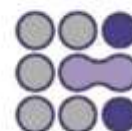




ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

**Máster Universitario de Investigación en  
Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos**



# RECICLAJE DE LODOS DE DEPURADORA: ESTUDIO DEL EFECTO DEL AGENTE ESTRUCTURANTE USADO Y DE LA PROPORCIÓN DE LODO



**ALBERTO VICO LÓPEZ**

**2015**



## UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Se autoriza a la alumna **D. Alberto Vico López**, a realizar el Trabajo Fin de Máster titulado: "Reciclado de lodo de depuradora mediante compostaje: Estudio del efecto del agente estructurante usado", bajo la dirección de D<sup>a</sup>. Concepción Paredes Gil, debiendo cumplir las normas establecidas para la redacción del mismo que están a su disposición en la página Web específica del Master.

Orihuela, 4 de septiembre de 2015

La Directora del Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valoración de Residuos Orgánicos

Fdo.: Concepción Paredes Gil

Miguel Hernández  
ELCHE  
CAMPUS DE ORIHUELA  
DEPARTAMENTO DE  
AGROQUÍMICA Y  
MEDIO AMBIENTE

TRIBUNAL	
FECHA:	
PRESIDENTE:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:



ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

**Máster Universitario de Investigación en  
Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos**



**“RECICLAJE DE LODOS DE DEPURADORA  
MEDIANTE COMPOSTAJE: ESTUDIO DEL EFECTO  
DEL AGENTE ESTRUCTURANTE USADO Y DE LA  
PROPORCIÓN DE LODO “**

**VºBº DIRECTOR**

**Concepción Paredes Gil**

**ALUMNO**

**Alberto Vico López**

## REFERENCIAS DEL TRABAJO FIN DE MASTER

### IDENTIFICACIONES

**Autor:** Alberto Vico López

**Título:** Reciclado de lodos de depuradora mediante compostaje: Estudio del efecto del agente estructurante usado y de la proporción de lodo.

**Title:** Recycling of sewage sludge by composting: Study of the effect of the structuring agent used and the proportion of mud.

**Director/es del TFM:** Concepción Paredes Gil

**Año:** 2015

**Titulación:** Master Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos.

**Tipo de proyecto:** Investigación

**Palabras claves:** Lodos de depuradora, agente estructurante, compostaje, compost

**Keywords:** Sewage sludge, bulking agent, composting, compost.

**Nº citas bibliográficas:** 105

**Nº de tablas:** 10

**Nº de figuras:** 20

### RESUMEN

El compostaje puede ser un tratamiento viable para estabilizar los lodos de depuradora y, por tanto, para mejorar sus propiedades para su uso como fertilizantes orgánicos. En este estudio, se prepararon tres pilas diferentes (P1, P2 y P3), mezclando lodos de depuradora con tronco de palmera, residuo de algodón y residuos de poda, respectivamente, y usando el sistema de compostaje de pila móvil. Durante todo el proceso de compostaje, la temperatura y la humedad de las mezclas se monitorizaron y se determinaron las propiedades químicas y físico-química y el grado de madurez. En todas las pilas, la temperatura excedió 55°C durante más de 2 semanas, lo cual aseguró la máxima reducción de patógenos. Las pérdidas de materia orgánica siguieron una ecuación cinética de primer orden en todas las pilas. Los compost finales mostraron un grado adecuado de estabilidad y madurez, como se observó en los valores finales y en la evolución de la relación carbono orgánico total/nitrógeno total ( $C_{ot} / N_T$ ) ( $C_{ot} / N_T < 12$ ) y la relación capacidad de intercambio catiónico/ carbono orgánico total ( $CCC/C_{ot} > 1,9$  meq / g  $C_{ot}$ ). Sin embargo, el nivel de salinidad de los compost fue alta (conductividad eléctrica  $> 5$  dS/m) y sólo el compost 1 presentó ausencia de fitotoxinas. Por lo tanto, el compostaje se puede considerar como un tratamiento eficaz para reciclar este tipo de residuos, siendo mayor la calidad agronómica del compost elaborado con la menor proporción de lodos de aguas residuales y el tronco de palmera (52% lodo de depuradora + 48% tronco de palmera, con respecto a peso fresco).

## **ABSTRACT**

Composting can be a feasible treatment to stabilise sewage sludge and, thus, to improve their properties for use as organic fertilisers. In this study, three different piles (P1, P2 and P3) were prepared, using sewage sludge with palm trunk, cotton gin waste and pruning waste, respectively, and composted by the turned windrow composting system. Throughout the composting process, the temperature and moisture of the mixtures were monitored and physico-chemical and chemical properties and the degree of maturity were determined. In all piles, the temperature exceeded 55°C for more than 2 weeks, which ensured maximum pathogen reduction. Organic matter losses followed a first-order kinetic equation in all piles. The final composts showed a suitable degree of stability and maturity, as observed in the evolution and final values of the total organic carbon/total nitrogen ratio ( $C_{ot}/N_T$ ) ( $C_{ot}/N_T < 12$ ) and cation exchange capacity (CEC)/ $C_{ot}$  ratio ( $CEC/C_{ot} > 1.9$  meq/g  $C_{ot}$ ). However, the salinity level of compost was high (electrical conductivity  $> 5$  dS/m) and only compost 1 presented an absence of phytotoxins. Therefore, composting can be considered as an efficient treatment to recycle this type of waste, the agronomic quality being higher in the compost elaborated with the lowest proportion of sewage sludge and palm trunk (52% sewage sludge + 48% palm trunk, on a fresh weight basis).



## **AGRADECIMIENTOS**

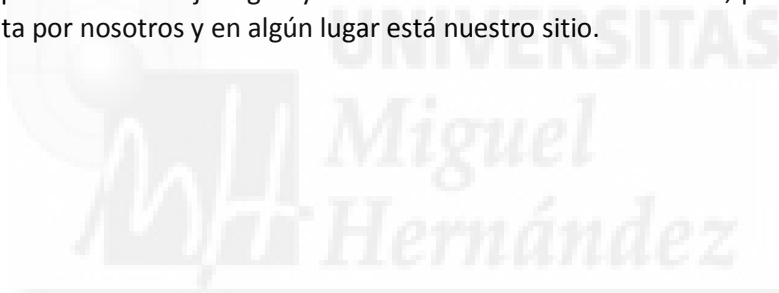
Me gustaría agradecer de todo corazón al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente por darme la oportunidad de realizar este trabajo con ellos y en especial a Concepción Paredes por su interés, su ayuda y su humanidad cuando peor estaban las cosas. A Marisol, la mejor técnico de laboratorio del mundo por su paciencia, comprensión y buen hacer en todo momento.

Por supuesto, a toda mi familia sin excepción, a esos abuelos que sufren en silencio por nuestro porvenir.

A mi novia, que siempre está cuando se le necesita y es un apoyo vital en estos duros tiempos, y por supuesto le debo un fin de semana en Almería y otro en Barcelona.

No me puedo olvidar del Congreso Ministerial que tantas alegrías, tristezas y horas hemos compartido en este viaje dentro de “nuestra biblioteca”.

También me gustaría alentar a todos los estudiantes o titulados que se encuentran en mi situación a que lo sigan intentando, a que no tiren la toalla ni abandonen en su lucha por conseguir un puesto de trabajo digno y cualificado con nuestros estudios, porque seguro que alguien apuesta por nosotros y en algún lugar está nuestro sitio.



## ÍNDICE

<b>1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>.....</b>
1.1 LODOS DE DEPURADORA .....	1
1.1.1 Características generales.....	1
1.1.2 Producción y destino .....	2
1.1.3 Características agronómicas.....	5
1.1.4 Gestión y aplicación agrícola .....	7
1.1.5 Riesgos derivados del empleo agrícola .....	9
1.1.6 Normativa.....	15
1.2 COMPOSTAJE.....	17
1.2.1. Definición y etapas del proceso .....	17
1.2.2. Condiciones para el proceso de compostaje .....	20
1.2.3. Sistemas de compostaje.....	26
1.2.4. Definición de compost.....	30
1.2.5. Evaluación del grado de madurez de un compost .....	31
1.2.6. Legislación respecto al empleo agrícola de compost.....	41
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>44</b>
<b>3 MATERIAL Y MÉTODOS.....</b>	<b>.....</b>
3.1. DISEÑO EXPERIMENTAL .....	45
3.2. DISPOSITIVO EXPERIMENTAL.....	48
3.2.1 Características de los residuos utilizados .....	47
3.2.2 Dispositivo de compostaje utilizado.....	48

3.3.	DESARROLLO EXPERIMENTAL .....	49
3.3.1	Preparación de la mezcla.....	49
3.3.2	Seguimiento del proceso de compostaje.....	51
3.4.	PARÁMETROS ANALIZADOS Y MÉTODOS UTILIZADOS.....	52
3.5.	MÉTODOS ESTADÍSTICOS .....	56
<b>4</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>57</b>
4.1.	EVOLUCIÓN DE LOS FACTORES RELATIVOS AL PROPIO PROCESO DE COMPOSTAJE..	57
4.1.1	Temperatura.....	57
4.1.2	Humedad.....	62
4.2.	EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA Y DE SU FRACCIÓN SÓLIDA .....	63
4.2.1	Pérdidas de materia orgánica .....	63
4.2.2	Carbono orgánico total.....	65
4.2.3	Nitrógeno total.....	66
4.2.4	Relación $C_{OT} / N_T$ .....	67
4.3.	EVOLUCIÓN DE LA FRACCIÓN HIDROSOLUBLE .....	69
4.3.1	pH .....	69
4.3.2	Conductividad eléctrica.....	70
4.3.3	Polifenoles solubles.....	71
4.4.	EVOLUCIÓN DE LA CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO.....	72
4.5	EVOLUCIÓN D ELA CALIDAD AGRONÓMICA DE LOS COMPOST OBTENIDOS.....	75
<b>5</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>77</b>



**6 BIBLIOGRAFÍA ..... 78**



## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1 LODOS DE DEPURADORA

#### 1.1.1 Características generales

La finalidad de los procesos de depuración de aguas residuales es la eliminación de sólidos en suspensión, componentes orgánicos e inorgánicos, y microorganismos patógenos de efluentes urbanos e industriales. En este proceso se obtienen los lodos de depuradora, los cuales constituyen un material semisólido, heterogéneo, cuya composición es muy variable y está determinada por las características del agua residual a tratar, por los procesos de depuración empleados y por el tratamiento a que es sometido el lodo (Pérez-Murcia y Moreno-Caselles, 2008).

Los procesos de depuración de agua, comprenden los biológicos y los físico-químicos (Metcalf y Eddy, 1995).

En la depuración biológica, los sólidos en suspensión se eliminan en dos etapas llevadas a cabo en taques de sedimentación: el tratamiento primario, donde la separación del sólido del agua residual se produce por procesos meramente físicos, debido a diferencias de densidad con el medio acuoso, acumulándose en el fondo del decantador formando los “lodos de decantación primaria” y el tratamiento secundario, donde parte de la materia orgánica es metabolizada y transformada en materia viva. El efecto de floculación permite separar los flóculos de materia orgánica, materia viva y materia inorgánica en el fondo del decantador secundario formando los “lodos de decantación secundaria”. Estos lodos son ricos en bacterias depuradoras, por lo que parte de ellos se recicla para activar la degradación microbiana de las aguas residuales después de la decantación primaria.

En los procesos de depuración físico-química, los sólidos en suspensión se eliminan de las aguas residuales mediante procesos de floculación o coagulación de la materia coloidal, tras la adición de reactivos químicos que favorecen la actividad superficial de las partículas. Los lodos obtenidos se llaman “lodos de coagulación” y contienen los materiales sólidos del efluente y productos de reacción insolubles formados a partir de los reactivos químicos utilizados en el proceso.

Los lodos de depuradora se caracterizan por ser un residuo extremadamente líquido (más de un 95% de agua). Su composición es variable y depende de la carga de contaminación del agua residual inicial y de las características técnicas de los tratamientos llevados a cabo en las aguas residuales. Los tratamientos del agua concentran la contaminación presente en el

agua, y por tanto, los lodos contienen amplia diversidad de materias suspendidas o disueltas. Algunas de ellas con valor agronómico (materia orgánica, nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) y en menor cantidad calcio (Ca), magnesio (Mg) y otros micronutrientes esenciales para las plantas) y otras con potencial contaminante como los metales pesados, entre ellos cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), los patógenos, y los contaminantes orgánicos (MAGRAMA, 2009).

Los lodos generados en los procesos de tratamiento del agua residual poseen un mal olor y un alto contenido en patógenos por lo que deben ser tratados y estabilizados. Por otra parte, para reducir los costes de tratamiento, transporte y almacenamiento debe reducirse su volumen mediante la eliminación parcial de agua. El espesamiento, acondicionamiento, deshidratación y secado del lodo pueden disminuir el contenido de agua y aumentar el porcentaje de sólidos del 5 al 10%, reduciendo el volumen de lodo a la mitad (Pérez-Murcia y Moreno-Caselles, 2008).

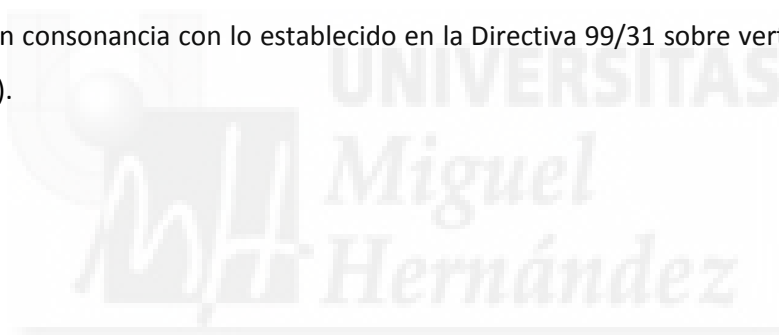
En función del tratamiento a que se sometan los lodos, y por tanto, en función del grado de estabilización que presenten, se distinguen dos tipos de lodos: frescos y degradados. Los lodos frescos son aquellos que no han recibido ningún tratamiento de fermentación y se caracterizan por un olor muy desagradable y por su alto contenido en gérmenes patógenos. Los lodos degradados se originan al someter los lodos frescos a un proceso de digestión aerobia o anaerobia, tienen un olor menos desagradable y menor contenido en gérmenes patógenos. Los lodos residuales, tanto frescos como degradados, suelen someterse a procesos de deshidratación mediante eras de secado o diversos sistemas mecánicos (filtro de bandas, centrifugación, secado térmico, etc.), obteniendo un producto más o menos pastoso que puede utilizarse directamente en agricultura o tras un proceso de secado y compostaje (Pérez-Murcia y Moreno-Caselles, 2008).

### **1.1.2 Producción y destino**

La generación de lodos se ha ido incrementando a lo largo de los años, siendo la utilización agrícola el único destino donde se produce un aumento. En los últimos datos del 2012, en España se generaron 1.130.761 toneladas de lodos procedentes de instalaciones de depuración (Tabla 1). Si atendemos a la cantidad total producida acumulada, se puede observar como en el período considerado, las Comunidades Autónomas que se presentan como mayores productoras de lodos son las Comunidades Valenciana (198.690 t), Madrid (197.345 t), Cataluña (135.058 t) y Andalucía (110.109 t). La gestión de los lodos en nuestro

país se distribuye en un 81 % se destina a aplicación agrícola, 7% a vertedero, 7% a incineración y a otros destinos un 5% (Anuario de Estadística, 2013).

De este modo, se observa que la aplicación al suelo con fines de fertilización y reciclaje de los nutrientes y de la materia orgánica, la valorización energética y el depósito en vertederos, son los principales destinos posibles para lodos de depuradora. La primera de estas opciones es la que se emplea en un mayor porcentaje, ya que es la más sostenible. Sin embargo, para su empleo agrícola de los lodos es obligado someter a los lodos a tratamientos biológicos, térmicos, químicos o de almacenamiento prolongado. Con el fin de potenciar y mejorar el reciclaje de este tipo de residuos se hace necesario el impulso y fomento de líneas de tratamiento para los lodos a fin de limitar el contenido en metales pesados, así como la previsión de equipamientos científicos y técnicos para su análisis y el seguimiento de sus aplicaciones al suelo y para la analítica inicial y periódica de los suelos donde se aplica. Los residuos que no hayan podido ser minimizados, reutilizados, reciclados o valorizados deben depositarse en consonancia con lo establecido en la Directiva 99/31 sobre vertido de residuos (Bernal, 2013).



**Tabla1.** Producción y destino de lodos , 2012 (Anuario de Estadística, 2013)

CCAA	Lodos generados (t.m.s)	Destinos							
		Aplicados en suelos agrícolas		Eliminados en vertedero		Incinerados		Otros destinos	
		(t m.s.)	%	(t m.s.)	%	(t m.s.)	%	(t m.s.)	%
C.A. Andalucía	110.109	93.892	85%	14.315	13%	0	0%	1.902	2%
C.A. Aragón	29.537	9.106	31%	431	1%	20.000	68%	0	0%
C. Foral de Navarra	12.631	12.313	97%	0	0%	0	0%	319	3%
C.A. Canarias	31.422	0	0%	30.966	99%	0	0%	456	1%
C.A. Cantabria	27.800	18.127	65%	3.827	14%	0	0%	5.846	21%
C.A. Castilla-La Mancha	58.112	51.970	89%	1.132	2%	0	0%	5.009	9%
C.A. Castilla y León	64.910	60.686	93%	3.929	6%	0	0%	294	0%
C.A. Cataluña	135.058	107.320	79%	1.231	1%	24.668	18%	1.840	1%
Ciudades Autónomas de Ceuta y Melilla	982	0	0%	0	0%	982	100%	0	0%
C. de Madrid *	197.345	185.656	94%	5.373	3%	1.234	1%	5.082	3%
C. Valenciana	198.690	184.583	93%	1.802	1%	163	0%	12.143	6%
C.A. Extremadura	14.357	11.423	80%	2.892	20%	0	0%	43	0%
C.A. Galicia	110.346	96.318	87%	5.030	5%	2.693	2%	6.305	6%
C.A. Islas Baleares	44.221	20.796	47%	4.122	9%	0	0%	19.303	44%
C.A. La Rioja	19.040	19.022	100%	0	0%	0	0%	19	0%
Principado de Asturias	2.548	1.688	66%	836	33%	0	0%	25	1%
C.A. País Vasco	39.138	8.838	23%	3.505	9%	25.518	65%	1.277	3%
Región de Murcia	34.515	33.194	96%	1.098	3%	0	0%	223	1%
<b>ESPAÑA</b>	<b>1.130.761</b>	<b>914.929</b>	<b>81%</b>	<b>80.490</b>	<b>7%</b>	<b>75.258</b>	<b>7%</b>	<b>60.084</b>	<b>5%</b>

Según se indica en el Perfil Ambiental de España (2012) una buena parte de los suelos agrícolas españoles se puede beneficiar de la aplicación de lodos siempre que ésta se realice conforme a la legislación vigente y se elaboren planes de fertilización adecuados que tengan en cuenta la composición de los lodos y las necesidades de los cultivos para el cálculo de la dosis a aplicar. La materia orgánica contenida en los lodos de depuradora puede variar entre el 25-70% sobre materia seca y es la responsable directa de las mejoras de las propiedades fisicoquímicas de los suelos sobre los que se aplican además de producir una mejora de su fertilidad y productividad. La aplicación a los suelos agrícolas debe realizarse correctamente prestando especial atención a la forma y al momento de aplicación en función de las características de cada caso (pendiente del terreno distancia a los cursos de agua previsión de lluvias. etc.). Así se puede mejorar la estructura y contenido en nutrientes del suelo protegiendo el medio ambiente y la salud humana.

### 1.1.3 Características agronómicas

En el año 2009, se planteó la necesidad de llevar a cabo un amplio estudio y caracterización de los lodos de España, dentro del cual se valora la calidad de los lodos de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (E.D.A.R) urbanas de un número superior a 20.000 habitantes equivalentes. Estas EDAR representan más del 75 % de la población cuyas aguas residuales se trataban (MAGRAMA, 2009).

Los resultados de este trabajo permiten conocer la calidad de los lodos procedentes de la depuración de las aguas residuales urbanas. Además, informa sobre los tratamientos más habituales de los lodos en estas EDAR. Este estudio ha sido una referencia en el planteamiento de los nuevos objetivos y medidas, así como de las orientaciones sobre la gestión más aconsejable de este residuo propuestas en el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR. 2008-2015).

Es importante conocer las principales características agronómicas de los lodos, ya que el principal destino del producto obtenido de los lodos de depuradora es su aplicación en suelos.

Principales características agronómicas:

- **pH.** En general. los lodos presentan un amplio rango de pH. entre 5.5 y 12, aunque el 50% de los valores presentados están próximos a la neutralidad.

Dado que los suelos presentan valores desde ácidos a fuertemente alcalinos, la aplicación de los lodos como enmienda puede tener un efecto amortiguador del pH.

- **Conductividad eléctrica.** Este parámetro indica el contenido en sales solubles en el residuo. Los valores analizados en los lodos oscilan entre 2.000 y 12.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (2-12 dS/m), aunque la mayoría de las muestras presentan rangos entre 5.000 y 6.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

La mayoría de los cultivos responden adecuadamente a suelos con valores entre 100 y 1.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Algunas especies soportan hasta 2.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Por encima de 4.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  se hace imposible el cultivo. Se debería conocer previamente la conductividad del suelo para el cálculo de la dosis de lodos a aplicar.

- **Carbono.** El análisis de carbono total y oxidable del lodo nos proporciona información acerca de la capacidad del residuo para suministrar compuestos orgánicos, más o menos biodegradables, que contribuirán a la mejora de la fertilidad de los suelos a través del papel de los microorganismos en su metabolismo. Los valores de carbono total oscilan entre 15 y 55%. mientras que los de carbono oxidable se encuentran en el rango entre 10-25%.

La valoración del carbono oxidable, directamente relacionado con la fertilidad, nos indica que este parámetro representa, en general, en los lodos analizados, el 65% del carbono total.

- **Nitrógeno.** Es uno de los nutrientes esenciales para el metabolismo del suelo y la nutrición de las plantas, por lo que es uno de los parámetros de mayor interés. Los valores medios obtenidos oscilan entre el 3.5 y 4.5 %.

- **C/N.** La relación entre los valores de carbono total y nitrógeno proporciona información acerca de la estabilidad del lodo en su aplicación al suelo. Una relación C/N alrededor de 10 representa un lodo bien estabilizado y se podría utilizar como abono orgánico nitrogenado. en cambio un lodo que disponga de una relación C/N de 15-20 puede ocasionar problemas de inmovilización del nitrógeno del suelo.

Los valores que se han observado en el estudio oscilan entre 4 y 16, aunque la media está alrededor de 10.

- **Fósforo.** Junto con el nitrógeno y el potasio representan los macronutrientes esenciales en los que se basa el cálculo de la dosis de fertilizantes.

Los valores de fósforo asimilable varían entre 500 y 5.800 mg/kg de materia seca, aunque la mayoría de las muestras analizadas presentan alrededor de 2.500-3.000 mg/kg de materia seca, lo que equivale aproximadamente al 30% del fósforo total.

- **Potasio.** En el K asimilable, los valores de las muestras analizadas varían en función de las EDAR, hasta valores máximos de 6.000 mg/kg de materia seca, aunque la mayoría están en rangos de alrededor de 1.500 mg/kg de materia seca. En cuanto al K total, el rango de valores obtenido está comprendido entre 1.000 y 10.000 mg/kg de materia seca.

- **Calcio.** Es uno de los macro elementos esenciales. aunque su presencia en los lodos está condicionada no sólo por el origen del agua residual. sino también por el tratamiento que recibe en las EDAR.

Los resultados obtenidos para el Ca asimilable presentan un amplio rango de valores desde 100 a 30.000 mg/kg de materia seca, lo que hace difícil extraer medias. Los valores de Ca total oscilan entre 10.000- 120.000 mg/kg de materia seca.

- **Magnesio.** El Mg asimilable presenta valores entre 500 y 4.000 mg/kg de materia seca. aunque los rangos mayoritarios oscilan alrededor de 2.000 mg/kg de materia seca. Los valores de magnesio total varían entre 2.000 y 13.000 mg/kg de materia seca.

- **Sodio asimilable.** Este elemento está correlacionado con los valores de conductividad eléctrica en los lodos. Los valores medios oscilan entre 1.000 y 1.500 mg/kg de materia seca.

- **Hierro.** Es uno de los micronutrientes esenciales para los cultivos por lo que su determinación tiene gran interés desde el punto de vista de conocer la capacidad del lodo para contribuir a la mejora de la fertilidad de los suelos. Los contenidos analizados oscilan entre 7 y 34 mg/kg de materia seca; con valores medios alrededor de 15 mg/kg de materia seca. Sin embargo, los valores de hierro total varían desde 5.000 a 70.000 mg/kg de materia seca.

En general. los lodos procedentes de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) presentan contenidos elevados en nutrientes asimilables por lo que su aplicación al suelo suministraría las concentraciones necesarias de estos elementos para su utilización como enmiendas orgánicas o fertilizantes orgánicos. A pesar de esto, es importante considerar el interés de mantener adecuadas relaciones entre nutrientes en los suelos con la finalidad de conseguir una equilibrada nutrición de los cultivos. Por lo que las dosis de lodo a aplicar deberán tener en cuenta el estado nutricional previo del suelo, así como sus propiedades físicas a fin de evitar que la lixiviación de un exceso de nutrientes pueda causar efectos negativos en aguas subterráneas.

