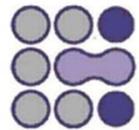




Miguel Hernández

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

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



VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE PALMERA Y LODOS DE DEPURADORA MEDIANTE CO- COMPOSTAJE



María Luisa Meseguer Sarabia

2016



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



VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE PALMERA Y Lodos DE DEPURADORA MEDIANTE CO- COMPOSTAJE

Vº Bº DIRECTOR

María de los Ángeles Bustamante Muñoz

ALUMNO

María Luisa Meseguer Sarabia



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Se autoriza a la alumna **D^a. María Luisa Meseguer Sarabia**, a realizar el Trabajo Fin de Máster titulado: “Valorización de residuos de palmera y lodos de depuradora mediante co-compostaje”, bajo la dirección de D^a. M^a Angeles Bustamante Muñoz, debiendo cumplir las normas establecidas para la redacción del mismo que están a su disposición en la página Web específica del Master.

Orihuela, 21 de junio de 2016

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



Miguel Hernández
DE ELCHE
DEPARTAMENTO DE
AGROQUÍMICA Y
MEDIO AMBIENTE

Fdo.: Concepción Paredes Gil

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

REFERENCIAS DEL TRABAJO FIN DE MASTER

IDENTIFICACIONES

Autor: María Luisa Meseguer Sarabia

Título: Valorización de residuos de palmera y lodos de depuradora mediante co-compostaje

Title: Valorization of palm wastes and sewage sludge by co-composting

Director/es del TFM: María de los Ángeles Bustamante Muñoz

Año: 2016

Titulación: Licenciada en Biología (Universidad de Alicante).

Tipo de proyecto: Trabajo final de máster.

Palabras claves: Lodo de depuradora, gestión de residuos, residuo de palmera, compostaje.

Keywords: sewage sludge, waste management, palm waste, composting.

Nº citas bibliográficas: 114

Nº de planos: 0

Nº de tablas: 20

Nº de figuras: 29

Nº de anexos: 0



RESUMEN

La producción de los lodos de depuración de aguas residuales urbanas ha aumentado en los últimos años, así como los residuos de especies palmáceas debido a creciente uso de en jardinería urbana, por lo que la gestión sostenible de estos residuos supone un reto. El principal objetivo de este estudio fue la optimización de la gestión mediante compostaje de los residuos de especies palmáceas junto con lodos de depuración de aguas residuales urbanas. Se prepararon tres mezclas con diferentes proporciones de ambos residuos y se realizó un seguimiento de los parámetros indicativos del proceso y la caracterización de los compost finales obtenidos, que mostraron, en general, adecuadas propiedades físico-químicas y químicas para su uso agrícola.

ABSTRACT

Sewage sludge production has increased in the last years, as well as the generation of wastes from palmaceous species due to their rising use in urban gardening; therefore, the sustainable management of these wastes implies a challenge. The main objective of this study was the optimization of the management by composting of the wastes derived from palmaceous species with sewage sludge from a urban wastewater treatment plant. For this, three mixtures with different proportions of both wastes were prepared, monitoring the parameters indicative of the process, and characterizing the final compost, which showed, in general, suitable physico-chemical and chemical properties for their agricultural use.

Agradecimientos:

Quisiera agradecer a todos los miembros del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente por permitirme realizar el presente trabajo junto a ellos, en especial a la Dra. Concepción Paredes que ha sabido animarme a continuar el Master a pesar de las dificultades que he encontrado, y cómo no, a mi directora del trabajo fin de master, M^a Ángeles Bustamante ejemplo de esfuerzo en el trabajo.

A la técnico de laboratorio Marisol por su paciencia y ayuda en el trabajo de laboratorio.

Agradezco a mi familia su respaldo y apoyo siempre. A Ramón, mi compañero.

Con mi abuelo Antonio en el recuerdo, él ya compostaba sin saberlo., este trabajo comenzó como una ilusión de superación propia, de aumentar conocimientos y mejorar la oportunidad de trabajar en aquello que más me gusta, la Ciencia.

Le dedico este trabajo a la personita más importante que con su amor ha hecho que todo lo demás sea secundario en esta vida, mi hijo Oriol.



ÍNDICE

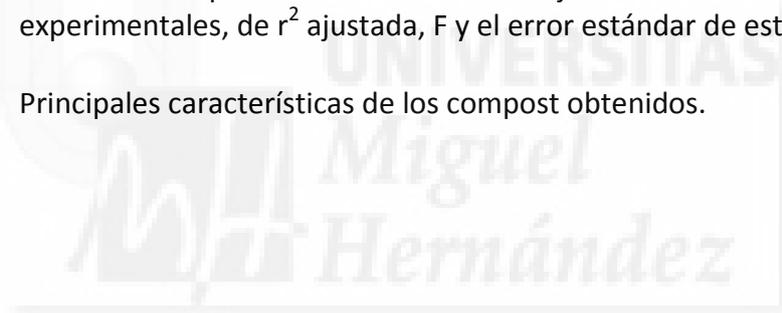
1. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS.....	1
2. INTRODUCCIÓN.....	3
2.1. Riesgos medioambientales asociados a los residuos orgánicos.....	3
2.2. Residuos de especies palmáceas.....	7
2.2.1. Producción y tipos.....	9
2.2.1.1. Uso de las especies palmáceas en jardinería.....	9
2.2.1.2. Explotación agrícola de la palmera datilera.....	10
2.2.1.3. Biomasa residual de palmáceas.....	14
2.2.2. Características y problemática.....	16
2.2.3. Gestión y tratamiento.....	18
2.3. Lodos de depuradora de aguas residuales.....	20
2.3.1. Producción y tipos.....	20
2.3.2. Características y problemática.....	21
2.3.2.1. Características.....	21
2.3.2.2. Problemática.....	25
2.3.3. Gestión y tratamiento.....	25
2.3.3.1. Tratamiento.....	26
2.3.3.2. Legislación medioambiental aplicada a la generación de lodos.....	27
2.4. Compostaje.....	31
2.4.1. Definición y etapas.....	31
2.4.2. Condiciones para el proceso de compostaje.....	34
2.4.3. Sistemas de compostaje.....	37
2.4.4. Evaluación de la calidad de los compost.....	42
2.4.4.1. Métodos de evaluación del grado de madurez.....	44
2.4.5. Utilización agrícola del compost y legislación asociada.....	47
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	51
3.1. Diseño y desarrollo experimental.....	51
3.2. Diseño experimental.....	54
3.2.1. Características de los residuos utilizados.....	54
3.2.2. Dispositivo de compostaje utilizado.....	55
3.3. Desarrollo experimental.....	57
3.4. Métodos analíticos.....	60
3.5. Métodos estadísticos.....	63

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	64
4.1. Evaluación de los factores relativos al propio proceso de compostaje.....	64
4.1.1. Evolución de la temperatura.....	64
4.2. Evolución de la materia orgánica y de su fracción sólida.....	66
4.2.1. Evolución de la materia orgánica y las cenizas.....	66
4.2.2. Pérdidas de materia orgánica.....	69
4.2.3. Evolución del carbono orgánico total (C_{org}).....	71
4.2.4. Evolución del nitrógeno total (N_T).....	72
4.2.5. Relación C_{org}/N_{total}	74
4.3. Evolución de la fracción hidrosoluble.....	76
4.3.1. pH.....	77
4.3.2. Conductividad eléctrica.....	79
4.3.3. Carbono orgánico hidrosoluble.....	81
4.4. Evolución de otros nutrientes y/o elementos totales.....	82
4.4.1. Fósforo total.....	82
4.4.2. Potasio total.....	83
4.4.3. Sodio total.....	84
4.5. Parámetros asociados a la madurez y estabilidad del compost: humificación y fitotoxicidad.....	85
4.5.1. Capacidad de cambio catiónico (CCC).....	85
4.5.2. Capacidad de cambio catiónico respecto al carbono orgánico total (CCC/C_{org}).....	87
4.5.3 Evolución de la fitotoxicidad.....	88
4.6. Calidad final de los compost obtenidos.....	90
5. CONCLUSIONES.....	92
6. BIBLIOGRAFÍA.....	94

ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 2.1:** Riesgos que debemos cuestionar relacionados con los residuos orgánicos (Navarro y col., 1995)
- Tabla 2.2:** Conductividad eléctrica de diferentes residuos (Navarro y col., 1995)
- Tabla 2.3:** Superficies y producciones de cultivos 13.9.1. frutales de fruto fresco no cítricos: Resumen nacional de la superficie, 2011. Fuente: MAGRAMA (2012).
- Tabla 2.4:** Superficies y producciones de cultivos (13.9.18.1.) frutales de fruto fresco no cítricos-palmera datilera: Serie histórica de superficie, árboles diseminados, rendimiento, producción, precio y valor. Fuente: MAGRAMA (2012).
- Tabla 2.5:** Cantidad de residuos urbanos recogidos en España en 2012 (MAGRAMA 2015a)
- Tabla 2.6:** Características de residuos de poda y jardinería (Montemurro y col., 2009; Barrera y col., 2011b; Hernández---Apolaza y Guerrero, 2008)
- Tabla 2.7:** Características analíticas de especies vegetales usadas en jardinería. Datos sobre peso seco, salvo el contenido en humedad. COT: Carbono orgánico total; Norg: nitrógeno orgánico. Fuente: Proyecto Optiver (2012)
- Tabla 2.8:** Producción y destino de lodos de depuradoras de aguas residuales, por CC.AA. España. Año 2012. Fuente: Registro Nacional de Lodos
Tabla 2.10. Parámetros agronómicos, patógenos y contaminantes orgánicos para caracterizar de la composición de los lodos.
- Tabla 2.9:** Parámetros agronómicos, patógenos y contaminantes orgánicos para caracterizar de la composición de los lodos.
- Tabla 2.10:** Composición media de los lodos de depuradora del sureste español. Fuente: Pérez, M.D. y Moreno, J. 2008. Capítulo 21. Residuos urbanos. Casos prácticos. Ed: Compostaje. Moreno, J. y Moral, R. Ed. Mundi-Prensa.
- Tabla 2.11:** Directiva 86/278/CEE y Real Decreto 1310/1990 de 29 de Octubre, donde se regula la normativa actualmente vigente sobre metales pesados en el entorno suelo-lodo.
- Tabla 2.12:** Evaluación de la estabilidad-madurez de los compost. Fuente: Bustamante (2007)

- Tabla 2.13:** Requisitos mínimos exigidos para considerar a un producto como compost de acuerdo a la legislación española sobre productos fertilizantes.
- Tabla 2.14:** Requisitos mínimos exigidos para considerar a un producto como compost según el Informe Final sobre Criterios Europeos para Compost y Digeridos (European Commission, 2014).
- Tabla 2.15:** Descripción, especificaciones y declaraciones obligatorias y opcionales del compost en el Anexo I del Real Decreto 865/2010 del 2 de julio, sobre sustratos de cultivo pertenecientes al grupo 1.
- Tabla 3.1.** Principales características de los materiales iniciales.
- Tabla 3.2.** Proporciones de materiales en las pilas de compostaje en peso seco (entre paréntesis peso fresco).
- Tabla 3.3.** Fecha de muestreo de las pilas de compost.
- Tabla 4.1.** Valores de los parámetros de las curvas ajustadas a los datos experimentales, de r^2 ajustada, F y el error estándar de estimación.
- Tabla 4.2.** Principales características de los compost obtenidos.



ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 2.1:** Clasificación de los biorresiduos de competencia Municipal (MAGRAMA, 2015)
- Figura 2.2:** Uso ornamental de *Phoenix dactylifera* L. (Palmera datilera) en parque público.
- Figura 2.3:** Cultivo de palmera datilera afectada por la plaga del picudo rojo en Catral (Alicante).
- Figura 2.4:** Práctica habitual de abandono de restos de poda y jardinería privadas en urbanizaciones situadas en entorno rural
- Figura 2.5:** Gestión incontrolada de residuos de palmeras.
- Figura 2.6:** Opciones de gestión de los principales flujos de Biorresiduos de competencia municipal: la FORS y la Fracción Vegetal. Fuente: Giró, 2012. Publicado: MAGRAMA (2013).
- Figura 2.7:** Etapas del proceso de compostaje (Moreno J., 2008).
- Figura 2.8:** Clasificación de los sistemas de compostaje.
- Figura 2.9:** Aplicación de compost en suelos agrícolas.
- Figura 3.1.** Vista general de la zona de compostaje. EPSO Orihuela.
- Figura 3.2.** Detalle del volquete auto-cargable junto a una de las pilas de compostaje elaboradas.
- Figura 3.3.** Detalle del proceso de volteado de la pila.
- Figura 3.4.** Detalles del ensayo de germinación.
- Figura 4.1.** Evolución de la temperatura en las mezclas de compostaje respecto a la temperatura ambiental en función del tiempo.
- Figura 4.2.** Evolución con el tiempo de la materia orgánica total en las pilas de compostaje
- Figura 4.3.** Evolución con el tiempo de las cenizas en las pilas de compostaje.
- Figura 4.4.** Pérdidas de materia orgánica durante el proceso de compostaje.
- Figura 4.5.** Evolución del carbono orgánico total de las pilas de compostaje con el tiempo.
- Figura 4.6.** Evolución del nitrógeno total de las pilas de compostaje con el tiempo.

Figura 4.7. Evolución de la relación C_{org}/N_{total} durante el proceso de compostaje.

Figura 4.8. Evolución del pH durante el proceso de compostaje.

Figura 4.9. Evolución de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje.

Figura 4.10. Evolución del carbono orgánico hidrosoluble durante el proceso de compostaje.

Figura 4.11. Evolución del fósforo total durante el proceso de compostaje.

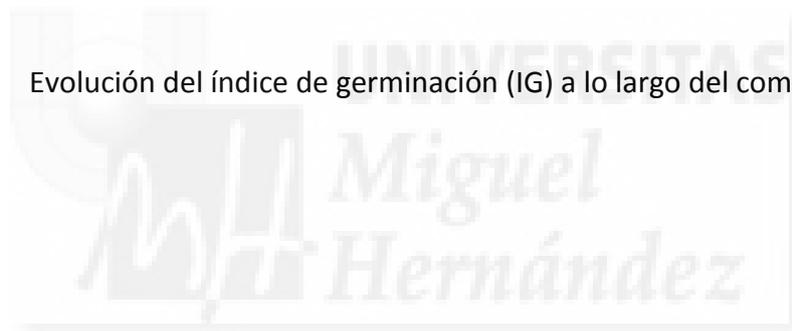
Figura 4.12. Evolución del potasio total durante el proceso de compostaje.

Figura 4.13. Evolución del sodio total durante el proceso de compostaje.

Figura 4.14. Evolución de la capacidad de cambio catiónico durante el proceso de compostaje.

Figura 4.15. Evolución de la capacidad de cambio catiónico respecto al C orgánico total durante el proceso de compostaje.

Figura 4.16. Evolución del índice de germinación (IG) a lo largo del compostaje.



1. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

El aumento de la producción de residuos orgánicos en diferentes ámbitos de la sociedad actual, debido al crecimiento de población y a la demanda en recursos de los mismos, lleva consigo la búsqueda de una gestión sostenible utilizando tratamientos que permitan devolver a la naturaleza parte de estos recursos que se toman de ella, y a la vez que puedan minimizar los posibles impactos negativos que se derivan tanto del uso de estos recursos como por los residuos que se vierten al medio ambiente.

En el entorno urbano se generan residuos orgánicos como los lodos de depuradora, restos de poda, fracción orgánica de RSU, etc., que demandan una gestión adecuada que permita la estabilización del residuo generado así como su reciclaje. En este sentido, una de las prioridades de la política de medio ambiente de la UE es la gestión de los residuos generados. Éstos no sólo son una fuente potencial de contaminación, sino que pueden llegar a ser un valioso recurso secundario. Por tanto, la política de gestión de residuos de la UE se ha desarrollado teniendo en cuenta tres principios básicos: impedir que se generen residuos, recuperar los residuos generados y eliminación de éstos de forma segura.

El compostaje puede ser una alternativa viable de tratamiento para este tipo de residuos ya que no sólo implica la gestión de dichos residuos, sino que también permite obtener producto con una materia orgánica estabilizada, el compost, apto para ser utilizado como enmienda orgánica en los suelos con la finalidad de mejorar sus propiedades físicas, químicas y biológicas. El compostaje se define como un proceso bio-oxidativo controlado, que se desarrolla sobre sustratos orgánicos heterogéneos, generalmente, en estado sólido por la acción de los microorganismos. Implica el paso a través de una etapa termofílica y una producción temporal de fitotoxinas, generándose como productos de la biodegradación dióxido de carbono, agua, minerales y una materia orgánica estabilizada, libre de compuestos fitotóxicos y patógenos, y con ciertas características húmicas. Este método de

tratamiento, frente a otras opciones de gestión de residuos orgánicos, como el almacenaje convencional o la aplicación directa en el suelo, consigue efectos ambientales positivos como la disminución de la emisión de gases efecto invernadero y de la contaminación del suelo. Además, el compost puede tener otras vías de utilización como su uso como sustrato de cultivo, contribuyendo así a la disminución del uso de turba en el sector del cultivo sin suelo.

Por otra parte, la agricultura intensiva ha llevado a un empobrecimiento de la materia orgánica del suelo (“fatiga del suelo”), por lo que el uso agronómico del compost de los residuos orgánicos generados en las zonas urbanas de forma directa o indirecta, se prevé como una alternativa válida para la fertilización orgánica de los suelos, sustituyendo a la fertilización inorgánica de los suelos. Son muchos los beneficios que se derivan de la elaboración y el uso del compost, ya sea a nivel tanto agronómico, como social o medioambiental.

Por tanto, en este trabajo se planteó como objetivo principal la gestión y valorización de los residuos de especies palmáceas junto con lodos de depuradora mediante co-compostaje, utilizando el sistema de compostaje de pila móvil, con volteos periódicos, con el fin de obtener un producto final estabilizado, humificado y con valor añadido.

Para ello, se establecieron los siguientes objetivos concretos:

- ✓ Caracterización inicial y cuantificación de los residuos iniciales utilizados para el proceso.
- ✓ Desarrollo de tres pilas de co-compostaje y seguimiento de los parámetros indicadores del proceso de compostaje, a nivel de temperatura y aireación.
- ✓ Estudio de la evolución de características físico-químicas y químicas de la mezcla de residuos a lo largo del proceso de compostaje, así como del producto final obtenido (compost).

2. INTRODUCCIÓN

2.1 RIESGOS MEDIOAMBIENTALES ASOCIADOS A LOS RESIDUOS ORGÁNICOS

Una de las principales características de la sociedad de consumo en la que vivimos, es la velocidad a la que se generan los residuos, que es muy superior a la capacidad de hacerlos desaparecer. El problema surge cuando la actividad humana, y en este caso, la sobrepoblación y la falta de respeto sobre el medio ambiente, hace generar una cantidad de materia orgánica cuya integración en los ciclos naturales no se realiza con la adecuada velocidad, provocando una acumulación desmesurada. Esta acumulación de residuos provoca una serie de problemas ambientales importantes si no se gestiona de forma adecuada.

Los riesgos medioambientales asociados a los residuos orgánicos (Navarro y col., 1995) son:

- La degradación física, química y biológica del suelo
- La contaminación de aguas superficiales y subterráneas
- La contaminación atmosférica
- La contaminación de la cadena trófica
- Los problemas sanitarios

Los principales agentes que inducen los riesgos medioambientales anteriormente comentados son:

- La presencia de metales pesados y otras sustancias tóxicas
- La existencia de microorganismos patógenos
- El exceso de nutrientes o la deficiencia o demanda de los mismos
- Solubilidad de sales en exceso: salinidad
- Presencia de materiales no biodegradables
- Otros agentes.

Como orientación, en la Tabla 2.1 se muestran los principales agentes contaminantes, así como una correlación entre éstos y los diferentes residuos estudiados, con el fin de evaluar su mayor o menor presencia en cada residuo. Es importante mencionar que aquellos residuos derivados de procesos de transformación de productos agrícolas y ganaderos, así como los residuos urbanos (basuras y lodos), son los materiales a los que en general, se les debe mostrar una mayor atención por la posible presencia de agentes contaminantes y componentes no biodegradables.

Tabla 2.1. Riesgos relacionados con los residuos orgánicos (Navarro y col., 1995).

Tipo de residuo	Metales pesados	Sustancias tóxicas	Patógenos	Exceso / demanda nutrientes	Sales en exceso
Residuos ganaderos			x	x	
Abonado verde				x	
Residuos de cosechas		x		x	
Agroindustriales	x	x	x	x	x
Basuras urbanas	x	x	x	x	x
Lodos de depuradora	x	x	x	x	x

- **Metales pesados y otras sustancias tóxicas**

- *Elementos potencialmente tóxicos*

Se consideran elementos potencialmente tóxicos aquellos elementos que no tienen funciones esenciales y que poseen una elevada toxicidad (As, metales pesados, etc.) y aquellos que son esenciales pero tóxicos en determinadas concentraciones (Mo, Zn, Cu, etc.).

- *Compuestos orgánicos potencialmente tóxicos*

Existe una enorme variedad de compuestos orgánicos potencialmente perjudiciales para el medio ambiente, los cuales se agrupan en diversas familias o categorías, las principales de las cuales, de acuerdo a un estudio a nivel europeo realizado en 2004 (Amlinger y col., 2004) se muestran a continuación:

- Bifenilos policlorados (PCB)
- Dibenzodioxinas y dibenzofuranos policlorados (PCCD y PCCF)
- Hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHS)
- Pesticidas clorados y compuestos orgánicos halogenados adsorbibles (AOX)
- Sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS)
- Nonifenol (NPE)
- Ftalatos: dietilhexil ftalato (DEHP), butilbencil ftalato (BBP) y dibutil ftalato (DBP)

Su determinación resulta muy compleja y cara, de manera que la realización de análisis preventivos rutinarios conllevaría unos costes altos para el sector del tratamiento de residuos. A diferencia de los metales pesados, que salvo pérdidas por lixiviación se concentran en el compost final a causa de la degradación de la materia orgánica, los contaminantes orgánicos pueden desaparecer en mayor o menor medida durante el compostaje, no sólo por su mineralización, sino por su degradación parcial hasta formas más resistentes, volatilización y nebulización al unirse a microgotas de vapor de agua.

- **Patógenos**

La presencia de organismos patógenos es prácticamente inherente al concepto de residuo. Es uno de los problemas más importantes que se dan en los materiales residuales frescos y que pueden afectar al hombre. Por ello resulta importante realizar procesos de acondicionamiento que nos permitan controlar y eliminar este riesgo tan importante. El mantenimiento de temperaturas adecuadas durante el proceso de compostaje en toda la masa del producto facilita la eliminación de patógenos. Los contaminantes bióticos (virus, bacterias, hongos, protozoos, helmintos, etc.), independientemente de su tipología, han sido poco estudiados a pesar de que constituyen un gran riesgo para los ecosistemas, debido a la alteración de los sistemas biológicos que ocasionan la entrada de microorganismos ajenos a éstos.

