) al contenido orgánico de los residuos compostados. Comparando el contenido orgánico de estiércol fresco con otros resultados bibliográficos se observa que el material de partida utilizado en este estudio se sitúa en el rango medio-alto del contenido orgánico de los estiércoles ovinos, ya que en estudios anteriores se determinaron contenidos de COT comprendidos entre los 160,04g/kg (Sztern & Pravia, 1999) y los 476g/kg (Suthar, 2008). Así mismo, en el trabajo realizado por Sánchez-Romero et al. (2009) se obtuvo una cantidad de COT para el estiércol ovino de 445,7±0,4g/kg. Por el contrario, en el estudio

de Antunes et al. del año 2015 se observan menores cantidades de COT en el estiércol de oveja con un valor medio de 224,3g/kg.

Durante el proceso de compostaje se ha producido una reducción significativa de aproximadamente el 36% del contenido de COT inicial (estiércol fresco), mientras que esta reducción en el vermicompostaje ha sido del 10%, no observándose diferencias significativas en este parámetro entre los dos tipos de compost obtenidos. Esta reducción en el contenido de carbono se produce por la actividad microbiana sobre el sustrato y su pérdida en forma de CO<sub>2</sub> por la respiración. Además, en el caso concreto del vermicompostaje, las lombrices aceleran la tasa de descomposición de la materia orgánica (Dominguez & Aira, 2011), lo que conduce a importantes pérdidas de carbono total a lo largo de este proceso de biotransformación (Gómez-Brandón et al, 2013).

Respecto a la comparación del COT del estiércol compostado de forma aerobia con otros estudios, en este caso es similar al estudio de Sutar (2008), donde se obtuvo un valor de COT de 263,98±0,39 g/kg en compost aerobio ovino. Por otro lado, en el compost ovino mixto con paja se obtuvo un valor de 375,56±8,55g/kg, dato similar al obtenido por el mismo autor en el año 2007 (392,9g/kg). Por el contrario, en otros estudios la cantidad del COT es mucho más baja encontrándose valores entre el 90 y el 190 g/kg (Szttern y Pravia, 1999; Simó et al.,2004; Franch, 2015).

En cuanto al COT del vermicompost, existen estudios con valores tanto superiores como inferiores. En el estudio realizado por Sutar en el año 2007 se obtuvo un valor de 382,2g/kg en el vermicompost ovino con paja, similar a los resultados obtenidos un año más tarde en el estudio del mismo autor: 384,70±4,47g/kg en el vermicompost de oveja con paja y 269,67±0,31g/kg en el vermicompost ovino. Datos superiores a los obtenidos por Vargas et al. (2008) en el vermicompost de oveja con un valor de 269g/kg, el de Antunes et al. del año 2015 que se obtuvo 176,7g/kg o el de Franch (2015) con un valor de 207,5 g/kg.

### **Carbono orgánico disuelto (COD), Carbono orgánico oxidable (Cox), y Carbono Orgánico Recalcitrante (COR)**

La materia orgánica disuelta constituye la fracción orgánica que contiene materiales orgánicos utilizados como fuente de energía, macromoléculas biodegradables tales como enzimas, polisacáridos y proteínas y productos de descomposición, así como

los compuestos repolimerizados. En todos los materiales analizados el contenido de carbono orgánico disuelto (COD) es bastante bajo, representando entre un 2,6% y un 4% del carbono orgánico total de las muestras (figura 23). La mayor proporción de COD presente en el estiércol fresco es indicativo de materiales poco transformados. Sin embargo, durante el proceso de compostaje esta fracción de carbono lábil es utilizada por los microorganismos, reduciéndose significativamente su contenido (Figura 23). El mismo comportamiento se ha observado en otros estudios durante el compostaje de estiércol de caballo y gallinaza (Jimenez & Efron Palma, 2005) o en el vermicompostaje de estiércol de conejo (Gómez-Brandón et al., 2013), detectándose una reducción de prácticamente del 52% en el COD, después de 250 días de vermicompostaje.

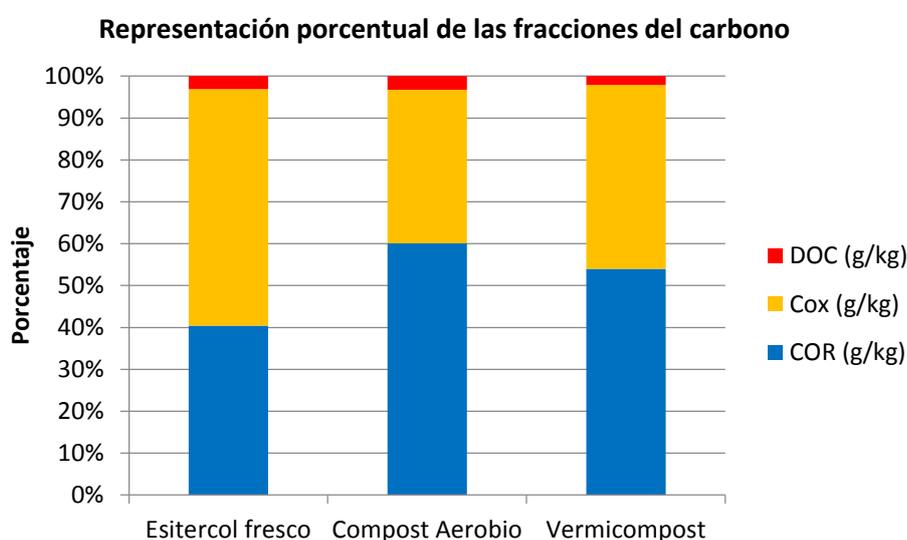


Figura23. Representación porcentual de las diferentes fracciones de carbono en los materiales analizados.

Fuente: elaboración propia

La fracción de carbono que posee un grado intermedio de biodegradabilidad está representado por el contenido de carbono oxidable (Cox). Los resultados obtenidos dependen del grado de oxidación, la calidad (proporción de H-C) y aromaticidad de los compuestos orgánicos de la muestra. El contenido de carbono oxidable en el estiércol fresco representa casi el 67% del contenido orgánico total y se ve reducida significativamente ( $p < 0,05$ ) durante el proceso de compostaje (tanto aerobio como vermicompost) no encontrándose diferencias significativas entre estos dos últimos productos (Tabla 9). Esta reducción pone de manifiesto el proceso de mineralización de las muestras, producidas por la actividad microbiana.

El análisis del contenido de carbono orgánico recalcitrante (COR) de los tres residuos estudiados no presenta diferencias estadísticamente significativas (Tabla 9). En

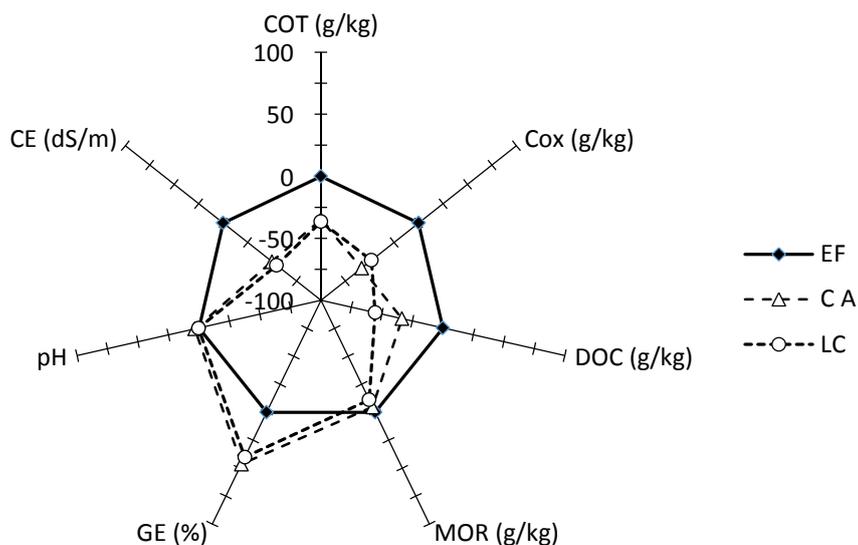
principio estos valores parecen contradictorios ya que esta fracción orgánica tiene una mayor resistencia a la degradación microbológica, confiere estabilidad a los residuos y los capacita para su aplicación al suelo como enmienda orgánica. Sin embargo, analizando el valor porcentual de esta fracción respecto al contenido orgánico total, se observa que el estiércol fresco, tiene un valor inferior (49%) respecto al contenido de esta misma fracción en los materiales compostados (71%) y vermicompostados (73%).