#### 1.1.4 Gestión y aplicación agrícola

Hoy en día es una difícil tarea por parte de administraciones públicas y entes privados para llevar a cabo una correcta gestión de los lodos. Además, el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) 2008-2015 presenta unas estrategias de gestión específica para los lodos y establece unos requisitos en la gestión a conseguir en el espacio de tiempo determinado. Dicho plan establece como gestión tres actuaciones diferentes, la aplicación al suelo,



valorización y la eliminación en vertedero. Estas actuaciones están legisladas tal y como abordaremos a continuación en el apartado “1.1.6 Normativa”.

El PNIR establece como objetivos cuantitativos que para el año 2015 la aplicación en suelos agrícolas de los lodos debe suponer más del 67%. La valorización en otros suelos o tipos de valorización más del 18% y por el contrario, la incineración menos del 3% y el depósito en vertedero menos del 12%.

**Incineración.** Esta forma de gestión consiste en una combustión completa de la materia orgánica presente en el residuo a incinerar producida en exceso de oxígeno. Con ella se consigue eliminar toda la cantidad de agua presente, reducción al 95% del volumen de fango húmedo, destrucción completa de patógenos, destrucción y reducción a límites aceptables de compuestos orgánicos tóxicos que podrían generar futuros problemas medioambientales, captar metales pesados en las cenizas y por último este método nos permite recuperar parte de la energía gracias al vapor generado por la incineración.

A pesar de que todo parecen ventajas, esta forma de gestión conlleva algunos impedimentos bastante importantes como son los elevados costes de instalación y mantenimiento necesarios para llevarla a cabo de forma correcta. Además, se requiere un personal para explotación y mantenimiento más cualificado para poner en funcionamiento la incineración. Otro tipo de problemas derivados son el difícil tratamiento de gases, partículas, aguas de lavado y cenizas necesarios y por supuesto la elevada oposición social que supondría la instalación de una planta de estas características (Hospido y col., 2005).

**Depósito en vertedero.** Esta opción de gestión es la última en llevarse a cabo en caso de último recurso ya que actualmente toda la legislación tiene la premisa de evitar el depósito de los lodos en vertedero debido al elevado coste de gestión que supone y al agotamiento de la vida útil del mismo. Por ello, todas las normativas europeas y legislaciones estatales pretenden el cierre progresivo de todos los vertederos, quedando esta opción de gestión en último lugar.

**Aplicación en suelos.** Es la primera opción de gestión de los lodos y es sin lugar a dudas la más sostenible y fácil de llevar a cabo, debido a su menor coste y a un notable aporte de nutrientes y una mejora de los suelos.

La utilización de lodos de depuradora como enmienda supone una importante fuente de materia orgánica (Loveland y Webb, 2003) y de nutrientes (Singh y Agrawal, 2010) que junto a un buen manejo de los mismos provoca una mejora de la fertilidad en agroecosistemas degradados (García-Gil y col., 2004) y en la producción de los cultivos (Ojeda y col., 2008).

Otra posibilidad de empleo de los lodos de depuradora es su empleo como materia prima en la elaboración de sustratos de cultivo. Los lodos de depuradora, no pueden utilizarse directamente para la formulación de sustratos de cultivo, ya que poseen una baja capacidad de aireación, resultan muy asfixiantes, son ricos en N y relativamente pobre en C y presentan cantidades variables de metales pesados, de sustancias orgánicas tóxicas y de distintos tipos de microorganismos patógenos. Por ello, es imprescindible una adecuación de los lodos de depuradora para su utilización como sustrato de cultivo. Sánchez-Monedero y col. (1997) ensayaron tres especies hortícolas: brócoli, tomate y cebolla, utilizando como sustrato de cultivo turba mezclada con compost, elaborado a partir de mezcla de distintos residuos entre ellos el lodo de depuradora, concluyendo que cualquiera de los compost utilizados mezclados con turba, hasta una proporción del 66,7 % en volumen, es factible para la preparación de sustratos de semillero, y no tiene efectos negativos sobre el crecimiento. Sin embargo, Perez-Murcia y col. (2006) observaron que para la germinación y el desarrollo de plántula de brócoli adecuado la mejor mezcla fue aquella que contenía un 30% de compost de lodo + 70% de turba.

No por ello, hay que obviar que existen ciertas limitaciones que vienen derivadas de la contaminación de estos lodos por metales pesados presentes en las aguas residuales o compuestos orgánicos difícilmente degradables. Por ello, la normativa indica que la aplicación al suelo con fines de fertilización y reciclaje de nutrientes y materia orgánica debe estar precedida de unos tratamientos biológicos, térmicos, químicos o de almacenamiento prolongado de los lodos para su estabilización y eliminación de patógenos previa a su uso.

### **1.1.5 Riesgos derivados del empleo agrícola**

Las principales características de los lodos que pueden actuar como factores limitantes de su aplicación en el sector agrícola son las siguientes:

- a) Salinidad
- b) Contenido excesivo de nutrientes
- c) Microorganismos patógenos
- d) Contenido en metales pesados
- e) Sustancias orgánicas tóxicas

### ***Salinidad***

Es un factor a tener muy en cuenta, puesto que la cantidad de aniones ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , etc.) y cationes ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , etc.) que van a estar solubles en el suelo al que se le ha aplicado lodo va a ser muy importante, sobre todo en aquellos con una limitada capacidad de drenaje. Así, se puede producir una disminución en la capacidad de germinación de las semillas y el ritmo de crecimiento de la planta, a la vez que la estructura del suelo puede verse seriamente alterada. Cabe destacar que la relación entre el contenido de cationes es un parámetro muy adecuado para evaluar efectos negativos sobre el suelo (Murcia, 2013).

### ***Contenido excesivo de nutrientes***

Un aporte demasiado elevado al suelo de nitrógeno y de fósforo, puede provocar una contaminación de las aguas subterráneas por la elevada concentración de nutrientes solubles. Esto es debido a que las fracciones inorgánicas de nitrógeno y fósforo, constituyen aproximadamente la mitad del aporte total de nutrientes al suelo por el lodo. Este efecto se puede ver agravado, si la aplicación al suelo se realiza fuera del período correspondiente a la mayor demanda fisiológica del cultivo o si el lodo no está suficientemente estabilizado, pudiendo crear problemas de nutrición a la planta, si el residuo no ha alcanzado la relación C/N óptima (Ross y col., 1991). El aporte de potasio no suelo plantear problemas puesto que su contenido es bajo en los lodos.

### ***Microorganismos patógenos***

Desde el punto de vista agrícola es un factor importante a tener en cuenta, puesto que es interesante conocer la cantidad de microorganismos y su capacidad de supervivencia, con el fin de prever las posibles contaminaciones por ingestión de partes comestibles de plantas que hayan podido estar en contacto con los lodos (Wong y Lai, 1996).

La supervivencia en el suelo de patógenos es muy variable, puesto que va desde pocos días a varios años. Los principales tipos de patógenos presentes en los lodos son (Robert y Winkler, 1991):

- ✓ Virus de diferentes tipos (Hepatitis, Adenovirus y Entero virus). Estos pueden llegar a ser muy peligrosos, aunque se presentan en número más bien reducido.
- ✓ Bacterias pertenecientes a distintos géneros (Salmonela, Shigela, Mycobacterium, Vibrio, Pseudomonas, Klebsiella y Secherichia), tomada esta última, por convenio, como organismo indicador.

- ✓ Protozoos.
- ✓ Hongos.
- ✓ Nematelmintos y platelmintos.

Los lodos frescos son aquellos que no han recibido ningún tratamiento de fermentación y se caracterizan por su alto contenido en gérmenes patógenos (Tabla 2). Por lo tanto, las cantidades de microorganismos presentes en un lodo varían según el grado de tratamiento del agua. Cuanto más efectivo sea el proceso de tratamiento, menor será el grado de incidencia de los organismos patógenos. De todos modos, la supervivencia va a depender de distintos factores como son la temperatura, humedad, cantidad de materia orgánica del suelo, luz, así como el tipo de suelo, puesto que la movilidad de bacterias, parásitos y virus a través del suelo, depende de su textura y del grado de saturación.



**Tabla 2.** Organismos presentes en los fangos y posibles enfermedades

(Pérez-Murcia y Moreno-Caselles, 2008).

<b>Bacterias</b>	<b>Enfermedad</b>
Campylobacter yeyuni	Gastroenteritis, diarrea, vómitos
Escherichia coli (enteropatógena)	Gastroenteritis
Legionella	Neumonía
Leptospira spp.	Leptospirosis
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea
Salmonella paratyphi	Fiebre paratifoidea
Otras Salmonellas	Salmonellosis, botulismo
Shigella	Shigelosis
Vibrio cholerae	Cólera
Otros Vibrio	Diarreas
Yersinia enterocolítica	Yersinosis
<b>Protozoo</b>	<b>Enfermedad</b>
Entamoeba histolytica	Ulceración colónica, disentería amébrica, absceso hepático
Giardia lamblia	Diarrea, mala absorción
<b>Virus</b>	<b>Enfermedad</b>
Enterovirus (poliovirus)	Poliomelitis, meningitis, rinofaringitis y alteraciones digestivas
Enterovirus (Echo virus)	Meningitis, gastroenteritis, infecciones respiratorias y conjuntivitis
Enterovirus (Coxackie Virus A)	Meningitis, manifestaciones respiratorias, oculares, digestivas y mucosas
Enterovirus (Coxackie Virus B)	Meningitis, cardiopatías, manifestaciones cardiovasculares y cutáneas
Enterovirus (Virus hepatitis A)	Hepatitis
Reovirus	Sintomatología no específica
Rotavirus	Gastroenteritis
Adenovirus	Infecciones respiratorias, querato-conjuntivitis y gastroenteritis
<b>Helminfos</b>	<b>Enfermedad (síntomas)</b>
Ascaris lumbricoides	Ascariasis (perturbación respiratoria, digestiva o abdominal)
Ancylostoma duodenale	Anquilostomiasis (anemia)
Ancylostoma spp.	Larva Migrans cutánea
Taenia spp.	Teniasis

### ***Contenido en metales pesados***

El término «metal pesado» engloba a aquellos elementos cuya densidad es superior a 5 g/cm<sup>3</sup> cuando están en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20.

Los metales pesados desde el punto de vista de su función en los seres vivos se pueden clasificar en: i) micronutrientes, como es el caso de Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Ni, Cr, V, Ti y Se, los cuales, en pequeñas cantidades son necesarios para que los organismos realicen su ciclo vital, pero que a partir de ciertas concentraciones pueden llegar a ser tóxicos y ii) elementos como Cd, Hg, Pb, Sb y Bi que no tienen una función biológica conocida y que pueden resultar altamente tóxicos para los organismos vivos debido a su capacidad de acumulación en el organismo.

La cantidad de metales pesados en los lodos de depuración depende, en la mayoría de los casos, del tipo de vertido. Los procesos industriales en los que se emplean materias primas que tienen un alto contenido en metales pesados son una importante fuente de los mismos en los lodos de depuradoras.

La concentración de metales pesados en los lodos va a ser variable según la procedencia del agua residual y el tratamiento realizado en la estación depuradora. Además de ellos, cabe destacar la posible presencia de otros elementos no metálicos (metaloides) de efecto igual o incluso más perjudicial, tales como arsénico, bromo, bismuto, selenio y yodo.

El problema de la incorporación de los metales pesados al suelo radica principalmente en que algunos pueden ser muy móviles y asimilables por las plantas por lo que pueden provocar efectos tóxicos en las mismas o se pueden acumular en sus tejidos con lo cual se presenta un riesgo de contaminación de los eslabones sucesivos (animales y hombre) de la cadena trófica.

Su presencia hace que se alteren procesos fisiológicos esenciales del metabolismo de la planta. No obstante, entre los vegetales, la tolerancia a los metales pesados varía en gran medida de unas especies a otras, pudiendo éstos pasar a formar parte de la cadena alimenticia y llegar, en última instancia, al hombre. Si las plantas no se consumen, vuelven a restituir nuevamente esos elementos en el suelo en formas relativamente asimilables, por lo que se verificará en el curso de los años una acumulación continua de metales pesados con posibilidad de un creciente efecto nocivo. La solubilidad y disponibilidad de metales pesados para la planta está influenciada por numerosos factores, siendo uno de los más importantes el pH del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Por esta razón el pH del suelo es un factor limitante en la aplicación de los lodos en los suelos agrícolas.

### ***Sustancias orgánicas tóxicas***

Aunque son numerosos los compuestos orgánicos potencialmente tóxicos, identificados en los lodos (Tabla 3), éstos se encuentran generalmente en pequeñas cantidades, siendo su persistencia, en determinados casos, bastante elevada. Los plaguicidas son los componentes más frecuentes. Muchos de ellos se metabolizan en mayor o menor grado durante el proceso de depuración de las aguas residuales y es por ello que los más recalcitrantes o persistentes permanecen en los lodos.

Las principales razones por la que estos compuestos se consideran tóxicos son debidas a que la mayoría son liposolubles, así como a que son poco biodegradables. Su acumulación dentro de la cadena alimentaria debida a su gran afinidad lipídica, podría causar efectos negativos en animales e incluso en el propio hombre.

Estos compuestos pueden sufrir tres tipos de reacciones de degradación por las que pueden salir del medio: biodegradación, degradación química y fotoquímica. La degradación biológica es bastante lenta y se produce muy a largo plazo. En el suelo, se puede llegar a producir una degradación química que implicaría procesos hidrolíticos y oxidativos. Además, estos compuestos orgánicos pueden fijarse a componentes del suelo, pudiendo temporalmente quedar inactivos, ello podría repercutir en la propia degradación de la estructura del suelo, por alteración de sus componentes fijadores (arcillas y materia orgánica).

**Tabla 3.** Principales contaminantes orgánicos presentes en los lodos (Murcia, 2013).

Contaminante	Razón de importancia
Plaguicidas	Generalmente hidrocarburos clorados. Se encuentran a través de la cadena alimentaria
Bifenilos policlorados	Usados en transformadores eléctricos, pinturas, plásticos, insecticidas y otros productos industriales. Solubles en grasas y sujetos a biomagnificación
Alifáticos halogenados	Usados en extintores de incendios, refrigerantes, plaguicidas y en propulsores de "sprays". Pueden dañar el sistema nervioso central y el hígado.
Éteres	Usados principalmente como disolventes depolímeros plásticos. Cancerígenos potentes.
Esteres de ftalato	Usados en la producción del PVC y termoplásticos. Pueden ser teratogénicos y mutagénicos en concentraciones bajas.
Aromáticos monocíclicos (exceptuando fenoles, cresoles y ftalatos)	Usados en las manufacturas de productos químicos, explosivos, tintes y pigmentos, así como disolventes fungicidas y herbicidas. Depredadores del sistema nervioso central y pueden dañar los riñones y el hígado.
Fenoles	Usados principalmente como intermediarios en la producción de polímeros sintéticos, materiales colorantes, pigmentos y en disolventes fungicidas y herbicidas. La toxicidad aumenta con el grado de cloración.
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	Usados como materiales colorantes, intermedios químicos, plaguicidas, herbicidas, fuel y gasolinas. Cancerígenos.
Nitrosaminas	Usados en la producción de compuestos químicos orgánicos y caucho. Cancerígeno potente en animales.

### 1.1.6 Normativa

La importancia creciente de la producción de lodos procedentes de la depuración de aguas residuales domésticas o urbanas está planteando serios problemas para su almacenamiento y sobre todo para su eliminación. Por otra parte, la composición de estos lodos aunque variable les convierte en una fuente de materia orgánica y de elementos fertilizantes para su utilización en la actividad agraria, que resulta ser la vía más adecuada para su eliminación al permitir su incorporación a los ciclos naturales de la materia y la energía. Se produce así un doble beneficio, ambiental y agrario, consecuencia por una parte de su eliminación sin alteración relevante del equilibrio ecológico y por otra, del efecto que se deriva de su aplicación en los suelos del sureste español.



Debido a esta importancia, existen leyes que regulan su correcta gestión y permiten compaginar la producción de los lodos de depuración y su utilización agraria en España con la protección eficaz de los factores físicos y bióticos afectados por el proceso de producción agraria. Algunas de ellas de reciente entrada en vigor, como es el caso de la **Orden AAA/1072/2013 de 7 de Junio de 2013**, por la cual se regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario. Actualmente, esta orden deroga la **Orden de 26 de octubre de 1993**, que regulaba la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario, incorporando en ella una serie de cambios que se hicieron necesarios para tener en cuenta los avances técnicos en el tratamiento y aplicación al suelo agrario de los lodos de depuración. Esta Orden se mantiene en conformidad con el **Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre**.

Esta ley que resulta de aplicación a los lodos de depuración ha establecido un nuevo régimen jurídico que promueve la transparencia en materia de producción y gestión de residuos y asegura su trazabilidad. Con esta última finalidad y de conformidad con lo dispuesto en el artículo 4.º del Real Decreto 1310/1990, se concreta en el anexo II la información que debe acompañar a toda partida de lodos de depuración destinada a la actividad agraria y se actualiza la información que debe contener el Registro Nacional de Lodos.

Es obvio después de analizar el panorama que el grueso importante en materia legislativa sobre la utilización de los lodos de depuradora en la agricultura viene dado por el Real Decreto 1310/1990. Es este Real Decreto es de especial importancia el artículo 3º donde se establecen los valores límites de concentración de elementos de los suelos y de los lodos así como en algunos casos su prohibición de utilización. También se establecen los parámetros de análisis y control que se deben efectuar a los lodos por parte de las depuradoras y ser controlados por las administraciones competentes. Además, de todos los tipos de formularios e información de la que deben ir acompañados los lodos en todo momento.

A nivel europeo, este Real Decreto traspone la **Directiva 86/278/CEE, de 12 de Junio** de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y. en particular de los suelos en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. Esta Directiva regula la utilización en la agricultura dependiendo del tipo de EDAR que produce el lodo, así como se regula su uso en función del tipo de cultivo o prohíbe el empleo de LD sin tratar. También, indica que la utilización de los lodos en agricultura debe hacerse teniendo en cuenta las necesidades de nutrientes de las plantas. Es aquí donde se establecen los valores límite de metales pesados y los parámetros de análisis que fueron traspuestos al Real Decreto 1310/1990 (Tabla 4).

Finalmente, el seguimiento natural del panorama legislativo en materia de residuos y concretamente lodos de depuradora nos conduce al "Plan Nacional de Lodos de Depuradoras

de Aguas Residuales” (PNLD) 2007-2015, dentro del catálogo del “Plan Nacional Integrado de Residuos” (PNIR) 2007-2015, los cuales deberán ser revisados próximamente. En el PNIR encontramos todo lo referente a los lodos de depuradora, qué son, dónde se generan, destino, gestión, valorización, problemática y lo más importante de todo son los balances sobre la situación actual de los lodos de depuradora y los objetivos marcados en la fecha prevista.

**Tabla 4.** Limitaciones en el contenido de metales pesados para la utilización de lodos de depuración en el sector agrario.

Metales	Límites actuales vigentes (Real Decreto 1310/1990)				
	Suelo <sup>(1)</sup> (mg/kg ms)		Lodo (mg/kg ms)		Introducción en el suelo (kg/ha/año)
	pH<7 (suelo)	pH>7 (suelo)	pH<7 (suelo)	pH>7 (suelo)	
<b>Cd</b>	1	3	20	40	0,15
<b>Cu</b>	50	210	1.000	1.750	12
<b>Ni</b>	30	112	300	400	3
<b>Pb</b>	50	300	750	1.200	15
<b>Zn</b>	150	450	2.500	4.000	30
<b>Hg</b>	1	1,5	16	25	0,10
<b>Cr</b>	100	150	1.000	1.500	3

<sup>(1)</sup> Sobre la base de 25 muestras en un área ≤ 5 ha y a una profundidad (P) determinada (10 cm < P < 25 cm)

## 1.2 COMPOSTAJE

### 1.2.1 Definición y etapas del proceso

El compostaje es un tratamiento biológico al que se pueden someter los residuos, consistente en un proceso bio-oxidativo controlado sobre un sustrato orgánico, sólido y heterogéneo, que evoluciona a través de una fase termófila y temporal, liberando fitotoxinas, y es descompuesto por la acción de los microorganismos, obteniéndose como productos CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, minerales y materia estabilizada, libre de compuestos fitotóxicos y patógenos (Soliva y col., 2008). El resultado del proceso de compostaje es la formación de un producto llamado *compost*, relativamente estable como el humus, conservando los nutrientes químicos del residuo fresco, a la vez que intensifica su asimilabilidad para las plantas y destruye los microorganismos patógenos, las malas hierbas y las larvas de insectos. La biodiversidad de la fauna edáfica aumenta con la incorporación del compost al suelo. Sin embargo, este aumento

de biodiversidad microbiana estará en función del grado de estabilización de la materia orgánica (Figura 1).

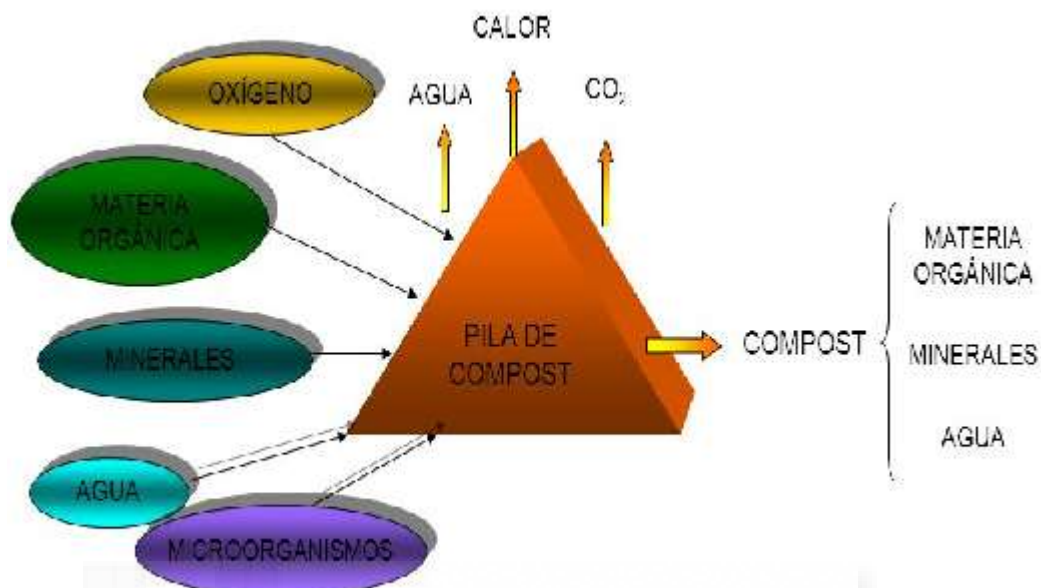
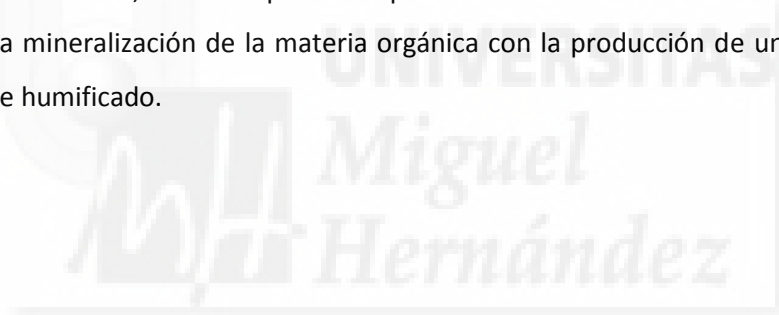


Figura 1. El proceso de compostaje (Reinhardt, 2010).

Durante el compostaje se producen de forma simultánea dos procesos interdependientes, la descomposición y la estabilización o humificación de la materia orgánica. La descomposición es un proceso de simplificación, en el que la materia orgánica se degrada en moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas, depende, principalmente, de la actividad biológica y es exotérmico. El proceso de estabilización o humificación radica en la formación de macromoléculas nuevas a partir, o de moléculas sencillas generadas durante la descomposición, o bien directamente de moléculas ya existentes en los sustratos a compostar. Globalmente estas transformaciones consumen energía, y en ellas intervienen procesos biológicos, así como físicos y químicos. Las macromoléculas resultantes de la humificación reciben el nombre de sustancias húmicas y tienen, como característica más destacable, una gran resistencia a la descomposición. Cada uno de estos procesos se llevará a cabo mediante transformaciones distintas, dependiendo de la etapa en la que se encuentre el compostaje, ya que cada una de estas etapas está caracterizada por la actividad de diferentes grupos de microorganismos. De acuerdo con Chen e Inbar (1993), las etapas del compostaje son cuatro (Figura 2):

1. *Fase inicial o mesofílica*, donde la pila está a temperatura ambiente y comienzan a desarrollarse las bacterias y hongos mesófilos, que descomponen los carbohidratos y las proteínas más fácilmente degradables. A temperaturas superiores a 40 °C, la actividad mesofílica cesa y la degradación entra en la fase termófila.
2. *Fase termofílica*, durante la cual los microorganismos son reemplazados por los actinomicetos, los hongos y bacterias termofílicas, las cuales degradan las proteínas y los carbohidratos no celulósicos y posiblemente los lípidos y la hemicelulosa, pero no atacan la celulosa ni la lignina.
3. *Fase de enfriamiento*, caracterizada por una caída de la temperatura y de la velocidad de descomposición y una recolonización de la masa por microorganismos mesófilos, los cuales llevarán a cabo la degradación de azúcares, hemicelulosa y celulosa. Estas tres fases constituyen lo que se denomina la fase bio-oxidativa del proceso de compostaje.
4. *Fase de maduración*, donde se producirá predominantemente la estabilización y también una cierta mineralización de la materia orgánica con la producción de un producto final altamente humificado.