- **Exceso y demanda de nutrientes**

Cuando se añaden residuos frescos al suelo un riesgo que se puede plantear es la demanda inicial de nutrientes por parte del propio residuo para activar los procesos biológicos, pudiendo aparecer deficiencias de nitrógeno para el cultivo, debido a la competencia estrecha por este elemento entre los microorganismos y la planta. Otra situación que puede derivarse del vertido o uso inadecuado de estos residuos es la deficiencia de oxígeno. Los materiales frescos y con alto contenido orgánico, cuando son enterrados a una mayor profundidad que la superficie, presentan dificultades para la mineralización por falta de oxigenación lo que produce la formación de compuestos tóxicos. Los residuos frescos, pueden provocar situaciones de deficiencia de oxígeno que se traducen en procesos de eutrofización.

- Exceso de nutrientes

Por otro lado una desmesurada aplicación de fertilizantes nitrogenados así como una inadecuada gestión de residuos de naturaleza orgánica provoca que los niveles de nitratos en aguas superficiales y subterráneas sea cada vez mayor. Este hecho puede ocasionar problemas graves de salud pública, pues al ingerirse a través del agua potable, puede ser precursor de compuestos de naturaleza tóxica para el organismo. La eutrofización, desarrollo excesivo de algas o plantas acuáticas, se manifiesta cada vez más a menudo en los sistemas acuáticos. La presencia excesiva de las algas consume el oxígeno disuelto, en ocasiones hasta el agotamiento de las reservas, provocando la muerte por asfixia de la fauna y de la flora. Las algas se desarrollan cuando sus condiciones ambientales son favorables: temperatura cálida, sol, agua rica en nutrientes y en particular en nitrógeno y fósforo, siendo este último el factor limitante.

- **Salinidad**

La presencia de sales solubles puede influir desfavorablemente sobre la producción agrícola. Los residuos de naturaleza orgánica suelen presentar valores elevados de salinidad. Los valores que se muestran en la Tabla 2.2 son orientativos de la presencia de sales solubles

en diferentes residuos, pues la variabilidad de este parámetro es muy elevada. La salinización, acumulación excesiva de sales en el suelo, afecta a la absorción hídrica del cultivo. Este proceso depende más de la cantidad total de sales que de los distintos iones que la componen. El problema de la salinidad debe abordarse de forma conjunta al contenido total de sales, las especies iónicas del residuo y las características del suelo. Además hay que tener en cuenta la sensibilidad del vegetal y las condiciones climáticas de la zona.

Tabla 2.2. Conductividad eléctrica de diferentes residuos (Navarro y col., 1995)

RESIDUO	VALOR (dS/m)
Lodo de depuradora	0,8 - 11
Gallinaza	5,7
Estiércol de oveja	2,8 - 7
Estiércol de ternero	4,7
Estiércol de vaca	4,0
Estiércol de conejo	1,0 - 2,9
Purín de cerdo	5,0 - 12

2.2. RESIDUOS DE ESPECIES PALMÁCEAS

Los residuos vegetales procedentes de las zonas verdes y la vegetación privada y pública, incluidos los de especies palmáceas, se incluyen dentro de la denominación de *Biorresiduo*. En la **Ley 22/2011**, de 28 de Julio, de residuos y suelos contaminados se define el término ***biorresiduo*** como residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimentarios y de cocinas procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimiento de venta al por menor, así como residuos comparables procedentes de plantas de procesado de alimentos. En la Figura 2.1 se muestra la clasificación de los biorresiduos según MAGRAMA (2015).



Figura 2.1. Clasificación de los biorresiduos de competencia municipal (MAGRAMA, 2015)

Los residuos orgánicos biodegradables de origen vegetal, a efectos de su gestión pueden subdividirse en dos corrientes específicas que se deben gestionar de forma diferenciada:

Residuos de jardinería

Fracción vegetal en forma de restos vegetales de pequeño tamaño y de tipo no leñoso que procede de servicios de jardinería (malas hierbas, césped, pequeñas ramas de poda, hojarasca, etc.). Esta fracción vegetal, considerada como similar a la FORS, puede gestionarse también “in situ” o de forma independiente a los restos de comida, según la configuración de los servicios de recogida y los niveles de generación. El césped por su alto contenido en humedad y por su composición, puede dar problemas de emisiones de olores.

Poda

La poda está constituida por fracción vegetal en forma de restos vegetales de tamaño grande y de tipo leñoso. Por sus características requiere una gestión específica por cuestiones relacionadas con logística de recogida, el tratamiento y la temporalidad de generación (frecuencia y periodo) (MAGRAMA, 2015).

2.2.1. Producción y tipos

2.2.1.1. Uso de las especies palmáceas en jardinería

Las especies vegetales usadas en la jardinería mediterránea incluyen especies como acacia, adelfa, agave, aladierno, algarrobo, árbol del amor, buganvilla /jasmín, ciprés, falsa pimienta, morera, pino, washingtonia, entre otras. De todas ellas, en las zonas turísticas y urbanas, especialmente del sur y el sureste español y las áreas insulares, existe una mayor profusión de especies palmáceas siendo las hojas de éstas, los residuos más problemáticos ya que sus fibras se enredan en las trituradoras y disminuyen su rendimiento. Tradicionalmente en la jardinería española se han venido utilizando hasta hace un par de décadas ocho o diez especies de palmeras, dominando ampliamente *Phoenix canariensis* Chabaud y *Phoenix dactylifera* L., seguidas de *Chamaerops humilis* L., *Washingtonia filifera* (Linden ex André) H. Wendl., *Washingtonia robusta* H.Wendl., *Livistona chinensis* (Jacq) R.Br., *Trachycarpus fortunei* (Hook) H.Wendl., y *Butia capitata* (Mart.)Becc., etc. A estas especies se han ido añadiendo decenas de especies exóticas ya sean para formar parte de colecciones en jardines privados, como en jardines botánicos, llegando a casi 300 especies diferentes cultivadas con fines ornamentales (Sánchez de Lorenzo, 2007)



Figura 2.2. Uso ornamental de *Phoenix dactylifera* L. (Palmera datilera) en parque público.

· **Características de *Phoenix dactylifera* L. (Palmera datilera)**

- Familia: *Arecaceae*
- Nombre científico: *Phoenix dactylifera* L.
- Características: palmera de hasta 30 m altura con hojas pinnada de 6--7 cm. con tacto liso, foliolos lanceolados y con pecíolo con espinas.

El clima donde habita la palmera datilera se encuentra de forma natural en altitudes comprendidas entre los 0--200 metros de altitud, prefiriendo exposiciones soleadas. Se trata de la palmera más conocida y también está muy extendida en las zonas cálidas por su cultivo de dátiles. Puede llegar hasta los 600 años de vida aunque muere antes por rotura por el viento.

2.2.1.2. Explotación agrícola de la palmera datilera

El cultivo de la palmera, tan arraigado en las zonas del sureste español, ha visto mermada su superficie por diferentes causas, y la evolución de la superficie total así como de la producción ha ido en descenso. La palmera, como aprovechamiento agrícola, ha estado estrechamente vinculada al espacio de la huerta generado a lo largo de los siglos en la llanura aluvial del Segura. Los múltiples usos derivados de ésta han fortalecido su permanencia, a la vez que la imagen de identidad con que se asocia al territorio.

La palmera en el paisaje huertano del Bajo Segura está atravesando una situación de grave deterioro debido a la crisis de la agricultura, al abandono consiguiente de la explotación familiar y a los efectos del urbanismo expansivo relacionado con el turismo de masas. En las últimas décadas esta situación se ha agravado todavía más ante la incidencia de los cambios económicos, demográficos o ecológicos. Todos ellos han afectado directamente a este espacio agrícola con la consecuencia directa de la pérdida de rentabilidad de determinados aprovechamientos seculares, como el de la palmera. El retroceso de las superficies de cultivo y el entubado de las canalizaciones, ante el cambio de

mentalidad, y de los usos tradicionales practicados en el medio rural, han motivado la pérdida de la misma en el horizonte huertano. A ello hay que añadir la incidencia de la plaga del picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*) (Canales y Col. 2013).



Figura 2.3. Cultivo de palmera datilera afectada por la plaga del picudo rojo en Catral (Alicante).

Según datos publicados en el Anuario de Estadística del MAGRAM (2013) en España existe una superficie de plantación de palmera datilera de 679 ha (Tabla 2.3.). La Comunidad Valenciana es la de mayor superficie en producción de esta especie, con 1353 ha, entre superficie dedicada en regadío y seco, con 18000 árboles diseminados (MAGRAMA, 2012).

Tabla 2.3. Superficies y producciones de cultivos 13.9.1. Frutales de fruto fresco no cítricos-palmera datilera. Resumen nacional de la superficie (2011). Fuente: MAGRAMA (2012).

Cultivos	Superficie en plantación regular (hectáreas)				Árboles diseminados (número)	Arranques en el año (hectáreas)	Plantaciones en el año (hectáreas)
	Secano	Regadío	Total	En producción			
FRUTALES DE PEPITA							
Manzano para sidra	-	-	8.741	-	720.289	-	13
Starking	-	-	2.558	-	24.993	226	85
Golden delicious	-	-	11.104	-	119.100	371	282
Otras variedades	-	-	9.104	-	732.542	297	343
MANZANO TOTAL	12.682	18.825	31.507	12.282	1.597.024	894	723
Limonera	-	-	1.902	-	5.631	71	23
Ercolini	-	-	2.676	-	41.362	54	156
Bianquilla	-	-	4.583	-	36.331	311	45
Otras variedades	-	-	17.849	-	535.516	256	352
PERAL TOTAL	1.219	25.791	27.010	1.172	618.842	692	576
MEMBRILLERO	295	1.046	1.341	271	51.434	16	47
NISPERO	89	2.530	2.619	79	69.052	22	35
OTROS DE PEPITA	725	1.170	1.895	725	4.020	202	262
FRUTALES DE HUESO							
ALBARICOQUERO	2.739	15.990	18.729	1.943	14.365	113.421	404
CEREZO Y GUIUDO	15.488	9.469	24.957	15.119	8.497	335.181	519
Melocotoneros	3.553	47.252	50.805	3.371	40.798	714.441	2.939
Neclaninas	760	29.809	30.569	655	24.525	1.785	1.265
MELOCOTONERO TOTAL	4.313	77.061	81.374	4.026	65.323	716.226	4.204
CIRUELO	3.167	13.919	17.086	2.767	12.745	572.944	343
OTROS FRUTALES DE FRUTO CARNOSO							
HIGUERA	10.391	1.370	11.761	8.772	1.278	303.339	95
CHIRIMOYO	-	3.158	3.158	-	3.146	8.880	20
GRANADO	69	2.541	2.610	50	2.235	14.771	28
AGUACATE	4	10.554	10.558	3	10.222	50.965	22
PALMERA DATILERA	-	679	679	-	674	22.875	62

Tabla 2.4. Superficies y producciones de cultivos 13.9.18.1. Frutales de fruto fresco no cítricos-palmera datilera. Serie histórica de superficie, árboles diseminados, rendimiento, producción, precio y valor. Fuente: MAGRAMA (2012).

Años	Superficie en plantación regular		Árboles diseminados (miles de árboles)	Rendimiento de la superficie en producción (qms/ha)	Producción (toneladas)	Precio medio percibido por los agricultores (euros/100kg)	Valor (miles de euros)
	Total (hectáreas)	En producción (hectáreas)					
2003	764	759	16	47,2	3.580	195,10	6.985
2004	866	853	26	50,1	4.273	214,99	9.187
2005	893	883	25	49,4	4.360	163,02	7.108
2006	865	855	24	54,1	4.622	319,91	14.786
2007	840	827	24	54,3	4.494	246,97	11.099
2008	837	827	23	54,2	4.481	246,97	11.067
2009	830	820	23	54,1	4.435	-	-
2010	736	731	23	54,7	4.002	-	-
2011	679	674	23	55,5	3.741	-	-



Su manejo y mantenimiento necesita de estrategias específicas debido al gran volumen de residuos que se genera en cortos periodos del año debido a la estacionalidad en su mantenimiento (poda, recortes etc.). La generación de restos de poda y de jardinería se debe, mayoritariamente, a las actividades de mantenimiento de las zonas verdes de espacio público. Con la nueva tendencia urbanística enfocada hacia un mayor ratio de parques y jardines municipales por habitante, se ha incrementado progresivamente el volumen generado de estos restos. Además, su incorrecta gestión supone la pérdida de materia orgánica potencialmente valorizable en otros usos, por lo que resulta necesaria la introducción de tecnologías y procesos que sean capaces de recuperar aquellos materiales contenidos en los desechos, reintroduciéndolos en el ciclo productivo.



Figura 2.4. Práctica habitual de abandono de restos de poda y jardinería privadas en urbanizaciones situadas en entorno rural.

En el año 2012, la cantidad total estimada de residuos de competencia municipal recogidos en España fue de unos 21,2 millones de toneladas. Las cantidades que se indican en la siguiente Tabla 2.5 corresponden a residuos domésticos y comerciales, procedentes de hogares y del sector servicios (comercio, oficinas e instituciones) gestionados por las Entidades Locales, no incluyéndose los residuos comerciales gestionados por canales privados distintos al municipal.

Tabla 2.5. Cantidad de residuos urbanos recogidos en España en 2012 (MAGRAMA 2015a).

MODALIDAD DE RECOGIDA	Código LER	Residuo	T/año	%
Residuos mezclados	20 03 01	Mezclas de residuos municipales	17.911.465	85
Residuos recogidos separadamente	20 01 01	Papel y cartón	1.085.574	15
	15 01 01	Envases de papel y cartón	8.818	
	20 01 02	Vidrio	547.564	
	20 01 08	Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes	249.101	
	20 02 01	Residuos biodegradables de parques y jardines	641.266	
	15 01 06	Envases mezclados	726.729	
	15 01 07	Envases de vidrio	21.170.517	

2.2.1.3. Biomasa residual de palmáceas

Los residuos vegetales de especies palmáceas son flujos residuales procedentes de las actividades urbanas y periurbanas, no vinculados a procedimientos de reciclaje del sector agrícola. La biomasa residual de palmeras tiene su origen en la práctica de la poda en jardinería pero también en cultivos para su explotación en la producción datilera y otros usos.

La **poda** de las especies palmáceas representa una gran cantidad de biomasa por hectárea y año. Según diversas estimaciones, en Europa existen entre 20 y 100 millones de palmeras de la especie *Phoenix* y entre 10-20 millones de la especie *Washingtonia robusta*, de las que el 40% se ubican en España. Si consideramos una producción promedio de biomasa por poda de 5 kg anuales, obtenemos una producción de biomasa residual (mayoritariamente depositada en vertederos) cercana a 200.000 toneladas, sin considerar la biomasa residual adicional asociada a los especímenes afectados por la plaga del picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*).

Las especies palmáceas son un cultivo con una elevada importancia a nivel ambiental, paisajístico, económico y cultural, con una creciente presencia en la UE y especialmente en España. Además existen parajes y entornos protegidos de palmeras debido a su singularidad y riqueza en muchas áreas de Europa y también en España (sureste español y zonas insulares), tales como el palmeral de Elche, en el que el número total de palmeras adultas que forman el conjunto en el término municipal se estima en unos 200.000 ejemplares adultos en la actualidad. En esta estimación no se tienen en cuenta los cerca de 500.000 nuevos ejemplares de porte variado existentes en los más de 200 viveros de palmeras (Navarro-Pedreño y col., 2013). La enorme cantidad de volumen de residuos generados, debido principalmente a su naturaleza y la densidad, la falta de instalaciones pre-tratamiento y tratamiento específicas, generalmente, conducen a una eliminación incontrolada con pérdidas significativas de recursos en términos de energía, nutrientes y materia orgánica. En muchos casos se recurre a la quema controlada o incontrolada de los residuos como técnica de gestión de residuos más barata.



Figura 2.5. Gestión incontrolada de residuos de palmeras.

Esta situación produce emisiones de GEI, directas e indirectas y varios impactos en el medio ambiente y la salud humana, así como aumentar el riesgo de incendio. En este sentido, el mapeo y georreferenciación es esencial para estimar la producción de biomasa, especialmente cuando los acontecimientos puntuales, como la infección por picudo rojo y su

erradicación, incrementan drásticamente la necesidad de una gestión adecuada de las grandes cantidades de biomasa generadas.

2.2.2. Características y problemática

A los residuos de poda y jardinería a menudo se les denomina “agentes estructurantes” por su función de aportar estructura, porosidad y resistencia a la compactación a la mezcla a compostar. Sin embargo, estos materiales aportan mucho más. Como se puede observar en la Tabla 2.6 en general estos materiales se caracterizan por una baja humedad a modo que pueden compensar y absorber el exceso de humedad habitualmente presente en los residuos orgánicos. Además, presentan una elevada cantidad de materia orgánica y carbono orgánico, principalmente lignina, celulosa y hemicelulosa, de modo que su relación C/N es alta. Por tanto se consideran ideales para compensar las bajas relaciones C/N de muchos residuos orgánicos y minimizar así las pérdidas de nitrógeno en el proceso de compostaje.

Tabla 2.6. Características de residuo de poda y jardinería (Montemurro y col., 2009; Hernández-Apaolaza y Guerrero, 2008).

PARÁMETRO	PODA VERDE	PODA FINA (<10 mm)	PODA GRUESA (10-20 mm)
Materia seca (%)	40,3	92	83
Materia orgánica (%)	84,78	88,8	74,8
pH	6,67	7,53	7,91
Conductividad eléctrica (dS/m)	2,08	1,74	1,09
Carbono orgánico (g/Kg)	453	279	506
NH ₄ ⁺ (mg/kg)	1,10	1	1
Nitrógeno total (g/kg)	14,8	0,5	1,2
C/N	30,6	52	42

La poda verde se diferencia de las dos fracciones por un mayor contenido en humedad, materia orgánica y nitrógeno. Esta variabilidad es debida a la composición de poda según el momento en que se realiza y el tiempo de almacenamiento en la planta. En la Tabla 2.7, podemos observar las principales características analíticas de residuos vegetales individuales recogidos en plantas de compostaje de restos verdes (Proyecto OPTIVER, 2012). Como se puede observar, los restos de especies vegetales con mayor contenido en hojas, y por tanto menos leñosos, tienden a presentar una mayor humedad, relación C/N más baja y mayor contenido nutritivo, a pesar de la gran variación existente entre los diferentes materiales, que destaca en nutrientes como el calcio donde hay diferencias superiores al orden de magnitud de materiales. Además, en estos residuos menos leñosos existe una mayor disponibilidad de los nutrientes debido no sólo a las formas químicas en las que se encuentran sino a la menor resistencia física de las estructuras vegetales donde se engloban.

Tabla 2.7. Características analíticas de especies vegetales usadas en jardinería. Datos sobre peso seco, salvo el contenido en humedad. COT: Carbono orgánico total; Norg: nitrógeno orgánico.

	% Humedad	%COT	%Norg	C/N	% P	% K	% Ca	% Mg
Acacia	41,2	54,6	1,73	31,6	0,055	0,714	0,679	0,099
Adelfa	63,9	47,3	1,60	29,6	0,155	1,361	1,764	0,288
Buganvilla/ jazmín	71,1	44,2	2,02	21,9	0,204	1,842	1,550	0,433
Falsa pimienta	63,7	52,4	2,08	29,2	0,114	2,008	0,400	0,096
Morera	51,6	42,1	1,92	22,0	0,083	1,162	3,386	0,136
Palmera común	53,6	50,1	0,81	61,9	0,094	1,892	0,814	0,497
Washingtonia	56,1	47,0	2,11	22,3	0,118	1,344	0,364	0,150

Fuente: Proyecto Optiver (2012).

Por el contrario, los restos de tronco y de hoja de palmera triturada presentan unas características analíticas ideales para compensar las características de los residuos orgánicos, como los lodos de depuradora, ya que son materiales más o menos leñosos.

2.2.3. Gestión y tratamiento

La gestión de residuos de poda y de jardinería están dentro de la gestión de los residuos urbanos, que queda regulada mediante la **Ley 10/2000**, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana, dictada como norma adicional de protección en base a la competencia autonómica reconocida en el artículo 148.1.23 de la Constitución Española.

En el ámbito de la Comunidad Valenciana, no se dispone de reglamentación específica. Sin embargo, el vigente Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana (Decreto 81/2013 de 21 de junio, del Consell de aprobació definitiva del Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana (PIRCV), [2013/6658]), establece un modelo de gestión de los residuos urbanos ordenado que enfatiza la recuperación de materia orgánica de calidad a nivel de acera y de materia inorgánica de alta calidad en áreas de aportación, destinándose los residuos orgánicos a planta de compostaje y las fracciones de papel/cartón, vidrio y envases ligeros a plantas de clasificación y de valorización.

Por otro lado, en consonancia con la jerarquía de residuos y con objeto de reducir la emisión de gases de efecto invernadero originados por la eliminación de residuos en vertederos, se establece la implantación de la recogida separada de los biorresiduos con el objeto de fomentar su separación en origen y su tratamiento en las plantas de valorización para la obtención de un compost de calidad.

Los requisitos mínimos para la gestión de biorresiduos y los criterios de calidad para el compost y el digestato procedentes de biorresiduos se ajustarán a lo establecido al efecto por la normativa comunitaria y la normativa básica estatal que se dicte en la materia. En la Figura 2.6 se recogen las opciones de gestión de los biorresiduos de competencia municipal.

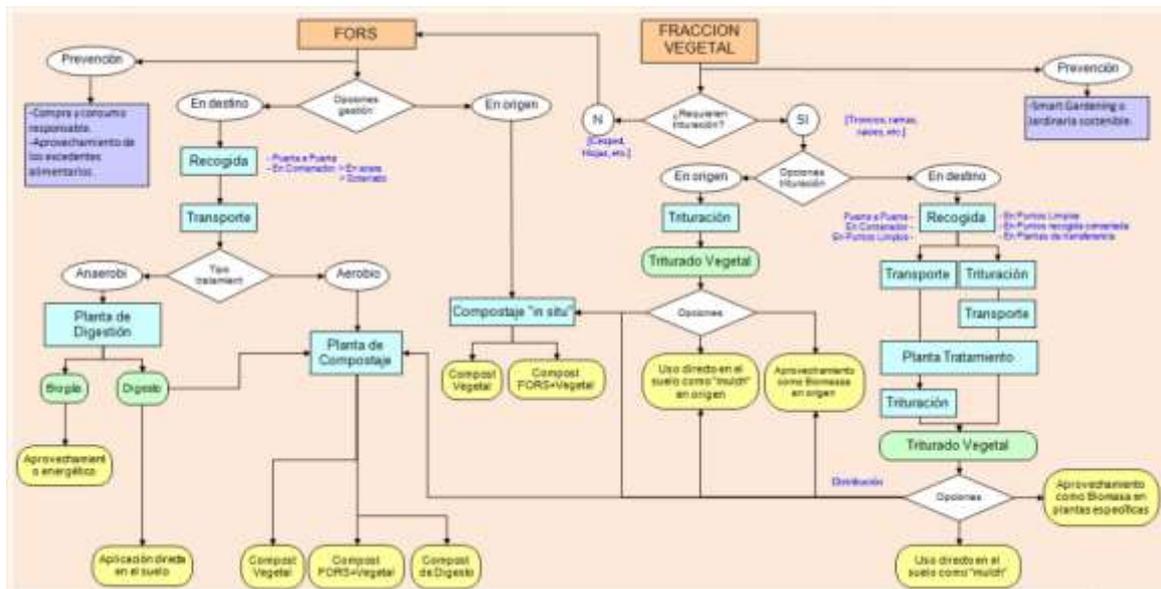


Fig.2.6. Opciones de gestión de los principales flujos de Biorresiduos de competencia municipal: la FORS y la Fracción Vegetal. Fuente: Giró, 2012.Publicado: MAGRAMA (2013).