### **Grado de estabilidad (GE)**

El grado de estabilidad es un parámetro que permite conocer la estabilidad de un material orgánico, además de dar información sobre el tratamiento biológico realizado, ya que se va incrementando a lo largo del mismo. En este caso se ha visto incrementado significativamente ( $p < 0,05$ ) aproximadamente un 46% tras el compostaje aerobio y un 40% tras el vermicompostaje. Este incremento se debe a la pérdida de la MO más fácilmente degradable, por lo que se va incrementando la MOR debido a que se producen moléculas estables similares a las sustancias húmicas del suelo a expensas de componentes de los materiales vegetales como celulosa y lignina que se van oxidando parcialmente en las condiciones de tratamiento aeróbico (Soliva, 2011). Así, un compost con un elevado grado de estabilidad, será adecuado para aplicar como enmienda orgánica ya que buena parte de su materia orgánica permanecerá en el suelo con el paso del tiempo debido a que se va mineralizando lentamente, del mismo modo que sucederá con el N orgánico que contiene.

La representación gráfica en forma de radar (Figura 24) permite realizar una descripción multiparamétrica de la variación de los parámetros físico-químicos respecto al valor medio del material inicial (estiércol fresco), valor central de referencia. Las variaciones respecto al octógono regular se considera que han sido provocadas por el proceso de compostaje.

**Porcentaje de modificación de los parámetros físico-químicos del estiércol en el compost y en el vermicompost**



unas variaciones inapreciables del pH. Del mismo modo, tanto en el proceso de compostaje como el de vermicompostaje se modifican significativamente los parámetros relacionados con el contenido de carbono del material inicial. Estos tres parámetros (COT, el COX y el DOC) se encuentran correlacionados positiva y significativamente ( $r=0,991$ ), de tal manera que se puede establecer una regresión múltiple entre ellas según la expresión:

$$\text{COT (g/kg)} = 0,643 (\text{Cox g/kg}) + 7,249 (\text{DOC g/kg}) + 110,61 \quad r^2 = 0,991$$

Esta modificación de los compuestos carbonados implica un incremento significativo del grado de estabilidad en los compost obtenidos, por lo que este parámetro se encuentra inversamente correlacionado con el contenido de todas las fracciones orgánicas según la siguiente expresión:

$$\text{GE (\%)} = 3,699 (\text{DOC}) + 0,191 (\text{COX}) - 0,522 (\text{COT}) + 146,902 \quad r^2 = 0,982, p = 0.027$$

En cuanto a la materia orgánica recalcitrante no ha tenido una modificación estadísticamente significativa después de los procesos de compostaje y tan sólo se puede relacionar significativamente con el DOC ( $r=0,840$ ).

## 4.4 PROPIEDADES QUÍMICAS

### 4.4.1 Nitrógeno total (Nt), nitrógeno amoniacal total (NAT) y nitrógeno nítrico (N-NO<sub>3</sub>)

El contenido (g/kg) de las distintas fracciones del nitrógeno en el estiércol y en los residuos compostados se puede ver presentado en la siguiente tabla (tabla 10):

	<b>Estiércol fresco</b>	<b>Compost aerobio</b>	<b>Vermicompost</b>
<b>Nt (g/kg)</b>	19,38 ± 0,21 a	17,87 ± 0,38 a	11,84 ± 6,43 b
<b>NAT (mg/kg)</b>	910 ± 70 a	100 ± 40 b	300 ± 30 b
<b>N-NO<sub>3</sub> (g/kg)</b>	2,41 ± 2,95 a	2,33 ± 0,14 a	1,62 ± 0,14 a

Tabla 10. Cantidad de las distintas fracciones del nitrógeno en el estiércol y los dos tipos de compost. Letras diferentes entre columnas de la misma fila indican diferencias significativas ( $p$ -valor $<0,05$ ) entre los tres materiales estudiados.

Fuente: elaboración propia.

Se puede observar que durante el proceso de compostaje existe una tendencia a disminuir el contenido tanto de Nt, de NAT y de N-NO<sub>3</sub>. El contenido de Nt disminuye aproximadamente un 8% al producirse el compostaje aerobio del estiércol, mientras que durante el vermicompostaje disminuye un 40%, siendo tan sólo esta disminución significativa ( $p < 0,05$ ). Por otro lado, el NAT disminuye un 89% al producirse el compostaje y un 97% el vermicompostaje, siendo diferencia significativa entre el estiércol y los dos tipos de compost ( $p < 0,05$ ). En cuanto al N-NO<sub>3</sub> también supone una disminución, aunque no es significativa.

Si se comparan estos resultados con los obtenidos en otros estudios se puede observar que son similares. Respecto al nitrógeno total en el estiércol fresco ovino se han obtenido unos valores de  $19,38 \pm 0,21$  g/kg que equivale a un 1,94%. En otros estudios realizados con anterioridad (Rynk et al., 1992; Sztern & Pravia, 1999; Simó et al., 2004; Saña & Soliva, 2006) se pueden observar resultados que se encuentran en un rango

entre el 1,3 y el 3,2 %. Posteriormente, en el estudio de Sutar del año 2008 se obtuvieron unos valores de  $12,62 \pm 0,22$  g/kg en el estiércol de oveja y de  $10,47 \pm 0,04$  g/kg en el estiércol de oveja con paja, resultados inferiores a los obtenidos en este trabajo. Posteriormente Bernal, Alburquerque & Moral (2009), también obtuvieron resultados bastante inferiores con un rango de 4,2 a 8,1 g/kg; en este mismo estudio se analizó también el NAT con un rango de 0,3 a 2 g/kg, entre el que se encuentra el resultado obtenido.

Respecto al contenido de nitrógeno en el compost aerobio, como se puede ver en la tabla 10, se ha obtenido un valor de  $17,87 \pm 0,38$  g/kg, equivalente a 1,79%. Este resultado coincide con los obtenidos por Sztern y Pravia (1999) y Simó et al. (2004) con unos resultados aproximados al 1,7%. Por el contrario, en el estudio de Sutar (2008), se obtuvieron unos resultados más bajos al obtenido aquí, con unos valores de  $13,42 \pm 0,17$  g/kg en el compost ovino y de  $10,79 \pm 0,13$  g/kg en el compost ovino mezclado con paja.

Los resultados más dispares con los recopilados de otros estudios hacen referencia al contenido nitrógeno total del vermicompost, ya que es inferior a los demás. Como es en el caso del Sutar (2008), con unos resultados bastante más elevados, siendo de  $24,62 \pm 0,05$  g/kg en el vermicompost ovino y  $25,67 \pm 0,33$  g/kg en el vermicompost ovino con paja. Sin embargo, otros estudios ponen de manifiesto que la descomposición de los materiales orgánicos por las lombrices, aceleran la mineralización del N, modificándose el perfil nitrogenado del sustrato (Benitez et al, 1999).