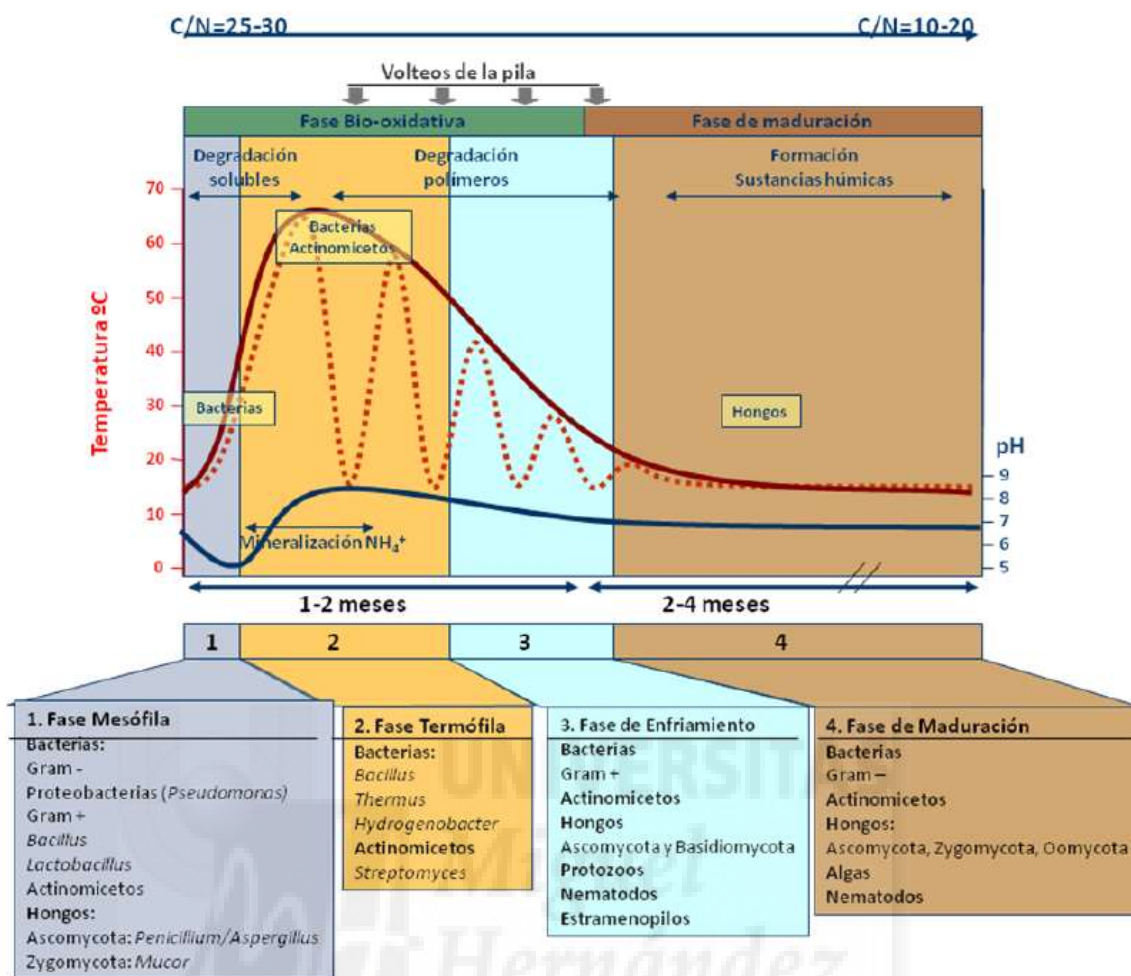


Figura 2. Fases del proceso de compostaje y las poblaciones microbianas asociadas (Moreno Casco y Mormeneo, 2008)

### 1.2.2 Condiciones para el proceso de compostaje

Las variables más importantes que afectan a los sistemas de compostaje pueden ser clasificados en dos tipos:

- **Parámetros de seguimiento.** Aquellos que han de ser medidos, seguidos y controlados durante todo el proceso y adecuados para que sus valores se encuentren en los intervalos considerados correctos para cada fase del proceso. Entre los parámetros que se consideran de seguimiento encontramos; temperatura, humedad, pH, aireación y espacio de aire libre (Bueno-Márquez y col., 2008).

- **Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato.** Aquellos que han de ser medidos y adecuados a sus valores correctos fundamentalmente al inicio del proceso (Madejón y col.,

2001). Entre los parámetros considerados relativos a la naturaleza del sustrato están; tamaño de partícula. relación C/N y C/P. nutrientes. materia orgánica y conductividad eléctrica.

### **Parámetros de seguimiento**

#### **Temperatura**

Cuando disponemos de los materiales iniciales a compostar en pilas o cualquiera de los sistemas de compostaje que existen, éstos se encuentran a la misma temperatura hasta que da comienzo la actividad microbiana, donde los microorganismos generan calor aumentando la temperatura del material del sistema. Por ello, la temperatura es considerada la variable fundamental en el control del compostaje, asimismo si atendemos a la evolución de la temperatura del proceso ésta es una representación fiable de lo que está ocurriendo. De este modo, pequeñas variaciones de temperatura afectan más a la actividad microbiana que pequeños cambios en la humedad, pH o C/N (Liang y col., 2003; Miyatake y col., 2006).

Por la evolución de la temperatura se puede juzgar la eficiencia y el grado de estabilización a que ha llegado el proceso, ya que existe una relación directa entre la temperatura y magnitud de la degradación de la materia orgánica. Asimismo, existe una relación directa entre la degradación y el tiempo durante el cual la temperatura ha sido alta. Se observan tres fases en el proceso de descomposición aeróbica: fase mesófila inicial ( $T < 45^{\circ}\text{C}$ ), al final de la cual se producen ácidos orgánicos; fase termófila ( $T > 45^{\circ}\text{C}$ ); y fase mesófila final, considerándose finalizado el proceso cuando se alcanza de nuevo la temperatura inicial.

Cada especie de microorganismo tiene un intervalo de temperatura óptima en el que su actividad es mayor y más efectiva:  $15-40^{\circ}\text{C}$  para los microorganismos mesófilos y  $40-70^{\circ}\text{C}$  para los termófilos (Moreno Casco y Mormeneo, 2008). En cada fase del proceso, los microorganismos para los que esa temperatura sea óptima para su desarrollo serán los encargados de la descomposición de la materia orgánica del residuo, debido a la subida de temperatura del sistema junto con los otros factores óptimos se lleva a cabo el proceso.

#### **pH**

El pH tiene una influencia directa en el compostaje debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos. Mediante el seguimiento del pH se puede obtener una medida indirecta del control de la aireación de la mezcla, ya que si en algún momento se crean condiciones anaerobias se liberan ácidos orgánicos que provocan el descenso del pH.

Según algunos autores la evolución del pH en el compostaje presenta tres fases. Durante la fase mesófila inicial se observa una disminución del pH debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más lábil, produciendo una liberación de ácidos orgánicos. Eventualmente esta bajada inicial del pH puede ser pronunciada si existen condiciones anaeróbicas, pues se formará aún más cantidad de ácidos orgánicos. En una segunda fase se produce una progresiva alcalinización del medio, debido a la pérdida de los ácidos orgánicos y la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas (Sanchez-Monedero, 2001). Y por último, en la tercera fase el pH tiende a la neutralidad debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón (Figura 2).

Suler y col. (1977) establecieron una relación entre los cambios de pH y la aireación de la mezcla, concluyendo que un compostaje con la aireación adecuada conduce a productos finales con un pH entre 7 y 8; valores más bajos del pH son indicativos de fenómenos anaeróbicos y de que el material aún no está maduro. Posteriormente, estos mismos autores estudiaron las relaciones pH-aireación-microorganismos existentes en el proceso y dedujeron que la degradación orgánica se inhibe a pH bajos, por lo que si el pH se mantiene por encima de 7,5 durante el proceso es síntoma de una buena descomposición.

### **Humedad**

El compostaje es un proceso biológico de descomposición de materia orgánica en el que la presencia de agua es imprescindible para las necesidades fisiológicas de la fauna microbiana gracias a que es el medio de transporte de las sustancias solubles que sirven de alimento a las células y de los productos de deshecho de las reacciones que tienen lugar durante el proceso. También, es considerada por algunos autores como la variable más importante del proceso de compostaje (Haug, 1993; Madejón y col., 2002).

La humedad de la masa de compostaje debe ser tal que el agua no llegue a ocupar totalmente los poros de la masa (Miyatake y col., 2006), para que permita la circulación tanto del oxígeno (proceso aerobio) como de otros gases producidos en la reacción. El rango óptimo para el crecimiento microbiano está entre el 50-70%; la actividad biológica decrece mucho cuando la humedad está por debajo del 30%; por encima del 70% el agua desplaza al aire en los espacios libres existentes entre las partículas, reduciendo la transferencia de oxígeno y produciéndose una anaerobiosis, la cual origina malos olores y afecta a la velocidad del proceso disminuyéndola.

Este exceso de humedad puede ser reducido aumentando la aireación (Haug, 1993). Por ello, con un buen control de la humedad y de la aireación puede llevarse a cabo el control de la temperatura debido a que durante el proceso de compostaje se debe llegar a un equilibrio entre los huecos de partículas que se pueden llenar de aire o de agua.

### **Aireación**

Para el correcto desarrollo del compostaje es necesario asegurar la presencia de oxígeno, ya que los microorganismos que en él intervienen son aerobios. Las pilas de compostaje presentan porcentajes variables de oxígeno en el aire de sus espacios libres: la parte más externa contiene casi tanto oxígeno como el aire (18-20%); hacia el interior el contenido de oxígeno va disminuyendo, mientras que el dióxido de carbono va aumentando, hasta el punto de que a una profundidad mayor de 60cm el contenido de oxígeno puede estar entre 0.5 y 2% (Ekinci y col., 2004).

Una aireación insuficiente provoca una sustitución de los microorganismos aerobios por anaerobios, con el consiguiente retardo en la descomposición, la aparición de sulfuro de hidrógeno y la producción de malos olores (Bidlingmaier, 1996). El exceso de ventilación podría provocar el enfriamiento de la masa y una alta desecación con la consiguiente reducción de la actividad metabólica de los microorganismos (Zhu, 2006).

### **Espacio libre de aire**

Siendo el compostaje un proceso biológico de descomposición de la materia orgánica, la presencia de agua es imprescindible para satisfacer las necesidades fisiológicas de los microorganismos, ya que el agua es el medio de transporte tanto de las sustancias que sirven de alimento a las células, como de los productos de deshecho de la reacción (Hoitink y col. 1995). La humedad (contenido en agua) de la masa de compostaje debe ser tal que el agua no llegue a ocupar totalmente los poros de dicha masa y permita la circulación tanto del oxígeno (ya que el proceso debe desarrollarse en condiciones aeróbicas), como de otros gases producidos en la reacción.

### **Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato**

#### **Tamaño de partícula**

El tamaño inicial de las partículas que componen la masa a compostar es una importante variable para la optimización del proceso, ya que cuanto mayor sea la superficie expuesta al ataque microbiano por unidad de masa, más rápida y completa será la aireación.



Por lo tanto, el desmenuzamiento del material facilita el ataque de los microorganismos y aumenta la velocidad del proceso. Pero si se reduce en exceso el espacio entre partículas, aumenta las fuerzas de fricción (Haug, 1993), limitando la difusión de oxígeno hacia el interior y de dióxido de carbono hacia el exterior, lo cual puede ocasionar en un colapso microbiano.

### **Relaciones C/N**

Para un correcto compostaje en el que se aproveche y retenga la mayor parte del C y del N, la relación C/N del material de partida debe ser la adecuada. Los microorganismos utilizan generalmente 30 partes de C por una de N, por ello el intervalo óptimo para el compostaje es de 25-35 (Jhorar y col. 1991).

La relación C/N influye en la velocidad del proceso y en la pérdida de amonio durante el compostaje. Por ejemplo, si la relación C/N es mayor que 40 la actividad biológica disminuye y los microorganismos deben oxidar el exceso de carbono con la consiguiente ralentización del proceso debido a la deficiente disponibilidad de N para la síntesis proteica de los microorganismos. Si el producto tiene una alta relación C/N, pero la materia orgánica es poco biodegradable, la relación C/N real disponible para los microorganismos es menor y el proceso se acelerará rápidamente, afectando solo a una porción de la masa. Si esta relación es muy baja el compostaje es más rápido también pero el exceso de nitrógeno se desprende en forma amoniacal, produciéndose una autorregulación de la relación C/N del proceso.

La relación C/N ideal para un compost totalmente maduro es cercana a 10, al igual que la del humus, considerándose con  $C/N < 20$  que el compost ya es suficientemente estable o maduro. La relación C/N depende inicialmente del N que posean los materiales, por lo que no es la mejor variable para medir la madurez de un compost y si así se dispusiera, debería seguirse su evolución o la diferencia entre los valores iniciales y finales.

### **Nutrientes**

La utilidad agronómica de los residuos con posibilidad de ser compostados está en función de la disponibilidad de los elementos nutritivos que posean (Kiehl, 1985). Los microorganismos sólo pueden aprovechar compuestos simples, por lo que las moléculas más complejas se rompen en otras más sencillas para poder ser asimilables (Castaldi y col., 2005).

Entre los elementos que componen el sustrato destacan el C, N y P, que son macronutrientes necesarios para el desarrollo microbiano. Se comprueba que, en general, entre el inicio y el final de compostaje se produce un aumento de las concentraciones de distintos nutrientes, debido a la pérdida de materia orgánica de la masa a compostar. (Díaz y

col., 2004. Michel y col., 2004). Además, de C. N y P existen otros nutrientes presentes en menor cantidad (micronutrientes). Estos tienen un papel importante en la síntesis de las enzimas, en el metabolismo de los microorganismos y en los mecanismos de transporte intra y extracelular (Miyatake y col., 2006).

### **Materia orgánica**

El conocimiento del contenido de materia orgánica en el producto final del compost es fundamental, pues se considera como el principal factor para determinar su calidad agronómica (Kiehl, 1985). Durante el compostaje la materia orgánica tiende a descender debido a su mineralización y a la consiguiente pérdida de carbono en forma anhídrido carbónico; estas pérdidas pueden llegar a representar casi el 20% en peso de la masa compostada (Zucconi y col., 1987).

Este descenso de materia orgánica transcurre en dos etapas principalmente:

- En esta primera etapa se produce un rápido decrecimiento de los carbohidratos, transformándose las cadenas carbonadas largas en otras más cortas con la producción de compuestos simples; algunos de estos compuestos se reagrupan formando compuestos húmicos.
- En la segunda etapa después de consumirse los compuestos lábiles, los compuestos más resistentes como las ligninas se van degradando lentamente para transformarse en compuestos húmicos (Tomati y col., 2000; Castaldi y col., 2005).

Algunos compuestos procedentes de la materia orgánica son utilizados por los microorganismos para transformar sus tejidos y otros son transformados en anhídrido carbónico y agua. La velocidad de transformación de la materia orgánica depende de su naturaleza física y química, de los microorganismos que intervienen y de las condiciones físico-químicas del proceso (humedad. aireación. temperatura y pH) (Michel y col., 2004).

Para predecir la cantidad de materia orgánica total es necesario conocer la biodegradabilidad de la materia orgánica de partida. La biodegradabilidad indica la cantidad de materia orgánica que puede descomponerse, o que se ha descompuesto, de una mezcla o de un producto determinado. La biodegradabilidad es una medida de la degradabilidad de un sustrato (Tchobanoglous y col., 1994). El paso limitante en el proceso de compostaje de algunos residuos industriales es la rotura de las cadenas hidrocarbonadas de la celulosa. Según Haug (1993) en un periodo de 200 días se degrada entre un 23-54% de la celulosa, dependiendo de la mezcla; las celulosas y hemicelulosas son fácilmente degradables. Los

compuestos lipídicos tienen una degradabilidad limitada y las ligninas no se degradan en absoluto.

La biodegradabilidad puede estimarse mediante un balance de materia, teniendo en cuenta que la cantidad de cenizas se conserva constante durante el compostaje.

### **Conductividad eléctrica (CE)**

La CE de un compost está determinada por la naturaleza y composición del material de partida, fundamentalmente por su concentración de sales y en menor grado por la presencia de iones amonio o nitrato formados durante el proceso (Sánchez-Monedero, 2001).

La CE tiende generalmente a aumentar durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica. Este hecho produce un aumento de la concentración de nutrientes. En ocasiones ocurre un descenso de la CE durante el proceso, lo que puede deberse a fenómenos de lixiviación en la masa, provocados por una humectación excesiva de la misma.

La dosis de compost que puede añadirse a un suelo debe ser proporcional a la CE del compost. Un exceso de salinidad en la disolución del suelo dificulta la absorción de agua por las raíces de las plantas, de modo que en algunos casos, en esas condiciones, sólo prosperan las especies resistentes.

### **1.2.3 Sistemas de compostaje**

Hay que tener en cuenta que cualquiera de los procesos de compostaje existentes en la actualidad, correctamente realizado es igualmente capaz de proporcionar un compost final de gran calidad agronómica atendiendo a su grado de higienización, presencia de una materia orgánica suficientemente biodegradada, estabilizada y libre de compuestos orgánicos nocivos. y tener un adecuado grado de humedad y relación C/N. La diferencia principal entre las distintas tecnologías de compostaje estriba en el tiempo de desarrollo del proceso, el equipamiento y la mano de obra necesaria para ello.

Asimismo, ninguna de las tecnologías es capaz de mejorar la calidad del compost en lo que se refiere a porcentaje de impurezas, de áridos o de metales pesados. Estos valores dependerán solo de la calidad de la materia prima que se recibe y de los posibles pre-tratamientos antes de la fase de fermentación (casi siempre preferibles) y los realizados después de esta y/o de la fase de maduración.

A continuación voy a desarrollar los métodos de compostaje más representativos e implantados en las principales instalaciones de tratamiento de residuos biodegradables existentes en la actualidad.

### **Pilas o hileras volteadas**

Este tipo de compostaje es el más utilizado, sencillo y económico. Se constituyen pilas o hileras con el material mezclado y homogeneizado en forma triangular o trapezoidal. El tamaño de estas pilas o hileras alcanza los 3-4 metros en su base, entre 2 y 2.5 metros de altura y una longitud variable. Estos valores dependen en su medida de la estructura que posee el material a compostar, que es el que posibilita estas dimensiones variables.

Para la elección del tamaño de la pila ha de tenerse en cuenta la proporción de materiales fácilmente degradables presentes en el residuo y en la estructura, porosidad del mismo. La primera marcará la tasa de consumo de oxígeno una vez que el proceso esté en marcha y la segunda, la capacidad de reposición de oxígeno a través de los poros del propio material en descomposición y la distribución del calor generado en la fermentación. En ocasiones es necesaria la adición de un material celulósico estructurante que contribuya a mejorar la relación C/N de la pila.

Un programa de volteos y riegos periódicos con la suficiente frecuencia, o mejor aún condicionado a medidas de temperatura, nivel de oxígeno y/o humedad en el interior de la pila, que aseguren la correcta homogeneización e higienización del material, haciéndolo pasar por el interior de la pila. Además, de un correcto mantenimiento de la fermentación. Se trata de un sistema discontinuo, en el que suele tardar de 100 a 120 días el proceso en lograr unos niveles de estabilización aceptables.

Las pilas dinámicas de este sistema presenta la ventaja de conseguir una buena homogeneización del material gracias a una disminución mecánica del tamaño medio de partícula que contribuye a una mayor disminución del volumen y una mayor garantía de higienización del material ya que este pasa en cada volteo por una fase termófila. Como punto negativo, en estos sistemas es complicado realizar un control de la temperatura y en ocasiones se producen déficits de oxígeno en el interior si la estructura es la adecuada. Además, hay que valorar un gran coste en maquinaria para realizar los volteos.

### **Pilas estáticas aireadas**

El sistema que voy a presentar a continuación fue diseñado por la USDA de los Estados Unidos para el tratamiento de lodos de instalaciones depuradoras (Wilson, 1980). En este

sistema se colocan los materiales sobre un conjunto de tubos perforados conectados a un sistema capaz de aspirar o insuflar aire a través de la pila. La aireación que se realiza insufla oxígeno a la pila, para enfriarla y eliminar el vapor de agua, CO<sub>2</sub> y otros productos de descomposición presentes en ella. Durante el periodo en que tiene lugar el proceso, la pila, que es estática, no se toca hasta que la etapa activa se haya completado.

Las pilas estáticas aireadas requieren además de la red de distribución de aire, una capa base de un material con elevada porosidad para prevenir el atasco de los agujeros del sistema de suministro de aire. En la parte exterior de la pila, se necesita una capa de material más estable y maduro de unos 18-30 cm, el cual aislará el compost inmaduro de plagas y aislará del exterior el flujo de aire y las consiguientes pérdidas de amoníaco y agua además de olores indeseados (Rynk y Richard, 2004). La altura que adquirirá la pila es de unos 3-4 metros, dependiendo del peso de los materiales, ya que hay que prevenir compactación en las capas más bajas.

Debido a que la pila es estática, no hay forma de homogeneizar el material durante el proceso, por lo que este apartado debe realizarse cuidadosamente previamente, procurando obtener una mezcla relativamente porosa y con buena estructura que resista la compactación y el asentamiento (Rynk y Richard, 2004). Otro aspecto que se debe tener en cuenta en este tipo de tecnologías es la humedad, que debe ser controlada inicialmente y durante el proceso, sobre todo debido al aire introducido el cual puede desecar demasiado el interior de la pila.

La pila es controlada mediante los sistemas de aireación dispuestos en ella, principalmente se basa en un controlador de la temperatura el cual está ajustado con el sistema de ventilación y un temporizador que pondría el sistema en funcionamiento de acorde a las necesidades. Esta tecnología permite sobretodo compostar lodos mezclados con un sustrato seco y poroso como serrín o astillas de madera.

Las principales ventajas que se adquieren con este sistema vienen dadas por su gran control sobre los niveles de oxígeno y temperatura que permite un aceleramiento del proceso y una sustancial ganancia de tiempo, con lo cual se puede compostar mayor cantidad en el mismo tiempo, logrando mejor eficiencia. Como principal desventaja de este tipo de sistema encontramos la complejidad de los sistemas de aireación, así como la delicadeza con la que hay que realizar la mezcla y homogeneización para evitar compactaciones y problemas derivados de esta.

### **Trincheras, canales semicerrados**

El proceso de compostaje en trincheras o canales semicerrados se realiza en una serie de canales, calles o trincheras que tienen una anchura de entre 3 y 5 metros, con muretes de 2 o 3 metros de alto y de longitud variable, como se hace habitualmente. Los canales se encuentran abiertos por arriba y con dispositivos o raíles que permiten la circulación de una máquina volteadora por encima de ellos. El material fresco llega por una serie de cintas transportadoras que descargan el material en el principio de la calle que se desee.

El método de volteo a diferencia de otros sistemas consiste en una volteadora que circula por la parte superior de los canales y remueve y hace avanzar la pila unos 3-4 metros en cada volteo. La volteadora suele ser específica para este tipo de tecnología y además puede ser utilizada en el canal que se desee.

Gracias a esta tecnología y a que las pilas se protegen de las inclemencias meteorológicas dentro de una nave habilitada adecuadamente, se consigue llevar un gran control y seguimiento sobre la temperatura, humedad y el nivel de oxígeno de la pila, incluyendo también los volteos, riegos y aireación selectiva que se pueden efectuar y que finalmente incidirán sobre la calidad del compost y el tiempo de duración del tratamiento (30-50 días). A pesar de la buena optimización que ofrece esta tecnología, cuanto mayor sea el tiempo de residencia del compost, el nivel de estabilización y su buena maduración, mejor será el producto final obtenido.

### **Túneles estáticos**

Este tipo de tecnología implica la construcción de una serie de contenedores de hormigón, u otros materiales, de unos 3 metros de alto por 4-5 de ancho y 20-30 de fondo. El contenedor está dotado de un sistema de aireación forzada, normalmente a través de ranuras en el suelo, de sondas de temperatura, de humedad y de nivel de oxígeno; recogida de gases y de lixiviados y sistema de riego.

Gracias a un sistema automatizado que procesa todos los datos obtenidos en tiempo real, se efectúa la aireación que consigue regular y controlar variables como la temperatura y la humedad de los materiales. Para el control de la temperatura se fijan patrones de comportamiento en los que se delimita un periodo termófilo y otro mesófilo. Por lo que respecta al control de la humedad, se realiza mediante riegos de los materiales.

La operación se realiza introduciendo los materiales a compostar en los túneles llenándose hasta los 2/3 donde se efectúa la fermentación. Durante la fermentación, las necesidades de oxígeno, de homogeneidad de la temperatura para su correcta higienización y del aporte de agua para contrarrestar las pérdidas por evaporación son más elevadas y

constantes. El proceso en este tipo de tecnologías tiene una duración que van de 2 a 6 semanas para posteriormente efectuar sobre ellos una maduración de 2-3 meses generalmente, manteniendo los riegos y los volteos que sean necesarios.

La ventaja que dispone este sistema consiste en el alto grado de control de importantes variables que inciden notablemente en el proceso de compostaje. Además, permite recoger los gases y los lixiviados que además pueden reutilizarse.

### **Tambores/cilindros rotatorios**

La tecnología de los reactores de tambor rotatorio se realiza en cilindros de unos pocos metros de diámetro por algunos más de longitud, que giran lentamente a lo largo de su eje principal. Los tambores montados en la horizontal tienen una pequeña inclinación para que los materiales circulen lentamente dentro de ellos mientras el sistema rota y se voltea en su interior. Los materiales a compostar se cargan en un lado del tambor por medio de cintas transportadoras y el compost ya finalizado se recoge por el otro extremo. Gracias a este sistema es posible controlar parámetros como la temperatura de la masa, el tiempo de permanencia, los volteos y la inyección/extracción de aire (Canaleta, 2005).