Los tratamientos más habituales de la fracción orgánica de los residuos urbanos son el compostaje y la biometanización. En este sentido el Ayuntamiento de Elche, en su plan de gestión de residuos (Futurelx) en el año 2009 ya proponía en cuanto a reducción de las emisiones de GEI en la gestión de residuos ganaderos, agrícolas y forestales el desarrollo de un sistema integral de tratamiento de residuos agrícolas y de poda de palmera para valorizarlos energéticamente o para compostaje y en cuanto a la Energía de la biomasa, la realización de planes de recogida de los residuos agrícolas, de jardinería y de poda de palmeras en el municipio, así como la construcción de una planta de aprovechamiento de la biomasa de residuos agrícolas y de poda de parques y palmeras.

2.3. LODOS DE DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES

2.3.1. Producción y tipos

Los lodos se refieren a la mezcla de agua y sólidos separados, que resulta de la depuración de aguas residuales (EDAR), por sistemas de depuración de aguas residuales. Su mayor producción se concentra en áreas de alta industrialización y/o núcleos de población relativamente significativos. Según el registro nacional de lodos en 2012 en la Comunidad Valenciana fue de 198.690 t.m.s., superando a la Comunidad de Madrid, una de las comunidades con mayor producción habitual de lodos, en concreto la producción de lodos fue de 197.345 t.m.s. mientras que en Ceuta-Melilla fue de 982 t.m.s. En la Tabla 2.8, se puede observar la producción y destino de los lodos de instalaciones por comunidad, en España el 80.9 % del total es utilizado en los suelos agrícolas, 7.12 % del total eliminado en vertedero y 6.7 % del total incinerados. Concretamente en la Comunidad Valenciana la cantidad utilizada en los suelos agrícolas es superior a la media de España, siendo un 93%.

El lodo puede producirse por uno o más procesos de tratamiento. El lodo primario o crudo se produce por sedimentación por gravedad después del screening inicial. El tratamiento biológico subsiguiente, sea por lodos activos o filtros percolados, produce un lodo secundario compuesto en gran parte por microorganismos. Este lodo puede ser aplicado al suelo o depositado sin otro tratamiento, aunque generalmente se tratan para reducir la humedad o evitar problemas de olores o patógenos (Bernal y col., 2008).

Tabla 2.8. Producción y destino de lodos de depuradoras de aguas residuales, por CC.AA.
España. Año 2012.

Comunidad Autónoma	Producción total (t.m.s.)	Uso agrario(t.m.s.)	Vertedero (t.m.s./año)	Incineración (t.m.s./año)
España	1.130.761	914.929	80.490	75.258
Andalucía	110.109	93.892	14.315	0
Aragón	29.537	9.106	431	20.000
Asturias (Principado de)	2.548	1.688	836	0
Balears (Illes)	44.221	20.796	4.122	0
Canarias	31.422	0	30.966	0
Cantabria	27.800	18.127	3.827	0
Castilla y León	64.910	60.686	3.929	0
Castilla-La Mancha	58.112	51.970	1.132	0
Cataluña	135.058	107.320	1.231	24.668
Comunidad Valenciana	198.690	184.583	1.802	163
Extremadura	14.357	11.423	2.892	0
Galicia	110.346	96.318	5.030	2.693
Madrid (Comunidad de)*	197.345	185.656	5.373	1.234
Murcia (Región de)	34.515	33.194	1.098	0
Navarra (Comunidad Foral de)	12.631	12.313	0	0
País Vasco	39.138	8.838	3.505	25.518
Rioja (La)	19.040	19.022	0	0
Ceuta y Melilla (Ciudades Autónomas de)	982	0	0	982

Fuente: Registro Nacional de Lodos

2.3.2. Características de los lodos de depuradora y problemática

2.3.2.1. Características

Las características de los lodos de depuradora dependen fundamentalmente de los siguientes aspectos:

- Origen del efluente
- Tecnología y tipo de depuración
- Tratamiento final del lodo

■ Época del año

La caracterización de la composición de los lodos generados en las estaciones depuradoras de aguas residuales supone determinar parámetros y niveles como parámetros agronómicos, patógenos y contaminantes orgánicos Tabla 2.9.

Tabla 2.9. Parámetros agronómicos, patógenos y contaminantes orgánicos para caracterizar de la composición de los lodos.

Parámetros agronómicos	Parámetros microbiológicos	Contaminantes orgánicos*	Metales pesados
pH			
Conductividad			
Carbono total			
Materia orgánica oxidable			
Nitrógeno total			
Relación C/N			
P total			
P asimilable			
Ca total			
Ca asimilable			
Mg total			
Mg asimilable			
K total			
K asimilable			
Fe total			
Fe asimilable			
Na asimilable			
	<i>Escherichia coli</i>	AOX	Cadmio
	<i>Salmonella spp</i>	LAS	Cromo
	Coliformes totales	DEHP	Níquel
	Coliformes fecales	NPE	Mercurio
		PAH	Plomo
		PCB	Zinc
		PCDD/F	Cobre
		PBDE	

*AOX: compuestos orgánicos halogenados; LAS: sulfonatos de alquilbenceno lineales; DEHP: di (2-ethylhexil)-ftalato; NPEs: nonilfenol y nonilfenoletoxilados; PAHs: hidrocarburos aromáticos policíclicos; PCBs: bifenilospoliclorados; PCDD/Fs: dioxinas y furanos; PBDEs: difenileteres bromados.

En general, el lodo de depuradora es un material con un elevado contenido en humedad, materia orgánica y nitrógeno. Por ello, es viable su uso como enmiendas de suelo o incluso como fertilizante orgánico (siempre que no haya elementos tóxicos). El

aprovechamiento de la materia orgánica contenida en los lodos a través de su reciclaje en los suelos permite, por una parte, mejorar su productividad, fertilidad y por tanto la calidad de los suelos y por otra, eliminar de forma racional los residuos (conversión de Residuos en Recurso). No obstante, la presencia de elementos tóxicos (metales y compuestos orgánicos) y de microorganismos patógenos hace necesaria una caracterización exhaustiva antes de su reciclaje o valorización. Para aplicar una adecuada gestión medioambiental de los lodos, es necesario conocer algunas de sus características físicas y químicas, como:

- Materia orgánica: poseen niveles relativamente altos, presentando la mayoría de los lodos contenidos superiores al 50 % sobre materia seca. Este hecho, permite valorizar los lodos de depuradora como abono orgánico, aunque debe tenerse en cuenta la diferencia de estabilidad de esta materia orgánica, según el origen de los lodos.
- pH: representa la acidez o basicidad del lodo en una suspensión lodo-agua. La naturaleza de los lodos varía entre ligeramente ácido y ligeramente básico.
- Salinidad: el contenido es muy variable de unos lodos a otros, pudiendo encontrar niveles de conductividad eléctrica entre 1 - 9 dS/m, dependiendo de la cantidad de sales que presente el agua residual y del tratamiento a que se ha sometido el lodo. El riesgo potencial de salinización de suelos derivado de la aplicación agrícola de lodos residuales adquiere mayor importancia cuando estos residuos han sido tratados con productos floclantes como tricloruro de hierro, cloruro de calcio, etc., ya que en tales casos pueden presentarse problemas de toxicidad en cultivos sensibles a cloruro.
- Nutrientes: los contenidos en nitrógeno y fósforo, les confiere un importante valor fertilizante. Además, constituyen una fuente importante de otros elementos esenciales para las plantas como calcio, magnesio, potasio y micronutrientes (hierro, cobre, manganeso, zinc y boro).
- Metales pesados: el contenido en metales pesados de los lodos constituye la principal limitación de sus aplicaciones agrícolas por los riesgos de toxicidad para plantas, animales y personas.

La Tabla 2.10. muestra los valores medios de parámetros físicos y químicos de lodos de diferentes depuradoras (82) del sureste español e incluye los valores de desviación estándar y el rango de variación correspondientes a un total de 337 muestras analizadas durante el periodo 2001-2006.

Tabla 2.10. Composición media de los lodos de depuradora del sureste español.

Parámetro	Unidad	Valor medio*	Desviación estándar	Rango de variación
pH extracto 1:10	--	6,54	0,45	3,92 - 7,73
CE extracto 1:10	dS m ⁻¹	2,37	1,75	0,50 - 12,1
Matéria orgánica total	%	53,0	10,59	14,0 - 74,80
Nitrógeno (N)	%	4,74	1,42	1,16 - 8,40
Carbono orgánico total	%	33,0	6,12	12,0 - 46,27
Relación C/N	-	5,80	2,33	1,90 - 20,40
Fósforo (P)	%	0,94	0,32	0,24 - 2,35
Fósforo (P ₂ O ₅)	%	2,10	0,74	0,19 - 5,38
Potasio (K)	%	0,33	0,18	0,08 - 1,27
Potasio (K ₂ O)	%	0,39	0,21	0,09 - 1,52
Calcio (Ca)	%	7,60	3,71	1,01 - 25,40
Calcio (CaO)	%	10,6	5,18	1,41 - 35,50
Magnesio (Mg)	%	0,79	0,65	0,01 - 5,17
Magnesio (MgO)	%	1,30	1,08	0,02 - 8,58
Sodio (Na)	%	0,26	0,39	0,02 - 4,66
Hierro (Fe)	mg kg ⁻¹	12914	24068	14 - 150549
Cobre (Cu)	mg kg ⁻¹	427	467	26 - 4912
Manganeso (Mn)	mg kg ⁻¹	129	90,7	29 - 836
Cinc (Zn)	mg kg ⁻¹	941	1429	152 - 24634
Cadmio (Cd)	mg kg ⁻¹	8,12	16,1	1,0 - 189
Níquel (Ni)	mg kg ⁻¹	50,5	121	2,0 - 1500
Plomo (Pb)	mg kg ⁻¹	137	109	4,0 - 1119
Cromo (Cr)	mg kg ⁻¹	544	3139	2,0 - 32662
Mercurio (Hg)	mg kg ⁻¹	0,92	0,95	0,1 - 7,0

*Valores sobre materia seca. Fuente: Pérez, M.D. y Moreno, J. (2008). Capítulo 21. Residuos urbanos. Casos prácticos. Ed: Compostaje. Moreno, J. y Moral, R. Ed. Mundi-Prensa.

2.3.2.2. Problemas medioambientales derivados de la producción de lodos de depuradora

La eliminación de los residuos, tanto los sólidos como los procedentes de la depuración de las aguas residuales urbanas (lodos), constituyen un problema de primer orden para todos los municipios en general y en especial para los de las grandes ciudades, existiendo una tendencia general para reducirlos, reciclarlos y reutilizarlos de una forma que sea respetuosa con el medio ambiente.

La reutilización de estos lodos es controvertida debido a que si bien tienen un gran potencial para la fertilización de suelos agrícolas (porque son ricos en materia orgánica y elementos fertilizantes como nitrógeno y fósforo), también pueden poseer concentraciones elevadas de metales pesados, compuestos orgánicos difícilmente degradables así como microorganismos patógenos (virus, bacterias, etc.) presentes en las aguas residuales. La transformación mediante compostaje o anaerobia para la producción de biogás son alternativas para su reciclado. La aplicación del principio de jerarquía de residuos a la gestión de los lodos de EDAR supone, en primer lugar, priorizar la aplicación al suelo, en segundo lugar emplear otras formas de valorización incluyendo la energética y, como última opción, la eliminación en vertedero. Tanto el anterior Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (2001-2006), como el Plan Nacional Integrado de residuos 2008-2015 hacen referencia a este principio de jerarquía.

2.3.3. Gestión y tratamiento

Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) son productores de lodos y como tales productores de residuos deben asegurar su correcta gestión, y pueden realizarla directamente o encargarla a gestores autorizados, todo ello conforme a lo que establece la [Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados](#). La orientación de su gestión debe realizarse respetando los principios de la política de residuos relativos a la protección del medio ambiente y la salud humana y aplicando la jerarquía en las opciones de

gestión, priorizando la prevención sobre el reciclado, otros tipos de valorización incluida la energética y quedando en último lugar el depósito en vertedero. En la actualidad las orientaciones sobre su gestión se recogen en el [Plan Nacional Integrado de Residuos \(PNIR\)](#).

2.3.3.1. Tratamiento

La práctica más habitual de aprovechamiento es el empleo de los lodos en agricultura. El marco legal que regula la aplicación de los lodos de depuradoras a los suelos agrícolas determina valores límite de Metales pesados que no deben sobrepasarse y obliga a tratar los mismos por vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzcan, de manera significativa, su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización, para que puedan ser aplicados en el terreno. Así mismo, obliga a considerar las necesidades nutritivas de las plantas para fijar las dosis de aplicación de forma que no se vean afectadas la calidad de las aguas ni la del suelo.

Los procesos de tratamiento disponibles para los lodos de depuradora son principalmente:

- Digestión anaerobia mesofílica con o sin aprovechamiento energético del metano. En algunos casos el digerido se composte y en otros se somete a un secado térmico, que en ocasiones se destina a incineración.
- Deshidratación y compostaje.
- Deshidratación y secado térmico.
- Deshidratación, secado térmico y compostaje.
- Estabilización aerobia con o sin compostaje posterior.
- Estabilización química.
- Secado térmico e incineración. Secado térmico y co-incineración en cementeras.

El compostaje se plantea como una de las alternativas de tratamiento para los lodos, ya sean frescos o digeridos, consiguiéndose estabilizar la materia orgánica y su higienización. El elevado contenido de N que contienen los lodos permite obtener un compost con gran valor agronómico. Existen numerosas experiencias del compostaje de lodos con otros materiales como la fracción orgánica de los residuos municipales u otros materiales. Debido a la baja relación C/N que presentan los lodos la elección del material complementario y la optimización de las mezclas es esencial para prevenir las emisiones de amoníaco.

El principal problema relativo al compostaje de lodos se asocia con su elevado contenido en humedad (70-80%) y en consecuencia su bajo potencial energético. Esto se pone de manifiesto especialmente en el caso de lodos digeridos. Si la humedad es excesiva y la biodegradabilidad moderada, puede darse el caso que el calor producido biológicamente en el proceso de compostaje sea insuficiente para las dos funciones principales, a saber: evaporar agua (la del substrato y la generada en el proceso) y calentar la masa a temperaturas termófilas para higienizar el material (Haug, 1993).

2.3.3.2 Legislación medioambiental aplicada a la generación de Lodos.

Los **lodos de las depuradoras**, tienen la peculiaridad respecto a otros tipos de residuos, de que su uso en el suelo está regulado por **la Directiva 86/278/CEE** relativa a la protección del medio ambiente y en particular de los suelos en la utilización de los lodos con fines agrícolas.

Esta directiva se incorporó a la legislación española mediante el **RD 1310/1990** de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. En él se designa al Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y a las autoridades responsables de las Comunidades Autónomas en esta misma materia como los competentes en materia de aplicación y control de la citada Directiva y se crea el Registro Nacional de Lodos (RNL).

En las citadas legislaciones se establece distinción entre los siguientes términos:

Lodos de depuración: los lodos residuales procedentes de todo tipo de estaciones depuradoras de aguas residuales domésticas, urbanas o de aguas residuales de composición similar a las anteriormente citadas, así como los procedentes de fosas sépticas y de otras instalaciones de depuración similares utilizadas para el tratamiento de aguas residuales.

Lodos tratados: son los lodos de depuración tratados por una vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzca de forma significativa su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización.

Según la legislación vigente, **RD 1310/1990**, se permite la utilización en suelos agrícolas, de los lodos de depuración cuando la concentración de metales pesados de los lodos y de los suelos receptores no supere ciertos límites y además, se controle la acumulación de metales en las parcelas receptoras (Tabla 2.11). La Directiva prohíbe la aplicación de lodos de depuradora sin tratar y también prohíbe de manera explícita la aplicación de lodos tratados a determinados cultivos y establece plazos para su aplicación en los cultivos autorizados. También indica que la aplicación de lodos debe de hacerse teniendo en cuenta las necesidades de nutrientes de las plantas. Limita los contenidos de metales pesados y exige análisis periódicos de los suelos y lodos. Además, exige control estadístico de los lodos producidos, cantidades dedicadas a fines agronómicos, composición y características de los lodos, tipos de tratamiento e identificación del destinatario y lugar de aplicación.

Tabla 2.11. Directiva 86/278/CEE y Real Decreto 1310/1990 de 29 de Octubre, donde se regula la normativa actualmente vigente sobre metales pesados en el entorno suelo-lodo.

Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos		Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria		Valor límite para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años	
Elemento	Valores límite (mg kg ⁻¹ .m.s.)		Valores límite (mg kg ⁻¹ m.s.)		Valores límite (kg Ha ⁻¹ año ⁻¹)
	pH<7	pH>7	pH<7	pH>7	
Cadmio	1	3,0	20	40	0,15
Cobre	50	210,0	1000	1750	12,00
Níquel	30	112,0	300	400	3,00
Plomo	50	300,0	750	1200	15,00
Zinc	150	450,0	2500	4000	30,00
Mercurio	1	1,5	16	25	0,10
Cromo	100	150,0	1000	1500	3,00

Con la finalidad de mejorar el sistema de información sobre la gestión de los lodos y mejorar el control de las aplicaciones agrícolas garantizando el uso adecuado de los lodos de depuración en el suelo, recientemente se ha derogado la Orden 26 de octubre de 1993, y se ha aprobado la **Orden AAA/1072/2013**, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. Con la citada orden se establece un nuevo régimen jurídico que promueve la transparencia en materia de producción y gestión de residuos y asegura su trazabilidad.

En su Anexo I, “información de la estación depuradora de aguas residuales”, se regula la información que deben proporcionar los titulares de las depuradoras de aguas residuales al órgano competente de cada Comunidad Autónoma, referida a cada año natural. Entre otros datos se requiere la carga contaminante media tratada, el caudal tratado, el tratamiento aplicado tanto en la línea de aguas como de lodos, la cantidad de lodos tratados, su porcentaje de materia seca y el destino de los lodos.

En el *Anexo II, “documento de identificación del lodo”*, se detalla la información que debe acompañar a toda partida de lodos de depuración destinada a la actividad agraria, desde las instalaciones de tratamiento hasta las explotaciones agrarias donde se aplique, y se actualiza la información que debe contener el Registro Nacional de Lodos. En este documento se requiere el origen y tratamiento del lodo, la cantidad transportada, su porcentaje en materia seca, su contenido en metales y diversos parámetros agronómicos y microbiológicos, así como la identificación del gestor y del transportista.

En el *Anexo III, “documento de aplicación de lodos”*, se recoge la información que los gestores deben cumplimentar con cada aplicación de lodos y guardar durante al menos tres años. En este documento se requieren datos de la instalación de tratamiento, del gestor, del usuario, de la parcela, de la cantidad y características del lodo, del cultivo, fecha de aplicación, etc.

En el *Anexo IV, “información anual de las aplicaciones de lodo”*, se recoge la información que los gestores deben remitir a la Comunidad Autónoma de forma anual. En este documento se recoge la identificación de la instalación de tratamiento del lodo, del gestor, información de las características del lodo, cantidad aplicada, parcela, superficie, cultivo, etc.

La Comisión Europea trabaja actualmente, en la revisión de la citada Directiva de Lodos a fin de adaptarla al progreso técnico y científico y a las exigencias de otras legislaciones más recientes como la Directiva relativa a los residuos (2006/12/CE) que establece la jerarquía en la gestión de residuos (prevención, reducción, reutilización, reciclado y recuperación energética) y con la Directiva sobre vertido (1999/31/CE) que limita la posibilidad de eliminación en vertederos de los residuos biodegradables y prohíbe el vertido de residuos que no se hayan sometido a tratamiento. En la próxima Directiva sobre lodos se regularán probablemente, los tratamientos para la reducción de patógenos, la presencia de contaminantes orgánicos y la contaminación por metales pesados.

Los plaguicidas, los disolventes industriales, los colorantes, los plastificantes, los agentes tensioactivos y muchas moléculas orgánicas complejas, generalmente de baja solubilidad en agua y elevada capacidad de absorción, tienden a acumularse en los fangos. En los documentos de trabajo de la UE está en estudio fijar un valor mínimo para la aplicación al suelo de alquilbenceno sulfonato lineal (LAS) y ciertos patógenos, como los huevos de nematodos.

2.4. COMPOSTAJE

2.4.1. Definición y etapas

El compostaje constituye un procedimiento adecuado de valorización de los residuos orgánicos, incluyendo la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora. Este sistema de tratamiento de residuos orgánicos, reporta un beneficio ambiental al evitar riegos de contaminación provocados por otras alternativas como la incineración o el vertido y facilitar un mejor aprovechamiento de la materia orgánica. Los principales objetivos del proceso de compostaje son: la estabilización de la materia orgánica y la higienización, por la eliminación de patógenos y de malas hierbas, así como la reducción del peso y volumen de los materiales a compostar, de modo que el uso agrícola del producto final obtenido, comporte efectos beneficiosos para el suelo y los cultivos (Moreno-Casco y col., 2008).

El compostaje se define como un proceso bio-oxidativo controlado, que se desarrolla sobre sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido por la acción de los microorganismos. Implica el paso a través de una etapa termofílica y una producción temporal de fitotoxinas, generándose como resultado de la biodegradación dióxido de carbono, agua, minerales y un producto final llamado compost, con una materia orgánica estabilizada, libre de compuestos fitotóxicos y patógenos y con ciertas características húmicas (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Golueke, 1982; Haug, 1993). 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 exotérmico de simplificación, en el que la materia orgánica se degrada en moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas, dependiendo principalmente de la actividad biológica. 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 posteriores procesos de descomposición o simplificación. 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 (Fig. 2.14):

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. Conforme la población mesofílica indígena se multiplica, aumenta la actividad metabólica y los procesos exotérmicos, incrementándose así la temperatura, siendo la actividad microbiana muy alta en el intervalo 35-40°C (Burford, 1994; Finstein, 1992 y McKinley y col., 1985). 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 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. Durante esta etapa se lleva a cabo la mayor producción de CO₂, H₂O, compuestos inorgánicos y fitotoxinas, destruyéndose también los patógenos para plantas y animales, así

como las semillas de malas hierbas. La degradación de la lignina está restringida a un grupo limitado de microorganismos, los llamados basidiomicetos. Estos degradan la lignina lentamente y su máxima actividad no se alcanza hasta que no ha transcurrido aproximadamente un mes desde el comienzo del proceso de compostaje. Se ha observado que la degradación de la lignina es mayor en el compostaje mediante sistemas de pila estática que en los de pila móvil, comentados más adelante, debido, posiblemente, a que por medio de los volteos que se realizan en el segundo de los sistemas, se dificulta la difusión de las hifas de estos microorganismos (de Bertoldi y col., 1983).