Observando estos estudios, se puede ver que la cantidad de nitrógeno aumenta conforme se composta el material, aunque en este caso no ocurre lo mismo ya que disminuye notablemente. Aunque la cantidad de N haya disminuido, las proporciones se mantienen correctas según Olivares et al. (2012), ya que el nitrógeno orgánico (Nt) de un compost debe ser aproximadamente sobre el 90% del total y el nitrógeno inorgánico estar primordialmente en forma de nitratos, sin que el nitrógeno amoniacal exceda el 0,04% en el final del proceso. De este modo, aunque las proporciones no sean exactas se asemejan mucho, ya que en el compost aerobio el Nt supone un 88,03%, el N-NO<sub>3</sub> un 11,48% y el NAT un 0,49%, mientras que el vermicompost tiene un 80% de Nt, un 10,46% de N-NO<sub>3</sub> y un 0,36% de NAT. En el siguiente gráfico (figura 25) se puede observar la representación porcentual de las diferentes fracciones de nitrógeno en los materiales analizados:

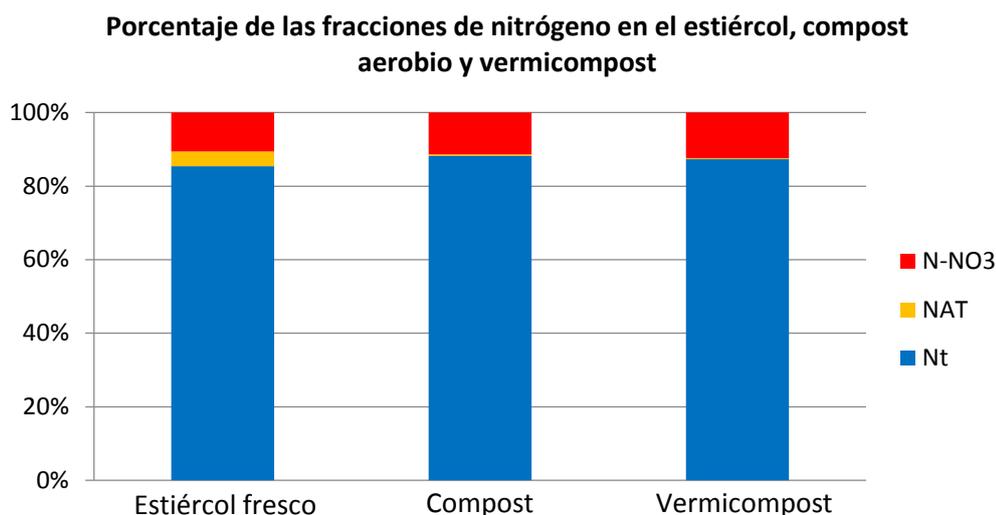


Figura 25. Representación porcentual de las diferentes fracciones de nitrógeno en los materiales analizados.

Fuente: elaboración propia

Estos resultados pueden deberse a diversos motivos. Por un lado, la disminución del nitrógeno total puede producirse por pérdida por lixiviados (Domínguez & Gómez, 2013). Por otro, la reducción del nitrógeno amoniacal total, que se trata de una de las fracciones más asimilables ya que la utilizan los microorganismos en su metabolismo, se debe a la nitrificación y a la volatilización por el aumento de la temperatura (Delgado, 2004). En cuanto al origen de los nitratos, proviene fundamentalmente de la orina del ganado, además de por la actuación de las lombrices que hacen que el nitrógeno existente en la materia orgánica se transforme en nitratos (nitrificación) mineralizando el nitrógeno. Debido a esta mineralización, en proporción esta fracción aumenta, aunque puede perderse en formas húmicas, ácidos úricos o amonio (Gabriel et al., 2012). El proceso de nitrificación propicia una acidificación acusada en el medio, aunque en este caso no es suficientemente elevada para que aumente el pH.

#### 4.4.2 Relación Carbono/Nitrógeno (C/N)

El estudio de la variación de la relación C/N de los tres tipos de materiales, (Figura 26) pone de manifiesto que, aunque tengan valores distintos en el estiércol fresco ( $20,06 \pm 0,59$ ), en el compost aerobio ( $14,21 \pm 0,2$ ) y en el vermicompost ( $21,32 \pm 0,65$ ), no existen diferencias estadísticamente significativas entre ellos ( $p > 0,05$ ).

La relación C/N varía mucho según los materiales de partida debido a la alimentación del ganado o a las adiciones que se hayan realizado (camas de paja), aunque teóricamente se produce una disminución continuada a medida que se va

realizando el proceso de compostaje. Cuando el valor se encuentra por encima del rango recomendado se debe a que existen materiales ricos en carbono y el proceso tiende a enfriarse y ralentizarse; del mismo modo, cuando se encuentra por debajo del rango óptimo, existen muchos compuestos de nitrógeno y el proceso se calienta en exceso y se generan malos olores debido al amoníaco liberado (Román, Martínez & Pantoja, 2013).

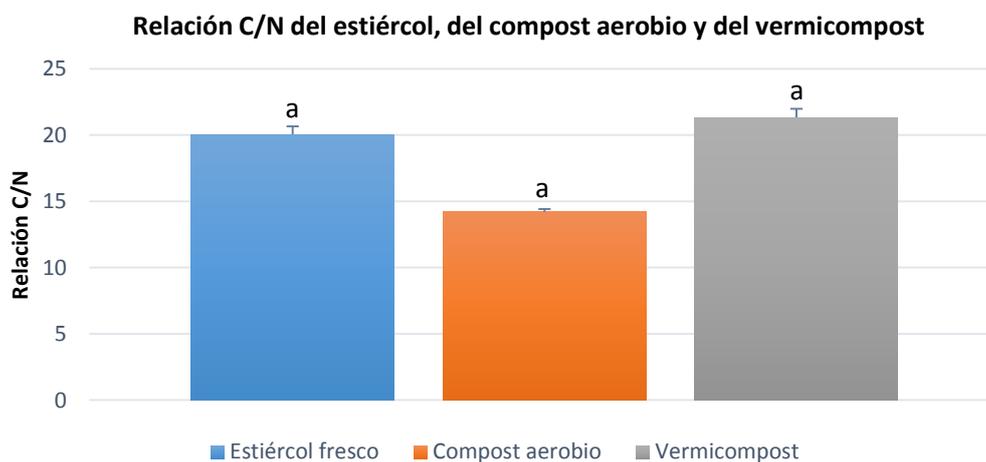


Figura 26. Valores medios de la relación C/N en el estiércol, compost y vermicompost ovino. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p$ -valor $<0,05$ ) entre los tres materiales estudiados.

Fuente: elaboración propia

Si se observan estudios realizados con anterioridad, se puede ver que los resultados obtenidos para la relación C/N son variables. Por un lado, en un estudio de Rynk et al. de 1992 se expone que la relación C/N del estiércol ovino se encuentra entre 13 y 20, límite superior que también comparten otros autores (Sztern & Pravia, 1999; Simó et al. de 2004). Por el contrario, en el estudio realizado por Sutar en el año 2008, los valores para las relaciones C/N obtenidas son bastante superiores, con unos valores de 27,24 en el estiércol de oveja y de 45,57 en el estiércol de oveja mezclado con paja.

Respecto a la relación C/N del compost aerobio en los trabajos estudiados, es mucho más variable que en el caso anterior. En el estudio de Sztern y Pravia de 1999, se obtuvo un resultado de 15, mientras que otros autores (Simó et al., 2004; Olivares-Campos et al., 2012) obtuvieron unos valores de 7. En el caso del estudio de Sutar (2008), los valores de la relación C/N son bastante más elevados, obteniendo resultados de 19,72 en el compost ovino y de 34,59 en el compostaje del mismo con paja.

En cuanto al vermicompost, el resultado obtenido es bastante superior a los recopilados en otros estudios. Por un lado, en el trabajo de Vargas et al. (2008) la

relación C/N en el vermicompost de oveja es de 6,2, valor inferior al observado en el estudio de Sutar del año 2008, en el que se obtuvo un valor de 10,71 en el vermicompost de oveja y 14,97 en el mixto de oveja y paja.

Según Negro et al. (2000), a medida que se produce el proceso de compostaje la relación C/N disminuye debido a la fermentación y a que el exceso de carbono es oxidado, por ello la relación C/N en el proceso de compostaje aerobio ha descendido un 30%. Al contrario ocurre con el material vermicompostado, en el que la relación C/N ha aumentado. Esto podría deberse a que a la hora de muestrear se ha cogido de una zona con más paja (de la cama añadida) y la relación C/N de paja es muy elevada (80-100) (Olivares-Campos et al.,2012), o a que el proceso de compostaje no hubiese terminado, aunque el grado de estabilidad del vermicompost muestreado es elevado.