La rotación expone el material al aire fresco, intercambiando O<sub>2</sub>, liberando calor y diversos gases de la descomposición y produciendo una homogeneización en aireación y temperatura del material que se está compostando, garantizándose una correcta higienización de la masa.

Las dimensiones de los tambores van de 3 metros de diámetro y unos 50 metros de longitud y en ellos se pueden compostar muchos tipos de materiales como FORSU, estiércol, restos de cadáveres, broza. etc. El proceso en este tipo de tecnología tiene una duración de 2 a 4 semanas en planta y de 5 a 7 días dentro del tambor (primera fase de descomposición), a lo que se debe añadir el tiempo correspondiente a la maduración y post-tratamientos donde se utilizan otros sistemas anteriormente mencionados.

Como ventajas de este sistema encontramos el gran control que se puede efectuar sobre los parámetros y la flexibilidad del proceso. A pesar de esto, como nota negativa encontramos su elevada inversión inicial necesaria.

#### **1.2.4 Definición de compost**

El compost puede ser definido como el producto que resulta del proceso de compostaje y maduración, constituido por una materia orgánica estabilizada semejante al humus, con poco parecido con la original, puesto que se habrá degradado dando partículas

más finas y oscuras. Será un producto inocuo y libre de sustancias fitotóxicas, cuya aplicación al suelo no provocará daños a las plantas, y que permitirá su almacenamiento sin posteriores tratamientos ni alteraciones (Costa y col., 1991).

Siguiendo esta definición, el compost debería ser:

- a) Un producto estabilizado. La estabilización es un requisito previo a su empleo agrícola. Debe lograrse por procesos biológicos y no confundirse con procesos como desecación o esterilización. Si las condiciones volviesen a ser favorables para la fermentación del producto, ésta podría producirse (metabolismo latente).
- b) Un producto inocuo. La destrucción de organismos patógenos se consigue con el efecto continuado de la alta temperatura, el tiempo y la competencia de la población microbiana no patógena con la patógena, condiciones que se dan preferentemente en la etapa termófila.
- c) Debe haberse sometido a una etapa inicial de descomposición. El compost debe asociarse al proceso de compostaje tal y como se definió anteriormente y se debe excluir a todos los productos obtenidos mediante otros procesos. La degradación irá incluida en la primera fase de compostaje, pues para iniciar la estabilización, aquélla tiene que haber finalizado, y la presencia de compuestos orgánicos solubles y catabolitos orgánicos estará en un nivel muy bajo.
- d) Será el resultado de un proceso de humificación. Durante la fase de estabilización del producto (maduración) se producirá una humificación, acompañada de un lento proceso de mineralización.

Por todas estas razones, los productos no terminados (no humificados o que contengan sustancias fitotóxicas) no deberían ser llamados “compost”, aunque algunos que no tienen tales requisitos puedan tener usos especiales.

### **1.2.5 Evaluación del grado de madurez de compost**

En el compostaje de los residuos orgánicos se puede diferenciar una fase bio-oxidativa, donde predominan las reacciones enzimáticas degradativas de las moléculas orgánicas (en condiciones termófilas) y una fase de maduración, con reacciones de condensación y polimerización semejantes al proceso de humificación en el medio natural. Si el control del proceso se realiza de forma exhaustiva y se aplican determinados criterios científicos, es posible obtener a escala industrial un producto orgánico de alto valor agrobiológico, cuya



aplicación a los suelos de cultivo puede incrementar de forma notable el contenido de materia orgánica “humificada”. Sin embargo, dejando a un lado el contenido de materia orgánica, la calidad se entiende en términos de “estabilidad biológica” y “humificación”, o lo que es lo mismo, científicamente y de forma conjunta conocido como “madurez” del compost (Senesi, 1989; Iglesias Jiménez y Pérez García, 1989; Inbar y col., 1990).

Desde el punto de vista práctico se entiende como compost maduro un material térmicamente estabilizado, lo cual no implica necesariamente una estabilización biológica pero no tienen el mismo significado. Por lo tanto, muchos autores diferencian el grado de estabilidad biológica del compost y grado de madurez. El concepto de estabilidad biológica del compost se entiende como la tasa o grado de descomposición de la materia orgánica, el cual se puede expresar como una función de la actividad microbiológica y se determina por medidas respirométricas o por la liberación de calor como resultado de la actividad de los microorganismos (Iannotti y col., 1993). Sin embargo, el concepto de madurez no está tan claramente definido por la comunidad científica.

El concepto más ampliamente utilizado para definir la madurez de un compost altamente “humificado” viene dado gracias a que su materia orgánica ha evolucionado durante un largo período de tiempo de maduración hacia formas más resistentes a la biodegradación. Con lo cual un compost altamente maduro está biológicamente estabilizado y además carece de sustancias orgánicas fitotóxicas. Aquí es donde se demuestra que el término madurez incluye el término “estabilidad biológica” englobándolo dentro de él.

#### **Madurez= estabilización biológica + humificación**

Numerosos métodos y criterios (físicos, químicos y biológicos) han sido propuestos, pero la mayoría, aisladamente, no son operativos para su aplicación práctica a todo tipo de materiales. Por tanto, no existe un único método universal para su aplicación a cualquier tipo de compost (Chikae y col., 2006) y por eso es imprescindible para su aplicación combinada de determinados parámetros indicadores de la actividad microbiana durante el compostaje y de la humificación del material para evitar los serios riesgos que conlleva la aplicación a los suelos de cultivo de compost insuficientemente maduros.

#### **Criterios y métodos propuestos para la determinación del grado de madurez**

La mayoría de los métodos utilizados en la actualidad no son definitivamente concluyentes, por lo que respecta al producto final. Así, la mayoría de métodos o criterios están basados en el estudio de la evolución de determinados parámetros físico-químicos y

bioquímicos a lo largo del proceso de compostaje, cuyo comportamiento es un reflejo de la actividad metabólica de los microorganismos implicados en el proceso.

La mayoría de los parámetros estudiados son aplicables al compostaje (proceso) y sólo algunos al compost (producto). De ahí la dificultad de establecer un único método de aplicación universal cuando se considera solo el producto. Por eso, el problema puede minimizarse gracias a que se consideren al mismo tiempo, de forma complementaria, varios métodos o criterios. Estos parámetros combinados (índices de madurez) deberían reunir las siguientes condiciones:

a) Que sean aplicables al producto sin necesidad de conocer su evolución anterior. Es decir, que se pueda deducir si el proceso de compostaje se ha realizado correctamente.

b) Deben ser parámetros sencillos en las condiciones operativas para una aplicación práctica. Se han obviado aquellos métodos que requieren personal muy especializado.

c) Su aplicación debe tener una clara justificación científica, asegurándose la estabilidad térmica del material y además es necesario un parámetro indicativo del grado de "humificación" para poder obtener compost de alta calidad.

d) El índice de madurez tiene que ser reproducible con independencia del origen geográfico del material.

En general los test o métodos propuestos para la evaluación del grado de madurez pueden agruparse en cinco tipos según la naturaleza del parámetro que evalúan.

A. Parámetros sensoriales de la madurez (test o criterios de tipo físico).

B. Evolución de parámetros de la biomasa microbiana.

C. Estudio de la materia orgánica "humificada".

D. Indicadores químicos de la madurez.

E. Métodos biológicos (test de fitotoxicidad).

## **Indicadores sensoriales de la madurez**

### **Temperatura**

La evolución de la temperatura durante el compostaje es un reflejo de la actividad metabólica de los microorganismos implicados en el proceso. Por tanto, este parámetro es un buen indicador del final de la fase bio-oxidante en el cual el compost ha adquirido cierta madurez, ya que la curva de temperatura se estabiliza definitivamente, no variando con el volteo del material. Por tanto, para que un compost se considere estabilizado biológicamente se debe asegurar al menos su estabilización térmica. Sin embargo, en algunos casos, estabilización térmica no implica biológica del material. Si la temperatura se mantiene durante

varios días más allá del límite de inactivación puede producirse una inhibición paulatina de la actividad microbiana y de la tasa metabólica global (y como consecuencia el aparente final) y por tanto una degradación solo parcial de la materia orgánica lábil (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1991).

Determinaciones respirométricas o de producción de calor, así como de compuestos fitotóxicos (test de fitotoxicidad) pueden indicarnos si los cambios metabólicos que acompañan a la estabilización de la materia orgánica se han producido de forma completa o se encuentran en un estado de evolución transitoria (metabolismo latente). Por ello, se han propuesto diversos test de autocalentamiento del compost como criterio de madurez que se basan en el mismo principio: el calor generado por una muestra de compost en un recipiente al vacío con una humedad apropiada durante el período de incubación entre 2 y 9 días, a temperatura constante. La temperatura máxima del material que sube por encima de la temperatura ambiente se utiliza con fines de interpretación.

Actualmente, el más empleado es el test DEWAR (TMECC 05.08-D) estandarizado por Brinton y col. (1995). Este test clasifica el compost en 5 niveles de intervalos de aumento de temperatura de 10°C cada uno. El nivel más alto (V) indica que el compost está altamente estabilizado y el compost inmaduro según el test DEWAR estaría clasificado en los niveles I, II y III con un aumento de hasta 50°C y se correspondería con una tasa de respiración de entre 8 y 20 mg CO<sub>2</sub> -C g<sup>-1</sup> de C-compost d<sup>-1</sup> (Sullivan y Miller, 2005). El test es en realidad una medida indirecta del índice respiratorio del compost y se correlaciona con la tasa de respiración del CO<sub>2</sub> (Brinton y col., 1995).

### **Métodos basados en la evolución de parámetros de la biomasa microbiana**

Estos métodos determinan básicamente el grado de estabilización biológica del material deduciéndolo de forma directa a partir de la cuantificación de la biomasa microbiana o de la medida de su actividad metabólica, o bien de forma indirecta mediante el estudio de la evolución de los constituyentes más fácilmente biodegradables o susceptibles de degradación.

1. Cuantificación de la microbiota y biomarcadores de la diversidad microbiana.
2. Respirometría.
3. Parámetros bioquímicos de la actividad microbiana (ATP, actividades microbianas).
4. Análisis de constituyentes fácilmente biodegradables (polisacáridos solubles y lípidos extraíbles).

### **Cuantificación de la microbiota y biomarcadores de la diversidad microbiana**

La biomasa microbiana decrece hacia el final del compostaje. a medida que el producto alcanza su maduración, debido a la degradación paulatina de las moléculas más lábiles. Por lo que el recuento total de microorganismos a lo largo del proceso puede constituir un buen test del estado de maduración del compost. Además, cada etapa del compostaje (fase mesófila. termófila. enfriamiento y maduración) está caracterizada por la presencia de una microbiota específica, por cuyo seguimiento es posible conocer el estado de madurez del compost.

Dadas las dificultades para el recuento directo y demás técnicas difícilmente reproducibles en el laboratorio se utilizan con más frecuencia biomarcadores moleculares que permiten establecer con precisión los grupos de microorganismos predominantes, dependiendo del estado de madurez del compost. Las técnicas más utilizadas son PLFA (perfil de ácidos grasos de fosfolípidos). QP (perfil de quinonas) y algunas técnicas moleculares de ácidos nucleicos (PCR-amplified 16S rDNA).

### **Respirometría, consumo de O<sub>2</sub> y emisión de CO<sub>2</sub>**

En realidad, la técnica considerada más fiable es la de consumo de O<sub>2</sub> (o emisión de CO<sub>2</sub>) para todo tipo de residuos. El consumo de O<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> aumentan muy rápidamente al comienzo del compostaje, disminuyen hacia la mitad del proceso y continúan descendiendo al final hasta alcanzar valores próximos a los de un suelo arable. Según se indica en Iglesias Jiménez (1991). La demanda química de O<sub>2</sub> en un compost fresco (menos de 4 semanas) es aproximadamente 30 veces más elevada que la de un compost maduro (más de 180 días).

La más sencilla medición cuantitativa de la respiración es determinar la evolución del CO<sub>2</sub> por captación alcalina durante un periodo de incubación variable que puede variar entre 3 y 40 días (Changa y col., 2003). y a temperatura constante entre 25 y 35°C. El CO<sub>2</sub> captado en KOH o NaOH se determina por análisis volumétrico. García y col. (1992), en compost de RSU, proponen un valor límite inferior a 5mg CO<sub>2</sub>-C g<sup>-1</sup> para que el material pueda considerarse suficientemente estabilizado.

Una técnica muy utilizada por su sencillez y operatividad para deducir la evolución del CO<sub>2</sub> es el test comercial "SOLVITA", que ha sido aceptado como método de referencia en algunos estados de USA y en algunos países europeos (Sullivan y Miller. 2005). El test SOUR (tasa específica de consumo de oxígeno) es posiblemente el más recomendado y el más utilizado en numerosos países como método de referencia. Además, del más recomendado por su simplicidad (TMECC 05.08-A). Este test mide la tasa máxima de consumo de O<sub>2</sub> en una suspensión compost-agua a 30°C, durante un tiempo de incubación de tan solo 5-6 horas y

solo requiere una pequeña cantidad de muestra (entre 3-8 gramos) y no precisa del pre- acondicionamiento de la muestra que si precisan otros test.

#### **Parámetros bioquímicos de la actividad microbiana (ATP. actividades enzimáticas)**

Para dar una información más completa de los procesos involucrados en el compostaje de los residuos orgánicos, los test respirométricos pueden complementarse con estudios bioquímicos. Estos test son la concentración de ATP, que se correlaciona bastante bien con la evolución de la temperatura (Iglesias Jiménez y Pérez García. 1989) y la actividad de enzimas hidrolíticas, que pueden constituir por sí mismos métodos válidos para evaluar el grado de madurez del compost. El método recomendado a utilizar es el normalizado para suelos por el Grupo Español de Enzimología de Suelos (Trasar Cepeda y col. (2003), una adaptación del método propuesto por García y col. (1993)).

#### **Análisis de constituyentes fácilmente biodegradables**

Un método muy sencillo para establecer el grado de madurez y fácil de implementar en plantas de compostaje fue propuesto por Dinel y col. (1996). Consiste en la extracción secuencial de los lípidos extraíbles en dietil-éter (DEE) y cloroformo ( $\text{CHCl}_3$ ). Estos autores observan que el contenido de lípidos extraíbles en DEE (lípidos fácilmente biodegradables) disminuye durante el proceso de compostaje ya que son rápidamente metabolizados por la microbiota del compost. Sin embargo, el contenido de lípidos extraíbles con  $\text{CHCl}_3$  permanece prácticamente constante, ya que representa la fracción lipídica más recalcitrante a la degradación. El límite para el ratio DEE/ $\text{CHCl}_3$  un valor  $<2.5$  para que el compost se considere suficientemente maduro. El método propuesto es científicamente sólido, aplicable universalmente para todo tipo de compost, relativamente barato y no necesita personal muy cualificado (Dinel y col., 1996) por lo que sus ventajas obligan a cualquier gestor a tener muy en cuenta el método propuesto.

#### **Estudio de la materia orgánica “humificada”**

Si se realiza una investigación profunda sobre la naturaleza y composición de las fracciones “húmicas” del compost constituye sin duda el criterio más exacto para establecer el grado de evolución de la materia orgánica.

#### **Carbono extraíble**

Algunos autores han propuesto la riqueza total de C "húmico" (tasa de extracción total en medio alcalino. AH+AF, o ratio de humificación: Cex/Cot) como índice de madurez, pero este parámetro no es válido para todo tipo de residuos. Para compost de RSU y lodos, la tasa de extracción de C "húmico" total (Cex/Cot) permanece prácticamente constante durante todo el proceso, como demostraron varios autores. La expresión sustancias húmicas (ácidos húmicos, fulvicos y huminas) solo se puede entender desde un punto de vista exclusivamente operacional cuando se refieren al compost de RSU y otros residuos orgánicos compostados. Por ello el porcentaje de C "húmico" total no puede considerarse como un índice de humificación (maduración) de la materia orgánica y por tanto resultarían carentes de valor algunos índices publicados ya que el porcentaje de "humus" total al final del proceso podría encontrarse igual al comienzo del proceso de compostaje.

#### **Ratio AH/AF**

Debido a la actividad metabólica de las sucesivas poblaciones microbianas, se produce una intensa mineralización primaria parcial de los materiales orgánicos y se van formando a la vez una serie de compuestos secundarios que constituirán unidades estructurales o precursores de los "ácidos húmicos", entre otros: polifenoles y productos de degradación de la lignina, compuestos fenólicos secundarios producidos por microorganismos, taninos y pigmentos aromáticos. Además de aminoácidos, péptidos. Polisacáridos, ácidos grasos, alcanos, etc.

Se puede concluir que durante el compostaje de RSU y otros residuos no existe una auténtica síntesis de *novo* de sustancias húmicas y lo que ocurre es un incremento paulatino de la tasa de polimerización (incremento de la fracción de "AH") por transformación, reestructuración y condensación de sustancias no solo desde un punto de vista exclusivamente operacional se pueden adscribir a "AF", a partir de la cual se forma paulatinamente fracción de "AH" (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992b. 1992c). Definitivamente a partir del ratio AH/AF se puede determinar el grado de madurez del compost y es un parámetro importante a tener en cuenta.

#### **Indicadores químicos de la madurez**

##### **Relación C/N (fase sólida, Cot/Not)**

Es el criterio más utilizado tradicionalmente para establecer el grado de madurez del compost y definir la calidad agronómica del mismo, siendo necesario un valor en torno a 30 en el material inicial y menor de 20 o 15 en el producto final. A pesar de todo, no puede ser

utilizado como indicador absoluto del estado de maduración, ya que este parámetro presenta una gran variabilidad dependiendo de los sustratos iniciales. Podemos encontrar compost maduros con valores superiores a 20, ya que parte del C orgánico puede estar aún en forma de compuestos resistentes a la biodegradación (lignina) o compost inmaduros con valores inferiores a 15 debido a la riqueza en N de los materiales iniciales.

Por lo tanto, debido a lo citado en el párrafo anterior. Morel y col. (1985) indican como criterio concluyente de madurez el seguimiento periódico del ratio C/N durante el compostaje hasta la estabilización del mismo. Aunque como criterio más seguro de madurez, Iglesias Jiménez y Pérez García (1992c), para compost de RSU, y Bernal y col. (1998). para compost de diverso origen se establecen como criterio seguro un relación Cot/Not inferior a 12, que se aproxima al valor en torno a 10 de suelos con un contenido de materia orgánica altamente humificada (Roig y col., 1988).

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

El grado de humificación de la materia orgánica en el suelo, al igual que ocurre en el compostaje de residuos orgánicos, está estrechamente correlacionado con la CIC. Este parámetro aumenta progresivamente a medida que la humificación de la materia orgánica progresa, ya que el incremento del grado de polimerización provoca un aumento considerable de la superficie específica de las macromoléculas “húmicas” y un aumento progresivo de grupos carboxílicos fundamentalmente e hidroxifenólicos en menor medida (Lax y col., 1986). La CIC ha sido aceptada universalmente como criterio de madurez e indirectamente como criterio de “humificación” de materiales orgánicos (Roig y col., 1988).

Se recomienda utilizar el método de Lax y col. (1986) para compost de residuos orgánicos en general y el método de Harada e Inoko (1980b) para compost de urbanos en general.

#### **Métodos biológicos (test de fitotoxicidad)**

Se entiende por fitotoxicidad la condición o cualidad del compost que influye negativamente en el crecimiento vegetal. Puesto que todas las aplicaciones potenciales del compost contemplan el contacto con las plantas, la fitotoxicidad es uno de los criterios más importantes para evaluar su calidad y adecuación, tanto para fines agrícolas como de restauración ambiental o paisajística, siendo de especial interés cuando el compost se destina a aplicaciones hortícolas de alto valor añadido. Por otra parte, como la producción de compuestos fitotóxicos es muy dinámica y se ve claramente afectada por el estadio del

compostaje, el tipo de proceso y la correcta gestión del mismo. Los ensayos de fitotoxicidad ofrecen un parámetro útil para comparar distintos sistemas de compostaje (aerobios/anaerobios) y un medio para reducir la duración del proceso al mínimo tiempo requerido para alcanzar un producto estándar (Zucconi y col., 1985).

Diversos factores pueden causar toxicidad; algunos se originan durante el proceso de compostaje (amoníaco, ácidos orgánicos, o óxido de etileno) en etapas intermedias de la transformación de la materia orgánica, o como consecuencia de una mala gestión del proceso, pero otros compuestos tóxicos pueden deberse a los materiales que se compostan (sales, metales pesados, fenoles hidrosolubles). Por ello, los ensayos biológicos se consideran indicadores de madurez que de estabilidad, si bien, puesto que los microorganismos producen fitotoxinas durante la descomposición activa de la materia orgánica. Una respuesta adecuada en los ensayos biológicos debería indicar una suficiente estabilización de la materia orgánica.

La producción de compuesto fitotóxicos representa una situación transitoria durante el compostaje, pues es elevada en el estadio inicial, en el que se produce una rápida degradación de la materia orgánica, y disminuye en el de estabilización, donde predomina la "humificación" y mineralización. La estabilización parece ser más rápida al aumentar la disponibilidad de O<sub>2</sub>, observándose que en los sistemas con aireación forzada la producción de compuestos fitotóxicos puede desaparecer en pocas semanas, antes de acabar la fase termófila. Por el contrario, si el suministro es deficiente pueden observarse niveles letales de toxicidad. La disminución de la toxicidad en el final del proceso puede deberse a la degradación metabólica de algunos compuestos orgánicos fitotóxicos, o a la incorporación de determinadas moléculas fitotóxicas a la fracción de "ácidos húmicos" (Zucconi y col., 1985).

Los ensayos biológicos deben ser simples, reproducibles y rápidos. El *berro* (*lepidium sativum L.*) es la especie más comúnmente utilizada por su facilidad en el manejo y por su rápida germinación y crecimiento, aunque parece que el berro no es capaz de discriminar bien entre compost maduro e inmaduro. También, se han usado otras especies de plantas como el rábano (*Raphanus sativus L.*), zanahoria (*Daucus carota L.*), pepino (*Cucumis sativus L.*), etc.

### **Germinación y elongación de raíces**

Zucconi y col. (1981b) describieron un test de germinación con semillas de berro en contacto con extractos de compost, determinando la germinación y elongación relativas de raíces en comparación con las obtenidas en agua destilada. Una de las ventajas principales de los ensayos de germinación es que requieren poco equipamiento en el laboratorio, que se reduce a extractos del compost, una estufa de incubación en la que se mantienen las semillas



colocadas en placas Petri durante 1-5 días a una temperatura de entre 20 y 28°C. Los resultados de estos ensayos acostumbran a expresarse como un índice GI [ $GI = (\% G \times \% L) / 100$ ], que combina germinación relativa (% G) y elongación relativa de las raíces (% L) con respecto a un control en agua destilada. Valores de GI inferior al 50% indican una alta fitotoxicidad del material. GI entre 50 y 80% indican fitotoxicidad moderada y cuando los valores son superiores al 80% indican que no existe fitotoxicidad.

Es difícil establecer las causas de la fitotoxicidad de un compost, lo cual limita la aplicación de estos tests. Así, Moldes y col. (2006b) observaron que el valor GI obtenido para un compost de RSU aumentaba al diluir el extracto o empleando un compost previamente lavado. Por lo que la fitotoxicidad era atribuible a un exceso de la salinidad. El índice GI es sensible a las condiciones del compostaje, particularmente a la persistencia de compuestos tóxicos en condiciones de insuficiente aireación (Zucconi y col., 1985).

### **Siembra directa**

Estos ensayos se basan en la germinación de semillas depositadas directamente sobre un sustrato constituido por compost solo o mezclado con otros componentes, en comparación con un sustrato control que puede ser suelo de referencia, sustrato comercial, mezcla de turba y perlita, etc. La experiencia se lleva a cabo durante 7-14 días, donde al cabo de ese tiempo se corta y pesa la parte aérea de las plantas, calculándose la producción en términos relativos respecto al control. Empleando siembra directa sobre compost sin mezclar. Emino y Warman (2004) observaron una mejor germinación relativa y un mayor desarrollo de diversas especies vegetales en compost maduro que en compost inmaduro.

### **Cultivo de plantas**

Este tipo de ensayos se aproximan más a una prueba real de crecimiento, por cuanto que son experimentos de mayor duración (14-77 días), en los que se determina el peso fresco y/o seco de las plantas cultivadas en macetas conteniendo mezclas de compost con suelo, turba o sustratos comerciales (FCQAO, 1994; CCME, 1996; Gariglio y col., 2002; Araujo y Monteiro, 2005). Los ensayos de cultivo en contenedor usan berro, pepino, trigo, cebada o rábano, especies que presentan diversa tolerancia a sales solubles y a otras sustancias orgánicas potencialmente tóxicas del compost. El inconveniente de este tipo de ensayos es que son más lentos y requieren de instalaciones más complejas, ya sea una cámara de

crecimiento o un invernadero con condiciones controladas de temperatura, humedad e iluminación.

Como resumen de este extenso apartado relativo a fitotoxicidad, podemos concluir que si bien los ensayos biológicos reportan información de gran interés aplicado, por ser la forma más realista de analizar la compatibilidad con las plantas. Son necesarios estudios encaminados a establecer una relación causa-efecto entre la concentración de amoníaco, ácidos orgánicos, sales o metales y la germinación y desarrollo vegetal. A fin de seleccionar especies indicadoras de la materia orgánica, a defectos del proceso, tales como una aireación insuficiente, características inadecuadas de las materias primas o a una inmadurez del compost producido.

#### **1.2.6 Legislación respecto al empleo agrícola de compost**

Dentro de otros usos agrícolas, el Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre sustratos de cultivo, establece la normativa básica en materia de sustratos de cultivo y las normas necesarias de coordinación con las comunidades autónomas. Con este Real Decreto se define y tipifica los sustratos de cultivo que pueden utilizarse en agricultura, jardinería y paisajismo, ya que deberán cumplir los requisitos relativos a su composición, características, envasado e identificación, con el fin de garantizar que los que lleguen al mercado sean agrónomicamente eficaces y no supongan efectos nocivos sobre el agua, suelo, flora, fauna o el ser humano.