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 final 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. En la figura 2.7 se muestran las etapas del proceso de compostaje, así como la evolución de la temperatura, el pH y la población microbiana predominante en cada una de ellas.

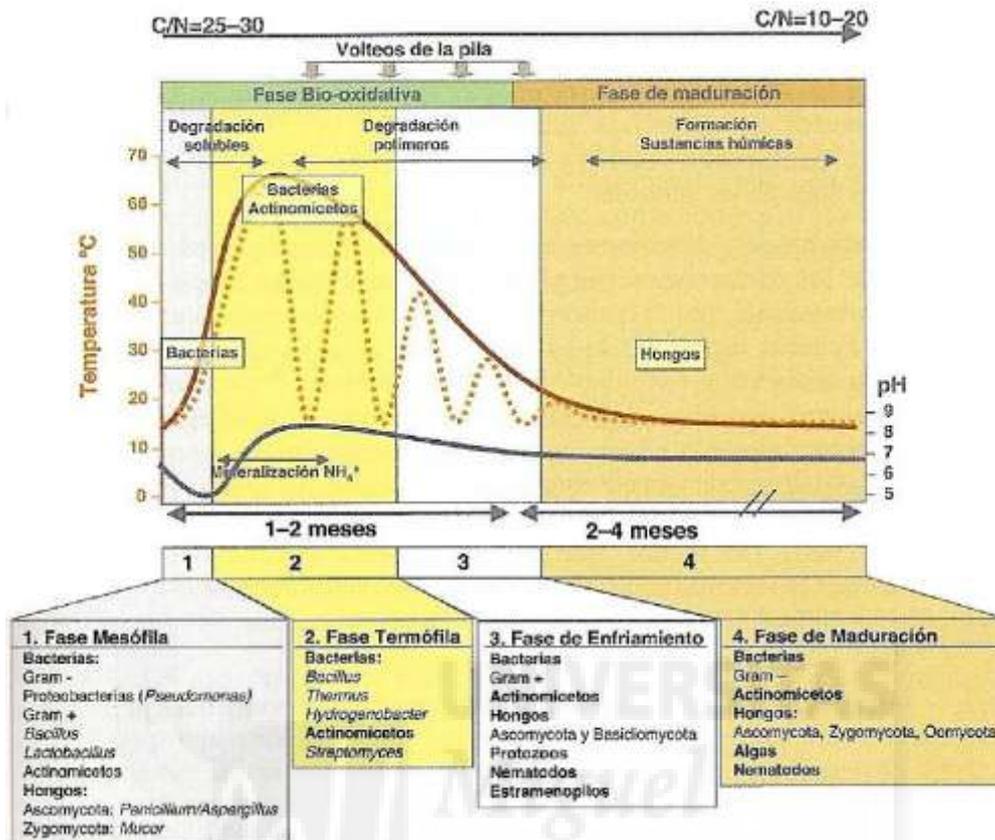


Figura 2.7. Etapas del proceso de compostaje (Moreno J., 2008).

2.4.2. Condiciones para el proceso de compostaje

El proceso de compostaje se llevará a cabo de forma adecuada y en el menor tiempo posible dependiendo de la actividad de los microorganismos. Por lo tanto, las condiciones a controlar serán aquellas que afecten de forma directa o indirecta al metabolismo microbiano. Estas condiciones se pueden dividir en dos grupos:

a) Características relativas a la naturaleza del sustrato

El sustrato utilizado deberá cumplir una serie de requisitos para que el compostaje pueda desarrollarse adecuadamente, como son el tamaño de partícula, el equilibrio de nutrientes y el pH. El tamaño de partícula deberá estar comprendido entre 1-5 cm. (Biddlestone y Gray, 1991), para que así las partículas sean lo suficientemente pequeñas como para que haya la

mayor superficie posible expuesta al ataque microbiano, siendo así la reacción más rápida y completa, y al mismo tiempo lo suficientemente grandes como para que exista una determinada porosidad en la masa que permita el intercambio gaseoso y asegure que la degradación de la materia orgánica sea aerobia. Por lo tanto, para compostar materiales con muy baja porosidad, como por ejemplo lodos de depuración de aguas residuales, purines de cerdo, etc., es conveniente mezclarlos con algún agente estructurante que proporcione la porosidad adecuada que permita un nivel de aireación óptimo.

Otro aspecto importante es la presencia de nutrientes en una proporción adecuada en el sustrato, que permitan el desarrollo y reproducción de los microorganismos. Este hecho es especialmente importante para el carbono y el nitrógeno, de forma que la relación C/N del material de partida debe tener unos valores entre 25-35 para que el compostaje se desarrolle de forma adecuada (Saña y Soliva, 1987; Costa y col., 1991); aunque la relación C/N de las células microbianas es aproximadamente 10, debido a los requerimientos de energía, los microorganismos utilizan generalmente unas 30 partes de carbono por cada una de nitrógeno.

Relaciones C/N muy elevadas disminuyen la actividad biológica, provocando el alargamiento del proceso de compostaje. Se necesita el desarrollo de varios ciclos de microorganismos para degradar el exceso de carbono, empleándose el único nitrógeno disponible que será el de los microorganismos que han muerto, inmovilizándose así el nitrógeno orgánico y reduciéndose su mineralización. No obstante, relaciones C/N muy bajas conllevan a la pérdida del exceso de nitrógeno como amoníaco, reduciéndose también de esta manera la transformación de nitrógeno amónico en nitrógeno de nitratos.

Finalmente, otro parámetro importante es el pH del sustrato inicial. Aunque, en general, se pueden compostar materiales dentro de un amplio rango de valores de pH (3-11) (Costa y col., 1991), el rango más adecuado y que no supone una inhibición de la actividad de los microorganismos oscila entre 6 y 8 (Zucconi y de Bertoldi, 1987).

b) Factores relativos al propio proceso de compostaje

Entre estos factores se encuentran la temperatura, la aireación y la humedad. La temperatura es función de la mayor o menor actividad microbiana, ya que se libera calor a través de las reacciones implicadas en la descomposición de la materia orgánica llevadas a cabo por los microorganismos. Se consideran óptimas las temperaturas del intervalo 35-55°C (Saña y Soliva, 1987), ya que a temperaturas más altas, los microorganismos más interesantes para el proceso mueren o se desactivan por encontrarse esporulados. Por otra parte, la generación de temperaturas demasiado altas implica una mayor mineralización que conduce a la obtención de productos finales menos ricos en materia orgánica.

La aireación es otro aspecto importante, situándose el nivel de óptimo de oxígeno dentro del intervalo 10-18% (Biddlestone y Gray, 1991). Una menor aireación hace que se produzca la descomposición de la materia orgánica de forma anaerobia, originándose así metabolitos no deseados y una disminución de la velocidad del proceso. Por el contrario, un exceso de ventilación provoca el enfriamiento de la masa, con la consiguiente reducción de la actividad metabólica de los microorganismos.

Y por último, también es esencial el control del contenido de humedad, considerándose como nivel óptimo los valores comprendidos en el intervalo 40-60% (Saña y Soliva, 1987; Golueke, 1989; Richard, 1992; Stentiford, 1996). Cuando el contenido de humedad es mayor del 60%, el agua desplaza al aire de los espacios libres existentes entre las partículas y las condiciones se hacen anaerobias (Golueke, 1989; Hamoda y col., 1998), pudiéndose corregir dicho exceso con un aumento de la aireación. Por otro lado, si el nivel de humedad es inferior al 40%, la actividad biológica disminuye y el proceso de compostaje transcurrirá de forma más lenta. Para mantener el contenido de humedad óptima en las pilas de los materiales a compostar se pueden emplear aguas residuales tales como alpechines (Paredes y col., 2000; Paredes y col., 2001), aguas residuales de origen vinícola, vinazas etc., llevándose a cabo también la eliminación de estos residuos líquidos mediante el compostaje.

2.4.3. Sistemas de compostaje

Existen diferentes sistemas de compostaje en función de su nivel de complejidad, grado de control del proceso, método de ventilación empleado y que sean abiertos o cerrados. Los diferentes sistemas de compostaje existentes se pueden agrupar en dos grandes tipos:

- ▶ Los sistemas abiertos (en pilas al aire).
- ▶ Los sistemas cerrados (en fermentadores).

a) Sistemas abiertos

Los sistemas abiertos se basan fundamentalmente en el apilamiento del material a compostar en montones de diferentes dimensiones (pilas, mesetas, zanjas entre otros) sometidos a una ventilación natural o forzada que favorezca la bio-oxidación de la mezcla, por lo que suelen ser sistemas de bajo coste y tecnología sencilla.

- ▶ Apilamiento estático

La idea de pilas estáticas con aireación forzada es quizás la más adecuada, porque puede permitir un control exacto del oxígeno, humedad y temperatura. Al no precisar de volteos continuos, no precisa de grandes espacios en las instalaciones, con la ventaja económica que esto supone. Se distinguen cuatro tipos según el método de ventilación empleado para este tipo de pilas: los de aireación por succión o de Beltsville, aireación forzada, de ventilación forzada a demanda de temperatura, llamado de Rutgers y de aireación alternada.

El sistema de succión se ideó en Beltsville por investigadores del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), y es ampliamente empleado en USA. Con este sistema, el aire es aspirado desde la base de la pila. Para reducir los problemas de olor, el aire aspirado se puede pasar por una pila de compost maduro que actuará como filtro y la

masa a compostar también es cubierta con una capa de compost maduro en tratamientos de lodos (Willson y col., 1980).

El sistema de compostaje de apilamiento estático con ventilación forzada con control de la temperatura, también conocido como sistema Rutgers, porque fue desarrollado por la Universidad de Rutgers en New Jersey, está basado en el suministro de aire y el control de la temperatura. En este método, el aire se introduce a presión por la parte inferior de la pila de forma periódica y el control de temperatura se realiza mediante una sonda introducida en la pila que transmite los datos a un controlador de temperatura, de tal modo que cuando ésta supera el valor marcado como límite, se dispara el sistema, poniéndose en marcha la ventilación de forma continua hasta que la temperatura descienda hasta el umbral térmico programado (Finstein y col., 1985). En este sistema se controla que la temperatura no supere los 60°C mientras que, en los sistemas con aireación por succión se controla que el nivel de oxígeno esté entre unos valores determinados, llegando a ser esta aireación insuficiente para eliminar el exceso de calor generado por la actividad metabólica de los microorganismos y la temperatura frecuentemente alcanza valores superiores a los 70°C. El alcance de temperaturas tan altas inhibe el desarrollo y el crecimiento biológico, lo que conlleva a que la degradación sea menor y el proceso se ralentice. También en el sistema de compostaje Rutgers la ventilación es mayor que en los sistemas de aireación por succión con lo que se produce una descomposición más extensa de los residuos y una mayor evaporación, consiguiéndose así un producto final más seco y con una materia orgánica más estabilizada (Miller y Finstein, 1985).

► Apilamiento con volteos (pila móvil)

En este sistema, la aireación de la pila se realiza de forma periódica mediante volteos. Entre sus limitaciones cabe citar que la ventilación de la pila solo se hace de manera periódica y por lo tanto, el nivel de oxígeno no se mantiene constante, impidiéndose el aumento de las oxidaciones biológicas y haciendo que el proceso de compostaje sea más lento. Por otro lado, las instalaciones requieren mayor espacio que en otros métodos,

porque las pilas se voltean lateralmente. También debe añadirse que este sistema es menos efectivo en la inactivación de patógenos que los métodos de pila estática (de Bertoldi y col. 1985).

▶ Sistema asociado de volteos y ventilación forzada

La mezcla a compostar se voltea y posteriormente se suministra aireación forzada por ventilación. Este sistema ha sido desarrollado desde hace más de quince años para el compostaje acelerado de los residuos sólidos urbanos (Costa y col., 1991).

b) Sistemas cerrados

En los sistemas de compostaje cerrados el proceso se realiza en unos recipientes llamados reactores o digestores. Estos sistemas tienen la ventaja de un mayor control de las condiciones del proceso, la necesidad de un menor espacio para la construcción de sus instalaciones, los tiempos de compostaje son relativamente más cortos y se evitan las emisiones de malos olores, pero en cambio tienen un elevado coste de inversión y mantenimiento que en muchas ocasiones los hace inviables desde el punto de vista económico (Stentiford, 1987).

▶ Reactores verticales

Los reactores de unos cuatro metros de altura, pueden ser continuos (la masa se sitúa a lo largo del reactor) o discontinuos (la masa se separa en diferentes pisos de dos metros de altura). En los reactores verticales continuos, el proceso es difícil de controlar, puesto que mantener uniforme la proporción de oxígeno para esa gran masa de material es complicado; la parte baja de la masa, por donde se insufla el aire, se enfría demasiado, en cambio, la parte superior queda insuficientemente aireada. Por esta razón no debe tener una altura superior a los tres metros (Martegani y Zoglia, 1985).

► Reactores horizontales

Se considera al cilindro bioestabilizador Dano, y a otros cilindros similares, como reactores horizontales de compostaje. No se consideran como verdaderos reactores para compostaje, pues su principal función es la diferenciación de componentes de los residuos por medios biológicos y fisicoquímicos. El tiempo de retención en el reactor de veinticuatro a treinta y seis horas no es suficiente para un verdadero compostaje, permitiendo sólo una iniciación del proceso de degradación microbiana de la materia orgánica, con ventajas sobre otro tipo de procesos. En primer lugar, toda la materia orgánica se separa bien de los materiales inertes, siendo dicha separación más fácil y con alto rendimiento, debido al pequeño tamaño de partícula que adquiere la fracción orgánica. En segundo lugar, la materia orgánica obtenida con el reactor biológico tipo Dano es homogénea, parcialmente biodegradada e invadida por los microorganismos uniformemente (Mustin, 1987).

En los sistemas de compostaje cerrados el proceso se realiza en unos recipientes llamados reactores o digestores. Estos sistemas tienen la ventaja de un mayor control de las condiciones del proceso, la necesidad de un menor espacio para la construcción de sus instalaciones, los tiempos de compostaje son relativamente más cortos y se evitan las emisiones de malos olores, pero en cambio tienen un elevado coste de inversión y mantenimiento que en muchas ocasiones los hace inviables desde el punto de vista económico (Stentiford, 1987).

Por otra parte, los sistemas de compostaje abiertos se basan en el apilamiento de los materiales a compostar en pilas trapezoidales y se diferencian dos tipos: los de pila móvil y los de pila estática. En los de pila móvil la aireación de la pila se realiza de forma periódica mediante volteos. Entre sus limitaciones cabe citar que la ventilación de la pila solo se hace de manera periódica y por lo tanto, el nivel de oxígeno no se mantiene constante, impidiéndose el aumento de las oxidaciones biológicas y haciendo que el proceso de compostaje sea más lento. Por otro lado, las instalaciones requieren mayor espacio que en otros métodos, porque las pilas se voltean lateralmente. También debe añadirse que este

sistema es menos efectivo en la inactivación de patógenos que los métodos de pila estática (de Bertoldi y col., 1985).

Dentro de los sistemas de compostaje de pila estática se distinguen cuatro tipos según el método de ventilación empleado: los de aireación por succión o de Beltsville, aireación forzada, de ventilación forzada a demanda de temperatura, llamado de Rutgers porque fue desarrollado por la Universidad de Rutgers (New Jersey) (Finstein y col., 1985) y de aireación alternada. De todos estos métodos el más aconsejable es el de Rutgers, en el cual el aire se introduce a presión por la parte inferior de la pila de forma periódica y el control de temperatura se realiza mediante una sonda introducida en la pila que transmite los datos a un controlador de temperatura, de tal modo que cuando ésta supera el valor marcado como límite, se dispara el sistema, poniéndose en marcha la ventilación de forma continua hasta que la temperatura descienda hasta el umbral térmico programado (Finstein y col., 1985).

En este sistema se controla que la temperatura no supere los 60°C mientras que, en los sistemas con aireación por succión se controla que el nivel de oxígeno esté entre unos valores determinados, llegando a ser esta aireación insuficiente para eliminar el exceso de calor generado por la actividad metabólica de los microorganismos, alcanzando la temperatura valores superiores a los 70°C. Esta elevación de temperaturas inhibe el desarrollo y el crecimiento biológico, lo que conlleva a disminuir la degradación y a que el proceso se ralentice. También en el sistema de compostaje Rutgers la ventilación es mayor que en los sistemas de aireación por succión con lo que se produce una descomposición más extensa de los residuos y una mayor evaporación, consiguiéndose así un producto final más seco y con una materia orgánica más estabilizada (Miller y Finstein, 1985).

En la siguiente Figura 2.8 se esquematizan los distintos sistemas de compostaje.



Figura 2.8. Clasificación de los sistemas de compostaje.

2.4.4. Evaluación de la calidad de los compost

Podemos definir al **compost** como el producto que resulta del proceso de compostaje, constituido por una materia orgánica estabilizada semejante al humus, 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).

Un compost debe cumplir los siguientes requisitos para ser considerado como tal:

- Debe ser 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).

- Debe ser 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.

- 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.

- 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. La **evaluación de la madurez** es un factor muy importante que afecta a la aplicación eficaz en la agricultura y a su impacto sobre el medioambiente. La evaluación de la madurez del compost ha sido reconocida como el más importante problema concerniente a su utilización agronómica, ya que la aplicación a los suelos de cultivo de un compost inmaduro es una de las causas más frecuentes de los fracasos observados, en ocasiones, en el rendimiento de los cultivos. Para un sector, compost es todo aquel material desde el momento mismo de su inicio. Para otros esta definición sólo debe utilizarse para los productos finales de un proceso de digestión aerobia. Algunos autores apuntan incluso a la especificación de diferenciar entre compost fresco, compost y compost curado, en función de las características y sobre todo del tiempo que hayan sido sometidos al proceso de compostaje. Por ello, cuando un compost va a ser utilizado debe tener unas condiciones que garanticen la falta de peligrosidad del mismo. Otro problema añadido es el propio concepto de madurez ya que cubre distintos grados de estabilidad según vaya a ser el destino del compost. Los tests propuestos para la determinación del grado de madurez presentan una gran gama en cuanto a su dificultad de determinación y fiabilidad. De forma general, se recomienda realizar un seguimiento completo del desarrollo del proceso de compostaje, ya que de esta forma se puede obtener

una idea más clara y segura de la madurez del producto, de la eficacia del proceso de compostaje y por tanto de su aplicabilidad. Otro factor a tener en cuenta es la gran diversidad de materiales que son utilizados en procesos de compostaje. Por ello hay que considerar que muchos de los parámetros que determinan el grado de madurez son válidos en función de las características de los materiales utilizados, pero no extrapolables a otros tipos de residuos. Los posibles efectos negativos graves derivados de la aplicación agrícola de los compost empleados sin un adecuado grado de madurez son los siguientes:

- Disminución del contenido de oxígeno a nivel de las raíces.
- Bloqueo del nitrógeno del suelo, con relación C/N alta.
- Aumento excesivo de la temperatura del suelo.
- Acumulación de sustancias fitotóxicas.
- Presencia de microorganismos patógenos.



Figura 2.9. Aplicación de compost en suelos agrícolas.

2.4.4.1. Métodos de evaluación del grado de madurez

La evaluación de la madurez de los productos compostados es compleja, puesto que existen un gran número de determinaciones para llevar a cabo dicha evaluación, aparte que el propio concepto de madurez cubre distintos grados de estabilidad según vaya a ser el destino del compost. De forma general, se recomienda realizar un seguimiento completo del

desarrollo del proceso de compostaje, ya que de esta forma se puede obtener una idea más clara y segura de la madurez del producto, de la eficacia del proceso de compostaje y por tanto de su aplicabilidad. Otro factor a tener en cuenta es la gran diversidad de materiales que son utilizados en procesos de compostaje. Por ello, hay que considerar que muchos de los parámetros que determinan el grado de madurez son válidos en función de las características de los materiales utilizados, pero no extrapolables a otros tipos de residuos. En general, los métodos de evaluación del grado de madurez se pueden clasificar en:

a) Métodos físicos: el olor, como consecuencia de la presencia de ciertos compuestos, tales como ácidos orgánicos (butírico, acético, etc.), puede ser indicativo de falta de madurez (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1989); la temperatura durante el compostaje es indicativa del desarrollo del proceso, ya que en la fase final la temperatura debe igualar a la ambiente (Stickelberger, 1975); y el color, ya que la descomposición de los materiales frescos implica un cambio en el color y la estructura de compuestos, provocando un oscurecimiento a medida que transcurre el proceso, debido a la formación de grupos cromóforos, pudiendo ser la evaluación colorimétrica utilizada como criterio de madurez para determinados materiales (Sugahara y col., 1979).

b) Métodos basados en el estudio de la actividad microbiana: se basan en la relación existente entre la madurez de la masa y la estabilidad biológica de los materiales. Estos métodos se basan en medidas de la actividad de la biomasa microbiana o de los constituyentes fácilmente biodegradables, como son los métodos respirométricos, que estudian la absorción de oxígeno o el desprendimiento de anhídrido carbónico del compost (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1989); y la determinación de sustancias orgánicas degradables (Morel y col., 1979).

c) Métodos de análisis bioquímico: basados en el estudio de enzimas indicadores de la actividad celular, como la fosfatasa alcalina (Dick y Tabatabai, 1984), la ureasa (Bonmatí y

col., 1985), la proteasa (Hattori, 1988) o en otras determinaciones como la determinación de ATP o la identificación de la microflora específica de cada fase del compostaje.

d) Métodos de análisis físico-químicos y químicos: se basan en una evaluación cualitativa o cuantitativa de las sustancias que durante el proceso de compostaje experimentan una fermentación o humificación, como son el contenido de carbono hidrosoluble (García y col, 1992b; Hue y Liu, 1995; Bernal y col., 1998c); la relación C/N (Poincelot, 1974; Cárdenas y Wang, 1980; Golueke, 1981; Juste, 1980); la relación C/N en el extracto acuoso (Hue y Liu, 1995; Bernal y col., 1998c); el contenido en polisacáridos (Morel y col., 1979); la variación del pH (Jann y col., 1959); ausencia de compuestos indicadores de un medio reductor, como amonio (Zucconi y de Bertoldi, 1987) o amonio y sulfuro de hidrógeno (Spohn, 1978); relación amonio/nitratos (Bernal y col., 1998c); los índices de humificación (relación de humificación, índice de humificación, porcentaje de ácidos húmicos y la relación de polimerización), a partir de los porcentajes de carbono extraíble (Cex), carbono de ácidos húmicos (Cah) y de ácidos fúlvicos (Caf) (Roletto y col., 1985; Ciavatta y col., 1988; Iglesias- Jiménez y Pérez-García, 1992b); la capacidad de cambio catiónico (Harada e Inoko, 1980, Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992b) y la relación CCC/Cot (Iglesias-Jiménez y Pérez- García, 1992a; García y col., 1992b); contenido en ácidos volátiles (de Vleeschauwer y col., 1981).

e) Ensayos sobre vegetales: ponen de manifiesto la presencia de productos fitotóxicos que no son detectados por los métodos anteriores. Entre estos métodos están el test de germinación (Sphon, 1978; Zucconi y col., 1981b), que calcula un índice de germinación que combina el porcentaje de germinación y la longitud media de las raíces y el test de crecimiento, que evalúa el efecto del compost sobre distintos vegetales.