#### 4.4.3 Fósforo total y fósforo asimilable

Los valores de fósforo total y de fósforo asimilable en este estudio se comportan de la misma manera: aumentando después del compostaje del material inicial, siendo más elevado su contenido en el compost realizado con lombriz y existiendo diferencias significativas en el contenido de fósforo total entre los tres materiales ( $p < 0,05$ ). En la siguiente figura (figura 27) se pueden observar los valores obtenidos:

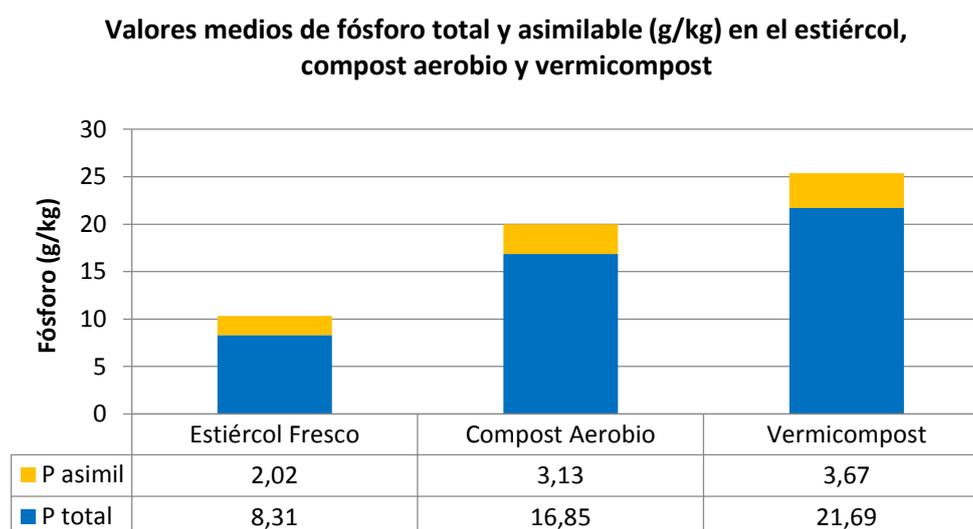


Figura 27. Cantidad de fósforo (g/kg) en el estiércol, compost y vermicompost ovino.

Fuente: elaboración propia.

Los resultados de fósforo total obtenido para el estiércol fresco coinciden con los valores presentados por otros autores, como en el caso del estudio realizado por Sztern y

Pravia (1999), que obtuvieron un valor para el fósforo total del 1%, resultado un poco más elevado al obtenido por Simó et al. en 2004 que fue de 0,39%. Posteriormente, en 2009, Sánchez-Romero et al. realizaron la caracterización del estiércol de oveja obteniendo 7,7 g/kg de fósforo total. Respecto al contenido de fósforo asimilable, en el estudio de Saña y Soliva del año 2006 el rango se encuentra entre el 0,17 y el 0,75%, en el que se encuentra el resultado obtenido. Por el contrario, en el estudio de Sutar (2008), el estiércol de oveja tiene 6,37 g/kg de fósforo asimilable y el estiércol de oveja con paja tiene 4,95 g/kg.

El contenido de fósforo total del compost aerobio es superior a los encontrados en otros estudios, como el de Simó et al. (2004) con un valor del 0,5% de fósforo total, o el de Olivares-Campos et al. (2012) siendo el valor de 0,14%. Por el contrario, los resultados obtenidos del fósforo asimilable son bastante inferiores a los descritos en otros trabajos como el de Sutar del año 2007 con un valor de 7,29 g/kg en el estiércol de oveja, o en el de Sutar (2008), con un valor de 8,77g/kg en el estiércol de oveja y de 7,34 en el de oveja con paja.

Respecto al contenido de fósforo total en el material vermicompostado, es superior al encontrado en otros trabajos, como el de Olivares-Campos (2012) donde se registra un contenido de 0,12%. Si se compara el fósforo asimilable también se encuentran diferencias con respecto a los otros trabajos consultados, ya que tiene 11,67 g/kg en el compost de oveja, 9,58 g/kg en el de oveja con paja y en el de Sutar (2007) 9,57 en de oveja con paja.

Este aumento de la cantidad de fósforo del doble en el compost aerobio y casi el tripe el en vermicompost se han descrito anteriormente en otros estudios como el de Sangwan et al. (2010). Esto es debido a que no se pierde por volatilización a la atmósfera, por lo que aumenta durante el proceso, ya que los microorganismos asimilan parte del fósforo inorgánico y lo incorporan a su estructura, transformándolo en fósforo orgánico (Villalba, 2005). Por este motivo, el producto vermicompostado tiene mayor cantidad que el compostado aerobiamente, ya que a parte de los microorganismos presentes también actúan las lombrices, que al ingerir el fósforo lo convierten en formas más asimilables debido a la acción de las enzimas intestinales (fosfatasas) y al excretar compuestos fosfóricos aumenta su proporción (Castillo, Quarín & Iglesias, 1999).

#### 4.4.3 Potasio soluble

Los valores medios de potasio soluble obtenidos en este estudio son de  $11,53 \pm 0,28$  g/kg en el estiércol fresco,  $6,68 \pm 0,93$  g/kg en el compost aerobio y de  $6,95 \pm 0,2$  g/kg en el vermicompost (Figura 28), pudiendo encontrar diferencias estadísticamente significativas tan sólo entre el estiércol ovino fresco y los dos materiales compostados ( $p < 0,05$ ).

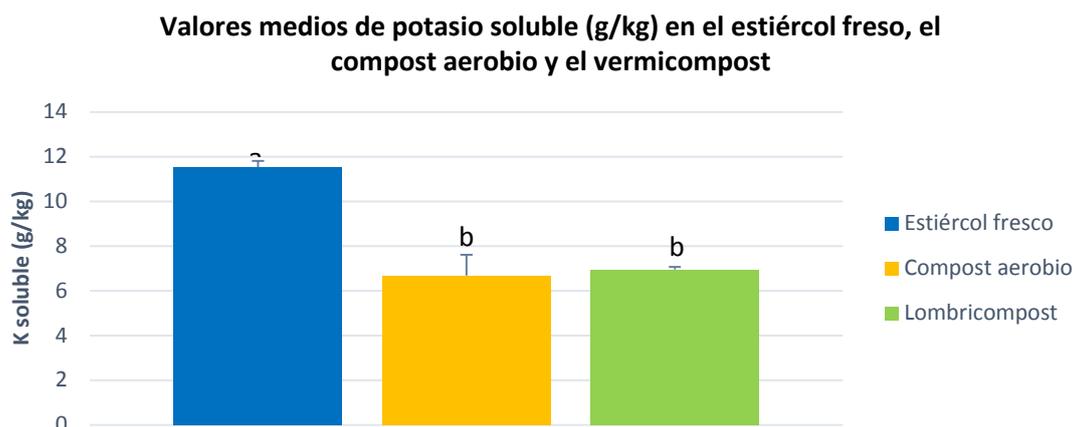


Figura 28. Valores del contenido de potasio soluble (g/kg) en el estiércol, compost y vermicompost ovino. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) entre los tres materiales estudiados.

Fuente: elaboración propia

Realizando la comparación con otros estudios anteriores, se obtienen unos valores similares para el estiércol ovino. De este modo, en el estudio realizado por Sutar en el año 2007, se obtuvieron unos resultados de 5,13 g/kg de potasio soluble en el estiércol de oveja con paja y de 5,91 en el estiércol vacuno con paja. Posteriormente, en el estudio realizado por este mismo autor un año más tarde (2008), el valor de potasio soluble en el estiércol ovino es de 9,86 g/kg, de 4,18 en el estiércol ovino con paja y de 9,19 en el estiércol vacuno con paja.

Respecto a los valores de potasio soluble obtenido en los mismos estudios de Sutar en los años 2007 y 2008, son de 11,69 g/kg en el compost de oveja y de 5,83 y 5,95 g/kg en el compost de oveja con paja. Mientras que en el vermicompost los valores obtenidos son de 14,65 g/kg en el de oveja y 7,43 y 7,34 en el de oveja con paja.

Según varios autores (Duran & Enríquez, 2007; Barbaro et al., 2011), uno de los mayores contribuyentes a los contenidos de sales y por tanto a una elevada conductividad eléctrica, o un pH más elevado es el potasio soluble. En el caso de este estudio los tratamientos del estiércol fresco mediante el compostaje y vermicompostaje

generaron una disminución significativa en el contenido del potasio soluble entre los dos compost y el estiércol fresco ( $p < 0,05$ ), además de una disminución en el valor de la conductividad eléctrica, ya que la mayor cantidad de potasio soluble se pierde mediante el lavado producido por los riegos.

## 4.4 PROPIEDADES BIOLÓGICAS

### 4.4.1 Índice de germinación

La madurez de un compost se puede establecer mediante bioensayos de germinación con especies sensibles a metabolitos fitotóxicos. Durante la fase de maduración del compostaje estas sustancias deben ser metabolizadas o inmovilizadas, generando un material estabilizado biológicamente y con una baja o nula fitotoxicidad (Varnero, Rojas & Orellana, 2007) para que no se produzca una influencia negativa en la germinación de las semillas ni un daño en su sistema radicular.