En el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, clasifica los compost en diferentes grupos. En este RD además de establecer otros aspectos, se legislan los límites de determinados parámetros y metales pesados, para poder clasificar los compost en distintas categorías A, B y C, en función del contenido en metales pesados (tabla 5). Como aspectos más novedosos de la valoración agrícola, se están compostando además de materiales procedentes de RSU, estiércoles, lodos de depuradora o residuos agroindustriales, también se emplean la agricultura materiales denominados digeridos procedentes de la fase sólida de la digestión anaeróbica.

**Tabla 5.** Requisitos mínimos exigidos para considerar a un producto como compost de acuerdo a la legislación española sobre productos fertilizantes.

Parámetro	Real Decreto 506/2013		
	<b>Materia Orgánica mínima (%)</b>	35	
<b>Humedad máxima (%)</b>	40		
<b>C/N</b>	< 20		
<b>Metales pesados</b>	<b>Clase A</b>	<b>Clase B</b>	<b>Clase C</b>
<b>(mg/kg m.s.):</b>			
Cadmio	0,7	2	3
Cromo (total)	70	250	300
Cromo (VI)	n.d.	n.d.	n.d.
Cobre	70	300	400
Mercurio	0,4	1,5	2,5
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1000
Selenio	-	-	-
Arsénico	-	-	-
Molibdeno	-	-	-
Flúor	-	-	-
<b>Contaminantes orgánicos</b>			
Polifenoles (% p/p)	0,8		
Furfural (% p/p)	0,05		
Microorganismos <i>Salmonella spp</i>	Ausente en 25 g de compost		
<i>E. coli</i>	<1000 NMP/g		
<b>Partículas (%)</b>	90 (≤25mm)		
<b>Impurezas (%)</b>	No puede contener		
<b>Gravas y piedras (%)</b>	No puede contener		

n.d.: no detectable según el método oficial; NMP: número más probable.

La Comisión Europea ha publicado el documento *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost and digestate): Technical proposal*, EC JRC 87124 (European Commission, 2014), donde se propone una propuesta sobre los parámetros de calidad para el compost. En esta propuesta se establecen un contenido mínimo de materia orgánica del 15 % m.s., menor que el considerado en la actualidad además de otros parámetros, tal y como se indica en la siguiente tabla.

**Tabla 6.** Requisitos mínimos exigidos para considerar a un producto como compost según el Informe Final sobre Criterios Europeos para Compost y Digeridos (European Commission, 2014).

Parámetro	Informe Final sobre Criterios Europeos para Compost y Digeridos
<b>Mat. Orgánica mínima (% sobre m.s.)</b>	15
<b>Estabilidad mínima:</b> <b>Índice respirométrico</b> <b>Test de autocalentamiento:</b>	<25 mmol O <sub>2</sub> /kg materia orgánica/h Temperatura < 30°C por encima de la temperatura ambiente
<b>Metales pesados (mg/kg m.s.):</b>  Cadmio Cromo (total) Cobre Mercurio Níquel Plomo Zinc	  1,5 100 200 1 50 120 600
<b>Contaminantes orgánicos:</b>  PAHs (mg/kg m.s.)	  6
Microorganismos:  <b>Salmonella spp</b> <b>E. coli</b>	  <b>Ausentes en 25 g de compost</b> <b>&lt;1000 CFU/g</b>
<b>Semillas de malas hierbas</b>	<2 semillas/L
<b>Impurezas (%)</b>	<0,5 (>2 mm)

CFU: unidades formadoras de colonias.

## 2. OBJETIVOS

El principal objetivo de este trabajo es **evaluar la proporción de lodo y cuál agente estructurante de los estudiados, tronco de palmera, residuos de algodón y residuos de poda, son los más adecuado para que el proceso de compostaje se desarrolle de forma adecuada y de este modo, se consiga un compost de alta calidad agrícola.** Existe un gran número de profesionales de la agricultura, la jardinería y la silvicultura que desinformados dejan pasar la oportunidad de utilizar el compost producido con residuos.

Por ello, estos estudios demuestran entre otras cosas que una adecuada y proporcionada mezcla da lugar a compost de calidad, el cual cumple los requisitos exigidos para cualquier sustrato o enmienda orgánica. De esta manera, se realiza una buena gestión de residuos como los lodos procedentes de EDAR y además son capaces de competir en el mercado en calidad y precio con otros productos similares de distinta procedencia.

Como objetivos secundarios se exponen los siguientes a continuación:

- Realizar una caracterización de las materiales iniciales, para conocer el perfil de las muestras.
- Elaborar pilas de compostaje mediante las mezcla de sus componentes en las proporciones para que se composte la mayor cantidad posible de lodo, teniendo en cuenta que la porosidad de la mezcla sea adecuada.
- Seguimiento y control de los parámetros relativos al propio proceso de compostaje del proceso de compostaje
- Estudiar la evolución de los parámetros fisicoquímicos y químicos de la mezcla de residuos a lo largo del proceso de compostaje.
- Evaluar la calidad agrícola de los compost obtenidos.

### 3. MATERIAL Y MÉTODOS

#### 3.1. DISEÑO EXPERIMENTAL

Se trata de diseñar pilas de compostaje a partir de lodos procedentes de la depuración de aguas residuales mezclados en diferentes proporciones con distintos agentes estructurantes de origen vegetal. El objetivo de este trabajo es la obtención de un producto final estabilizado, humificado y con valor agrícola para el reciclado y valorización de los lodos de depuradora. Para ello, se estableció el siguiente diseño experimental, dividido en 4 fases:

*Fase 1: Caracterización inicial de los residuos a compostar.*

*Fase 2: Establecimiento de la mezcla a compostar.*

*Fase 3: Desarrollo de un sistema de compostaje*

*Fase 4: Análisis de las características físico-químicas, químicas y biológicas de los materiales a compostar a lo largo del proceso así como del producto final obtenido.*

#### Fase 1: Caracterización inicial de los residuos a compostar

Se realizó una caracterización inicial de todos los residuos compostados, para conocer la naturaleza de las materias primas iniciales y poder desarrollar una estrategia de compostaje en función de las características de estos materiales.

En este estudio, se han caracterizado 2 lodos de depuradora tomados en la misma EDAR en diferentes periodos y tres tipos de residuos de origen vegetal, residuo de tronco de palmera, residuo de algodón y residuos de poda de jardines.

En la tabla 6 se muestra las materias primas elegidas para la realización de este proyecto:

**Tabla 6.** Componentes para la elaboración de los compost

<b>Lodo de depuradora (L):</b>	Lodo procedente de la depuración de aguas residuales urbanas de la Estación Depuradora de Aguas Residuales del municipio de Algorós (Alicante)
<b>Tronco de palmera (TP):</b>	El tronco de palmera utilizada procede de la poda del palmeral del término municipal de Elche, provincia de Alicante. Este material vegetal fue homogeneizado y troceado a un tamaño de partícula de 1 cm.
<b>Residuo de algodón (RA):</b>	Residuo de cosecha, constituido por la cápsula que envuelve la flor y restos de fibra procedentes del desmotado del algodón. Este residuos procede de una algodонера situada en Sevilla.
<b>Residuo de poda (RP):</b>	Este residuo procede de la poda de diferentes especies vegetales de los jardines de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela, que incluye ramas con su parte leñosa y hojas. Este material vegetal fue homogeneizado y troceado a un tamaño de partícula de 1 cm.

Fase 2: Establecimiento de la mezcla a compostar

Se estableció una mezcla homogénea del material a compostar, calculando las proporciones exactas de cada residuo, necesarias para ser mezcladas y obtener las diferentes pilas de compostaje objeto de la experimentación.

Fase 3: Desarrollo del sistema de compostaje de pila mediante volteo

Se eligió el método de compostaje mediante pila con volteo. Este sistema requiere de una superficie grande para dar volteos mediante una máquina volteadora-mezcladora, que realiza el volteo-mezclado a lo largo de la pila (Figura 3).



**Figura 3:** Mezclado-volteo de la pila.

*Fase 4: Análisis de las características fisicoquímicas, químicas y biológicas de los materiales a compostar a lo largo del proceso*

Se estudió la evolución de la mezcla a lo largo de todo el proceso, desde el inicio hasta que se obtiene el compost maduro. Esto se hace mediante el estudio de diferentes parámetros indicativos del proceso:

- Asociados al propio proceso de compostaje: temperatura y humedad.
- Asociados a la evolución de la materia orgánica: pérdida de la materia orgánica, carbono orgánico total, nitrógeno total y relación entre el carbono orgánico total y el nitrógeno total, polifenoles solubles.
- Asociados a la evolución de parámetros fisicoquímicos: pH y conductividad eléctrica.
- Asociados a la evolución de la humificación de la materia orgánica: capacidad de intercambio catiónico.
- Asociados a la evaluación de la calidad agronómica de los compost obtenidos: humedad, pH, conductividad eléctrica, contenidos de materia orgánica, macronutrientes y sodio, relación entre el carbono orgánico total y el nitrógeno total e índice de germinación.



### 3.2. DISPOSITIVO EXPERIMENTAL

#### 3.2.1. Características de los residuos utilizados

En este trabajo se han utilizado 2 lodos de depuradora tomados en la misma EDAR en diferentes periodos (L1 y L2) y tres tipos de residuos de origen vegetal, residuo de tronco de palmera (TP), residuo de algodón (RA) y residuos de poda de jardines (RP), tal y como se ha comentado anteriormente.

Los datos referentes a la caracterización inicial de los componentes de las pilas elaboradas en la tabla 7, que sigue a continuación:

**Tabla 7.** Caracterización de los materiales iniciales de las pilas elaboradas

PARAMETROS	L1	L2	TP	RA	RP
pH	6,95	6,82	6,84	7,33	6,88
CE (dS/m)	3,75	4,80	7,04	4,45	5,84
MO (%)	65,7	47,5	61,1	71,4	68,3
Cot (%)	38,3	31,1	30,8	39,3	30,6
NT (%)	5,63	4,23	2,46	2,30	2,35
Cot/NT	6,8	7,4	12,6	17,1	12,1
Polifenoles solubles (mg/kg)	3059	4854	969	2717	3152
P (g/kg)	28,8	28,8	8,7	10,9	19,6
K (g/kg)	4,0	5,0	27,5	32,5	26,4
Na (g/kg)	3,93	5,09	19,22	5,58	8,64

L1: lodo EDAR 1; L2: lodo EDAR 2; TP: residuo de tronco de palmera; RA: residuos de algodón; RP: residuo de poda; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; C<sub>ot</sub>: carbono orgánico total; N<sub>T</sub>: nitrógeno total.

#### 3.2.2. Dispositivo de compostaje utilizado

El proceso de compostaje objeto de este estudio se ha desarrollado en la planta piloto de compostaje (COMPOLAB) situada en la Escuela Superior Politécnica de Orihuela (E.P.S.O.), Universidad Miguel Hernandez de Elche. Para llevar a cabo el montaje de las pilas se utilizó un volquete auto-cargable (Dumper) con un volumen de volquete de 720 L (Figura 4).

Para los volteos periódicos que se realizaron a las mezclas que conformaban la pila se utilizó una volteadora Backhus 14.28 (Figura 5). También, se dispuso de un sistema de riego por aspersión para el control de la humedad y de sondas de temperatura para control de la temperatura de las pilas. El riego de las pilas de compost se realizó con un sistema de microaspersores que suministraban agua 3 horas al día. Para el control de las temperaturas se utilizaron 4 sondas de temperaturas conectadas a un data logger (HOBO® U12) que registraba los datos cada 2 horas. Las sondas se situaron equidistantes a lo largo de la pila de compost a una profundidad de 50 cm.



**Figura 4.** Volquete auto-cargable (Dumper)



**Figura 5.** Volteadora Backhus 14.28

### 3.3. DESARROLLO EXPERIMENTAL

En este apartado se comentan todos los procesos y pasos seguidos para la realización del proceso de compostaje, su seguimiento analítico a lo largo del tiempo de experimentación, así como los procesos previos para la preparación de la mezcla a compostar. Por ello, se comenta este desarrollo experimental en diferentes pasos:

1. Preparación de la mezcla.
2. Seguimiento del proceso de compostaje.
3. Muestreo del material, volteos y otras operaciones realizadas.

#### 3.3.1. Preparación de la mezcla

Se diseñó el experimento en base a la obtención de una mezcla de compostaje de características adecuadas. Por ello, se pensó en la comparación de tres tipos de agentes estructurantes cuando son mezclados con el residuo principal del estudio, lodo de depuración de aguas residuales urbanas. Su objeto era estudiar cuál agente estructurante es el más

apropiado para el compostaje del lodo. De este modo, se prepararon tres pilas de compostaje con lodo (L1 y L2) y cada uno de los agentes estructurantes estudiados, residuo de tronco de palmera (TP), residuo de algodón (RA) y residuos de poda de jardines (RP).

Para realizar este experimento, en un principio se planteó como objetivo compostar la mayor cantidad posible de lodo que permitiera conseguir una porosidad mínima, que asegurara un adecuado intercambio gaseoso. Para ello, se elaboraron las siguientes pilas:

- Pila 1= Lodo EDAR (L1)+ Residuo de tronco de palmera (TP)
- Pila 2= Lodo EDAR (L2)+ Residuo de algodón (RA)
- Pila 3= Lodo EDAR (L2)+ Residuo de poda (RP)

Las proporciones de los residuos para las mezclas fueron (en base a peso fresco):

Pila 1: 52% L1 + 48% TP

Pila 2: 70% L2 + 30% RA

Pila 3: 75% L2 + 25% RP

Las proporciones de los residuos para las mezclas fueron (en base a peso seco):

Pila 1: 26% L1 + 74% TP

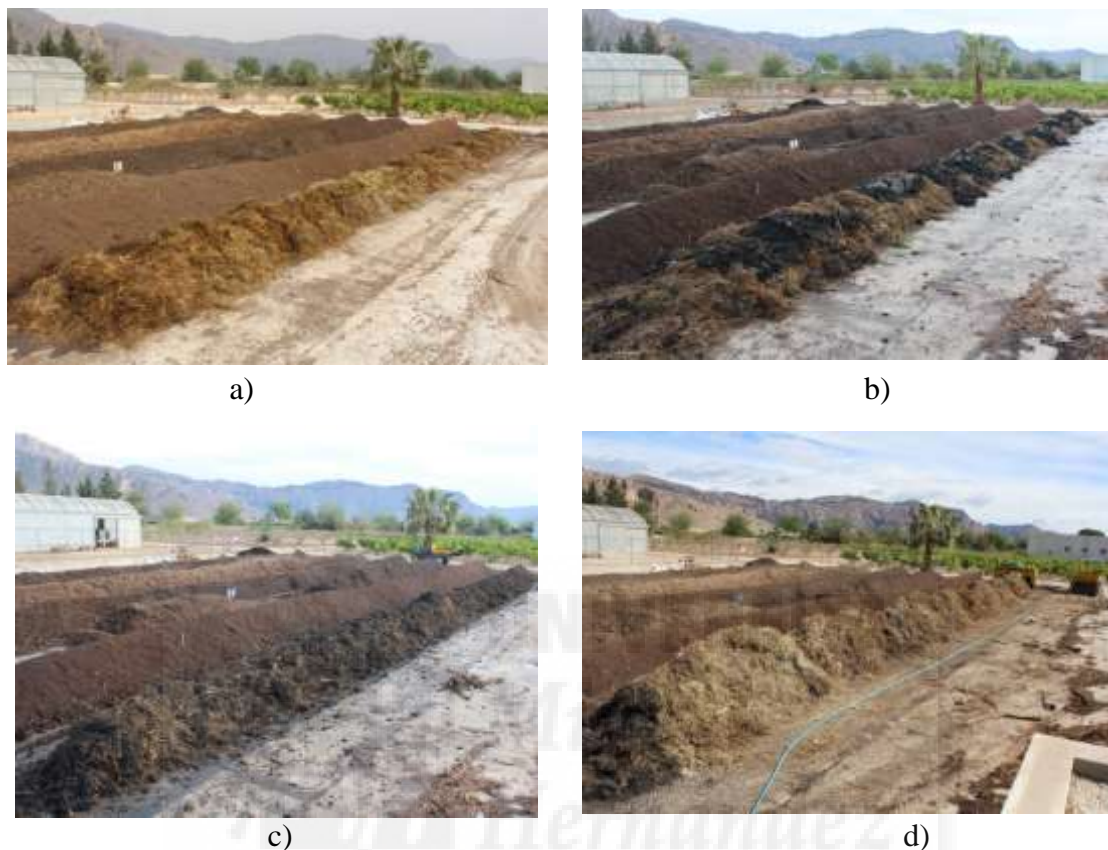
Pila 2: 40% L2 + 60% RA

Pila 3: 54% L2 + 46% RP

Una vez establecidos los porcentajes de mezcla entre los residuos sujetos a compostaje, se procedió al muestreo de los residuos, para su posterior caracterización inicial.

Las pilas de compost se formaron acumulando los materiales orgánicos que compone cada pila por capas (tipo sandwich), depositando sobre el suelo una primera capa de material vegetal, seguida de una segunda de lodo y terminando con el resto de material vegetal. Se formaron pilas longitudinales en tramos 5 metros hasta un total de 4 tramos continuos (20 metros), incorporando en cada tramo el peso correspondiente a la proporción de cada componente en la mezcla, intentando ajustar la pila a una base máxima de 2,50 m y una altura máxima de 1,30 m. Para llevar a cabo este proceso se utilizó un volquete auto-cargable (Dumper) con un volumen de volquete de 720 L. Las pilas tuvieron como fuente de humedad inicial, así como para los riegos posteriores, agua potable procedente de la red de abastecimiento del término municipal de Orihuela (Alicante), siendo estos riegos realizados a la vez que se realizaban los mezclados/volteos, para lo que se utilizó una volteadora Backhus

14.28. Una vez dispuesto el material de cada pila en capas se realizó un primer volteo para partir de unas condiciones lo más homogéneas posibles (Figura 6).



**Figura 6.** Fases de montaje de las pilas: a) fase 1: Base vegetal, b) fase 2: incorporación del lodo, c) fase 3: pre-mezcla d) fase 4: incorporación capa vegetal y mezcla.

### 3.3.2. Seguimiento del proceso de compostaje

Una vez establecida las pilas de compostaje, se realizó un seguimiento del proceso, fundamentalmente basado en el control de la temperatura, de la aireación y de la humedad. Las pilas se voltearon de forma semanal durante toda la fase biooxidativa. La fase biooxidativa del compostaje se consideró finalizada cuando la temperatura se aproximó a la del ambiente y no hubo reactivación tras el volteo. La duración de la fase biooxidativa fue de 124 días para la pila 1, de 72 días para la pila 2 y de 71 días para la pila 3. A continuación, se quitaron las sondas de temperatura, las pilas se separaron en 2 filas y se pasó la volteadora para reducir la altura de las pilas. Finalmente, las pilas dispuestas de esta manera se dejaron madurar durante

un periodo aproximado de un mes y medio, donde no se realizó ningún volteo y solo se controló la humedad.

Las pilas se muestrearon en cada una de las etapas del proceso de compostaje, tal y como se muestra en la Tabla 8. El muestreo de la pila se realizó tomando un nº representativo de submuestras tomadas en diferentes puntos de la pila, a lo largo del perfil de la pila, teniendo en cuenta el peso de la pila (Reglamento (CE) Nº 2003/2003):

- Pilas con peso >2,5 toneladas y < 80 toneladas se tomarán (20 x toneladas de la pila)<sup>1/2</sup>

El peso de las pilas fue de aproximadamente 8,5 toneladas, de este modo se tomaron un nº de submuestra de 13 en cada muestreo. El volumen total de las muestras tomadas de la pila fue de unos 120L, los cuales se homogeneizaron y se tomó una muestra final de 15L, mediante el sistema de cuarteo.

**Tabla 8.** Muestreos realizados durante el proceso de compostaje en las pilas estudiadas

ETAPA	PILA 1	PILA 2	PILA 3
Inicio	22/01/2014	08/10/2014	13/10/2014
Termófila	11/03/2014	11/11/2014	11/11/2014
Final de biooxidativa	27/05/2014	17/12/2014	17/12/2014
Final de maduración	11/07/2014	16/02/2015	16/02/2015

### 3.4. PARÁMETROS ANALIZADOS Y MÉTODOS UTILIZADOS

#### Preparación de la muestra

La muestra recogida es secada al aire y molida en un molino a través de una malla de 0,5 mm de luz y posteriormente es secada en estufa a 105 °C y guardada en botes almacenados en desecador.

#### Humedad

Se toma como humedad el porcentaje de agua con respecto a muestra húmeda, por diferencia de pesadas entre material húmedo y seco.

### **Residuo a calcinación (cenizas)**

Se determina según el método de Navarro y col. (1993), se toma como cenizas el residuo fijo obtenido de la calcinación de la muestra a 430°C.

### **Materia orgánica**

Se toma como "materia orgánica" la pérdida de peso por calcinación a 430°C. Se procede igual que como en la determinación de las cenizas. La pérdida de peso se expresa como porcentaje respecto a peso de muestra seca.

### **Pérdida de materia orgánica**

Las pérdidas de materia orgánica (MO), con respecto a la materia orgánica inicial, se calculan del contenido de cenizas inicial ( $X_1$ ) y en el punto de estudio ( $X_2$ ), de acuerdo con la ecuación de Viel y col. (1987).

$$\text{Pérdidas MO (\%)} = 100 - 100 [X_1 (100 - X_2)] / [X_2 (100 - X_1)]$$

### **Medida del pH**

La determinación del pH se basa en la medida de la diferencia de potencial entre un electrodo de vidrio y el electrodo de referencia calomelanos ( $\text{Hg}_2\text{Cl}_2$  (sat),  $\text{KCl}$  (x $F$ /Hg), sumergidos en una misma disolución. Se necesita un pH-metro digital con sonda de temperatura.

El pH se mide sobre la suspensión acuosa obtenida por agitación mecánica durante 2 horas de la proporción 1:10 sólido/líquido.

### **Conductividad eléctrica**

La conductividad eléctrica es un parámetro acumulativo de la concentración de iones de una solución.

Midiendo la resistencia eléctrica de una solución se calcula la conductividad. De manera que se hace pasar una corriente alterna entre dos electrodos y se mide la conductancia y de ahí se obtiene la conductividad.

Para la medición se necesita un conductímetro digital con sonda de temperatura, y una célula de conductividad específica.

La conductividad se determina sobre la suspensión acuosa previamente centrifugada y filtrada obtenida por agitación mecánica durante 2 horas de las proporción 1:10 sólido/líquido, La conductividad eléctrica se expresa normalmente en dS/m o mS/cm.

### **Carbono orgánico total y nitrógeno total**

Se realiza quemando la muestra a 1020°C en un analizador elemental (Navarro y col. 1991).

### **Mineralización de la muestra**

Digestión nítrico-perclórica de las muestras según el método recomendado por Abrisqueta y Romero (1969).

### **Fósforo total**

Se determina por medida espectrofotométrica de la intensidad de coloración amarilla producida por el complejo fosfovanadato molibdato amónico (Kitson y Mellon, 1944), obtenida sobre una fracción del extracto de mineralización.

### **Sodio y potasio**

El sodio y el potasio se miden por fotometría de llama, en disoluciones adecuadas del extracto de mineralización.

### **Polifenoles solubles**

Se determinan los polifenoles solubles presentes en los sustratos residuales del cultivo de hongos comestibles, mediante extracción acuosa en relación 1:20 y determinación por medio de una modificación del método Folin (Beltrán y col., 1999).

### **Capacidad de intercambio catiónico**

El método de determinación de la CCC se basa en la saturación del complejo de cambio con bario y determinación del catión retenido por diferencia con un blanco (Lax y col., 1986).

### **Índice de germinación**

Se utiliza el método de Zucconi y col. (1981), el cual se determina a partir de los porcentajes de semillas germinadas y la medida de la longitud de las raíces de semillas de *Lepidium sativum* L., incubadas (a 27°C durante 24 horas en la oscuridad) sobre un extracto acuoso de compost.

Los resultados son expresados como índice de germinación (IG), el cual se obtiene al multiplicar el porcentaje de germinación (G) por el porcentaje de crecimiento de las raíces (L) y dividir por cien.

$$IG = (\%G) (\%L) / 100$$

donde:

$\%G = \text{n}^\circ \text{ semillas germinadas muestra} / \text{n}^\circ \text{ semillas germinadas control} * 100$

$\%L = \text{longitud suma raíces muestra} / \text{longitud suma raíces control} * 100$



### 3.5. MÉTODOS ESTADÍSTICOS

El tratamiento estadístico aplicado a la evolución de los parámetros analizados se estructuró a un solo nivel:

⇒ Variable: Tiempo

En todos los parámetros determinados se estudió si la evolución a lo largo del proceso de compostaje fue significativa, mediante el análisis estadístico específico ANOVA, con contraste post-hoc LSD.

Por otra parte, la comparación entre los parámetros de calidad de compost se realizó mediante el análisis estadístico específico ANOVA, con contraste post-hoc Tukey-b.

Finalmente, los datos relativos a las pérdidas de materia orgánica se ajustaron a una función cinética mediante el procedimiento de mínimos cuadrados no lineal (algoritmo de Marquardt-Levenberg). La ecuación cinética a la que se ajustaron estos datos fue de primer orden:

$$\text{Pérdidas MO} = A (1 - e^{-kt})$$

En esta ecuación  $A$  es la máxima degradación de materia orgánica (en %),  $k$  la constante de la velocidad de degradación (en días<sup>-1</sup>) y  $t$  el tiempo de compostaje (en días). Los valores de los factores  $r^2$  ajustada,  $F$  y el error estándar de la estimación también se calcularon para estudiar la significación estadística del ajuste de los datos experimentales a la ecuación cinética de primer orden anterior.