En la Tabla 2.12 se muestran los valores límites establecidos por distintos autores a partir de los cuales se considera que un compost ha alcanzado su madurez.

Tabla 2.12. Evaluación de la estabilidad-madurez de los compost.

PARÁMETRO	VALOR LIMITE	FUENTE
C hidrosoluble (%)	< 0,5	García y col. (1992)
	< 1	Hue y Lui (1995)
	< 1,7	Bernal y col. (1998)
C/N	< 20	Poincelot /1974) y otros
	< 15	Juste (1980)
C hidrosoluble/N orgánico	< 0,70	Hue y Lui (1995)
	< 0,55	Bernal y col. (1998)
NH ₄ ⁺ (%)	< 0,04	Zucconi y de Bertoldi (1987)
N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻	< 0,16	Bernal y col. (1998)
RH (%)	>7	Roletto y col. (1985)
IH(%)	>3,5	Roletto y col. (1985)
	>13	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992b)
Pah (%)	>62	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992b)
Cah/Caf	>1	Roletto y col. (1985)
	>1,6	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992b)
Índice germinación (%)	>50	Zucconi y col. (1981)
CCC(meq/100g MO)	>60	Haranda e Inoko (1980)
	>67	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992b)
CCC/Cot (meq/g Cot)	>1,9	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992a)
	>3,5	García y col. (1992)

Fuente: Bustamante (2007). RH: Relación de humificación; IH: Índice de humificación; Pah: Porcentaje de humificación; Cah/Caf: Relación de polimerización; CCC: Capacidad de cambio catiónico.

2.4.5. Utilización agrícola del compost y legislación asociada

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 2.13).

Tabla 2.13. Requisitos mínimos exigidos para considerar a un producto como compost de acuerdo a la legislación española sobre productos fertilizantes.

Parámetro	Real Decreto 506/2013		
Materia Orgánica mínima (%)	35		
Humedad máxima (%)	40		
C/N	< 20		
Metales pesados (mg/kg m.s.):	Clase A	Clase B	Clase C
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	-	-	-
Contaminantes orgánicos			
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		
Partículas (%)	90 ($\leq 25\text{mm}$)		
Impurezas (%)	No puede contener		
Gravas y piedras (%)	No puede contener		

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

Por otra parte, 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 Tabla 2.13.

Tabla 2.14. 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
Mat. Orgánica mínima (% sobre m.s.)	15
Estabilidad mínima: Índice respirométrico Test de autocalentamiento:	<25 mmol O ₂ /kg materia orgánica/h Temperatura < 30°C por encima de la temperatura ambiente
Metales pesados (mg/kg m.s.): Cadmio Cromo (total) Cobre Mercurio Níquel Plomo Zinc	1,5 100 200 1 50 120 600
Contaminantes orgánicos: PAHs (mg/kg m.s.)	6
Microorganismos: Salmonella spp	Ausentes en 25 g de compost
E. coli	<1000 CFU/g
Semillas de malas hierbas	<2 semillas/L
Impurezas (%)	<0,5 (>2 mm)

CFU: unidades formadoras de colonias.

Finalmente, en el Real Decreto 865/2010 del 2 de julio, sobre sustratos de cultivo, se definen y tipifican todos aquellos productos denominados como sustratos, con el fin de garantizar que los que se ponen en el mercado sean agrónomicamente eficaces y que eviten

posibles efectos nocivos en el agua, el suelo, la flora, la fauna y el ser humano. Los sustratos de cultivo deberán cumplir los requisitos relativos a sus características, envasado e identificación, puesta en el mercado, materias primas, y demás disposiciones de este Real Decreto y deberán estar incluidos en la relación de tipos de sustratos del anexo I. Los productos que pueden comercializarse como sustratos de cultivo o como componentes de los mismos deben pertenecer a alguno de los grupos incluidos en el anexo I de este Real Decreto. Dentro del grupo 1 del anexo I de este Real Decreto, para productos orgánicos como sustratos de cultivo o componentes de sustratos de cultivos, se incluye el compost, donde se hace una descripción del mismo y se indican las especificaciones y las declaraciones obligatorias y opcionales (Tabla 2.15).

Tabla 2.15. Descripción, especificaciones y declaraciones obligatorias y opcionales del compost en el Anexo I del Real Decreto 865/2010 del 2 de julio, sobre sustratos de cultivo pertenecientes al grupo 1.

N.º	1.1
Denominación del tipo de producto	Compost
Descripción	Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), materiales orgánicos biodegradables del Anexo V bajo condiciones controladas.
Especificaciones	Materia orgánica sobre materia seca >20% (m/m)
Declaraciones obligatorias	<ul style="list-style-type: none"> - Principales componentes (más del 10% (v/v)), ordenados en orden decreciente de porcentaje. -Materia orgánica sobre materia seca - Conductividad eléctrica, CE. - pH -Cantidad en volumen
Declaraciones opcionales	<ul style="list-style-type: none"> - Densidad aparente seca. - Volumen de aire. - Volumen de agua a 1, 5 y 10 kPa. - Materia seca -Espacio poroso total. -Granulometría.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Diseño y desarrollo experimental

En este trabajo experimental se planteó como objetivo principal el estudio de la valorización por co-compostaje mediante pila móvil con ventilación natural y por volteos periódicos, de residuos de palmera y lodos de depuradora, con el fin de obtener un producto final estabilizado, humificado y con valor añadido. 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 mediante composteras de tipo experimental, de naturaleza con ventilación natural y por volteos periódicos.
- **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 pretende conocer la naturaleza de los diferentes residuos de palmera y los lodos generados en el proceso de depuración de aguas residuales, con el fin de establecer con posterioridad una estrategia de compostaje adecuada en función de la tipología de estos materiales. En nuestro estudio se han caracterizado 2 tipos de residuos diferentes:

- *Residuos de palmera:* residuo de origen vegetal, procedente del mantenimiento de palmeras ubicadas en parques, jardines y huertos. Se utilizó restos de tronco de palmera, procedente 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.

- *Lodos de depuradora*: los lodos EDAR son residuos que resultan de la depuración de aguas residuales urbanas. Los lodos tienen buenas propiedades desde el punto de vista agronómico por sus contenidos (NPK) y MO, pudiendo ser utilizados como enmienda orgánica. El lodo utilizado procede de la estación de depuración de aguas residuales municipales en la EDAR de Torrevieja, provincia de Alicante.

Muestreo de los materiales iniciales:

El material utilizado para la elaboración de las mezclas se muestreó del acopio de cada uno de los residuos seleccionados, los cuales se encontraban en la planta piloto de compostaje COMPOLAB ubicada en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO-Universidad Miguel Hernández). Cada material se muestreó por separado tomando 7 submuestras a diferentes alturas y 2 profundidades distintas del montón de acopio para obtener una muestra representativa, que se homogeneizó, mediante el método del cuarteo, para su análisis por duplicado.

Fase 2: Establecimiento de la mezcla a compostar

Debido a la propia naturaleza del proceso de compostaje, es necesario que la mezcla a compostar posea una serie de características a nivel físico, físico-químico y químico que condicionan el proceso. Por ello, a la hora de la elaboración de la pila de compostaje nos planteamos como objetivos básicos la obtención de una adecuada porosidad y relación C/N en la mezcla inicial.

Fase 3: Desarrollo de un sistema de compostaje mediante composteras de tipo experimental, con ventilación natural y mediante volteos periódicos

Una vez establecida la mezcla con las condiciones óptimas iniciales en función de nuestros objetivos, se desarrolló el sistema de compostaje, a través de las condiciones de entorno a nivel de aireación, temperatura y humedad en las que deberá estar comprendida la mezcla a compostar en el sistema. Para ello se dispuso de volteadora, sondas de temperatura y sistema de riego.

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 (compost)

En las muestras de los materiales iniciales se determinó:

- Humedad
- pH
- Conductividad eléctrica
- Materia orgánica
- Carbono orgánico
- Nitrógeno total
- Relación C/N

Se estudió la evolución de la mezcla a lo largo de todo el proceso, desde el inicio hasta que se obtuvo el compost maduro, mediante el estudio de diferentes parámetros indicativos del proceso, como son:

- Asociados al propio proceso de compostaje: humedad, aireación y temperatura.
- Asociados a la evolución de la materia orgánica: Pérdida de la materia orgánica y relación entre el carbono orgánico total y el nitrógeno total.
- Asociados a la evolución de la fracción hidrosoluble: carbono orgánico hidrosoluble, relación entre el carbono orgánico hidrosoluble y el nitrógeno orgánico total, pH y conductividad eléctrica.
- Asociados a la presencia y evolución de diferentes componentes, presencia de fitotoxicidad y nutrientes para plantas.
- Asociados a la madurez del compost: capacidad de intercambio catiónico e índice de germinación.

3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

3.2.1. Características de los residuos utilizados

En el presente trabajo se han utilizado dos residuos diferentes, uno de ellos procedente de residuos de palmera (tronco de palmera) y uno procedente de lodos de depuradora cuyo origen fue el siguiente:

1. Residuos de palmera: estos residuos proceden de la poda del Palmeral de Elche.
2. Lodos de depuradora: procedentes de la EDAR de Torrevieja.

Las características principales de los residuos utilizados, se exponen en la Tabla 3.1. Los residuos iniciales utilizados se caracterizaron por presentar valores de pH ligeramente ácido, valores altos de conductividad eléctrica, especialmente el tronco de palmera, con valores que superan los 7 dS/m; altos contenidos en materia orgánica, especialmente el tronco de palmera al ser un residuo vegetal, notables contenidos de nitrógeno, especialmente altos en el lodo de EDAR.

Tabla 3.1. Principales características de los materiales iniciales.

Parámetro	Residuo tronco palmera	Lodo EDAR
pH	5,74	4,92
CE (dS/m)	7,80	5,83
MO (%)	80,2	58,1
C _{org} (%)	37,7	40,1
N _t (%)	1,31	6,95
C/N	28,7	5,76

CE: Conductividad eléctrica; MO: Materia orgánica; C_{org}: Carbono orgánico total; N_t: Nitrógeno total.

3.2.2. Dispositivo de compostaje utilizado

El proceso de compostaje objeto de nuestro estudio se ha desarrollado en la planta piloto de compostaje (COMPOLAB) situada en la Escuela Politécnica de Orihuela (E.P.S.O.), Universidad Miguel Hernández de Elche.



Figura 3.1. Vista general de la zona de compostaje. EPSO Orihuela.

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 3.2). Para los volteos periódicos que se realizaron a las mezclas que conformaban la pila se utilizó una volteadora Backhus 14.28 (Figura 3.3).



Figura 3.2. Detalle del volquete auto-cargable junto a una de las pilas de compostaje elaboradas.

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. La pila se regó de forma periódica durante el proceso de compostaje, para evitar que el porcentaje de humedad de la misma estuviera por debajo del 40% y así conseguir que la actividad de los microorganismos no se inhibiera. 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 3.3. Detalle del proceso de volteado de la pila.

Este sistema de compostaje es con ventilación natural, que hace que la degradación de la materia orgánica sea aerobia. El suministro de aire se realiza de manera natural dentro de la pila por convección y además se realizaron volteos periódicos para reactivar la actividad microbiana e ir controlando el proceso de degradación de la materia orgánica. Una vez finalizada la etapa bio-oxidativa, la pila se dejó madurar en reposo, por un periodo de aproximadamente dos meses (58 días).

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. Cálculo y preparación de la mezcla: elaboración de 3 pilas de compostaje:
2. Seguimiento del proceso de compostaje.
3. Muestreo del material y volteos.

1. Cálculo y preparación de la mezclas:

Para realizar este experimento, en un principio se planteó como objetivo alcanzar en la mezcla inicio una relación C/N entre 20 y 30. Para ello se calcularon las cantidades necesarias a mezclar de los dos residuos (lodos y palmera). Este proceso se realizó mediante las expresiones:

$$\text{Ecuación (1)} \quad P = A + B$$

$$\text{Ecuación (2)} \quad C/N = \frac{(A * \% C_A * \% MS_A) + (B * \% C_B * \% MS_B)}{(A * \% N_A * \% MS_A) + (B * \% N_B * \% MS_B)}$$

P = Peso total de la pila, en kg.

A = Peso del componente A, en kg.

B = Peso del componente B, en kg.

MS = Materia seca.

En la Tabla3.2 se expone la proporción de cada componente en la mezcla en peso seco

Tabla3.2. Proporciones de materiales en las pilas de compostaje en peso seco (entre paréntesis peso fresco).

Compost	%Lodo	%Tronco palmera
LT1	29,8 (68,1)	70,2 (31,9)
LT2	21,9 (58,4)	78,1 (41,6)
LT3	17,5 (51,6)	82,5 (48,4)

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, a su pesado mediante báscula analítica, y a su posterior homogeneización en tandas utilizando una máquina homogeneizadora. Las pilas de compost se formaron acumulando los materiales orgánicos que compone cada pila por capas, depositando sobre el suelo una primera capa de material vegetal, seguida de una segunda de lodo y terminando con el resto de material vegetal. Una vez dispuesto el material de cada pila en capas se realizó un primer volteo para partir de unas condiciones lo más homogéneas posibles.

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 el 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 una vez a la semana durante la etapa termófila y cada 15 días durante el resto del proceso,

haciendo coincidir dichos riegos con los volteos de las pilas, para lo que se utilizó una volteadora Backhus 14.28., siempre manteniendo la humedad entre el 40-70 %.

2. Seguimiento del proceso de compostaje

Una vez establecida la pila de compostaje, se realizó un seguimiento del proceso, fundamentalmente basado en el control de la temperatura, humedad y aireación. La fase bio-oxidativa del compostaje se consideró finalizada cuando la temperatura fue próxima a la ambiental y no hubo reactivación tras el volteo. La duración de la fase bio-oxidativa fue de 60 días para las 3 pilas. A continuación, se quitaron las sondas de temperatura y las pilas de compost (cuyo volumen se había reducido) se separaron en 2 filas y se pasó la volteadora de forma que las pilas quedara con poca altura. Finalmente los compost se dejaron madurar durante un periodo aproximado de 2 meses (58 días).

Las pilas se muestrearon en cada una de las etapas del proceso de compostaje, tal y como se muestra en la Tabla 3.3. Cada muestra de compostaje se formó a partir de un número representativo de submuestras tomadas en diferentes puntos de la pila, considerando todo el perfil (desde la parte superior hasta la parte inferior de la pila).

Tabla 3.3. Fecha de muestreo de las pilas de compost.

MUESTREO	ETAPA	FECHA
M-1	Inicial	14/05/2015
M-2	Termófila	12/06/2015
M-3	Final Bio-oxidativa	13/07/2015
M-4	Madurez	09/09/2015

El muestreo de la pila se realizó tomando siete submuestras de siete puntos diferentes, a lo largo del perfil de la pila, y a tres profundidades diferentes de modo que la muestra final tomada fuese representativa de la totalidad del material en el momento de la

recogida. Este muestreo se realizó tal y como se indica en la Directiva 77/535/CEE, modificada por la Directiva 87/566/CEE (Métodos Oficiales de Análisis en la Unión Europea, 1998), sobre métodos de toma de muestras y de análisis de abonos.

Con la finalidad de airear y homogeneizar la pila se realizaron volteos de la pila una vez por semana durante la fase termófila y cada dos semanas el resto del proceso de compostaje.

3.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

➤ Preparación de la muestra

Las muestras tanto de residuos iniciales como de compost, fueron secadas a 60 °C y posteriormente molidas en un molino a través de una malla de 0,5 mm de luz. Una vez molidas, se secaron a 105 °C y se conservaron en desecador de vacío.

➤ Humedad original

Se toma como humedad el porcentaje de agua con respecto a muestra húmeda, por diferencia de pesadas entre material húmedo y seco a 105°C.

➤ Pérdida de peso por 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. En los lodos de EDAR se toma como “materia orgánica” la pérdida de peso por calcinación a 540°C, una vez extraídas mediante lavados sucesivos con ácido clorhídrico, sustancias de naturaleza inorgánica presentes en el lodo, tales como sales amónicas, carbonatos, fosfatos, etc. La pérdida de peso se expresa como porcentaje respecto a peso de muestra seca (MAPA, 1994).

En los residuos vegetales y compost, se toma como “materia orgánica” la pérdida de peso por calcinación a 430 °C. Se determina según el método de Navarro y col. (1993). 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**

El pH se mide sobre la suspensión acuosa obtenida por agitación mecánica durante 2 horas de la proporción 1:10, sólido/líquido. La medida se realiza con un pH-metro.

➤ **Conductividad eléctrica**

Se determina sobre la suspensión acuosa anterior, previamente centrifugada y filtrada, con un conductímetro.

➤ **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, 1994), obtenido sobre una fracción del extracto de mineralización.

➤ **Sodio y potasio total**

Estos elementos se midieron en disoluciones adecuadas del extracto de mineralización, mediante fotómetro de llama.

➤ **Índice de germinación (IG)**

El índice de germinación (IG) fue determinado usando semillas de *Lepidium sativum* L. (Zucconi et al., 1985). Se determina a partir de los porcentajes de semillas germinadas y longitud de las raíces de semillas *Lepidium sativum* L., incubadas en un extracto acuoso de compost.

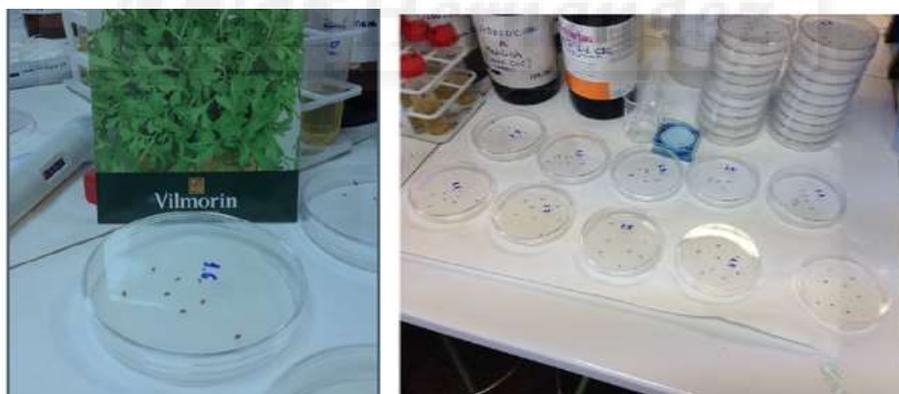


Figura 3.4. Detalles del ensayo de germinación.

➤ **Capacidad de intercambio catiónico**

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

3.5. MÉTODOS ESTADÍSTICOS

El tratamiento estadístico aplicado a los datos obtenidos se realizó mediante un análisis estadístico ANOVA de una sola vía, que permitiera evaluar si la evolución a lo largo del proceso de compostaje fue significativa. En los parámetros en los que se estudió la evolución en las cuatro etapas del proceso de compostaje, el contraste post-hoc realizado fue la diferencia mínima significativa (DMS o sus siglas LSD en inglés). En el caso de los parámetros en los que tan sólo se estudiaron las muestras al inicio y final del proceso, se empleó la prueba Tukey-b como prueba post-hoc para evaluar las diferencias entre las medias específicas para cada mezcla en los dos tiempos (inicio y madurez), mostrándose en los resultados mediante el empleo de letras para una probabilidad del 95% ($P < 0,05$).



4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

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

4.1.1. Temperatura

La temperatura es el parámetro más utilizado para seguir la evolución del proceso de compostaje, pues su medida es directa y rápida y puede hacerse de manera continua. La temperatura de la pila es el reflejo de la actividad microbiana que determina el proceso y, por tanto, su seguimiento permite detectar cualquier posible alteración del mismo. De este modo, una disminución de este parámetro será indicativo de un descenso en la actividad microbiana, que puede deberse a la falta de aireación, a un contenido insuficiente de agua o a la escasez de elementos nutritivos en el medio, mientras que un aumento de temperatura debe interpretarse como un buen desarrollo del proceso aeróbico. Por tanto, la evolución de este parámetro es importante como herramienta fundamental de interpretación y control.

El compost atraviesa diferentes fases que suelen repetirse con cada volteo realizado. Después de cada volteo, se produce normalmente un aumento de temperatura, asociado a la fermentación del material externo a la pila. Éste 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 de las zonas cercanas a la ventilación de la pila y que prácticamente no habían sido degradados a causa de la escasa humedad de los materiales en la zona periférica de la pila o por el enfriamiento de la masa que se encuentra cerca de la zona de ventilación (Stentiford y col., 1985). Estas secuencias de variación de temperatura con el volteo generan cada vez menor incremento de temperatura debido a la presencia cada vez menor de materia orgánica fácilmente descomponible, que es la que fomenta el aumento de microorganismos no especializados.

La evolución de la temperatura durante el compostaje es un reflejo de la actividad metabólica de los microorganismos implicados y por tanto un buen indicador del final de la fase bio-oxidativa. Por tanto, para que un compost se considere estabilizado biológicamente se debe asegurar al menos su estabilización térmica. Sin embargo, esto último no implica estabilización biológica del material. Si la temperatura se mantiene durante varios días más allá del límite de inactivación puede producirse una inhibición paulatina de la tasa 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).

En la Figura 4.1 se muestra la evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje de la mezcla y la temperatura ambiental. La temperatura aumentó inicialmente de forma rápida en todas las pilas, pero especialmente en las pilas LT1 y LT2, donde se alcanzaron valores iniciales de temperatura por encima de 55° C. La pila LT3 fue la que mayor valor de temperatura alcanzó (72° C). A su vez, las pilas LT1 y LT2 alcanzaron también valores elevados de temperatura aunque algo menores (71°C y 66°C, respectivamente). En general, el perfil de la curva de temperatura sigue un mismo patrón para las tres pilas estudiadas, posiblemente debido a que las tres contienen los mismos materiales, aunque en diferente proporción.

En la mayoría de los casos, cuando se realizó un volteo en las pilas estudiadas se obtuvo un aumento de temperatura. La etapa termófila ($T > 40^{\circ}\text{C}$) duró sobre 55 días en las 3 pilas. La fase bio-oxidativa (fase mesófila + fase termófila + fase de enfriamiento) se consideró acabada cuando la temperatura de las pilas fue cercana a la ambiental. Esto ocurrió aproximadamente a los 60 días del comienzo del proceso para las pilas. Después de la fase bio-oxidativa las pilas se dejaron madurar durante aproximadamente dos meses.