Como se puede observar en la siguiente tabla, la germinación de las semillas de *Lepidium sativum* en el extracto 1/5 obtenido del estiércol fresco fue nula, aumentando significativamente tras el compostaje aerobio y el vermicompostaje.

	<b>Estiércol fresco</b>	<b>Compost aerobio</b>	<b>Vermicompost</b>
<b>IG (%)</b>	0 ± 0 c	47,8 ± 5,81 b	69,97 ± 9,58 a

Tabla 11. Porcentaje del índice de germinación en el estiércol y los dos tipos de compost. Letras diferentes entre columnas indican diferencias significativas ( $p$ -valor $<0,05$ ) entre los tres materiales estudiados.

Fuente: elaboración propia.

El valor obtenido para el índice de germinación en el estiércol fresco, demuestra como se indica en el estudio realizado por Acosta, Paolini y Benitez en 2004, que los residuos orgánicos sin estabilizar pueden contener sustancias fitotóxicas que suprimen la germinación de las semillas, la proliferación de las raíces y el rendimiento de los cultivos. En cuanto al porcentaje para el compost aerobio no fue muy elevado, ya que como citan en su estudio Sainz et al., del año 2000, Zucconi et al., (1981) y Riffaldi et al. (1986) consideran que valores de índices de germinación de *Lepidium sativum* superiores al

60%, indicarían ausencia de fitotoxicidad en los residuos orgánicos, y por ello podrían ser utilizados como abonos orgánicos maduros en agricultura, sin riesgo para el normal desarrollo de los cultivos. En cuanto al proceso de vermicompostaje, se mostró muy eficaz para reducir la fitoxocidad inicial del estiércol fresco, ya que presentó un índice de germinación elevado, llegando al 70% de las semillas.

En la siguiente figura se ha representado la variación conjunta de los nutrientes analizados, teniendo de nuevo el estiércol fresco como valor de referencia (figura 29):

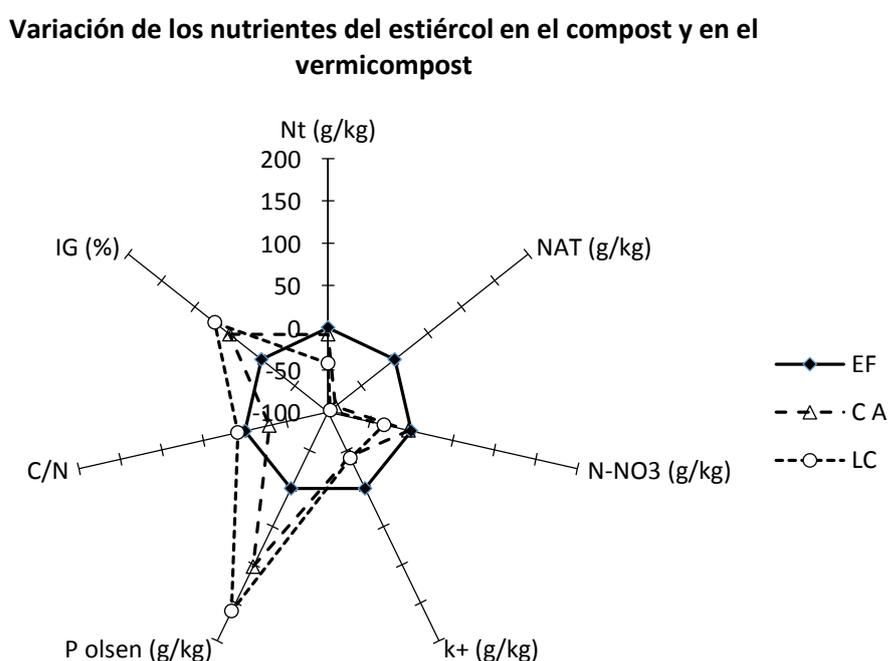


Figura 29. Variación del contenido de los nutrientes del compost y el vermicompost, respecto al valor del estiércol fresco.

Fuente: elaboración propia

Como se puede observar en el gráfico, tanto en el proceso de compostaje como en el de vermicompostaje se modifican significativamente los parámetros relacionados con el contenido de nitrógeno del material inicial, produciéndose una disminución, estando correlacionados positiva y significativamente el Nt con el NAT ( $r=0,874$ ) y ninguna relación con el N-NO3 ( $r=0,170$ ). Del mismo modo, se produce una disminución del contenido de potasio soluble, relacionado positivamente con en Nt y el NAT ( $r=0,915$ ) y negativamente con el fósforo total ( $r= -0,900$ ), por lo que disminuye al aumentar el fósforo que está relacionado negativa y significativamente con el NAT ( $r= -0,956$ ). Todos estos parámetros están relacionados con el índice de germinación del compost y del

vermicompost, algunos positivamente como el fósforo total ( $r= 0,986$ ) y los demás negativamente (Nt, NAT y K).

#### 4.5 VALORACIÓN AGRONÓMICA

La utilización del compost como enmienda orgánica reside en su valor fertilizante. Este queda definido por el contenido de macronutrientes primarios (N, P, K) disponibles para las plantas, así como en su contenido en macronutrientes secundarios y micronutrientes.

El contenido de nitrógeno en un residuo fresco o compostado de naturaleza orgánica condiciona su capacidad fertilizante. Este es un nutriente esencial para la vida vegetal, que es asimilado por las plantas en su forma inorgánica. El contenido de nutrientes asimilables (macronutrientes primarios) y su equilibrio en los diferentes materiales analizados, se muestra en la siguiente tabla:

	<b>M, Seca (%)</b>	<b>N (%)</b>	<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (%)</b>	<b>K<sub>2</sub>O (%)</b>	<b>Equilibrio</b>
<b>Estiércol Fresco</b>	27,0	0,33	0,40	2,77	5:6:42 (1:1,2:8,4)
<b>Compost Aerobio</b>	57,0	0,24	0,62	1,61	10:26:67 (1:2,6:6,7)
<b>Vermicompost</b>	52,5	0,165	0,73	1,66	5:22:50 (1:4,4:10,0)

Tabla 12. Contenido de nutrientes expresado en porcentaje sobre la materia seca

Fuente: Elaboración propia.

Se observa que en el proceso de estabilización del estiércol fresco se produce un enriquecimiento del fertilizante en P y K, respecto al material de partida debido sobre todo por una reducción del contenido de N mineral que oscila entre el 27,3 y el 50% respecto al contenido de este elemento en el estiércol fresco. Teniendo en cuenta este contenido de nutrientes se puede realizar un plan de fertilización de un cereal de invierno (cebada), a partir de las necesidades nutricionales en macroelementos (Urbano, 1992) para la producción de grano. Se ha supuesto un rendimiento esperado de grano de 1800 kg/ha.

<b>Necesidades nutricionales</b>			
Rendimiento grano	N (% <sub>0</sub> )	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (% <sub>0</sub> )	K <sub>2</sub> O (% <sub>0</sub> )
1800 Kg /ha	26	10	20

Tabla 13. Necesidades nutricionales según el rendimiento de la cebada (kg/ha)

Fuente: Elaboración propia.

	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Necesidades netas (kg/ha)	46,8	18,0	36,0

Tabla 14. Necesidades netas de macronutrientes en cebada (kg/ha)

Fuente: Elaboración propia.

	Estiércol	Compost	Vermicompost
Kg MSeca/ha	1300	2236	2167
Kg MFresca/ha	(1300 x 3,7) 4815	(2236 x 1,75) 3923	(2167 x 1,9) 4128
	Aportes (kg/ha)		
N	4,3	5,3	3,6
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	5,2	13,9	15,8
K <sub>2</sub> O	36,0	36,0	36,0

Tabla 15. Aportes de fertilizante (kg/ha) mediante las enmiendas orgánicas (kg/ha)

Fuente: Elaboración propia.