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 EVOLUCIÓN DE LOS FACTORES RELATIVOS AL PROPIO PROCESO DE COMPOSTAJE

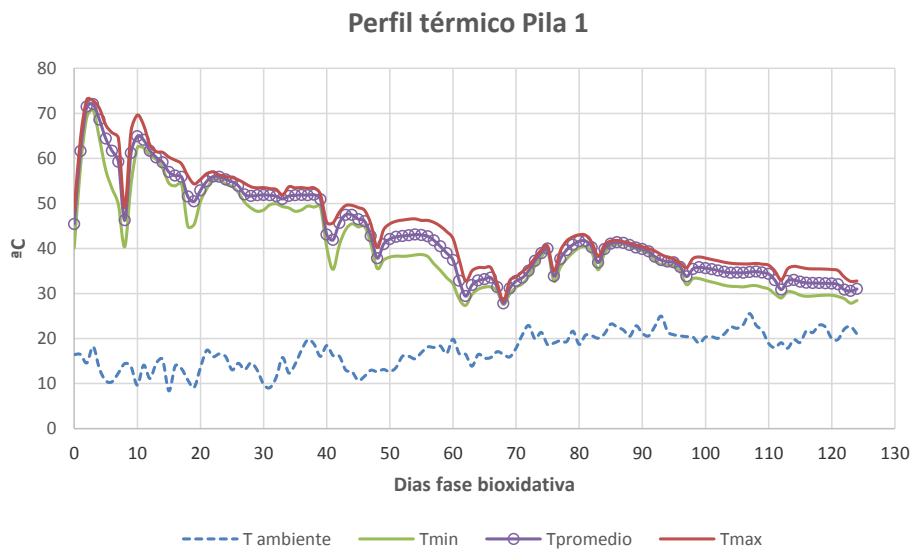
#### 4.1.1 Temperatura

Los residuos orgánicos en todos los casos están colonizados por diversos microorganismos que al disponer de las condiciones adecuadas se reproducen, favorecen la aparición de una sucesiva diversidad microbiana con multiplicidad de funciones y actividades sinérgicas. El incremento de la actividad biológica genera calor, que al considerarse los residuos una masa auto aislante, es retenido provocando un incremento de temperatura. Este incremento es una consecuencia del proceso y su evolución es importante como herramienta fundamental de interpretación y control.

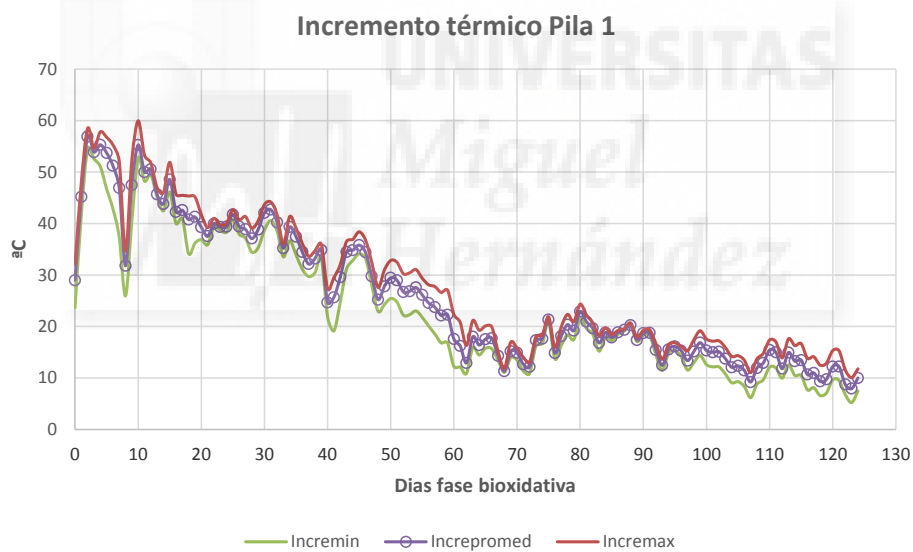
De este modo, si al preparar un material o una mezcla para ser compostados la temperatura no se incrementa, indica que alguno de los condicionantes del proceso no se cumple. O si por el contrario, la temperatura disminuye antes de que la materia orgánica más descomponible se haya terminado también indica una falta de aireación o humedad.

El proceso de compostaje atraviesa fases, que suelen repetirse con cada volteo realizado. Después de cada volteo (en nuestro caso uno semanalmente), se produce normalmente un aumento de temperatura, asociado a la degradación del material externo de la pila. Esto es debido a la reactivación de los microorganismos que disponen de nuevos principios inmediatos para su metabolismo al homogeneizar la masa mediante el volteo, procedentes de la capa superficial y que prácticamente no habían sido degradados a causa de la escasa humedad de los materiales en la zona periférica de la pila (Stentiford y col., 1985). Estas secuencias de variación de temperatura generan cada vez un menor incremento de temperatura debido a la presencia cada vez menor de materia orgánica de fácil descomposición, que es en la que se basa el aumento de microorganismos no especializados.

A continuación, en la Figura 8. se muestra la evolución de la temperatura (a) y del incremento térmico (b) de la **pila 1** durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera). En la Figura 9 se muestra la evolución de la temperatura (a) y del incremento térmico (b) de la **pila 2** durante el proceso de compostaje (Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón) y por último la Figura 10 nos muestra la evolución de la temperatura (a) y del incremento térmico (b) de la **pila 3** durante el proceso de compostaje (Pila 3: 75 % Lodo de depuradora + 25 % Residuo de poda de jardines universidad).

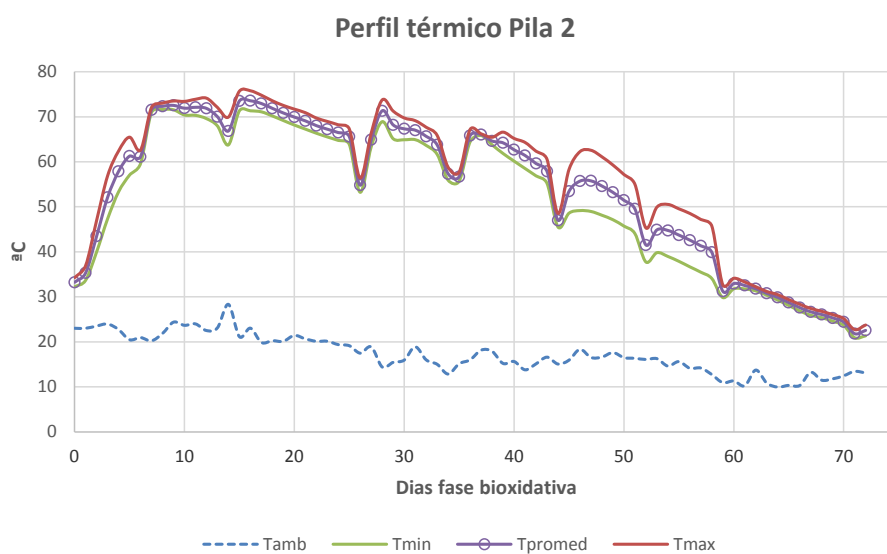


(a)

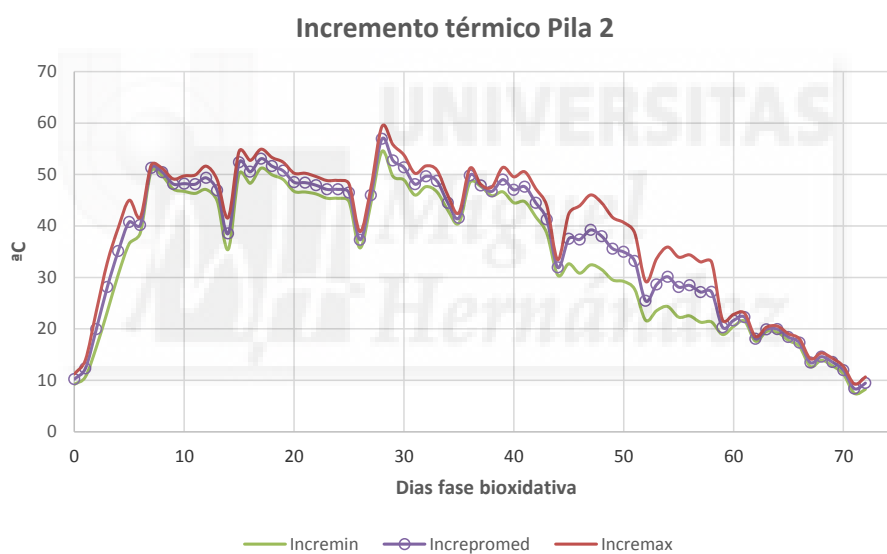


(b)

**Figura 8.** Evolución de la temperatura (a) y del incremento térmico (b) de la pila 1 durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera)

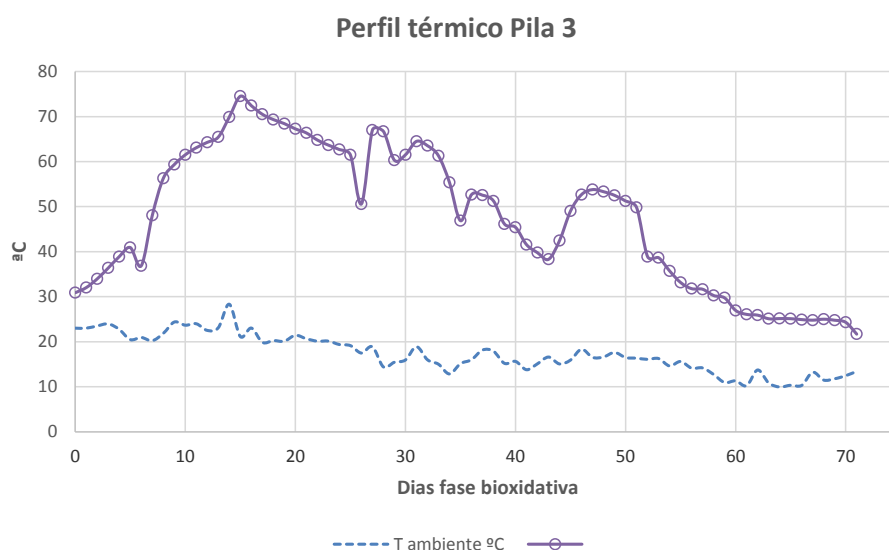


(a)

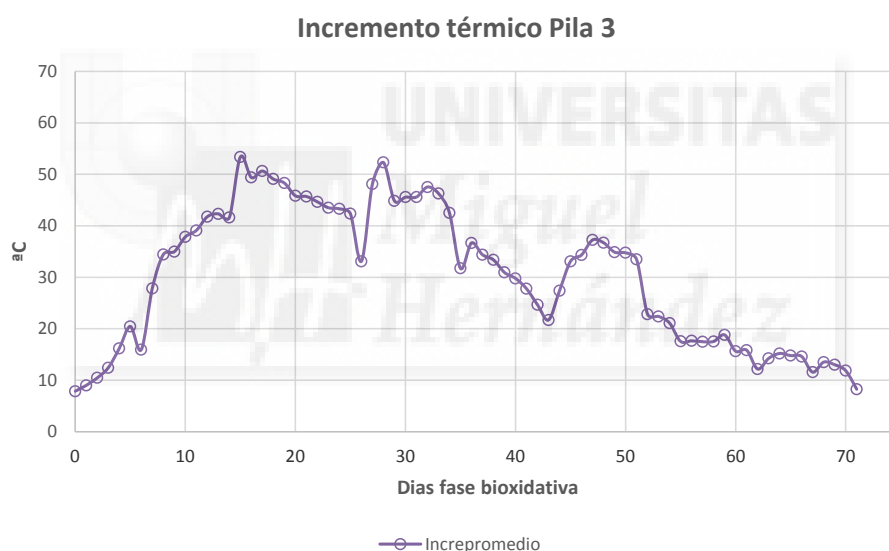


(b)

**Figura 9.** Evolución de la temperatura (a) y del incremento térmico (b) de la pila 2 durante el proceso de compostaje (Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón)



(a)



(b)

**Figura 10.** Evolución de la temperatura (a) y del incremento térmico (b) de la pila 3 durante el proceso de compostaje (Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad)

La duración de la fase bioxidativa en la **Pila 1** fue de 120 días aproximadamente y unos 70 días en la **Pila 2** y **3**, tal y como podemos observar en las Figuras 8, 9 y 10, la fase bioxidativa se consideró acabada cuando se observó un progresivo descenso de la temperatura promedio de la **Pila** por debajo de los 30°C y muy próxima a los valores promedios de la temperatura ambiente.

Según podemos observar en las figuras, la fase termófila ( $T > 40^{\circ}\text{C}$ ) en la **Pila 1** está dividida en dos partes, una primera que se alarga hacia los 60 días y una segunda de 10 días de duración desde el día 80 hasta el 90. En la **Pila 2**, solamente existe una única fase termófila que comienza apenas al 2º día y finaliza alrededor de los 58 días. En la **Pila 3** nos encontramos dos fases termófilas discontinuas desde los días 7-42 y 44-52 días. Esta información nos conduce a afirmar que la fase termófila se llevó a cabo correctamente en las tres pilas y que no sufrió variaciones significativas que pudiesen alterar esta fase tras los volteos efectuados, pero que se pueden observar claramente con los gráficos en forma de diente de sierra.

En **todas las pilas** la temperatura se mantuvo por encima de  $55^{\circ}\text{C}$  durante un periodo por encima de 14 días durante el proceso de compostaje. Este periodo de permanencia de temperaturas altas es el mínimo establecido como requerimiento europeo para asegurar la inactivación de los patógenos presentes en los residuos iniciales ( $T \geq 55^{\circ}\text{C}$ , 14 días) (European Commission, 2014).

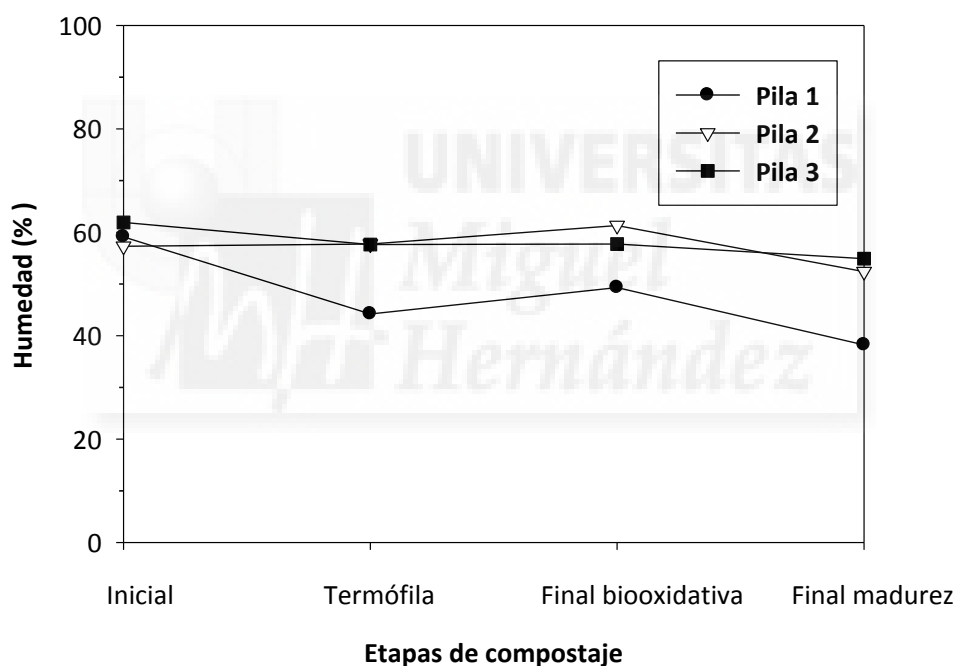
En las **pilas 1 y 2** se consiguieron temperaturas por encima de  $50^{\circ}\text{C}$  durante los primeros días del proceso de compostaje. Por el contrario, en la **pila 3** no se alcanzaron estas temperaturas hasta el séptimo día, momento en el cual se le realiza el primer volteo. Esto es debido a dos factores, en primer lugar al volteo realizado, ya que es la pila con mayor proporción de Lodos (74%) respecto de material vegetal estructurante y por lo tanto, su porosidad e intercambio de gases es menor, creando condiciones anaerobias hasta que se efectúa el primer volteo y se homogeniza mejor la pila y se incrementa la concentración de  $\text{O}_2$ , el efecto es inmediato. El otro factor que tiene influencia en el retraso de la puesta en marcha del proceso está directamente relacionado con el contenido en **Polifenoles** iniciales del material estructurante, debido a que este material posee el contenido más alto de las tres pilas de éstos compuestos específicos de los vegetales para defenderse de las plagas, por lo que retrasa el crecimiento de los microorganismos encargados del sistema de compostaje (Bustamante y col., 2007a).

La fase biooxidativa de la **Pila 1** fue mucho más larga que aquella de las **Pilas 2 y 3**. Este hecho podría ser debido a la mayor cantidad de agente estructurante de la **pila 1**, componente lignocelulósico más difícil de degradar que el lodo.

### 4.1.2 Humedad

El contenido de humedad que podemos observar en las pilas sigue cursos diferentes. Por un lado, el contenido de humedad de la **Pila 1** disminuye a lo largo del proceso de compostaje, esto pudo ser debido a las proporciones iniciales de la mezcla, ya que esta pila tuvo mayor contenido de agente estructurante que proporcionó una mayor porosidad del material y por tanto una menor retención de humedad. Las otras dos pilas no registraron cambios significativos en el contenido de humedad durante el proceso de compostaje (Figura 11).

Todas las pilas registraron un contenido óptimo de humedad para el desarrollo del proceso de compostaje correctamente, de entre 45-65% (Bueno Márquez y col, 2008).



**Figura 11.** Evolución del porcentaje de humedad durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 5,3); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 5,1); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 4,9))

## 4.2. EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA Y DE SU FRACCIÓN SÓLIDA

### 4.2.1. Pérdidas de materia orgánica

Las pérdidas de materia orgánica reflejan la evolución sufrida por la mezcla de residuos estudiada. Estas se calcularon a partir del contenido de cenizas inicial ( $X_1$ ) y en el punto de estudio ( $X_n$ ), de acuerdo con la ecuación de Viel y col. (1987):

$$\text{Pérdidas MO (\%)} = 100 - 100 [X_1 (100 - X_n) / X_n (100 - X_1)]$$

Esta ecuación representa el porcentaje de materia orgánica perdida con respecto a la cantidad inicial, para ello se considera que el contenido de cenizas a lo largo del proceso es constante y de este modo se evita el efecto concentración provocado por las pérdidas de peso de la pila debidas a la degradación de la materia orgánica. Los datos así obtenidos se pudieron ajustar a la siguiente ecuación cinética de primer orden:

$$\text{Pérdidas MO} = A (1 - e^{-kt})$$

Donde:

A: máxima degradación de la materia orgánica (%).

k: constante de la velocidad de degradación ( $\text{días}^{-1}$ ).

t: tiempo de compostaje (días).

Esta ecuación fue empleada también por Bernal y col. (1996) y Paredes y col. (2001), en un estudio realizado sobre el compostaje de bagazo de sorgo dulce y el co-compostaje de alpechín con residuos agroindustriales y urbanos, respectivamente. Los valores de estos parámetros para la curva ajustada a los datos experimentales y sus errores estándar, así como los valores de  $r^2$  ajustada, F y el error estándar de estimación, en la mezcla de esta experiencia se muestran en la tabla 9.



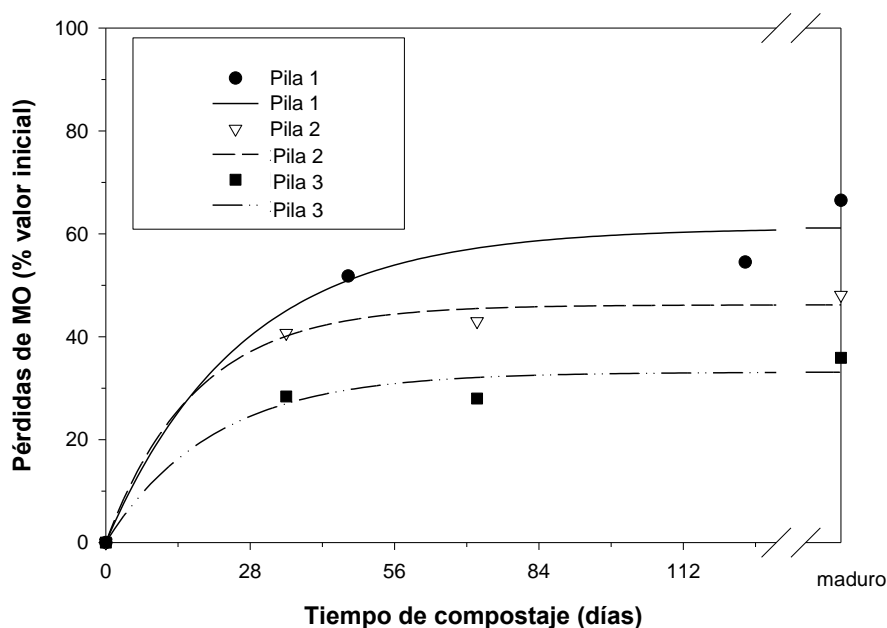
**Tabla 9.** Valores de los parámetros de la curva ajustada a los datos experimentales, de  $r^2$  ajustada, F y el error estándar de estimación (Los valores entre paréntesis corresponden a la desviación estándar)

	Pila 1	Pila 2	Pila 3
<b>A</b>	61,15 (4,39)	46,19 (1,80)	33,10 (3,05)
<b>k</b>	0,0381 (0,0147)	0,0579 (0,0135)	0,0483 (0,0216)
<b>A x k</b>	2,32	2,67	1,60
<b>r<sup>2</sup> ajustada</b>	0,9616	0,9897	0,9471
<b>F</b>	76*	289**	55*
<b>Error estándar estimación</b>	5,778	2,251	3,636

\*\*\*, \*\* y \*: Significativo a  $P < 0,001$ ;  $P < 0,01$  y  $P < 0,05$ , respectivamente

El ajuste de los datos experimentales a la ecuación cinética de primer orden fue óptimo teniendo en cuenta la significación de F, el valor de  $r^2$  ajustada y el bajo valor del error estándar de la estimación, siendo este ajuste mejor en el caso de la **pila 2**, debido a su mayor valor de F y su menor error estándar de la estimación, en comparación con las otras pilas (Tabla 9). La **pila 1** tuvo la máxima degradación de materia orgánica (A), mientras que la máxima velocidad de degradación de la materia orgánica (este último parámetro se puede observar de los valores de *k* y de *Axk*) se encontraron en la **pila 2**. La **pila 3** fue la que presentó los menores valores de degradación de materia orgánica y de velocidad de degradación de esta materia orgánica. Este hecho pudo deberse a una reducción de la actividad de los microorganismos involucrados en el proceso de compostaje, como consecuencia de dos factores, por una parte, el alto contenido de lodo de esta pila provocó que hubiera una menor porosidad y con ello un menor suministro de O<sub>2</sub> con los volteos y por otra parte, el mayor contenido de polifenoles solubles presentes en esta mezcla, los cuales son compuestos antimicrobianos.

El ajuste de los datos experimentales de pérdida de materia orgánica se pudo ajustar a una ecuación cinética de primer orden (Figura 12). Como se puede observar, las pérdidas de materia orgánica en el proceso de compostaje se dan fundamentalmente a lo largo de la fase bio-oxidativa, ya que durante la etapa de madurez la degradación de la materia orgánica fue muy baja o inexistente para todas las pilas.

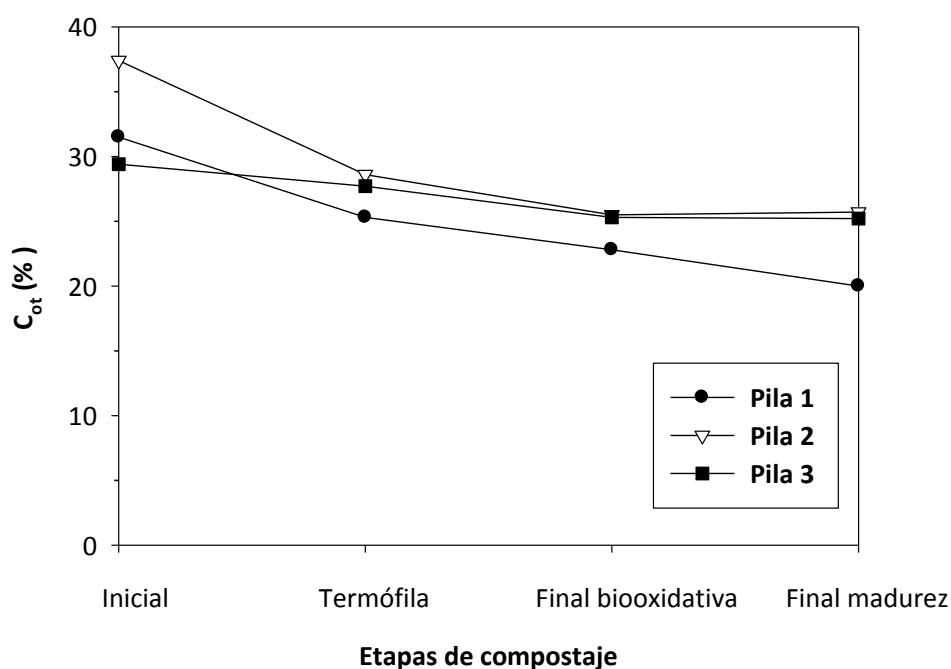


**Figura 12.** Evolución de las pérdidas de materia orgánica (MO) durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera; Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón; Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad)

#### 4.2.2. Carbono orgánico total

La degradación de la materia orgánica induce en los procesos de compostaje, una pérdida de carbono, ya que el proceso final de la descomposición de la materia orgánica es la transformación de materia orgánica en inorgánica, siendo importante la pérdida de carbono en forma de  $\text{CO}_2$  atmosférico. Por tanto, el compostaje es una forma de pérdida de carbono en forma orgánica a carbono atmosférico liberado como  $\text{CO}_2$ . Con el transcurso del tiempo, el porcentaje de carbono orgánico de la pila sufre un proceso de descenso.