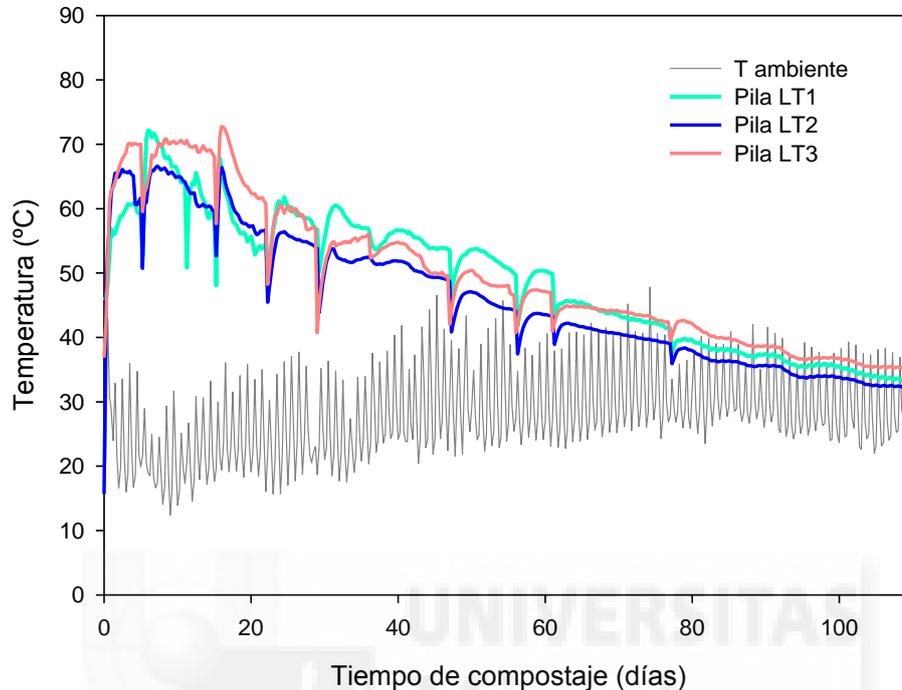


Figura 4.1. Evolución de la temperatura en las mezclas de compostaje respecto a la temperatura ambiental en función del tiempo.

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

El estudio de la evolución de la materia orgánica en su conjunto y de su fracción sólida proporciona información acerca de los procesos que ocurren durante el compostaje y de la mayor o menor intensidad de la actividad microbiana que determina el progreso del mismo, aunque los cambios que se observan no son tan claros ni tan rápidos como los que suceden en la fracción orgánica hidrosoluble.

4.2.1. Evolución de la materia orgánica y las cenizas

El porcentaje de materia orgánica presente en el compost indica la naturaleza, más o menos orgánica que tiene la mezcla. A lo largo del proceso, la concentración de materia orgánica (MO) debe ir descendiendo debido a la descomposición que ocurre en la etapa bio-

oxidativa. El contenido final de MO en el compost dependerá del valor inicial, de su degradabilidad y de la transformación que hayan sufrido sus componentes durante el proceso.

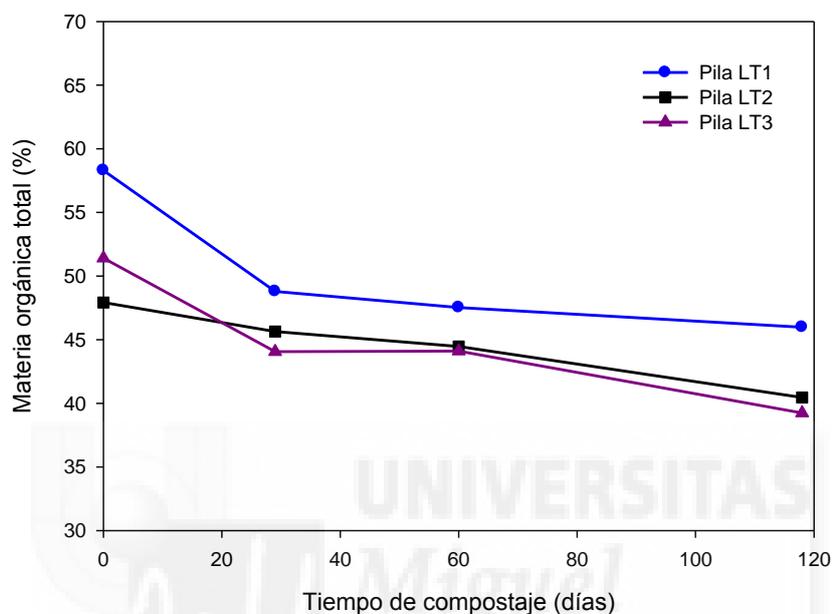


Figura 4.2. Evolución con el tiempo de la materia orgánica total en las pilas de compostaje. (LSD_{pila LT1} = 2,20; LSD_{pila LT2} = 1,34; LSD_{pila LT3} = 2,24)

(LSD: diferencia mínima significativa)

Los valores de MO durante el proceso de compostaje se muestran en la Figura 4.2. El contenido de materia orgánica disminuye a lo largo del proceso de compostaje como consecuencia de la mineralización que sufre la mezcla por parte de los microorganismos que actúan durante el proceso.

El mayor descenso de MO se observó durante la etapa termófila, debido a la máxima actividad microbiana asociada a esta etapa, donde se produce la máxima degradación. Los valores de materia orgánica en los compost finales son altos, con valores próximos al 40%, comparables a los alcanzados en plantas de compostaje industriales en España (Huerta-Pujol

y col, 2011) y en compost de restos de poda urbana (López y col., 2014), así como superiores al mínimo establecido en la legislación para compost ($MO \geq 35\%$) (RD 506/2013).

La evolución del contenido de cenizas durante el proceso de compostaje en los compost estudiados se muestra en la Figura 4.3.

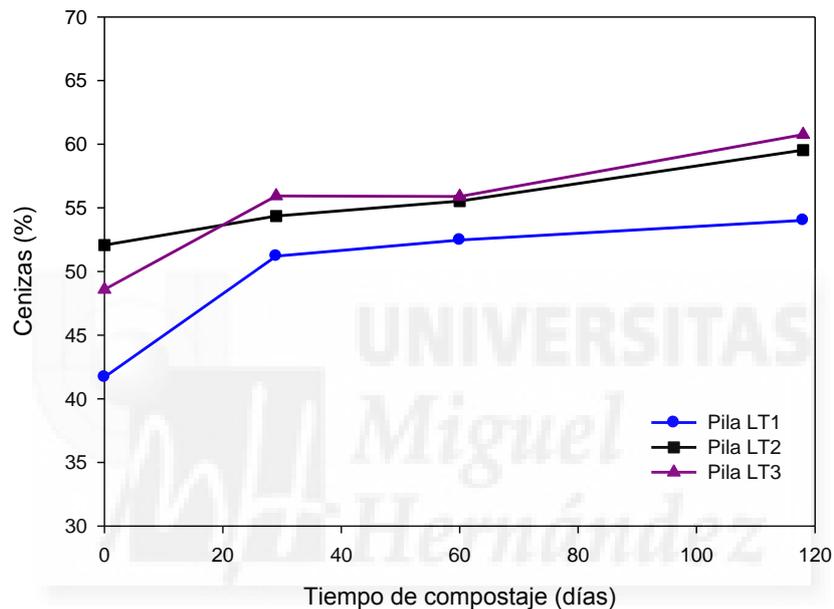


Figura 4.3. Evolución con el tiempo de las cenizas en las pilas de compostaje.

($LSD_{pila\ LT1} = 2,20$; $LSD_{pila\ LT2} = 1,34$; $LSD_{pila\ LT3} = 2,24$)

(LSD: diferencia mínima significativa)

Durante el proceso de degradación de la materia orgánica que se prolonga hasta el final de la fase bio-oxidativa se producen compuestos inorgánicos cuya concentración relativa se incrementa por la pérdida de peso relativo de la masa. En ambos procesos, las cenizas se incrementan durante la fase bio-oxidativa, lo cual ha repercutido en la salinidad del compost, como se comentará en apartados posteriores.

4.2.2. Pérdidas de materia orgánica

Las pérdidas de materia orgánica reflejan la evolución sufrida por la mezcla de residuos estudiada. Éstas 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 (días^{-1}).

t: tiempo de compostaje (días).

Esta ecuación ha sido también empleada por diversos autores, como por Bernal y col. (1996), en un estudio realizado sobre el compostaje de bagazo de sorgo dulce; Paredes y col. (2001), en el co-compostaje de alpechín con residuos agroindustriales y urbanos y Bustamante y col. (2008), en el co-compostaje de residuos vitivinícolas con estiércoles. 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 las mezclas de esta experiencia se muestran en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Valores de los parámetros de las curvas ajustadas 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 LT1	Pila LT3
A	37,88 (1,28)	37,78 (6,86)
k	0,0604 (0,0104)	0,0288 (0,0149)
r^2 ajustada	0,9928	0,8970
F	414,01**	27,12**
Error estándar estimación	1,5225	5,2226

** : Significativo a $P < 0,01$

Los datos experimentales de pérdida de materia orgánica sólo se pudieron ajustar a una ecuación cinética de primer orden en el caso de las pilas LT1 y LT3 (Figura 4.4.). La pila LT2 no pudo ser ajustada a la misma ecuación cinética con similar grado de precisión al de las otras pilas, ya que mostró una tendencia más lineal (como puede observarse en el ajuste, Fig. 4.4).

En el caso de las pilas LT1 y LT3, el ajuste de los datos experimentales de pérdidas de materia orgánica a la ecuación cinética de primer orden fue óptimo teniendo en cuenta la alta significación de F, el valor de r^2 ajustada y el bajo valor del error estándar de la estimación. En estas mezclas la máxima degradación de materia orgánica (A) fue baja en comparación con el valor encontrado por Bernal y col. (1996) en un estudio de compostaje de sorgo de bagazo dulce con estiércoles o con lodo de depuradora como fuente de nitrógeno. Sin embargo, los valores de A de la pila 1 fueron similares a los encontrados por Paredes y col. (2001) en un estudio de compostaje de alpechín con diferentes residuos agroindustriales y urbanos y a los obtenidos por Bustamante y col. (2008) en una experiencia de compostaje de orujo desalcoholizado con diferentes estiércoles.

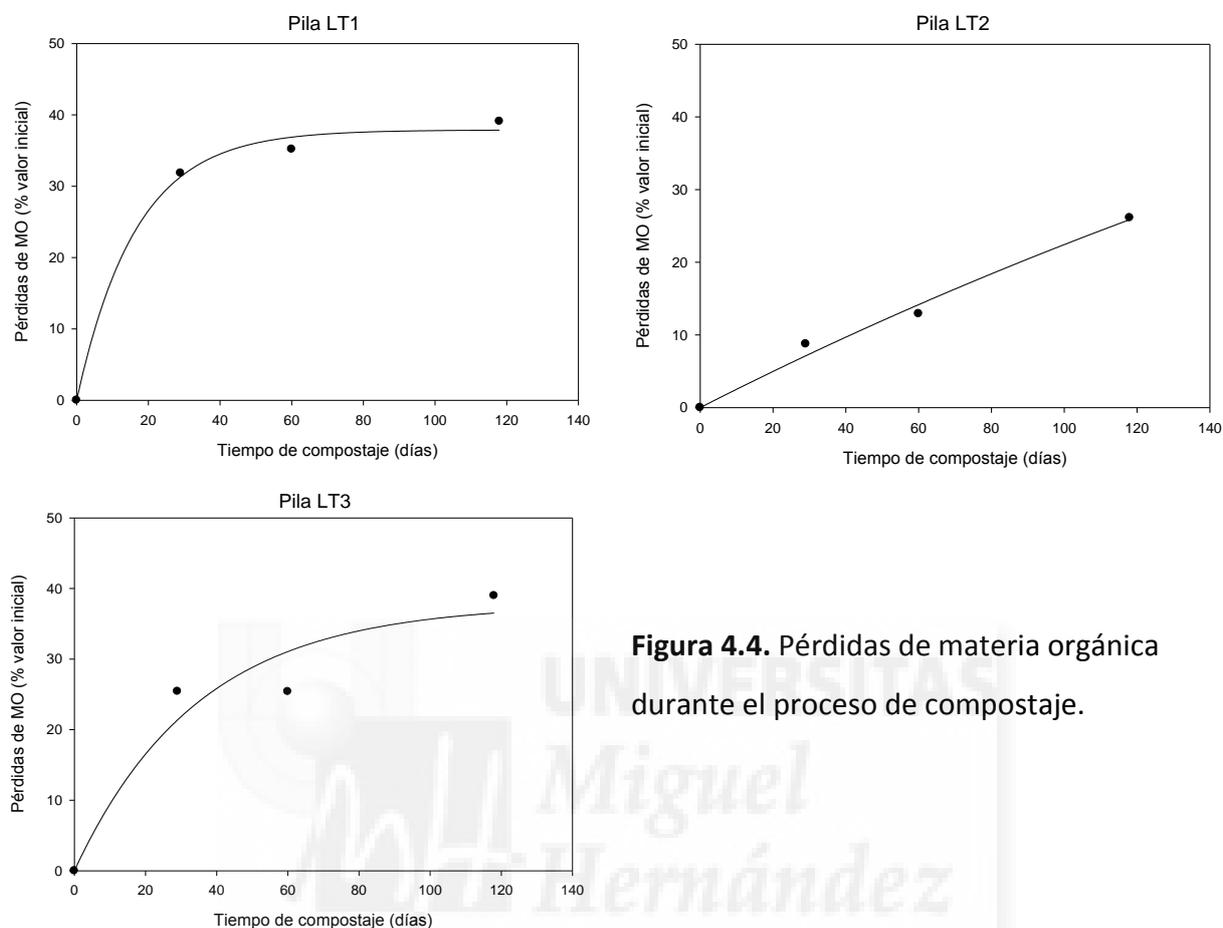


Figura 4.4. Pérdidas de materia orgánica durante el proceso de compostaje.

La velocidad de degradación de la materia orgánica también fue baja en comparación con las experiencias de compostaje de Bernal y col. (1996) y de Paredes y col. (2001), tal y como se puede observar en los bajos valores de la constante de degradación. (k). Sin embargo, las pilas estudiadas tuvieron una degradación más rápida de su materia orgánica que las del estudio de compostaje de Bustamante y col. (2008).

4.2.3. Evolución del carbono orgánico total (C_{org})

Al igual que el contenido de materia orgánica, el contenido de carbono orgánico disminuye a lo largo del proceso de compostaje como consecuencia de la mineralización que sufre la mezcla por parte de los microorganismos que actúan durante el proceso.

Los valores de carbono orgánico total (COT) durante el proceso de compostaje se muestran en la Figura 4.5. El tiempo de compostaje ha sido un factor decisivo en la evolución de éste parámetro. El contenido de C orgánico va disminuyendo a lo largo del proceso de compostaje como consecuencia de la mineralización que sufre la mezcla por parte de los microorganismos que actúan durante el proceso. El mayor descenso de COT se aprecia en la fase bio-oxidativa, debido a la mayor actividad microbiana en esta etapa. Los valores de COT en los compost finales son más altos, en torno al 23%, en la pila LT1, que en las pilas LT2 y LT3, en las cuales se llega a valores cercanos al 20%.

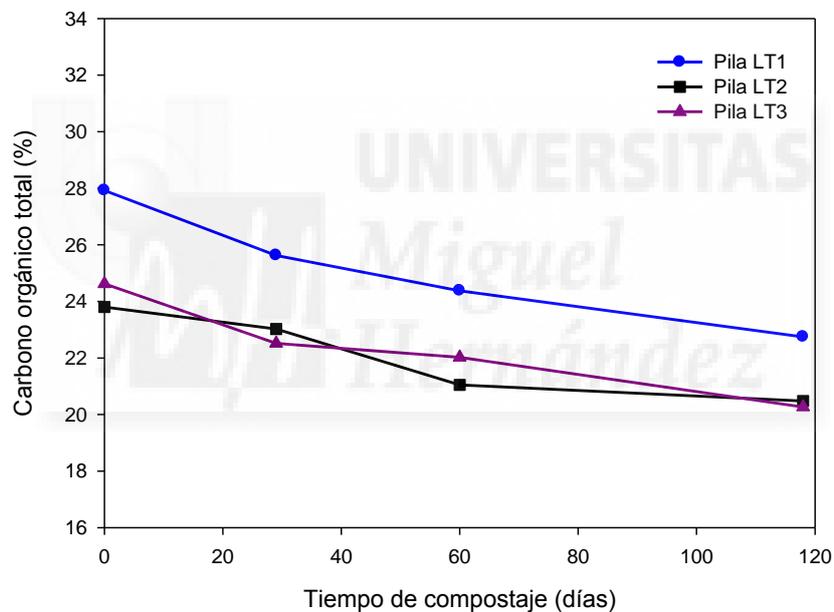


Figura 4.5. Evolución del carbono orgánico total de las pilas de compostaje con el tiempo.

($LSD_{pila\ LT1} = 1,63$; $LSD_{pila\ LT2} = 1,03$; $LSD_{pila\ LT3} = 1,15$)

(LSD: diferencia mínima significativa)

4.2.4. Evolución del nitrógeno total (N_T)

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 en forma de amoníaco a la atmósfera, ya que esto contribuye a la producción de malos olores en las plantas de compostaje y cercanías, a la generación de lluvia ácida y al aumento de las quemaduras de las hojas y de la susceptibilidad a enfermedades en las plantas cuando este amoníaco se deposita (Witter y López-Real, 1988). Por otro lado, deben evitarse también las emisiones de amoníaco en los espacios cerrados de las instalaciones de compostaje para no perjudicar la salud de los operarios (Switzenbaum y col., 1994).

Por tanto, existen una serie de procesos que hacen que el contenido de nitrógeno presente en la pila inicial pueda verse disminuido. Sin embargo, la pérdida de materia orgánica que se produce a lo largo del compostaje, que implica una reducción en el peso de la masa a compostar, hace que las especies nitrogenadas, tanto orgánicas como inorgánicas, experimenten el llamado “efecto concentración”, es decir, al final del proceso de compostaje, a pesar de que se pierde nitrógeno, éste estará más concentrado en el compost final debido a esa reducción en la masa de la pila comentada anteriormente. Por tanto, el contenido en nitrógeno aumenta durante el proceso de compostaje probablemente debido a un efecto concentración, como consecuencia de la pérdida de peso de la pila por degradación de materia orgánica, además de la posible fijación biológica de nitrógeno (Paredes y col., 2002).

Los valores de nitrógeno total (NT) durante el proceso de compostaje se muestran en la Figura 4.6. El contenido de NT aumenta a lo largo del proceso de compostaje por el efecto concentración, como consecuencia de la pérdida de peso de la pila por degradación de materia orgánica (Said-Pullicino y col., 2007) y a la posible fijación biológica de nitrógeno. Como podemos observar en las figuras, la pila LT1 partía de valores de NT mayores que las otras dos pilas y alcanzó también mayores valores finales. Los valores en el compost final están en torno al 2 %, valores muy inferiores a los observados en compost elaborados con otros materiales, como los digeridos anaerobios de residuos ganaderos, que alcanzaron valores de 3,5% de NT (Bustamante y col., 2012) y a otros materiales utilizados

frecuentemente como enmendantes de suelos, tales como residuos agroindustriales o estiércoles (Bustamante y col., 2010).

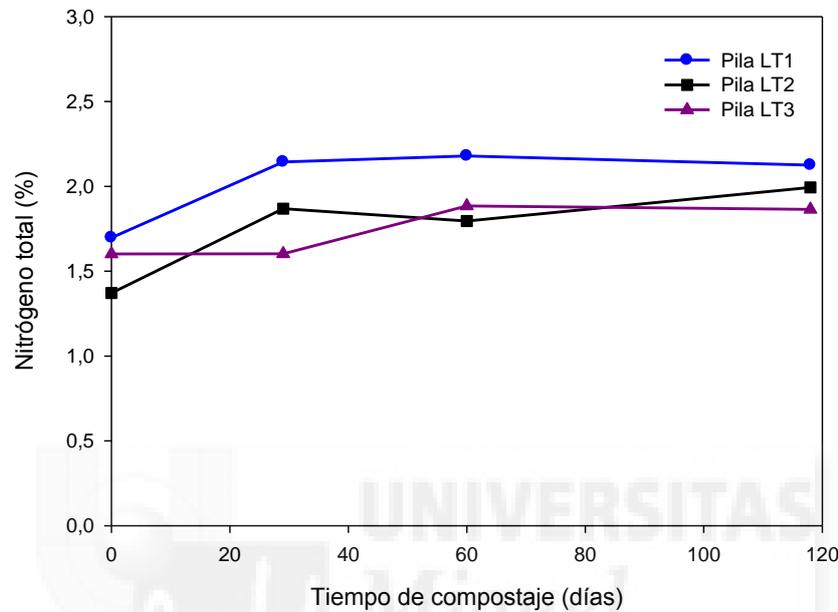


Figura 4.6. Evolución del nitrógeno total de las pilas de compostaje con el tiempo. ($LSD_{pila\ LT1} = 0,13$; $LSD_{pila\ LT2} = 0,12$; $LSD_{pila\ LT3} = 0,51$)
(LSD: diferencia mínima significativa)

4.2.5. Relación C_{org}/N_{total}

La relación carbono orgánico total/nitrógeno total (C_{org}/N_{total}) 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_{org}/N_{total} entre 25-35 (Hamoda y col., 1998). Valores elevados de esta relación originarían un alargamiento del proceso, debido a que es necesario el desarrollo de varios ciclos de microorganismos para degradar el exceso de carbono, empleándose el único nitrógeno disponible, que será el de los microorganismos que han muerto, mientras que valores muy bajos pueden conducir a pérdidas importantes de nitrógeno por volatilización como amoníaco.

En la figura 4.7. se muestra la evolución de la relación C_{org}/N_{total} de las mezclas estudiadas durante el proceso de compostaje. En todas ellas se observó, en general, una disminución de este parámetro en las primeras semanas del proceso, que es cuando se produce mayor degradación de materia orgánica, siendo esta disminución menos pronunciada en la pila 3.

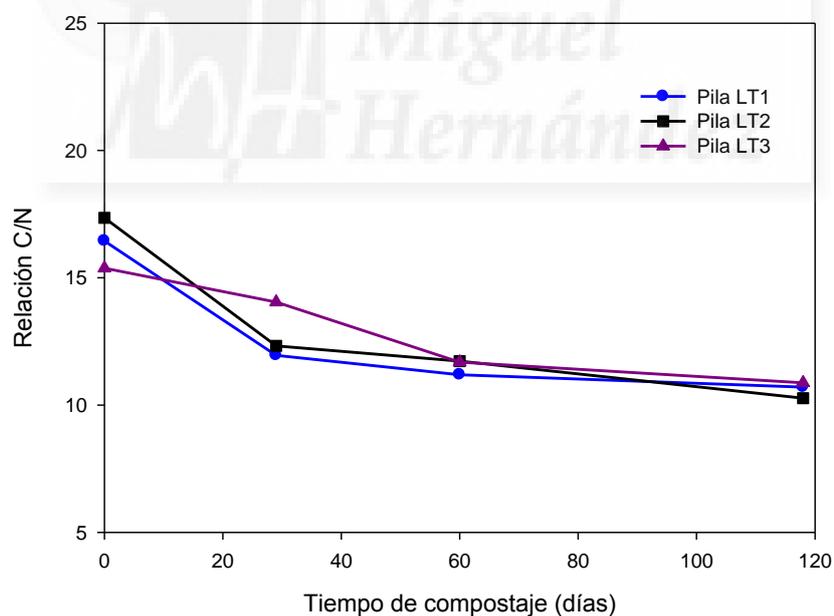


Figura 4.7. Evolución de la relación C_{org}/N_{total} durante el proceso de compostaje.