Por lo tanto, con la aplicación de esta cantidad de cada uno de los diferentes residuos quedaría cubierta la necesidad de potasio. En el caso del compost y el vermicompost casi se llegaría a satisfacer la demanda de fósforo; por el contrario, la cantidad de N es muy inferior a los requerimientos mínimos (en los tres abonos orgánicos) por lo que se necesitaría complementar con una aplicación de N mineral en cobertera. En el caso de utilizar el estiércol también se debería contemplar aplicar un abono fosfatado mineral, a poder ser en cobertera.

Hay que considerar que esta aplicación supone exclusivamente la restitución de los elementos fertilizantes, sin tener en cuenta un análisis previo inicial del suelo. Por otra parte, también hay que valorar el % de N orgánico que se irá mineralizando, dejando disponible nitrógeno mineral utilizable para el crecimiento vegetal (no se contempla en estas tablas).

## 4.6 EVALUACIÓN ECONÓMICA

El estiércol estabilizado tiene un gran valor fertilizante utilizado correctamente. La aplicación de buenas prácticas en la gestión de los residuos ganaderos puede contribuir de manera muy notable a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y de la contaminación difusa de las aguas. Además, puede aportar a una mejora económica en la producción agrícola.

Para poder utilizar el producto obtenido de la transformación del estiércol de forma eficiente como fertilizante, es necesario realizar una adecuada dosificación. Para ello, es imprescindible conocer la composición nutricional, siendo este el principal inconveniente que dificulta el empleo de estiércol como fertilizante frente al aporte mineral (Andreu et al., 2006).

A continuación, se presenta un esquema en el que se plantea la metodología a seguir para calcular la dosis a aplicar en el momento que se requiera el uso de fertilizantes, combinando abonado orgánico con el mineral.

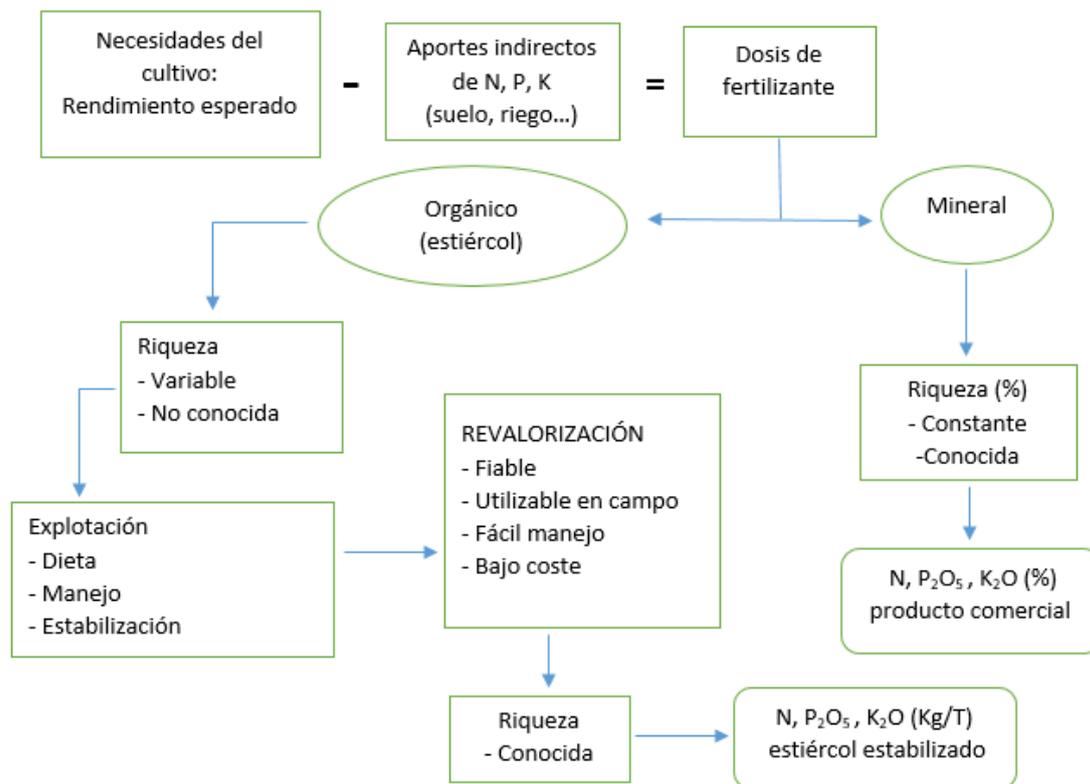


Figura 30. Factores que afectan al cálculo de la dosis de fertilizante  
Fuente: Adaptación a partir de la figura obtenida de Yagüe y Quílez (2008)

En la tabla que se muestra a continuación (tabla 16) se ha realizado una valoración económica teniendo en cuenta el contenido nutricional del estiércol, el compost aerobio y el vermicompost, también se han aplicado los precios aproximados de fertilizantes minerales.

<b>Estiércol</b>			
<b>Elemento</b>	<b>Concentración (kg/T)</b>	<b>Precios (€)</b>	<b>€/T</b>
N	3,30	0,70	2,31
P (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	4,00	0,90	3,60
K (K <sub>2</sub> O)	27,70	0,65	18,01
		<b>TOTAL</b>	<b>23,915</b>

<b>Compost aerobio</b>			
<b>Elemento</b>	<b>Concentración (kg/T)</b>	<b>Precios (€)</b>	<b>€/T</b>
N	2,30	0,70	1,61
P (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	5,95	0,90	5,36
K (K <sub>2</sub> O)	16,10	0,65	10,47
		<b>TOTAL</b>	<b>17,43</b>

<b>Vermicompost</b>			
<b>Elemento</b>	<b>Concentración (kg/T)</b>	<b>Precios (€)</b>	<b>€/T</b>
N	1,70	0,70	1,19
P (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	7,30	0,90	6,57
K (K <sub>2</sub> O)	16,60	0,65	10,79
		<b>TOTAL</b>	<b>18,55</b>

Tabla 16. Valoración económica  
Fuente: adaptado de Betrán, 2013

Como se puede observar en los resultados obtenidos de la valoración económica, tanto el estiércol como el compost y el vermicompost generan beneficios económicos. Comparando los rendimientos se puede ver que económicamente tiene mayor relevancia nutricional el estiércol, pero también se debe valorar que los datos obtenidos han sido sobre materia seca, por ello, a la hora de hacer los aportes en campo, la cantidad

aplicada de estiércol deberá ser mayor que para el compost y vermicompost (un aspecto a tener en cuenta ya que el transporte supone un gasto para la explotación).

Esto supone un valor añadido para la explotación ya que, si se gestiona en campo siguiendo los resultados del balance nutricional, genera un ahorro en fertilizantes minerales, siendo en el caso del estiércol de 23,9 €/T, para el compost aerobio 17,43 €/T y para el vermicompost de 18,55 €/T. Se debe tener en cuenta, que en este apartado no se han cuantificado económicamente los beneficios ambientales de estabilizar el estiércol y transformarlo en productos estables como son el compost aerobio y el vermicompost, ya que los beneficios ambientales que genera la estabilización de estas enmiendas orgánicas también son de gran relevancia al reciclar e integrar los nutrientes de nuevo en el suelo mediante una gestión controlada.

#### **4.7 VALORACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE LA UTILIZACIÓN DEL ESTIÉRCOL Y LOS COMPOST OBTENIDOS**

El estiércol y los fertilizantes tanto orgánicos como minerales aumentan la fertilidad del suelo y permiten incrementar la productividad de los cultivos. Sin embargo, también pueden suponer un peligro ambiental potencial, ya que tanto su producción como su manejo pueden generar un riesgo de contaminación del suelo, del agua y disminuir la calidad del aire (Atia, Boehme, Cathcart, Dunn, & Elgert, 2008; Bacenetti, Lovarelli, & Fiala, 2016; Change, Millar, Doll, & Robertson, 2014). Por este motivo la valoración del impacto ambiental asociado a los procesos y prácticas agrícolas así como la adopción y adaptación de conceptos y principios ecológicos en el manejo de los agroecosistemas ha surgido como una estrategia clave para abordar los aspectos relacionados con su sostenibilidad (Altieri & Nichols, 2005).