En este experimento, se observó que los porcentajes de carbono orgánico total iniciales estuvieron en 31,5 %; 37,4% y 29,4% para las pilas 1, 2 y 3, respectivamente (Figura 13). Durante la fase termófila este parámetro disminuyó significativamente en las pilas 1 y 2, mientras que no hubo un cambio significativo en el caso de la pila 3. A pesar de ello, la evolución global de este parámetro en todas las pilas durante la fase biooxidativa fue de disminución en el tiempo. No encontrándose prácticamente cambios en el contenido de  $\text{C}_{\text{ot}}$  durante la etapa de madurez.

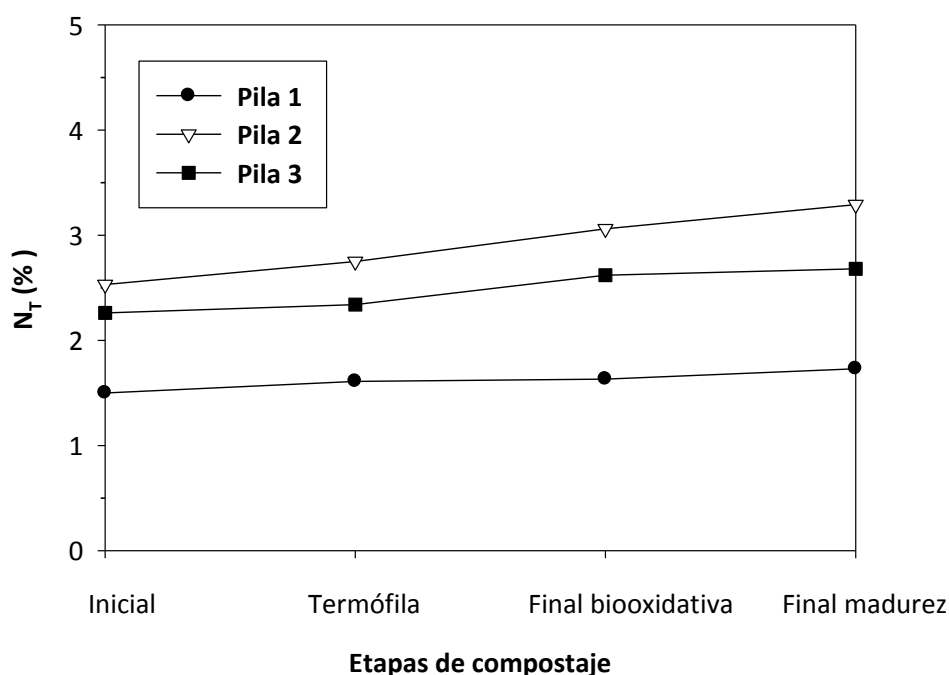


**Figura 13.** Evolución del porcentaje de carbono orgánico total ( $C_{ot}$ ) durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 2,5); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 2,6); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 2,9))

#### 4.2.3. Nitrógeno total

El nitrógeno es uno de los macronutrientes fundamentales para la nutrición de las plantas y de este modo, si el compost que se ha obtenido se pretende usar con fines agrícolas, es importante minimizar al máximo las pérdidas de este elemento. Desde el punto de vista ambiental también es importante evitar las pérdidas de este elemento (Pardo et al., 2015).

La figura 14 muestra la evolución del nitrógeno total durante el compostaje de las pilas estudiadas. La evolución general de este parámetro fue de aumento a lo largo del proceso de compostaje. Este aumento del nitrógeno total, se puede atribuir al efecto concentración debido a la mineralización de la materia orgánica producida durante la biodegradación, de manera que al degradarse el carbono orgánico, parece que el nitrógeno aumente pero simplemente es que se reduce el peso de la masa y se concentra la cantidad de nitrógeno total. Este hecho también ha sido observado por otros autores en diferentes experimentos de compostaje (Paredes et al., 2001; Bustamante et al., 2007a, 2008).



**Figura 14.** Evolución del porcentaje de nitrógeno total ( $N_T$ ) durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 0,12); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 0,36); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 0,25))

#### 4.2.4. Relación $C_{ot} / N_T$

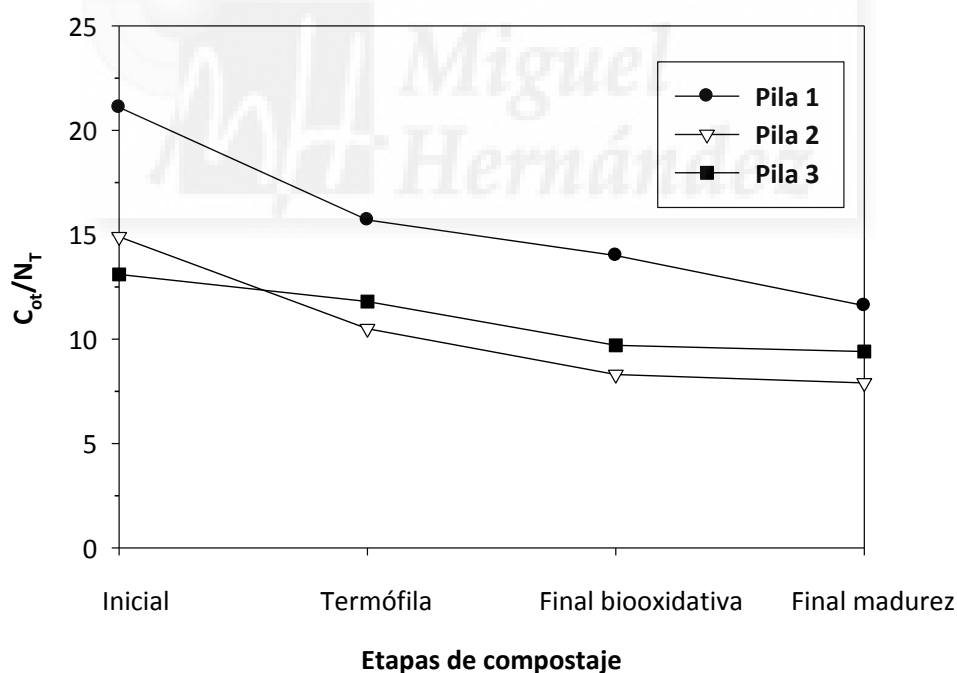
La relación carbono orgánico total / nitrógeno total ( $C_{ot}/N_T$ ) de la muestra sólida es uno de los índices más utilizados para estudiar la evolución de la materia orgánica durante el compostaje, ya que por un lado, representa la pérdida de carbono orgánico, como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica, mientras que por otro, mide el aumento de la concentración de nitrógeno debido a la pérdida de peso. Como resultado se obtiene una disminución de este parámetro, cuyos valores al final del proceso son prácticamente constantes, como consecuencia de la estabilización de la materia orgánica.

La importancia de esta relación está en que, para que el proceso de compostaje se desarrolle de forma adecuada, se considera que el material de partida debe de tener una relación  $C_{ot}/N_T$  entre 25-35, (Jhorar y col. 1991). También es sabido que una relación  $C_{ot}/N_T$  demasiado elevada limita la cantidad de nitrógeno disponible para el crecimiento celular a expensas de la materia orgánica, lo que conduce a la inactivación o ralentización del proceso; mientras que lo contrario acelera inicialmente el crecimiento microbiano y la descomposición

de la materia orgánica. Esto último, sin embargo, agotaría rápidamente las reservas de oxígeno, dando lugar a condiciones de anoxia. El exceso de nitrógeno además conduce a pérdidas de nitrógeno en lixiviados (nitrato) o en gases (amoníaco).

En la figura 15 se muestra la evolución de la relación  $C_{ot}/N_T$  de las mezclas estudiadas durante el proceso de compostaje. En las pilas estudiadas los valores iniciales de la relación  $C_{ot}/N_T$  estuvieron por debajo de los valores óptimos, debido a que lo que se primó en estas pilas fue compostar la mayor cantidad posible de lodo. De este modo, los valores iniciales de este parámetro estuvieron por debajo de 25, siendo menor el valor de la relación  $C_{ot}/N_T$  en la **pila 3**, debido a su mayor proporción de lodo.

En todas las mezclas, la relación  $C_{ot}/N_T$  sufrió una disminución significativa al inicio del proceso de compostaje. Esta disminución está relacionada con la degradación de los compuestos orgánicos carbonados y el aumento del nitrógeno total, por el efecto concentración. Después de esta evolución inicial, la relación  $C_{ot}/N_T$  siguió disminuyendo de forma gradual hasta el final del proceso de compostaje.



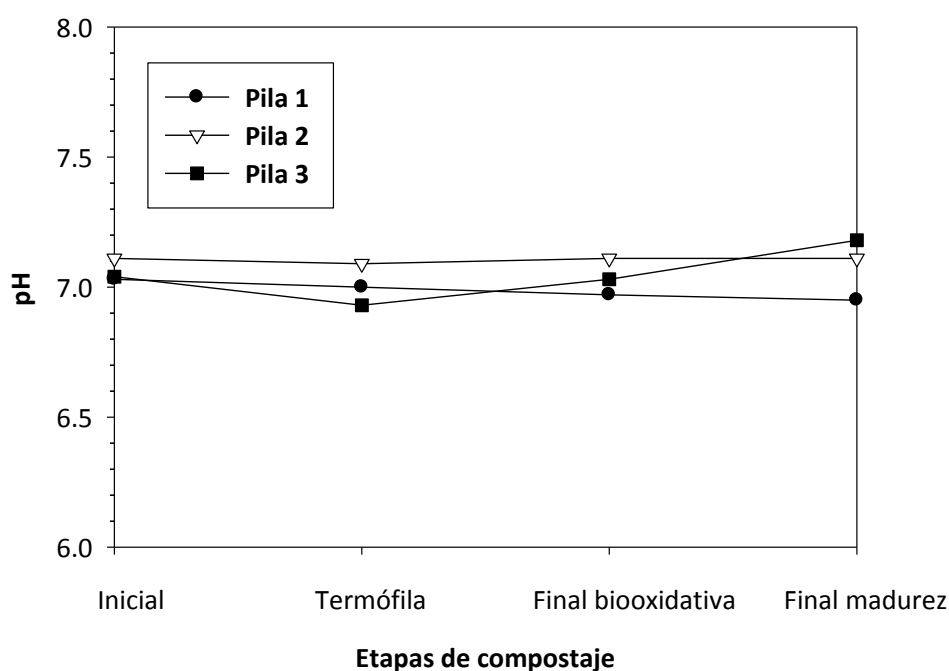
**Figura 15.** Evolución de la relación carbono orgánico total/nitrógeno total ( $C_{ot}/N_T$ ) durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 2,0); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 1,6); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 1,0))

Respecto al resultado final del proceso de compostaje cabe destacar que, un compost se considera maduro cuando los valores de la relación  $C_{ot}/N_T$  son  $< 12$  según Bernal y col. (1998). En este experimento, se observó que todos los compost alcanzaron un grado de madurez óptimo según este parámetro, ya que los valores de la relación  $C_{ot}/N_T$  fueron  $< 12$  (relación  $C_{ot}/N_T = 11,6; 7,9$  y  $9,4$  para los compost 1, 2 y 3, respectivamente).

### 4.3 EVOLUCIÓN DE LA FRACCIÓN HIDROSOLUBLE

#### 4.3.1. pH

El valor inicial del pH en la mezcla de residuos a compostar estuvieron dentro del intervalo de valores de pH adecuado ( $pH = 6-9$ ) para el desarrollo de las bacterias y hongos que degradan la materia orgánica durante el proceso de compostaje (Moreno Casco y Mormeneo, 2008) (Figura 16). Este parámetro se mantuvo prácticamente constante durante el proceso de compostaje en las **pilas 1 y 2**. Sin embargo, en la **pila 3** se observó un incremento del pH al final del proceso. Los incrementos de pH están relacionados con la degradación de compuestos de carácter ácido tales como grupos fenólicos y carboxílicos, y a la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos a amoníaco (Paredes y col., 2001).

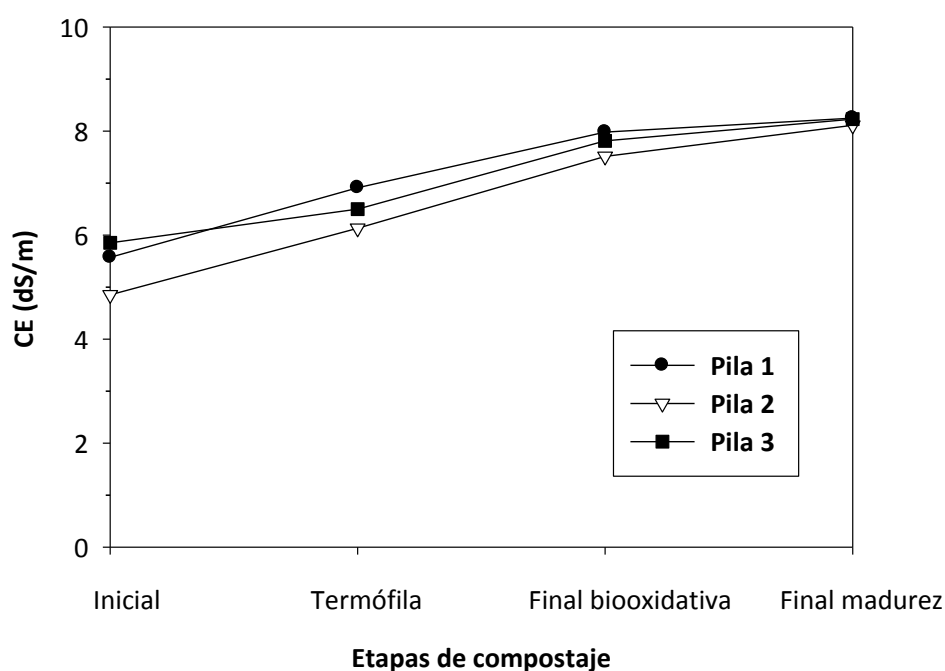


**Figura 16.** Evolución de los valores de pH durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 0,08); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 0,05); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 0,08))

#### 4.3.2. Conductividad eléctrica

La CE tiende generalmente a aumentar durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica, hecho que produce un aumento de la concentración de nutrientes. Ocurre a veces un descenso de la CE durante el proceso, lo que puede deberse a fenómenos de lixiviación en la masa, provocados por una humectación excesiva de la misma o por la lluvia, si el proceso se realiza al aire libre (Paredes y col, 2001).

En la figura 17 se puede observar que los materiales estructurantes empleados para compostar los lodos de depuradora en las **Pilas 1, 2 y 3** le han conferido al compost unos valores iniciales de salinidad (CE) muy similares. La evolución de este parámetro en todas las mezclas ha sido ascendente, alcanzándose valores de la conductividad eléctrica en torno a los 8 dS/m en los tres compost obtenidos. Los valores altos de CE al final del proceso de compostaje muestran que estos compost no disponen de las características agronómicas adecuadas para su empleo en suelos agrícolas ya que podría inducir salinidad y toxicidad en los cultivos.



**Figura 17.** Evolución de los valores de conductividad eléctrica (CE) durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 0,28); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 0,53); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 0,61))

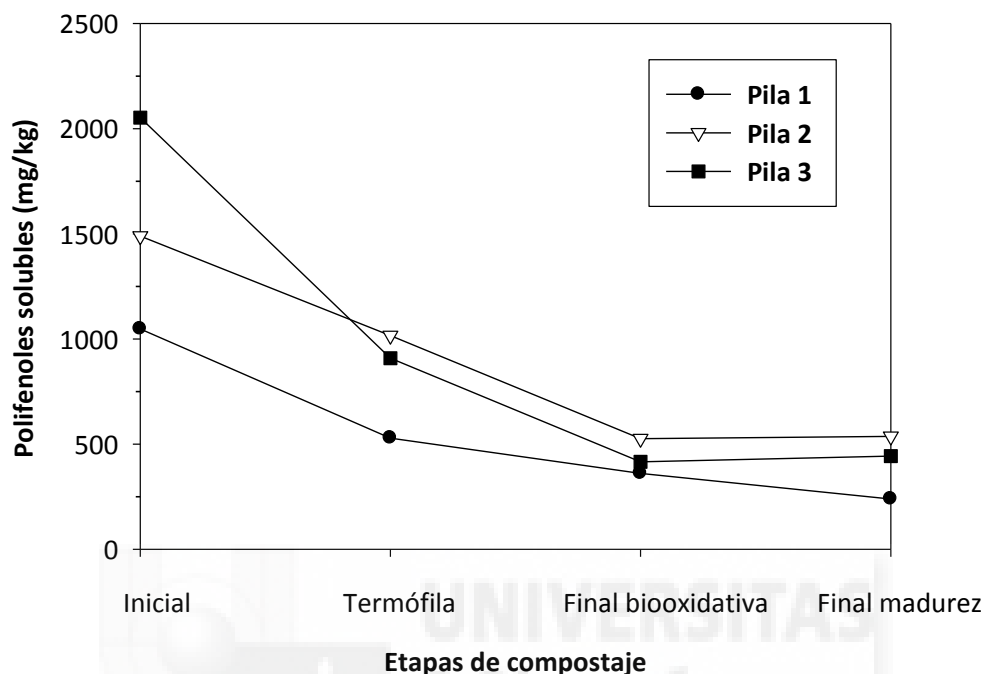
#### 4.3.3. Polifenoles solubles

Los polifenoles son compuestos específicos presente en todos los vegetales para defenderse de las plagas gracias a su efecto antimicrobiano. Los compuestos de naturaleza fenólica merecen una atención especial debido a su repercusión sobre la inhibición de la germinación (Manios y col., 1987), la inmovilización de nitrógeno en el suelo (Bustamante y col., 2007b) y su efecto antimicrobiano (Scalbert, 1991), que puede reducir la actividad de los microorganismos involucrados en el proceso de compostaje.

En la figura 18 se muestra cómo el mayor descenso en la concentración de polifenoles en las **Pilas** se da en las primeras fases o etapas del proceso de compostaje, debiéndose a la gran actividad inicial que llevan a cabo las poblaciones microbianas encargadas de degradar estos compuestos tan complejos hasta finalmente obtener una concentración constante que puede estar relacionada con la consecución de unas **Pilas** de compost madura. La disminución de los compuestos de naturaleza fenólica durante el proceso de compostaje se debe al predominio de las vías degradativas y de polimerización frente a la liberación al medio acuoso de sustancias fenólicas (Saviozzi y col., 1987). Es de destacar la alta



concentración inicial de polifenoles registrada en la **Pila 3**, a pesar de disponer inicialmente del menor porcentaje de material estructurante que el resto de **Pilas**. Sin embargo el residuo de poda fue el agente estructurante con mayor concentración de polifenoles solubles (Tabla 7).



**Figura 18.** Evolución de la concentración de polifenoles solubles durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 95); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 57); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 64))

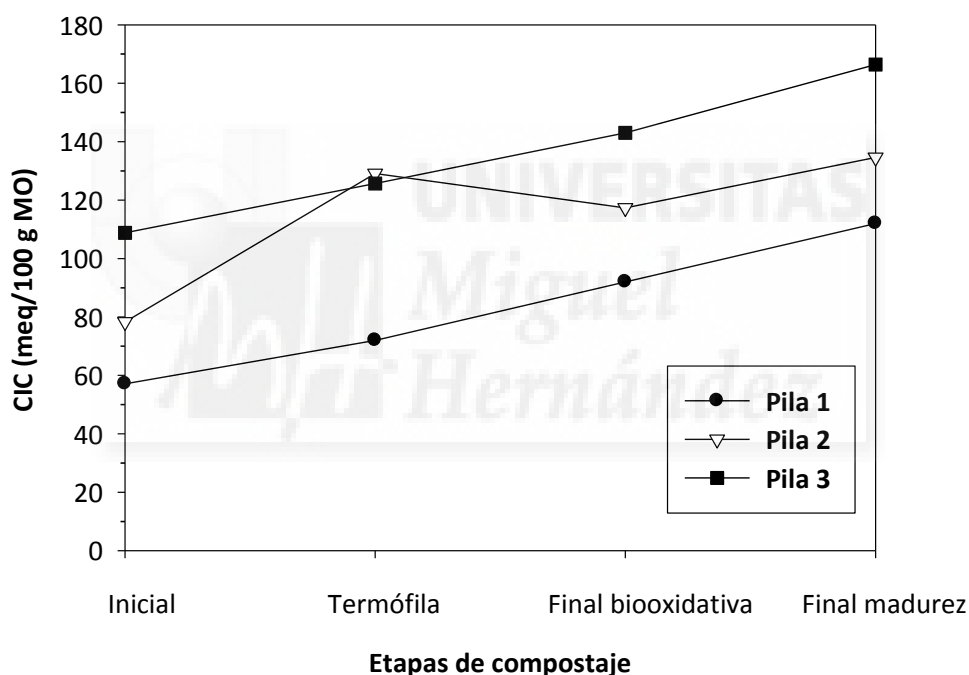
#### 4.4. EVOLUCIÓN DE LA CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO

El valor de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), refleja los cationes que están disponibles para la planta y que no son lixiviados por efecto del riego. La capacidad de intercambio catiónico normalmente aumenta conforme lo hace el proceso de compostaje, progresivamente a medida que la humificación de la materia orgánica progresa, ya que el incremento del grado de polimerización provoca un aumento considerable de la superficie específica de las macromoléculas “húmicas” y un aumento progresivo de grupos carboxílicos fundamentalmente e hidroxifenólicos en menor medida (Lax y col., 1986).

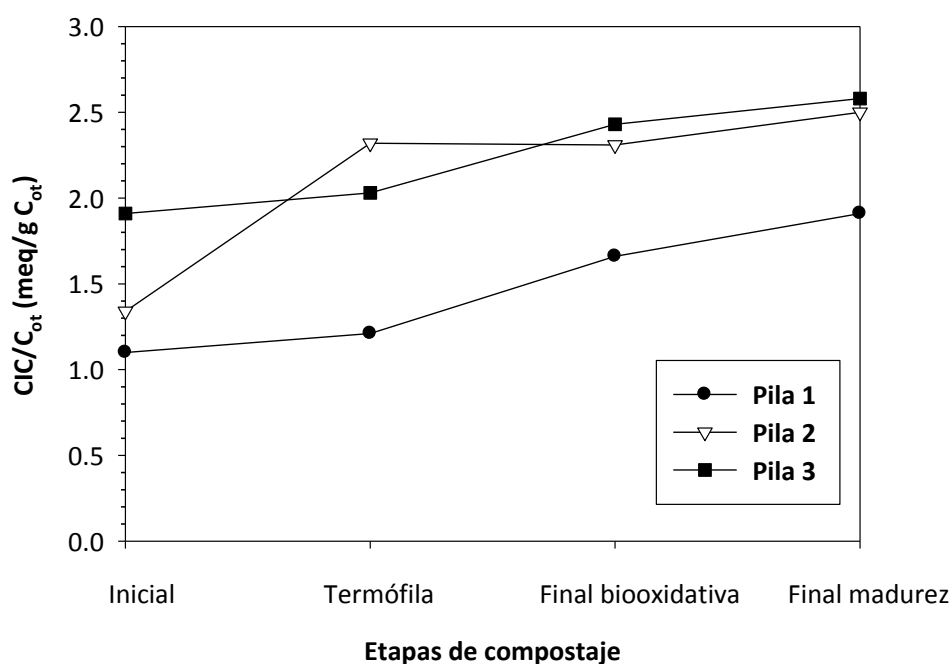
Diversos autores (Harada e Inoko, (1980) e Iglesias Jiménez y Pérez García (1992)) han estudiado la evolución de este parámetro, concluyendo que si éste se sitúa en el rango de CIC > 60-67 meq/100 g, sobre materia orgánica, indicaba que el compost estaba maduro.

Otros autores (Iglesias Jiménez y Pérez García (1992), García y col. (1992)) propusieron la relación capacidad de cambio catiónica/carbono orgánico total (CIC/C<sub>ot</sub>) como índice de madurez más fiable, fijando valores de madurez adecuados superiores a 1,9 y 3,5 meq/g C<sub>ot</sub>, respectivamente.

En las figuras 19 y 20 se muestra la evolución en el tiempo de la CIC y de su relación con el C<sub>ot</sub> (CIC/C<sub>ot</sub>), respectivamente. Los valores iniciales de estos parámetros fueron mayores en la **pila 3** en comparación con las otras pilas. Este hecho pudo deberse al mayor contenido de polifenoles solubles de esta pila, responsables en parte de la capacidad de intercambio catiónico de los materiales orgánicos. Ambos parámetros aumentaron a lo largo del proceso de compostaje en todas las pilas estudiadas.



**Figura 19.** Evolución de los valores de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 7,3); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 11,5); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 9,5)



**Figura 20.** Evolución de la relación capacidad de intercambio catiónico/carbono orgánico total ( $CIC/C_{ot}$ ) durante el proceso de compostaje (Pila 1: 52 % Lodo de depuradora + 48% Tronco de palmera (LSD = 0,13); Pila 2: 70 % Lodo de depuradora + 30 % Residuo de algodón (LSD= 0,21); Pila 3: 74 % Lodo de depuradora + 26 % Residuo de poda de jardines universidad (LSD = 0,15)).