($LSD_{pilaLT1} = 0,48$; $LSD_{pilaLT2} = 0,76$; $LSD_{pilaLT3} = 1,06$)

(LSD: diferencia mínima significativa)

Después de esta etapa inicial, este parámetro evolucionó sin variaciones muy apreciables hasta alcanzar valores comprendidos próximos a 11 después de la etapa de maduración. También es de destacar, que la reducción de este parámetro a lo largo del proceso de compostaje, con respecto a su valor inicial, estuvo alrededor del 37% para las pilas LT1 y LT2 y del 26% para la pila LT3, siendo la pila 3 la que tuvo la menor disminución de la relación C_{org}/N_{total} a lo largo de la experiencia. Este hecho está en concordancia con las menores pérdidas de materia orgánica observadas anteriormente en esta pila. En relación con los valores finales de la relación C_{org}/N_{total} de los composts obtenidos, se podría considerar que todos los compost consiguieron un nivel aceptable de madurez, ya que su relación C_{org}/N_{total} estuvo por debajo de 20, valor máximo encontrado en la bibliografía para establecer que un compost está maduro (Golueke, 1981).

Sin embargo, la relación C_{org}/N_{total} no puede ser empleada como un índice de madurez único, debido a que este parámetro puede variar mucho en función de los materiales de partida. De hecho las tres pilas ya inicialmente presentaban un valor de este parámetro menor de 20. Por lo tanto, la relación C_{org}/N_{total} es más útil para seguir la evolución de la pila durante el compostaje, que para indicar el grado de madurez alcanzado por los composts. Iglesias Jiménez y Pérez García (1992), para compost de RSU y Bernal y col., (1988) para compost de diversos orígenes, establecen como criterio más seguro de madurez del compost una relación COT/ NT inferior a 12. En la legislación española se sugiere valores de dicha relación inferiores a 20 en los compost (BOE, 2013).

4.3. EVOLUCIÓN DE LA FRACCIÓN HIDROSOLUBLE

En el proceso de compostaje ocurren numerosas transformaciones bioquímicas de la materia orgánica, derivadas de la acción de los microorganismos que se desarrollan en la fase orgánica hidrosoluble. Por lo tanto, el estudio de los cambios que se producen en los componentes hidrosolubles puede proporcionar una información interesante sobre la evolución del proceso.

Los compuestos orgánicos solubles en agua son rápidamente degradados por los microorganismos, mientras que los compuestos orgánicos insolubles necesitan ser descompuestos por enzimas microbianos segregados, siendo esta nueva materia orgánica soluble absorbida en las células de los microorganismos para ser posteriormente metabolizada. De este modo, la fracción de compuestos hidrosoluble muestra un claro descenso durante el compostaje, llegando a valores muy pequeños en el compost maduro.

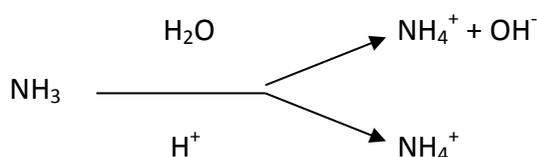
4.3.1. pH

La variación del pH a lo largo del compostaje se ha tomado en muchas ocasiones como un parámetro indicativo de la evolución del proceso. Generalmente, el pH disminuye en las primeras horas o días del proceso debido a la liberación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular, procedentes de la descomposición de las fracciones más lábiles de la materia orgánica. Posteriormente se observa un aumento del pH, como consecuencia de la degradación de compuestos con grupos carboxílicos y fenólicos, de carácter ácido, y la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos a amoníaco (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1991), el cual se protonará durante el proceso de amonificación para formar amonio. Esta protonación puede resultar de la reacción del agua con el NH_3 para formar NH_4OH , con producción de iones OH^- , ó de la protonación directa con el consumo de un ión H^+ del medio (Reuss y Johnson, 1986), contribuyendo de esta manera a la subida del pH, tal y como se muestra en las siguientes reacciones:

Descomposición



Amonificación



Por último, el pH disminuye, ya que los procesos de degradación no son tan intensos y se produce la nitrificación del amonio originado en la etapa anterior, que conlleva la liberación de iones H^+ (Gagnon y col., 1993), tal y como se muestra en las siguientes ecuaciones:

Nitrificación



El pH inicial de las pilas LT2 y LT3 mostró valores ligeramente ácidos (cercanos a $\text{pH}=6$) (Figura 4.8.). Los valores iniciales de pH de las tres mezclas estuvieron dentro o cercanos al intervalo de valores de pH adecuado ($\text{pH}=6-9$) para el desarrollo de las bacterias y hongos que degradan la materia orgánica durante el proceso de compostaje (Moreno y Mormeneo, 2008).

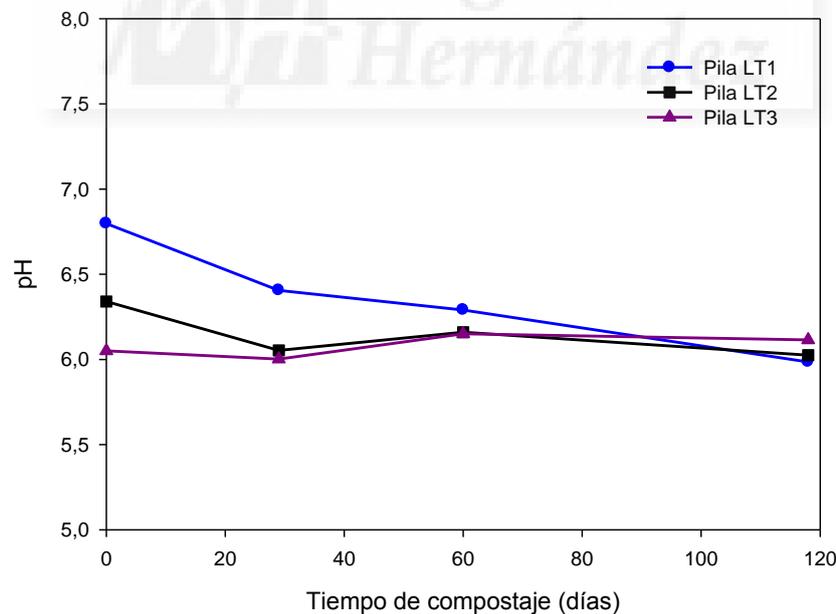


Figura 4.8. Evolución del pH durante el proceso de compostaje.

($\text{LSD}_{\text{pila LT1}} = 0,06$; $\text{LSD}_{\text{pila LT2}} = 0,06$; $\text{LSD}_{\text{pila LT3}} = 0,05$)

(LSD: diferencia mínima significativa)

A lo largo de la primera semana del proceso, el pH de las pilas LT1 y LT2 disminuyó, así como en la pila LT3, pero de manera más suave. Estos descensos del pH pueden ser debidos a la liberación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular, procedentes de la degradación de la materia orgánica. A lo largo de la fase bio-oxidativa el pH de las pilas estudiadas aumentó, produciéndose una disminución del pH en todas las mezclas durante la etapa de madurez, lo cual se podría relacionar con la producción de nitratos durante esta etapa. El pH en los composts maduros obtenidos se situó dentro del rango adecuado para su uso agrícola (6,0-8,5) (Hogg y col., 2002).

4.3.2. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) generalmente se incrementa a lo largo del proceso de compostaje como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica y de la concentración relativa de iones debida a la pérdida de peso de la pila, pero esto ocurre siempre que el compostaje se efectúe controlando la pérdida de sales solubles por lixiviación, lo cual puede ser provocado por los riegos o por la lluvia si el proceso se realiza al aire libre.

En la figura 4.9. se muestra la evolución de la conductividad eléctrica de las pilas durante el proceso de compostaje. En las tres pilas la CE se incrementó con el tiempo de compostaje desde el inicio hasta la fase biooxidativa y disminuyó al final durante el periodo de maduración, alcanzando el máximo valor de CE la pila LT1.

Tras el periodo inicial, los valores de la conductividad eléctrica sufrieron ligeras variaciones en todas las pilas, manteniéndose el valor de este parámetro sin variaciones estadísticas en los últimos muestreos y después del periodo de madurez en las pilas LT1 y LT2. Sin embargo, en la pila LT3, se produjo un descenso de su contenido de sales durante la etapa de maduración, obteniendo un compost con un contenido salino menor o similar al observado en la mezcla al inicio del proceso de compostaje, excepto en el caso de las pilas

LT1 y LT2, donde se obtuvieron compost con valores de conductividad eléctrica mayores que aquellos al inicio del compostaje.

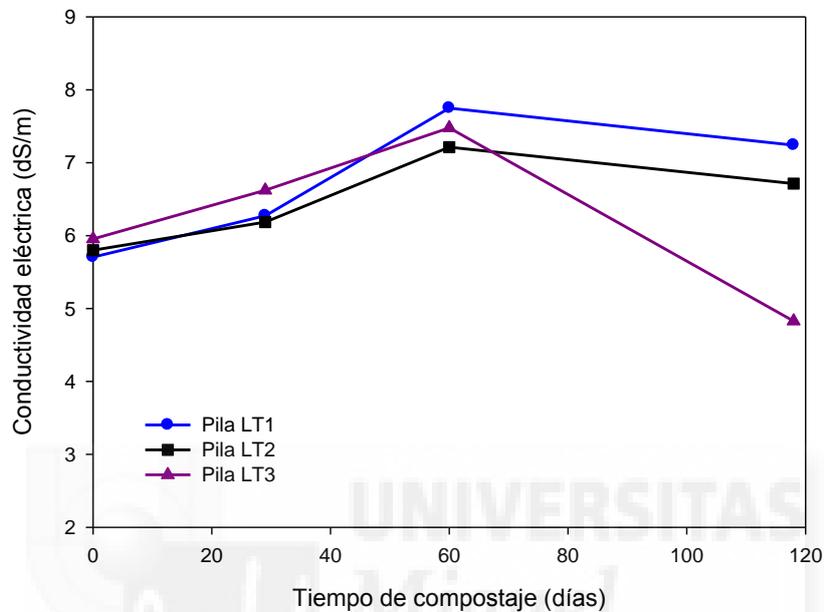


Figura 4.9. Evolución de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje.

(LSD_{pila LT1} = 0,31; LSD_{pila LT2} = 0,17; LSD_{pila LT3} = 0,55)

(LSD: diferencia mínima significativa)

Bustamante y col. (2008) también observaron incrementos en la CE de pilas elaboradas con residuos vitivinícolas en la fase final del proceso que atribuyó a la volatilización de amoníaco y la precipitación de sales minerales. Según Lasaridi y col. (2006), el valor de conductividad eléctrica que un compost debe tener para no provocar efectos adversos no ha de superar los 3 dS/m. En todos los compost elaborados se supera dicho valor, desde el inicio, siendo el ingrediente residuo de palmera el que contribuyó de forma más significativa a la CE. Sin embargo, la elevada CE podría reducirse a través de mezclas con otros materiales y / o lavando el compost con agua de riego en las primeras etapas del proceso (Cáceres y col., 2015). Los tres composts maduros obtenidos presentaron valores altos de CE, próximos a 7 dS/m, excepto el compost LT3 (4,8 dS/m), lo cual supone una

limitación para su uso como enmendante orgánico, por la posibilidad de inducir salinidad en el suelo y toxicidad en los cultivo, y especialmente como sustrato o componente de sustrato de cultivo (Rynk 1992), siendo el compost LT3 el que presenta menor valor de CE (4,8 dS/m) y por tanto sería el más apropiado como enmienda de los tres.

4.3.3. Carbono orgánico hidrosoluble

El carbono orgánico hidrosoluble representa la fracción más lábil y fácilmente asimilable de la materia orgánica durante el compostaje, debido a que está fundamentalmente constituida por azúcares, polisacáridos sencillos, aminoácidos, péptidos de cadena corta, fenoles y ácidos grasos de bajo peso molecular, entre otros. De la evolución de este parámetro a lo largo del proceso se puede observar la reducción de este tipo de carbono por su mineralización o inmovilización llevada a cabo por los microorganismos o su incremento por la hidrólisis y solubilización de las sustancias orgánicas más complejas (Saviozzi y col., 1987).

Al inicio del proceso, todas las pilas mostraron contenidos similares de carbono orgánico hidrosoluble (Figura 4.10.), entorno al 1,2%. Esto está en concordancia con el contenido de esta forma de carbono en los materiales de partida de estas pilas (Tabla 3.1.). El porcentaje de carbono orgánico hidrosoluble descendió significativamente en las pilas LT2 y LT3, fundamentalmente al inicio del proceso, coincidiendo, en general, con el periodo en el que se alcanzaron las temperaturas más altas. Por tanto, este descenso pudo deberse a los procesos de degradación de la materia orgánica más lábil, lo cual ha sido observado por otros autores en otras experiencias de compostaje (Chen y col., 1998; Bustamante y col, 2008). También, solo en la pila LT1 se observó un aumento pronunciado de carbono orgánico hidrosoluble durante el proceso, desde el inicio hasta el día 30, posiblemente debido a la hidrólisis y solubilización de compuestos orgánicos más complejos.

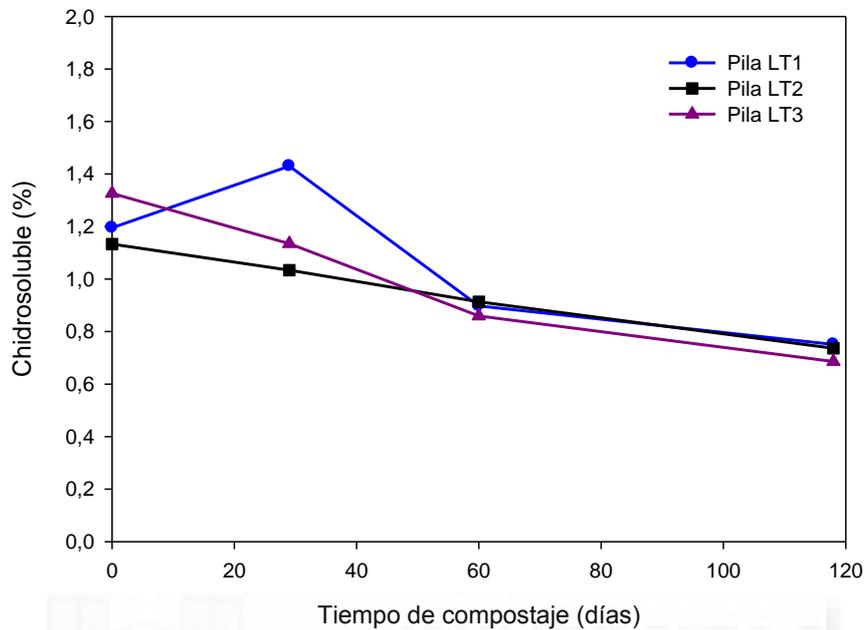


Figura 4.10. Evolución del carbono orgánico hidrosoluble durante el proceso de compostaje.

($LSD_{pila\ LT1} = 0,21$; $LSD_{pila\ LT2} = 0,33$; $LSD_{pila\ LT3} = 0,15$)

(LSD: diferencia mínima significativa)

Al final del proceso de compostaje, los tres composts tuvieron valores similares de carbono orgánico hidrosoluble (cerca del 0,7 %), por lo que todos los composts se pudieron considerar maduros según el límite establecido de $C_{hidrosoluble}$ para composts con un grado adecuado de madurez ($C_{hidrosoluble} < 1,7\%$, Bernal y col. (1998)). Sin embargo, al igual que ocurría con la relación C/N, no se puede utilizar su valor absoluto como indicativo de madurez puesto que los valores iniciales en las tres pilas fueron ya inferiores al límite fijado, de modo que para evaluar dicha madurez se considera su evolución.

4.4. EVOLUCIÓN DE OTROS NUTRIENTES Y/O ELEMENTOS TOTALES

4.4.1. Fósforo total

El fósforo desempeña un papel fundamental en la formación de compuestos celulares ricos en energía, siendo necesario para el metabolismo microbiano. En el compost LT1, al igual que el contenido de nitrógeno, el contenido del resto de nutrientes (P y K) y de sodio aumentó durante el proceso de compostaje probablemente debido a un efecto concentración, como consecuencia de la pérdida de peso de la pila por degradación de materia orgánica.

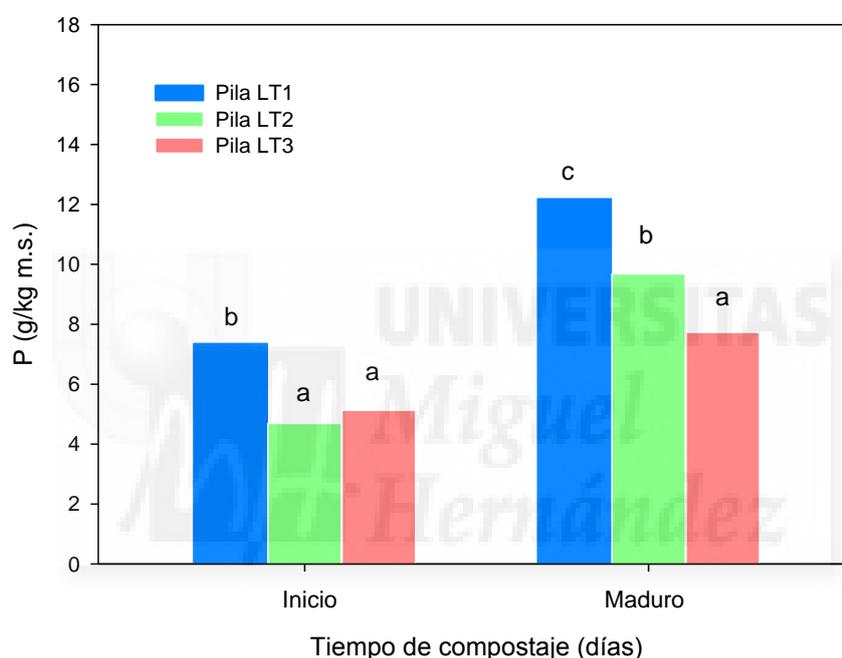


Figura 4.11. Evolución del fósforo total durante el proceso de compostaje.

En los compost LT2 y LT3 aumentó pero de manera menos significativa. El contenido en lodos en materia fresca parece tener una relación directa con la cantidad de P final ya que el orden decreciente de este material coincide con el orden decreciente en la cantidad de P al final del proceso de compostaje, siendo el LT1 el de mayor porcentaje y LT3 el de menor.

4.4.2. Potasio total

En la Figura 4.12 se muestran los valores iniciales y finales de potasio total en los compost elaborados. En el compost LT1, al igual que el contenido de nitrógeno y de fósforo, el potasio aumentó durante el proceso de compostaje. En los compost LT2 y LT3 se observa una disminución del contenido en Ktotal, más acusada en el compost LT3.

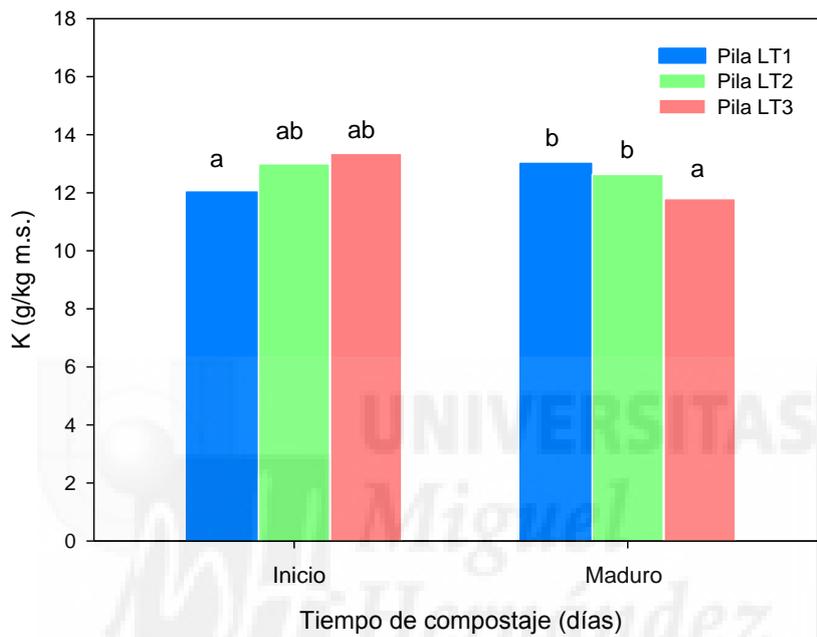


Figura 4.12. Evolución del potasio total durante el proceso de compostaje.

4.4.3. Sodio total

En la Figura 4.13 se muestran los contenidos iniciales y finales de sodio total en las mezclas de compostaje estudiadas. En el compost LT1, al igual que el contenido de nitrógeno y el contenido del resto de nutrientes (P y K), el sodio aumenta durante el proceso de compostaje. En los compost LT2 y LT3 hay un descenso siendo más acusado en el compost 3 al igual que ocurría con el potasio. Al final del proceso, los compost LT1 y LT2 mostraron los contenidos más altos de este elemento. La presencia de sodio en los materiales orgánicos no es deseable debido a su no esencialidad para las plantas, así como por el impacto negativo de este catión en las propiedades físicas del suelo potencialmente enmendado.

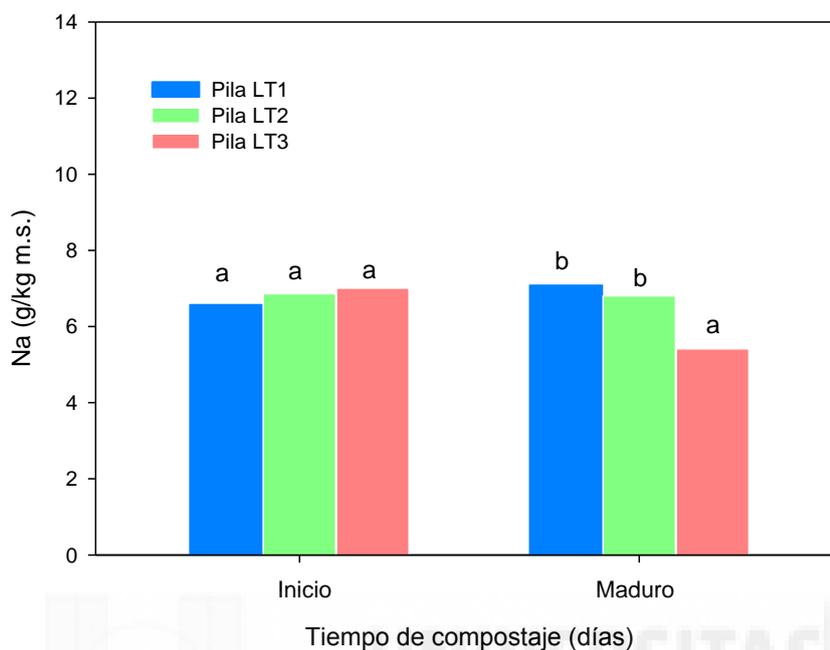


Figura 4.13. Evolución del sodio total durante el proceso de compostaje.