El sector agrícola es el mayor responsable de la emisión de amoníaco en la atmosfera, siendo la aplicación de fertilizantes nitrogenados y de residuos ganaderos la fuente principal (Sanz-Cobena et al., 2014) y además contribuyen de forma directa en las emisiones de N<sub>2</sub>O por la estimulación de los procesos de la nitrificación y la desnitrificación (Change et al., 2014). Esta importante pérdida de nitrógeno se traduce en una baja eficiencia en el uso de los fertilizantes. Una de las estrategias adoptadas para reducir la pérdida de nitrógeno es la conocida como 4R introducida por Bruulsema et al. (2009) en las que se tiene en cuenta el origen del fertilizante, la tasa de aplicación, la época de aplicación y su localización. En el caso de los abonos orgánicos, diferentes estudios (Pan, Lam, Mosier, Luo, & Chen, 2016) han puesto de manifiesto que el contenido inicial de nitrógeno es el mejor predictor global de la tasa de volatilización de

amonio, sin embargo existe un conjunto de factores tales como el pH, la temperatura o el contenido de humedad o la misma composición del residuo, que pueden modificar la pérdida de N. En este sentido es muy importante la relación C/N del fertilizante aplicado (Van der Stelt et al., 2007). Se ha observado que incrementar la relación C/N de los residuos hasta valores comprendidos entre 15 y 25 se incrementa la conservación del N en un 16% (Hansen et al, 1995) y cuando esta relación llega a 30 la tasa de conservación del nitrógeno puede llegar al 95%.

Los valores de la relación C/N de los residuos estudiados se muestran en la siguiente tabla

	Estiercol Fresco	Compost Aerobio	Vermicompost
Relación C/N	20,12	14,18	29,39

Tabla 17. Relación C/N del estiércol y los dos compost

Fuente: Elaboración propia.

Según estos resultados se observa que el proceso de vermicompostaje favorece la conservación del nitrógeno, mientras que durante el compostaje aerobio se produce una disminución de esta relación, incrementándose el riesgo de pérdida de N. La incorporación de una mayor proporción de residuos con un contenido elevado de C a la pila del compost, reduciría este riesgo (Velasco-Velasco, Parkinson, & Kuri, 2011). Además, a lo largo del proceso de estabilización del estiércol, se produce una descomposición de la materia orgánica y, por tanto, también de su fracción nitrogenada, siendo de esperar que durante el proceso el nitrógeno orgánico se transforme en especies inorgánicas. Estas especies inorgánicas, en un cierto porcentaje, se puede perder por lixiviación con la fase líquida, por lo cual el contenido de nitrógeno inicial pueda verse disminuido (Camiletti, 2016).

Otro compartimento del ecosistema que puede verse afectado por la fertilización con abonos orgánicos es la calidad del suelo. El aporte continuado de residuos ganaderos puede incrementar el riesgo de salinización secundario del suelo, ya que se trata de residuos ricos en sales solubles (Atia et al., 2008). En este sentido, y atendiendo a los valores de la C.E (Tabla 8) de todos los residuos analizados se puede observar que el proceso de vermicompostaje reduce la salinidad inicial en aproximadamente un 55 % y el compost aerobio en aproximadamente un 50%, reduciendo el riesgo de salinización respecto al estiércol fresco. No hay que olvidar que la utilización de estiércoles y abonos orgánicos también mejoran el suelo a través de la adición de materia orgánica, condición que no se consigue con una fertilización exclusivamente mineral. Este incremento en el

contenido orgánico mejora la estructura física y la estabilidad de los suelos y es particularmente importante en los suelos degradados (FAO, 2005; Pérez-Múrcia, 2014).

Atendiendo a la cantidad de residuo a aplicar para satisfacer las necesidades de fertilización del cultivo de la cebada (tabla 15) se puede hacer una estimación de la cantidad de humus que se genera. Se ha considerado un coeficiente isohúmico ( $k_1$ ) de 0,45 para el estiércol compostado y el vermicompost y de 0,30 del estiércol fresco (Urbano, 1992). La aplicación del estiércol compostado, supondría un enriquecimiento del contenido orgánico del suelo, durante el primer año de aproximadamente 1000 kg de humus por hectárea. Al aplicar 2167 kg de vermicompost/ha se generaría un enriquecimiento de aproximadamente 975 kg de humus/ha y año, mientras que la aplicación del estiércol fresco sólo generaría una ganancia de aproximadamente 390 kg de humus.

## 5. CONCLUSIONES

Como se ha podido comprobar a lo largo de la realización de este trabajo, existe una gran diferencia entre las propiedades del estiércol fresco y del estiércol compostado y vermicompostado, así como entre las propiedades del compost y vermicompost. Por ello, se ha podido llegar a una serie de conclusiones:

1. El compost aerobio presenta partículas más finas que el vermicompost, pudiéndose recoger material con un diámetro inferior a 0,25 mm, aunque es mayor el porcentaje total de partículas más gruesas. Por el contrario, el vermicompost está enriquecido con las fracciones de 1-2 mm y 0,5-1 mm.
2. En los productos compostados se observa una disminución del contenido de humedad, aproximadamente de un 41% en el compost aerobio y de un 35% en el vermicompost.
3. El proceso de vermicompostaje reduce la salinidad inicial en aproximadamente un 55 % y el compost aerobio en aproximadamente un 50%, reduciendo el riesgo de salinización respecto al estiércol fresco.
4. En cuanto al pH de las muestras compostadas ha disminuido ligeramente.
5. Durante el proceso de vermicompostaje se ha producido una reducción significativa del contenido de COT inicial (estiércol fresco), mientras que esta reducción ha llegado al 35% en el compostaje aerobio, no observándose diferencias significativas en este parámetro entre los dos tipos de compost obtenidos.
6. La materia orgánica recalcitrante no ha tenido una variación estadística significativa después de los procesos de compostaje .
7. Se modifican significativamente los parámetros relacionados con el contenido de carbono del material inicial implicando un incremento significativo del grado de estabilidad en los compost obtenidos.

8. El proceso de vermicompostaje favorece la conservación del nitrógeno, mientras que durante el compostaje aerobio se produce una disminución de esta relación, incrementándose el riesgo de pérdida de N.
9. Tanto en el proceso de compostaje como en el de vermicompostaje se modifican significativamente los parámetros relacionados con el contenido de nitrógeno del material inicial, produciéndose una disminución. Del mismo modo, se produce una disminución del contenido de potasio soluble y un aumento el fósforo, tanto para el total como asimilable.
10. Se observó una gran diferencia en las propiedades biológicas entre el estiércol fresco y el estiércol compostado y vermicompostado, ya que en este la germinación del 0%, aumentando significativamente tras el compostaje aerobio llegando aproximadamente al 50% y en el vermicompostaje alcanzando el 70%.
11. La aplicación del estiércol compostado, supondría un mayor enriquecimiento del contenido orgánico del suelo, siguiéndole muy de cerca el enriquecimiento generado por el aporte del vermicompost y siendo casi una tercera parte menos el enriquecimiento de humus aportado por el estiércol fresco.
12. La aplicación de estos abonos orgánicos puede generar un ahorro en fertilizantes minerales, siendo en el caso del estiércol el mayor aporte económico, siguiéndole el vermicompost y en último el compost aerobio.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- AEMET. (2011). *Atlas Climático Ibérico - Iberian Climate Atlas*.
- Altieri, M. and Nichols, C. (2005). Agroecology and the Search for a Truly Sustainable Agriculture
- Álvarez, J. M. (2014a). Manual de compostaje para la agricultura ecológica.
- Amigos de la Tierra. (2010). Manual de compostaje casero. *Amigos de La Tierra*.
- Andreu, J., Betrán, J., Espada, J. ., Delgado, I., Gil, M., Gutiérrez, M., ... Yagüe, M. . (2006). Fertilización nitrogenada. Guía de actualización.
- Atia, A., Boehme, P., Cathcart, J., Dunn, R., & Elger, S. (2008). *NUTRIENT MANAGEMENT Planning Guide Forward Nutrient Management Planning Guide for Alberta*.
- Bacenetti, J., Lovarelli, D., & Fiala, M. (2016). Mechanisation of organic fertiliser spreading, choice of fertiliser and crop residue management as solutions for maize environmental impact mitigation. *European Journal of Agronomy*, 79, 107–118.
- Barbaro, L. ., Karlanian, M. ., Rizzo, P. ., Riera, N. ., Della Torre, V., Beltrán, M., & Crespo, D. . (2013). Compost de guano de gallina en la composición de sustratos para la producción de plantines florales. *Agriscientia*, 30(1), 25–35.
- Barral, M. T., Díaz-Raviña, M., Devesa-Rey, R., & Paradelo, R. (2014). *Avances en la investigación sobre compost: materias primas, procesos, calidad y usos*.
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource technology*, 100(22), 5444-5453.
- Camiletti, J. (2016). Estudio del vermicompostaje de compost de residuos orgánicos de distinta naturaleza.
- Change, C., Millar, N., Doll, J. E., & Robertson, G. P. (2014). Management of Nitrogen Fertilizer To Reduce Nitrous Oxide ( N<sub>2</sub>O ) Emissions From Field Crops,
- Defrieri, R. L., Jimenez, M. D. L. P., Effron, D., & Palma, M. (2005). Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de compostaje. *Agriscientia*, 22(1)