Todos los compost presentaron un grado adecuado de madurez según los valores establecidos de CIC en compost por Harada e Inoko, (1980) e Iglesias Jiménez y Pérez García (1992). Sin embargo, estos valores mínimos establecidos fueron alcanzados por las mezclas de estudio al inicio del proceso de compostaje (Figura 19). De este modo, el uso de este índice para valorar la madurez de un compost debería considerarse como una condición necesaria pero no suficiente para establecer el grado de madurez alcanzado por estos compost.

Finalmente, también todos los compost obtenidos alcanzaron un valor de la relación  $CIC/C_{ot}$  por encima el valor establecido para compost maduros por Iglesias Jiménez y Pérez García (1992) ( $CIC/C_{ot} > 1,9$  meq/g  $C_{ot}$ ).

#### 4.5 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD AGRONÓMICA DE LOS COMPOST OBTENIDOS

La tabla 10 referente a los principales parámetros de calidad agronómica en los 3 compost obtenidos muestra de forma comparativa si los compost cumplen los requisitos más recientemente establecidos como son los del *Real Decreto 506/2013, de 28 de junio*, sobre productos fertilizantes. En ella se ha comparado los valores de Humedad (%), Materia orgánica (% MO) y la Relación  $C_{ot}/N_t$ . Los resultados que se han obtenido respecto a la humedad del compost no son favorables en las **Pilas 2 y 3**, al superar en más de 10 puntos porcentuales el valor límite fijado por la legislación. En cambio, han resultado muy favorables los resultados sobre MO en todos los compost, cumpliéndose los requisitos mínimos exigidos por ley y más aún los exigidos por las directrices europeas sobre compost y digestatos. El compost 2 ha conseguido un contenido de MO significativamente mayor que el resto de compost. Por último, la relación  $C_{ot}/N_t$  cumple ampliamente los valores que exige el *Real Decreto 506/2013* y determina que el compost obtenido es de una cierta calidad agronómica, siendo por tanto los compost obtenidos en las **Pilas 1, 2 y 3** de buena calidad agronómica y con el valor comercial que otorga la superación de los requisitos mínimos por ley.

El pH final de los compost obtenidos, estuvo dentro del intervalo de valores óptimo para el crecimiento vegetal (5,5-8,0) (Zucconi y De Bertoldi, 1987) (Tabla 10). Sin embargo, los valores de conductividad eléctrica estuvieron por encima de los valores recomendados en las directrices USA sobre el empleo de compost ( $EC < 5$  dS/m; US Composting Council, 2001). Este hecho limita el empleo de estos compost en suelos salinos o en cultivos con baja tolerancia a la salinidad.

También es de destacar, que solo el **compost 1** no tuvo efectos fitotóxicos, debido a que el valor de su índice de germinación fue superior al 50%, valor mínimo establecido en la bibliografía que indica que un compost está maduro y que no va a producir daños sobre las plantas una vez que se les aplique como fertilizante (Zucconi y col., 1981) (Tabla 10). Esto podría estar relacionado con el menor contenido de polifenoles solubles, compuestos fitotóxicos que inhiben la germinación (Manios y col., 1987), del **compost 1** en comparación con los **compost 2 y 3** (Figura 18).

Respecto a los nutrientes, los **compost 2 y 3** tuvieron contenidos mayores de  $N_T$  y P que el **compost 1** (Tabla 10). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los contenidos de K entre los compost obtenidos. El contenido de Na fue mayor en el **compost 1** en comparación con los otros compost obtenidos, pero esta concentración de Na no fue excesivamente alta para producir efectos fitotóxicos en este compost. Solo el **compost 1** tuvo un contenido de  $N_T$  dentro del intervalo de valores encontrado en otros materiales

frecuentemente empleados como enmiendas orgánicas, tales como los compost de residuos sólidos urbanos, compost de residuos de poda y compost de estiércoles (Farell y Jones, 2009). Los **compost 2 y 3** superaron estos contenidos de  $N_T$ . En todos los compost la concentración de otros macronutrientes, como P y K, fueron superiores que aquellas encontradas en los compost mencionados anteriormente.

**Tabla 10.** Principales parámetros de calidad agronómica de los compost obtenidos (Compost 1: Lodo de depuradora+Tronco de palmera; Compost 2: Lodo de depuradora+Residuo de algodón; Compost 3: Lodo de depuradora+Residuo de poda de jardines universidad)(datos referidos en base a materia seca).

	Compost 1	Compost 2	Compost 3	ANOVA	RD 506/2013 <sup>a</sup>	Directrices europeas <sup>b</sup>
<b>Humedad (%)</b>	38,2 a	52,4 b	54,9 b	**	< 40	-
<b>pH</b>	7,0 a	7,1 b	7,2 b	**	-	-
<b>CE (dS/m)</b>	8,25 a	8,11 a	8,23 a	NS	-	-
<b>MO (%)</b>	34,0 a	47,8 c	40,7 b	***	> 35	> 15
<b>Relación <math>C_{ot}/N_t</math></b>	11,6 c	7,9 a	9,4 b	***	< 20	-
<b>IG (%)</b>	74,7 c	14,7 a	31,1 b	***	-	-
<b>Macronutrientes y sodio(g/kg)</b>						
<b><math>N_T</math></b>	17,3 a	32,9 c	26,8 b	***	-	-
<b>P</b>	24,1 a	25,2 b	25,6 b	*	-	-
<b>K</b>	28,3 a	32,2 a	29,9 a	NS	-	-
<b>Na</b>	12,91 c	7,10 a	9,48 b	***	-	-

CE: conductividad eléctrica; MO: material orgánica;  $C_{ot}$ : carbono orgánico total;  $N_t$ : nitrógeno total; IG: índice de germinación.

<sup>a</sup>Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes

<sup>b</sup>European Commission (2014)

Los valores promedios en filas seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) (test Tukey-b).

Nivel de probabilidad del test F-ANOVA: \*\*\* $P < 0,001$ , \*\*: $P < 0,01$ ; \* $P < 0,05$ , NS:  $P > 0,05$

## 5. CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos se puede concluir que:

Las mezclas de residuos fueron adecuadas para conseguir el incremento de temperatura necesario para asegurar la higienización de los compost obtenidos. Sin embargo, la duración del proceso se acortó cuando se aumentó la proporción de lodo en la mezcla de residuos (**pilas 2 y 3**). A pesar de ello, la máxima degradación de materia orgánica y la velocidad de degradación de esta materia orgánica se redujo considerablemente cuando la proporción de lodo superó el 70% y se empleó como agente estructurante residuos de poda, posiblemente debido a una menor porosidad de la mezcla con bajo contenido de agente estructurante y al mayor contenido de polifenoles solubles presentes en esta mezcla, los cuales son compuestos antimicrobianos.

Por otra parte, todos los compost alcanzaron valores de pH compatibles con el crecimiento vegetal, así como contenidos de materia orgánica y valores de la relación  $C_{ot}/N_T$  dentro de los límites establecidos por la legislación para compost. En adición, la evolución de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y de su relación con el  $C_{ot}$  ( $CIC/C_{ot}$ ) indicaron que la humificación de la materia orgánica de estos compost se consiguió debido a que estos parámetros aumentaron a lo largo del proceso de compostaje. El empleo de residuo de poda como agente estructurante aumentó los valores de los parámetros relacionados con la capacidad de intercambio catiónico debido a su mayor contenido de compuestos polifenólicos con capacidad de adsorción de cationes intercambiables.

Finalmente, todos los compost presentaron un contenido de sales muy alto (conductividad eléctrica en torno a 8 dS/m), lo cual limitará el empleo de estos compost en suelos salinos o en cultivos con baja tolerancia a la salinidad. Además, el aumento del contenido de lodo en la mezcla produjo un aumento de la concentración de macronutrientes en los compost obtenidos. Sin embargo, solo el **compost 1**, elaborado con la menor proporción de lodo y tronco de palmera no presentó efecto fitotóxicos.

De este modo, como conclusión general se puede indicar que el co-compostaje de lodos de depuradora con residuos vegetales en pila móvil constituye un método eficiente para el reciclado de estos residuos y para la obtención de compost con características adecuadas para su uso agrícola, siendo la mezcla con la menor proporción de lodo y tronco de palmera (52% lodo de depuradora + 48% tronco de palmera, con respecto a peso fresco) la que produjo un compost con mayor calidad agronómica, respecto a todos los parámetros estudiados.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Abrisqueta, C., Romero, M. (1969).** Digestión húmeda rápida de suelos y materiales orgánicos. *Anal. Edafol. Agrobiol.*, 27:855-867.
- Araujo, A. S. F. y Monterio, R. T. R. (2005).** Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. *Sci. Agric.*, 62:268-290.
- Anuario de Estadística (2013).** Disponible en la web: <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2013/default.aspx?parte=2&capitulo=08>
- Beltrán, F.J., García Araya, J.F., Álvarez, P.M. (1999).** Wine distillery wastewater degradation. 1. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *J.Agric.Food Chem.* 47:3911-3918.
- Bernal, M. P., Paredes, C., Sanchez-Monedero, M. A. Cegarra, J. (1998).** Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.*, 63:91-99.
- Bernal, M.P. (2013).** Máster universitario en gestión, tratamiento y valorización de residuos orgánicos. Módulo 1.3. Introducción a la gestión de residuos orgánicos. Tema 5: Residuos urbanos. pp. 1-18.
- Bernal MP, Navarro AF, Roig A, Cegarra J, García D (1996).** Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biol. Fert. Soils* 22: 141–148.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez Monedero, M.A., Cegarra, J. (1998).** Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*. 63: 91-99.
- Bidlingmaier, W. (1996).** Odour emissions from composting plants. En: De Bertoldi, M; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T (Eds.). *The Science of Composting*, vol I, pp. 71-79. Blackie Academic & Professional, London.
- Brinton W. F., Evans, E., Droffner, M.L. y Brinton, R. B. (1995).** Standarized test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36:64-69.
- Bueno Márquez, P., Díaz Blanco, M. J., Cabrera, F. (2008).** Factores que afectan al proceso de compostaje. En: Compostaje, (eds) Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. Mundi-Prensa, pp. 111-140.
- Bustamante MA, Paredes C, Marhuenda-Egea FC, Pérez-Espinosa A, Bernal MP, Moral R. (2008).** Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere*; 72: 551-557.
- Bustamante MA, Pérez-Murcia MD, Paredes C, Moral R, Pérez-Espinosa A, Moreno-Caselles J (2007b).** Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresource Technol* 98: 3269-3277.

- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P. (2007a).** Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Sci. Technol.* 56, 187-192.
- Canaleta, A. (2005).** *Planta de Compostaje del Parque de Tecnologías Ambientales de Mallorca. Sistemas Dinámicos Cerrados.* II Congreso sobre Residuos Biodergradables y Compost. 20-21 Octubre. ISRCER. Sevilla
- Castaldi, P., Alberti G., Merella, R. y Melis, P. (2005).** Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evolution of composting maturity. *Waste Manag.* , 25:209-213.
- CCME (Canadian Council of the Ministers of the Environment). (1996).** *Guidelines for compost quality.* Minister of Public Works and Government Services Canada, Cat. nº. EN108-3/1-106E, 11pp.
- Changa, C. M., Wang, P., Watson, M. E., Hoitink, H. A. J. y Michel Jr F.C. (2003).** Assesment of the reliability of a commercial maturity test kit for composted manures. *Compost Sci. Util.*, 11:121-143.
- Chen, Y., Inbar, Y. (1993).** Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. En: Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects, pp.550-600.
- Costa, F., García, C., Hernández, T. y Polo, A. (1991).** Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización. Ed.: CSIC-CEBAS. Murcia.
- Chikae, M., Ikeda, R., Kerman, K., Morita, Y., Tamiya, E. (2006).** Estimation of maturity of compost from food wastes and agro-residues by multiple regresión analysis. *Bioresour. Technol.*, 97:1979-1985.
- Díaz, M. J., Jiménez, L., Cabrera, F. y De Bertoldi, M. (2004).** Using a second order polynomials model to determine the optimum vinasse/grape marc ratio for in vessel composting. *Compost Sci. Util.*, 12(3):273-279.
- Dinel, H., Schnitzer, M. y Dumontet, S. (1996).** Compost maturity: extractable lipids as indicators of organic matter stability. *Compost Sci. Util.*, 4:6-12.
- Ekinci, K., Keener, H. M. y Elwell, D. L. (2004).** Effects of aeration strategies on the composting technology during the 20<sup>th</sup> century. *Horttechnology*, 15(1): 1697-1708.
- Esquema 1. (Chica y García-Morales, 2007).**
- Emino, E.R. y Warman, P.R. (2004).** Biological assay for compost quality. *Compost Sci. Util.*, 12:342-348.
- European Commission (2014).** Informe Final sobre Criterios Europeos para Compost y Digestatos. Disponible en la página WEB: <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869>
- Farrell M, Jones DL (2009).** Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresour Technol* 100: 4301-4310.



**FCQAO (Federal Compost Quality Assurance Organization).** 1994. *Methods Book for the analysis of compost*. Abfall Now e. V. Publishing House, Stuttgart, Germany.

**García, C., Hernández, T., Costa, F. y Ayuso, M. (1992).** Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 23:1501-1512.

**Golueke, C. G. y Díaz, L. F. (1987).** Composting and the Limiting Factors Principle. *Biocycle*, 28 (4):22-25.

**Gráfico 1: Unidad temática 6. Lodos de depuradora. M<sup>a</sup> Dolores Pérez Murcia**

**Gráfico 2:** [http://www.sintacma.es/docs/borradorpnir\\_anexo5.pdf](http://www.sintacma.es/docs/borradorpnir_anexo5.pdf)

**Gráfico 3 y 4:** [http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/Caracterizaci%C3%B3n de los lodos de depuradoras generados en Espa%C3%B1a \(NIPO 770-10-256-5\) tcm7-183315.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/Caracterizaci%C3%B3n%20de%20los%20lodos%20de%20depuradoras%20generados%20en%20Espa%C3%B1a%20(NIPO%20770-10-256-5)%20tcm7-183315.pdf)

**Gráfico 5:** [http://www.sintacma.es/docs/borradorpnir\\_anexo5.pdf](http://www.sintacma.es/docs/borradorpnir_anexo5.pdf)

[http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/temas/requisitos-y-condicionantes-de-la-produccion-ganadera/lodos\\_tcm7-139889.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/temas/requisitos-y-condicionantes-de-la-produccion-ganadera/lodos_tcm7-139889.pdf)

**Gráfico 6:** <http://slideplayer.es/slide/2269678/> → 1 UBAJAYS.A. PROYECTO PARA UN MANEJO INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Monte Caseros - Corrientes Juan Carlos Reinhardt - Argentina Noviembre 2010.

**Gráfico 7:** Evaluación de la temperatura y pH durante las diferentes etapas del compostaje (Dalzell et al., 1981).

**Haug, R. T. (1993).** *The practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers. Boca Raton. Florida.

**Hospido, A., Moreira, T., Martín, M., Rigola, M., Feijoo, G. (2005).** Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: anaerobic digestion versus thermal processes. *Int. J. Life Cycle Assess*, 10: 336–345.

**Harada, Y. e Inoko, A. (1980)b.** The measurement of the cation-exchange capacity of compost for the estimation of the degree of maturity. *Soil Sci. Plant Nutr.* , 26:127-134.

**Hoitink, H. A. J., Tseng, D. Y., Chalmers, J. J. y Tuovinen, O.H. (1995).** Characterization of a Bench-Scale System for studying the Biodegradation of Organic Solid Wastes. *Biotechnol. Progress*, 11(4): 443-51.

[http://www.infoagro.com/hortalizas/factores\\_influyen\\_compostajeresiduos.htm](http://www.infoagro.com/hortalizas/factores_influyen_compostajeresiduos.htm)

<http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/>

[http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/Caracterizaci%C3%B3n de los lodos de depuradoras generados en Espa%C3%B1a \(NIPO 770-10-256-5\) tcm7-183315.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/Caracterizaci%C3%B3n%20de%20los%20lodos%20de%20depuradoras%20generados%20en%20Espa%C3%B1a%20(NIPO%20770-10-256-5)%20tcm7-183315.pdf)

[http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/temas/requisitos-y-condicionantes-de-la-produccion-ganadera/lodos\\_tcm7-139889.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/temas/requisitos-y-condicionantes-de-la-produccion-ganadera/lodos_tcm7-139889.pdf)

- Ianotti, D. A., Pang, T., Toth, B. L., Elwell, D. L., Keener, H. M. y Hoitink, H. A. J. (1993). A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Copmst Sci. Util.*, 1:52-65.
- Iglesias Jiménez, E. (1991). *Estudio del compostaje termofilico y aerobio de los residuos sólidos urbanos de Tenerife. Poder fertilizante del compost y dinámica de los nutrientes aportados en un sistema suelo-planta*. Ph Dr. Thesis. Secr. Public. Int. Cient. Univ. La Laguna. ETD. S. A., Barcelona. 514 pp. (ISBN: 84-7756-269-5).
- Iglesias Jiménez., E. y Pérez García, V. (1992)b. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. *Resour. Conserv. Recycl.*, 6:243-257.
- Iglesias Jiménez., E. y Pérez García, V. (1992)c. Determination of maturity índices for city refuse composts. *Agric. Ecosystems Environ.* , 38:331-343.
- Inbar, Y. Chen, Y. y Hadar, Y. (1990). Humic substances formed during the compost maturity, *Biocycle*, 31:64-69.
- Jeris, J. S. y Regan, R.W. (1973). Controlling environmental Parameters for Optimum Composting. Part II, *Compost Sci.*, 14 (March-April): 8-15.
- Jhorar, B. S., Phogat, V y Malik, E. (1991). Kinetics of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Rest. Rehabil.*, 5:297-306.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (2001). "Trace elements in solis and plants". Third Edition. CRC Press.
- Kiehl, F. J. (1985). *Fertilizantes orgánicos*. Editora Agronómica Ceres Ltda, São Paulo.
- Kitson, R.E., Mellon, M.G. (1944). Colorimetric determination of P as a molybdovanadato phosphoric acid. *Ind Eng. Chem. Anal. Ed.* 16: 379-383.
- Lax, A., Roig, A. y Costa, F. (1986). A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil*, 94:349-355.
- Liang, C., Das, K. C. y McClendon, R. W. (2003). The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Biores. Technol.*, 86: 136-137.
- Loveland P., Webb J. (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research* 70, 1-18.
- Madejón, E., Díaz, M. J., López, R. y Cabrera, F. (2001). Co-composting of sugarbeet vinasse: Influence of the organic matter nature of the bulking agent used. *Biores. Technol.*, 76:275-278.
- Madejón, E., Díaz, M. J., López, R. y Cabrera, F. (2002). New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Biores. Technol.*, 85:73-78.

- MAGRAMA (2009).** Caracterización de los lodos de depuradora generados en España. Disponible en la página web: [http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/Caracterizaci%C3%B3n de los lodos de depuradoras generados en Espa%C3%B1a \(NIPO 770-10-256-5\) tcm7-183315.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/Caracterizaci%C3%B3n%20de%20los%20lodos%20de%20depuradoras%20generados%20en%20Espa%C3%B1a%20(NIPO%20770-10-256-5)%20tcm7-183315.pdf)
- Metcalf y Eddy, INC. (1995).** Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización, 3ª ed. McGraw-Hill, New York.
- Michel, F.C., Pecchia, J.A. y Rigot, J. (2004).** Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compost Sci. Util.*, 12(4):323-334.
- Miyatake, F. y Iwabuchi, K. (2006).** Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Biores. Technol.*, 97:961-965.
- Moldes, A., Cendón, Y., López, G. y Barral, M.T. (2006)b.** *Biological quality of potting media base don MSW composts: a comparative study.* *Compost Sci. Util.*
- Morel, J. L., Colin, F., Germon, J.C., Godin, P. y Juste, C. (1985).** Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and other Wastes.* Elsevier App. Sci. Publ., London & New York, pp. 56-72.
- Moreno Casco, J. M., Mormeneo, S. (2008).** Microbiología y bioquímica del proceso. En: Compostaje, (eds) Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. Mundi-Prensa, pp. 111-140.
- Murcia Navarro, F. J. (2013).** Lodos de depuradora: una visión integral para su posible aplicación a suelos desde una perspectiva agrícola. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P. (1991).** An automatic microanalysis method for the determination of organic carbón in wastes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22: 2137-2144.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D. (1993).** Relationship between organic matter and carbón contents of organic wastes. *Bioresource Technol.* 44: 203-207.
- Ojeda G., Alcañiz J.M., Le Bissonais Y. (2008).** Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatment on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125, 48-56.
- Pardo G, Moral R, Aguilera E, del Prado A. (2015).** Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global Change Biology*; 21: 1313-1327.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Roig, A. and Cegarra, J. (2001).** Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation*, 12, 225-234.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A. (2002).** Biodegradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresource Technology*, 85: 1-8.
- Pérez-Murcia, M D., Moreno-Caselles, J. (2008).** Residuos urbanos. En: Compostaje (Eds.) J., Moreno, R., Moral. Editorial Mundi-Prensa, Madrid. pp 469-488.

- Perez-Murcia, M.D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., (2006).** Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresource Technol.* 97, 123–130.
- Pérez-Murcia.** Máster Universitario Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos. Unidad temática 6. Lodos de depuradora.
- Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008- 2015.**
- REAL DECRETO 824/2005,** de 8 de julio, sobre productos fertilizantes.
- REAL DECRETO 506/2013,** de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.
- Reinhardt, J.C. (2010).** Proyecto para un manejo integral de los residuos sólidos urbanos. Disponible en la página web: <http://www.slideserve.com/zoltan/noviembre-2010>
- Robert, L.J. y Winkler, M.A. (1991).** Sludge Parasites and Others Pathogens. Ellis Hoorwood LTD.
- Roig, A., Lax, A., Cegarra, J., Costa, F. y Hernández., M.T. (1988).** Cationexchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.*, 146:311-316.
- Ross, A.D. y Macarthur E. (1991).** “Biosoil Project-Sewage Sludge to Agricultural Land”. Volume 1. Sept. 1989-March 1991. Eds: NSW Agriculture & Fisheries.
- Rynk, R. y Richard, T. (2004).** Sistemas de producción commercial de compost. En: Stofella, P. (Eds). *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*, pp. 51-93. Mundi – Prensa. Madrid.
- Sánchez-Monedero, M.A., Bernal, M.P., Antón, A., Noguera, P., Abad, A., Roig, A., Cegarra, J. (1997).** Utilización del Compost como Sustratos para Semilleros de Plantas Hortícolas en Cepellón. En: Proceedings of the I Congreso Ibérico y III Nacional de Fertirrigación, SEFV Ed., Murcia, pp. 78–85.
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig A., Paredes, C y Bernal, M. P. (2001).** Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.*, 78(3):301-308.
- Saviozzi A, Riffaldi R, Levi-Minzi R (1987).** Compost maturity by water extract analyses. In: de Bertoldi M, Ferranti MP, L’Hermite P, Zucconi F (eds.) *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking, pp. 359-367.
- Senesi, N. (1989).** Composted materials as organic fertilizers. *Sci. Total Environ.*, 81/82:521-542.
- Stevenson, F.J. (1994).** Humus Chemistry. John Wiley & Sons, NY, 2<sup>nd</sup> edition, 494 pp.
- Singh R.P., Agrawal M. (2010).** Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 632-641.
- Soliva, M., López, M., Huerta, O. (2008).** Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje. En: Moreno J, Moral R (Eds.). *Compostaje*, pp. 75-92. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.

- Suler, D. J. y Finstein, S. (1977).** Effect of Temperature, Aeration, and Moisture on CO<sub>2</sub> Formation in Bench-Scale, continuously Thermophilic Composting of Solid Waste. *Appl. Environ. Microbiol.* 33(2):345-350.
- Sullivan, D. M. y Miller, R. O. (2005).** Propiedades cualitativas, medición y variabilidad de los compost. En: Stofella, P. J., Kahn, B. A. (Eds.) Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola. Edición Mundi Prensa. Madrid. Pp. 95-119.
- Tchobanogolus, G., Theisen, H. y Vigil, S. (1994).** *Gestión integral de residuos sólidos*. Ed. Mc Graw-Hill, Madrid. 1.107 págs.
- Tomati, U., Madejon, E. y Galli, E. (2000).** Evolution of humic acid molecular weight as an index of compost stability. *Compost Sci. Util.*, 8(2):108-115.
- Trasar Cepeda, C., Gil Sotres, F. y Leirós de la Peña, M. C. (2003).** Determinación de la actividad deshidrogenasa del suelo. En: García, C., Gil Sotres, F., Hernández, T. y Trasar Cepeda, C. (Eds.). *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, pp. 211-227.
- US Composting Council (2001).** Field guide to compost use. Disponible en la página web: [http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field\\_Guide\\_to\\_Compost\\_Use.pdf](http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field_Guide_to_Compost_Use.pdf)
- Viel, M., Sayag, D., Peyre, A., André, L. (1987).** Optimization of in-vessel co-composting through heat recovery. *Biol. Wastes.* 20:167-185.
- Wilson, G. (1980).** *Manual for composting Sewage Sludge by Aerated Static Pile Method*. US. EPA. Cincinnati. Ohio. USA.
- Wong, J.W.C. and Lai, K.M. (1996).** Effect of an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge on soil microbial activity. *Biology and Fertility Soils*, 23:420-424.
- Zhu, N. W. (2006).** Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Biores. Technol.*, 97(15):1870-1875.
- Zucconi, F, De Bertoldi, M. (1987).** Specifications for solid waste compost. *Biocycle*, 28(5/6):56-61.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M. (1981).** Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*. 22:54-57.