- Delgado, M., Porcel, M., Miralles de Imperial, R., Beltrán, E., Beringola, L., & Martín, J. (2004). Efecto de la vermicultura en la descomposición de residuos orgánicos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(2), 83–86.
- Dominguez, J., & Aira, M. (2011). New developments and insights on vermicomposting in Spain. *Journal of Cleaner Production*.
- Domínguez, R. (2009). Las transformaciones del sector ganadero en España (1940-1985). *AGER. Revista de Estudios Sobre Despoblación Y Desarrollo Rural*, 1(0), 47–83.
- Domínguez, & Pérez-Díaz. (2012). Desarrollo y nuevas perspectivas del vermicompostaje.
- Duran, L., & Henriquez, C. (2009). Crecimiento y reproducción de la Lombriz Roja (*Eisenia foetida*) en cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense*, 33(2), 275–281.
- ESAB. Caracterización de residuos orgánicos. *Manual analítico de laboratorio*. Escuela Superior de Agricultura de Barcelona.
- FAO (2005). Agroecology for Food Security and Nutrition. Proceedings of the FAO International Symposium. Roma
- Fernández, M. (2011). Aplicación de la tecnología del vermicompostaje para la valoración de residuos y desechos de cultivo de invernadero.
- Gómez-Brandón, M., Lores, M., & Domínguez, J. (2013). Changes in chemical and microbiological properties of rabbit manure in a continuous-feeding vermicomposting system. *Bioresource Technology*, 128, 310–316.
- Gutiérrez, E., Juárez, A., Mondragón, J., & Rojas, L. (2007). Dinámica poblacional de la lombriz *Eisenia foetida* en estiércol composteado y fresco de bovino y ovino. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria*, 8(6), 1–8.
- Iguácel, F., Yagüe, M. R., Orús, F., & Quílez, D. (2007). Evaluación de costes de sistemas y equipos de aplicación de purín (datos preliminares).
- Jimenez, M. P., & Efron Palma RESUMEN, D. M. (2005). Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de compostaje. *Agriscientia*, XXII(1), 25–31.
- Lobera, J., Martínez, P., Ferrández, F., & Martín, J. (1998). Reutilización agronómica de los purines de cerdo.
- Martí, N. (2006). Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process.

- Mendoza, D. (2010). Vermicompost y compost de residuos hortícolas como componentes de sustratos para la producción de planta ornamental y aromática. Caracterización de los materiales y respuesta vegetal.
- Mendoza, M. A. (2012). Propuesta de compostaje de los residuos vegetales generados en la Universidad de Piura.
- Moreno, J., & Moral, R. (2008). *Compostaje* (No. F04 MOR 18358). Ediciones Mundi-Prensa.
- Moreno, J., Moral, R., García, J. L., Pascual, J. A., & Bernal, M. P. (2014). *Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones* (No. 631.875 V525v). Mundi-Prensa,.
- Ndegwa, P. M., Thompson, S. A., & Das, K. C. (2000). Effects of stocking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids. *Bioresource Technology*, 71(1), 5-12.
- Negro, M. J., Ciria, P., Solano, M. L., Villa, F., Aibar, J., Alarcon, R., ... Zaragoza, C. (2000). Producción y gestión del compost. *Informaciones Técnicas-Gobierno de Aragón*.
- Pan, B., Lam, S. K., Mosier, A., Luo, Y., & Chen, D. (2016). Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis PT. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 283–289.
- Parthasarathi, K., Ranganathan, L. S., Anandi, V., & Zeyer, J. (2007). Diversity of microflora in the gut and casts of tropical composting earthworms reared on different substrates. *Journal of Environmental Biology*, 28.
- Pérez-Múrcia, M. D., Bustamante, M. A., Sanz-Cobeña, A., Marín-Martínez, A., Agulló, E., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., Moral, R. 2014. Efecto diferencial del uso de residuos orgánicos frescos y compostados en el cultivo de trigo: Potencial fertilizante i secuestro de C. A: Bernal, M.P., Pascual, J.A., Ros, M., Clemente, R. (Eds): De Residuo a Recurso: Estrategias de gestión, tratamiento y valorización. Red Española de Compostaje. p: 222-226
- Programa de Residuos Ganaderos de Aragón. (2006). Programa de Residuos Ganaderos de Aragón.
- Red Española de Compostaje. (2016) *Residuos ganaderos I. 2*. Ediciones Paraninfo, SA.
- Riera, N. (2009). Evaluación del proceso de compostaje de residuos avícolas.
- Río, R. S. (2014). *Aspectos biológicos de la digestión anaeróbica II. 2* (Vol. 2). Ediciones Paraninfo, SA.

- Rodrigo, J., Rodrigo, M. E., & Fernández, J. M. (2014). Alternativas de valorización y eliminación de residuos sólidos urbanos.
- Román, P., Martínez, M., & Pantoja, A. (2013). *Manual de compostaje del agricultor, Experiencias en América Latina. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe.*
- Romero, J. (2013). Relación carbono nitrógeno en el proceso de lombricompostaje y su potencial nutrimental en jitomate y menta.
- Rynk, R. (1992). Composting methods. *On-farm composting handbook*, 24-42.
- Sánchez-Romero, J. A., Salas, M. C., Sánchez-Navarro, A., & Blanco-Bernardeau, A. (2009). Influencia de la fertilización orgánica en las propiedades químicas de un suelo cultivado con hortalizas de regadío durante tres años en el noreste de la provincia de Granada, 93–97.
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Estellés, F., Del Prado, A., Guardia, G., Abalos, D., ... Billen, G. (2014).
- Saña, J., & Soliva, M. (2006). Condiciones para el compostaje in situ de deyecciones ganaderas sólidas.
- Soliva, M. (2011). Materia orgánica y compostaje . Control de la calidad y del proceso.
- Soliva, M., López, M., & Huerta, O. (2008a). Pasado, presente y futuro del compost.
- Soliva, M., López, M., & Huerta, O. (2008b). Pasado , Presente Y Futuro Del Compost. // *International Conference on Soil and Compost Eco-Biology.*
- Suthar, S. (2008). Bioconversion of post harvest crop residues and cattle shed manure into value-added products using earthworm *Eudrilus eugeniae* Kinberg. *Ecological Engineering*, 32(3), 206–214.
- Sztern, D., & Pravia, M. (1999). Manual para la elaboración de compost bases conceptuales y procedimientos. *Organización Panamericana de La Salud*, 1–69.
- Tortarolo, M. F., Pereda, M., Palma, M., & Arrigo, N. M. (2008). Influencia de la inoculación de microorganismos sobre la temperatura en el proceso de compostaje. *Scielo.*
- Van der Stelt B, van Vliet PCJ, Reijs JW, Temminghoff EJM, van Riemsdijk WH (2008) Effects of dietary protein and energy levels on cow manure excretion and ammonia volatilization. *J Dairy Sci* 91(12):4811–4821
- Varnero, M. T., Rojas, C., & Orellana, R. (2007). Índices de fitotoxicidad de residuos

orgánicos durante el copostage. *Revista Ciencia Del Suelo Y Nutrición Vegetal*, 7(1), 28–37.

Velasco-Velasco, J., Parkinson, R., & Kuri, V. (2011). Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. *Bioresource Technology*, 102(23), 10959–10964.

Villalba, L. (2005). Caracterización físico-química y biológica de un compost elaborado con desechos generados en la USB.

Zucconi, F. and de Bertoldi, M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P. and Zucconi, F. (Eds). *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science. London. pp: 30