4.5. PARÁMETROS ASOCIADOS A LA MADUREZ Y ESTABILIDAD DEL COMPOST: HUMIFICACIÓN Y FITOTOXICIDAD

4.5.1. Capacidad de cambio catiónico (CCC)

El valor de la capacidad de cambio catiónico (CCC), refleja los cationes que están disponibles para la planta y que no son lixiviados por efecto del riego. Este parámetro es indicativo del proceso de compostaje, así como de la calidad del material final obtenido, y normalmente aumenta conforme lo hace el proceso de compostaje, progresivamente a medida que la humificación de la materia orgánica progresa, ya que el incremento 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 (1992b)) han estudiado la evolución de este parámetro, observando que la capacidad de cambio catiónico en el compost aumentaba conforme progresaba el proceso de compostaje hasta alcanzar un valor estable, concluyendo que si éste se sitúa en el rango de $CCC > 60-67$ meq/100 g, sobre materia orgánica, indicaba que el compost estaba maduro.

En la Figura 4.14. se muestra la evolución en el tiempo de la CCC . En los compost estudiados aumentó claramente el valor de CCC durante el proceso como consecuencia de la humificación de la materia orgánica.

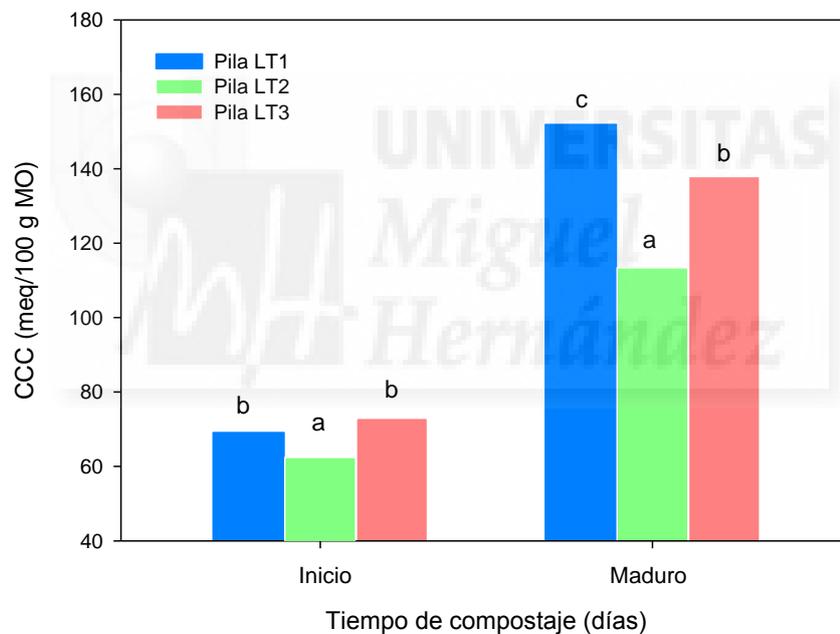


Figura 4.14. Evolución de la capacidad de cambio catiónico durante el proceso de compostaje.

En las pilas LT2 y LT3, el aumento correlativo de este parámetro al final del proceso fue menor (CCC aumentó aproximadamente 1,3 veces con respecto al valor inicial) que en el caso de la pila LT1 (tuvo un aumento medio de 3 veces con respecto al valor inicial), esto podría deberse a que la pila LT1 es la que contiene mayor porcentaje de lodo en materia fresca. Después de la etapa de madurez, se observó que todos los compost obtenidos

alcanzaron un alto nivel de madurez de acuerdo con los valores mínimos de CCC encontrados en la bibliografía.

4.5.2. Capacidad de cambio catiónico respecto al carbono orgánico total (CCC/C_{org})

En la Tabla 4.15 se muestra su relación con el C_{org} (CCC/C_{org}) de las pilas de esta experiencia, observándose un aumento progresivo de estos dos parámetros a lo largo del proceso de compostaje. Iglesias Jiménez y Pérez García (1992a) y García y col. (1992) propusieron la relación capacidad de cambio catiónico/carbono orgánico total (CCC/C_{org}) como índice de madurez más fiable, fijando valores de madurez adecuados superiores a 1,9 y 3,5 meq/g, respectivamente.

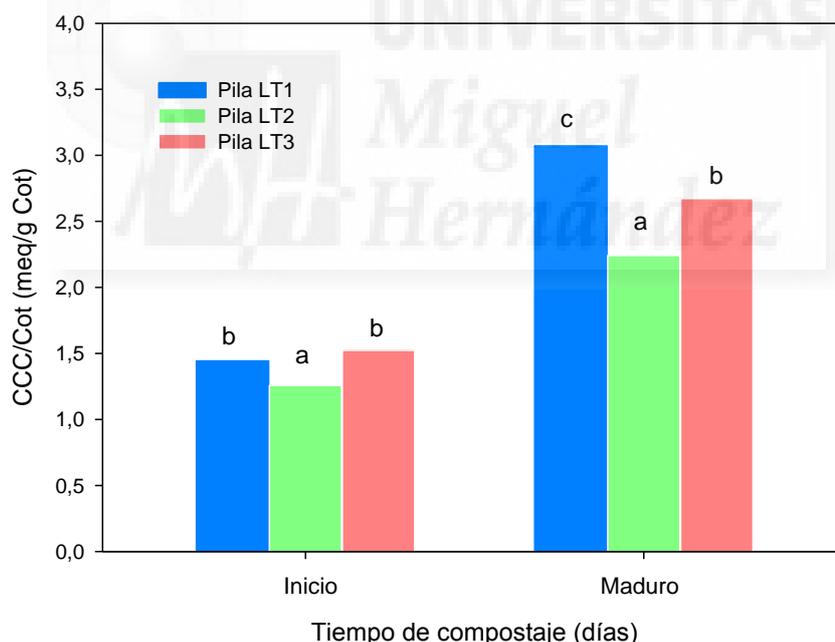


Figura 4.15. Evolución de la capacidad de cambio catiónico respecto al C orgánico total durante el proceso de compostaje.

La evolución de este parámetro fue similar a la de la capacidad de cambio catiónico. Con respecto al valor alcanzado de CCC/C_{org} una vez terminada la etapa de madurez, los compost estuvieron suficientemente maduros de acuerdo con los límites establecidos por

Iglesias Jiménez y Pérez García (1992a) ($CCC/C_{org} 1,9-3,5$ meq/g), pero esto hay que tomarlo con precaución y tener en cuenta el resto de parámetros, ya que este índice se debe considerar como una condición necesaria pero no suficiente para establecer el grado de madurez.

4.5.3 Evolución de la fitotoxicidad

De todos los métodos empleados para establecer la madurez de los composts, las técnicas biológicas son las que proporcionan una información más precisa y real sobre el grado de madurez alcanzado por éstos. Estas técnicas se basan en la medida de la germinación de semillas, el peso de material vegetal seco y el crecimiento de las raíces de las plántulas. Uno de los métodos biológicos más ampliamente usado es el índice de germinación, propuesto por Zucconi y col. (1981), que consiste en la incubación de semillas de *Lepidium sativum* L., durante 48 horas a 27° C, sobre extracto acuoso del compost. El índice de germinación se obtiene a partir de los porcentajes de semillas germinadas y de la longitud de las raíces, frente a un blanco con agua destilada, considerándose que el compost está maduro cuando este índice es > 50%. Este método es un bioensayo muy sensible a los efectos inhibidores de las fitotoxinas.

El carácter fitotóxico de los materiales orgánicos durante el proceso de compostaje es debido a la presencia temporal de diferentes compuestos tales como fenoles, ácidos grasos, amoníaco etc., resultantes generalmente de los procesos de mineralización de la materia orgánica y que actúan conjuntamente, aunque combinados de forma variada en cada caso. Muchos factores contribuyen a la desaparición de la toxicidad en las etapas más avanzadas del proceso, tales como: cambios en la composición microbiana, ya que el período correspondiente a la desaparición de una población de microorganismos y el desarrollo de otra sobre los restos de la anterior se caracteriza porque no se forman sustancias fitotóxicas; destrucción metabólica de toxinas; descomposición de la mayor parte de los compuestos fácilmente degradables y síntesis de nuevos polímeros, debido a que

muchos compuestos que son tóxicos cuando están libres dejan de serlo cuando se polimerizan (Zucconi y col., 1985).

En la Figura 4.16. se muestra la evolución del índice de germinación para las tres pilas en las diferentes fases del proceso de compostaje. Los menores valores del índice de germinación correspondieron a los primeros muestreos para las pilas LT1 y LT3, lo cual indica la presencia de sustancias fitotóxicas al inicio del proceso (Manios y col., 1987). Este índice aumentó de manera importante en la pila LT2, en comparación con las otras dos pilas, posiblemente debido a una mayor degradación de los compuestos fitotóxicos y a la presencia de nutrientes en el compost, que favorecen la germinación.

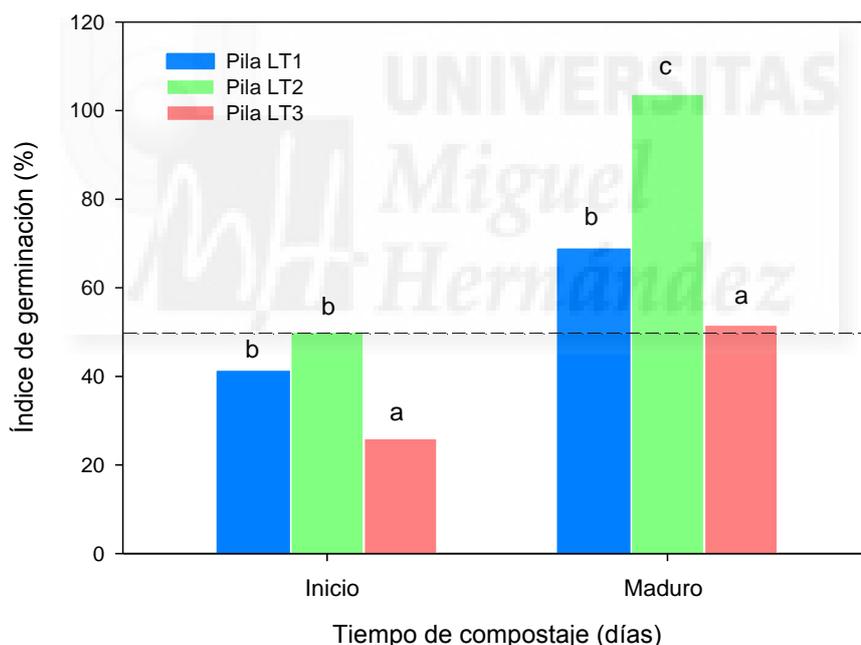


Figura 4.16. Evolución del índice de germinación (IG) a lo largo del compostaje.

También es de destacar, que ninguna de las pilas al final de la experiencia presentaron fitotoxicidad, debido a que los valores de sus índices de germinación al finalizar el proceso de compostaje fueron superiores al 50%, valor mínimo establecido en la bibliografía que indica que un compost está maduro y que no va a presentar efectos

fitotóxicos una vez se aplique como fertilizante. En la pila LT2 ya se observó ausencia de fitotoxicidad al inicio del proceso. La ausencia de fitotoxicidad de los materiales a compostar desde el principio del proceso de compostaje fue también observada por Bustamante y col. (2008) en una experiencia de compostaje de orujo desalcoholizado con diferentes estiércoles. 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 composts.

4.6. CALIDAD FINAL DE LOS COMPOST OBTENIDOS

En la tabla 4.2. se muestran las principales propiedades físico-químicas, químicas y biológicas de los compost obtenidos.

Tabla 4.2. Principales características de los compost obtenidos.

Parámetro	Compost LT1	Compost LT2	Compost LT3
Humedad (%)	56,2	52,8	55,3
pH	5,99	6,03	6,12
CE (dS/m)	7,24	6,71	4,83
Materia orgánica total (%)	46,0	40,5	39,2
C orgánico total (%)	22,8	20,5	20,3
N total (%)	1,86	1,99	2,13
P (g/kg)	12,2	9,7	7,7
K (g/kg)	13,0	12,6	11,8
Na (g/kg)	7,08	6,81	5,42
Relación C/N	12,3	10,3	9,53
CCC (meq/100 MO)	152	113	138
CCC/Cot (meq/ g Cot)	3,07	2,24	2,67
Índice de germinación (%)	68,7	104	51,6

CE: conductividad eléctrica; CCC: capacidad de cambio catiónico; Cot: carbono orgánico total.

Tal como puede observarse, los composts obtenidos mostraron un adecuado pH, en el rango 6-7, adecuado para el crecimiento vegetal, pero tienen una conductividad eléctrica alta, así como notables contenidos en sodio, lo cual en principio dificulta su uso agrícola, excepto en el caso del compost LT3, con valores más bajos de CE y de sodio. Respecto a la fracción orgánica, todos los compost mostraron altos contenidos en materia orgánica, superiores al mínimo fijado por la legislación española para compost (Real Decreto 506/2013 de fertilizantes) y contenidos medios de nitrógeno, entorno al 2%, debido al uso mayoritario del tronco de palmera, un residuo con bajo contenido en nitrógeno. Respecto al contenido de otros macronutrientes (P y K), todos los compost mostraron adecuados contenidos para su uso agrícola. En cuanto a los parámetros relacionados con la madurez y la estabilidad del compost, ambos compost han mostrado un adecuado grado de madurez y estabilidad, especialmente reflejado en los valores de la capacidad de cambio catiónico y en la ausencia de fitotoxicidad, mostrada por el índice de germinación superior al 50% (Zucconi y col., 1981).

5. CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- ✓ Las proporciones de residuos utilizadas fueron adecuadas para conseguir el incremento de temperatura necesario para asegurar la higienización de los compost obtenidos, siendo la proporción de 52% de lodo de depuradora y 48% de restos de tronco de palmera (pila LT3) la más adecuada por su menor salinidad para el adecuado desarrollo del proceso y para la obtención de un compost con mayor calidad para su uso agrícola.
- ✓ La degradación de materia orgánica fue similar en las tres pilas de compostaje, aunque la velocidad de degradación fue superior en la pila con mayor proporción de lodo (LT1).
- ✓ Los compost obtenidos mostraron valores de pH en el rango adecuado para el crecimiento vegetal. Sin embargo, mostraron contenidos altos en sodio y una alta salinidad, relacionados con la presencia de restos residuos de palmera en las pilas, lo cual puede limitar el empleo de estos compost en suelos salinos o en cultivos con baja tolerancia a la salinidad.
- ✓ Los compost obtenidos alcanzaron una materia orgánica estabilizada y humificada, con ausencia de fitotoxicidad, como pudo observarse en los valores de la relación C/N, la capacidad de cambio catiónico y el índice de germinación.

Como conclusión general, la gestión conjunta mediante co-compostaje del residuo de tronco de palmera con lodo de depuradora se ha demostrado como una alternativa viable para la valorización de estos residuos, debido a las características complementarias que presentan ambos residuos y que repercuten en un buen desarrollo del proceso de compostaje, lo cual permite no sólo contribuir a la solución de los problemas medioambientales generados por estos residuos, sino también obtener un compost con características adecuadas para su uso agrícola.



6. BIBLIOGRAFÍA

- Abrisqueta, C., Romero, M. 1969.** Digestión húmeda rápida de suelos y materiales orgánicos. Anal. Edafol. Agrobiol., 27: 855-867.
- Amlinger, F., Pollak, M., Favoino, E. 2004.** Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic EU Report ENV.A.2/etu/2001/0024, Brussels, Belgium.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A. y Cegarra, J. 1998.** Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. Bioresource Technol. 63, 91-99.
- Bernal M.P., Navarro A.F., 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. y Cegarra, J. 1998.** Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. Bioresource Technol. 63, 91-99.
- Biddlestone, A.J. y Gray, K.R. 1991.** Aerobic processing of solid organic wastes for the production of a peat alternative: a review. Process. Biochem., 26, 275-279.
- Bonmati, M; H, Pujola; J, Sana; F, Soliva; M, Felipe; M, Garau; P, Nannipieri. 1985.** Chemical properties populations of nitrite oxidizers, urease and phosphatase activities in sewage sludge amended soils. Plant and Soil. 84: 79-71.
- Burford, C. 1994.** The Microbiology of composting, p. 10-19. In: A. Lamont (ed.). Down to Earth Composting. Institute of Waste Management. Northampton, UK.
- Bustamante, M.A. 2007.** Compostaje de los residuos generados en la industria vinícola y alcoholera. Valoración agronómica de estos materiales. Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R. 2008.** Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. Chemosphere, Vol.72, 4: pp. 551-557

- Bustamante, M.A.; Restrepo, A.P.; Albuquerque, J:A; Pérez-Murcia, M.D.; Paredes,C. Moral, R. Bernal, M.P. 2012.** Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *Juornal of Clean Production*, 47: 61-69.
- Cáceres, R., Coromina, N., Malińska, K., Marfà, O. 2015.** Evolution of process control parameters during extended co-composting of green waste and solid fraction of cattle slurry to obtain growing media. *Bioresource Technology*, 179: 398-406.
- Canales Martínez, G.; López Pomares, A. 2013.** La palmera en el paisaje de huerta del bajo segura. Un elemento identitario necesitado de protección. Departamento de Geografía Humana. Universidad de Alicante.
- Cárdenas, R.R. y Wang, L.K. 1980.** Composting process. En: *Handbook of Environmental Engineering*. Vol. II. The Human Press. New York. pp. 269-327.
- Centro de Estrategias e Innovaciones Urbanas. Ayuntamiento de Elche. 2009.** Plan de gestión de residuos. Futurelx.
- Chen, Y., Chefetz, B., Adani, F., Genevini, P.L., Hadar, Y., 1998.** Organic matter transformation during composting of municipal solid waste. In: Drozd, J., Gonet, S.S., Senesi, N., Weber, J. (Eds.), *The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection*. PTSH, Wroclaw, Poland, pp. 155– 182.
- Chen, Y. e 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*. Ed.: H.A.J. Hoitink y H.M. Keener. Renaissance Publications. Ohio. pp. 551-600.
- Ciavatta, C., L. Vittori Antisari, and P. Sequi. 1988.** A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica* XXXII:510-517.
- Costa, F., García, C., Hernández, T. y Polo, A. 1991.** Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización. Ed.: CSIC-CEBAS. Murcia.
- De Bertoldi, M. Vallini, G. y Pera, A. 1983.** The biology of composting: a review. *Waste Manage. Res.*, 1:157-176.

- De Bertoldi, M., Vallini, G. y Pera, A. 1985.** Technological aspects of composting including modelling and microbiology. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier, Barking, Essex, pp. 27-40.
- De Vleeschauwer, D., Verdonck, O. y Van Assche, P. 1981.** Phytotoxicity of refuse compost. *BioCycle*, 22, 44-46.
- Directiva 86/278/CEE** relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/ayudas-y-subvenciones/Dir_86_278_CEE_tcm7-9642.pdf
- Dick, W.A. and M.A. Tabatabai. 1984.** Kinetic parameters of phosphatases in soils and organic waste materials. *Soil Science* 137(1): 7-15.
- Finstein, M.S., Miller, F.C. 1985.** Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control and cost effectiveness. En: J.K.R. Gasser (Ed.), *Composting of Agricultural and other Wastes*. Elsevier app. Sci.Publ., London & New York, pp. 13.26.
- Finstein, M. S. 1992.** Composting in the context of municipal solid waste management, 355-374. In: R. Mitchell (ed.). *Environmental Microbiology*. Wiley-Liss, Inc., New York.
- Gagnon, B., Rioux, C. y Chagnon, J. 1993.** Evolution of chemical composition and microbial activity during storage of compost-based mixes. *Compost Science and Utilization*, 1 (3), 15-21.
- 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 (13 y 14), 1501-1512
- Golueke, C.G. 1981.** Principles of biological resource recovery. *BioCycle*, 22, 36-40.
- Golueke, C.G., 1982.** When is compost "safe"? A review of criteria for assessing the destruction of pathogens in composting. *BioCycle* 28, 28-38.
- Golueke, C.G., 1989.** Putting principles into successful practice. En: Staff of *BioCycle* (Eds.). *The BioCycle guide to yard waste composting*. JG Press, Inc., Emmaus, Pennsylvania, USA, pp. 106-110.

- Hamoda M.F.; Qdais H.A.; Newham J. 1998.** Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. In: Resources, Conservation and Recycling 12, pp. 209-223.
- Harada, Y. e Inoko, A. 1980.** The measurement of the cation-exchange capacity of composts for estimation of degree of maturity. Soil Sci. Plant Nutr., 26, 127-134.
- Hattori H 1988:** Microbial activities in soil amended with sewage sludge. Soil Sci. Plant Nutr., 34, 221–232.
- Haug, R.T. 1993.** The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers. Boca Raton. Florida
- Hernández-Apaolaza, L., Guerrero, F. 2008.** Comparison between pine bark and coconut sorption capacity of metals and nitrate in mixtures with sewage sludge. Bioresource Technology 99: 1544-1548.2008
- Hogg, D., J. Barth, E. Favoino, M. Centemero, V. Caimi, F. Amlinger, W. Devliegher, W. Brinton, and S. Antler. 2002.** Comparison of compost standards within the EU, North America, and Australasia: Main report. Banbury, UK: Waste and Resources Action Programme.
- Hue, N.V. y Liu, J. 1995.** Predicting compost stability. Compost Science and Utilization, 3 (2), 8-15.
- Huerta-Pujol, O., Gallart, M., Soliva, M., Martínez-Farré, X, López, M. 2011.** Effect of collection system on mineral content of biowaste. Resources, Conservation and Recycling, 55: 1095–1099.
- Iglesias Jiménez, E. y Pérez García, V. 1989.** Evaluation of city refuses compost maturity: a review. Biol. Wastes, 27, 115-142.
- Iglesias Jiménez, E. y Pérez García, V. 1991.** Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity. Resources, Conservation and Recycling, 6, 45-60.
- Iglesias Jiménez, E. y Pérez García, V. 1992a.** Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some “humification” indexes. Resources, Conservation and Recycling, 6, 243-257.

- Iglesias Jiménez, E. y Pérez García, V. 1992b.** Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 38, 331-343.
- Jann, G.J., Howard, D.H. y Salle, A.J. 1959.** Method for the determination of completion of composting. *Appl. Microbiol.*, 7, 271-275.
- Juste, C. 1980.** Avantages et inconvenients de l'utilisation des composts d'ordures ménagères comme amendement organique des sols on support. *Jornadas Internacionales sobre el Compost.* Madrid.
- Kitson, R.E. y Mellon, M.G. 1944.** Colorimetric determination of P as a molybdovanadato phosphoric acid. *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.*, 16, 379-383.
- Lasaridi, K.; Protopapa, I.; Kotsou, M.; Pilidis, G.; Manios, G.; Kyriacou, A. 2006.** Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management*, 80: 58-65.
- 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.
- Ley 22/2011,** de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados <https://www.boe.es/buscar/pdf/2011/BOE-A-2011-13046-consolidado.pdf>
- López-González, J.A., Vargas-García M.C., López, M.J., Estrella –Suarez, F., Jurado, M. y Moreno, J. 2014.** Enzymatic characterization of microbial isolates from lignocellulose waste composting: Chronological evolution. *Journal of Environmental Management* 145: 137-146.
- MAGRAMA, 2015a.** Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Lodos de depuración de aguas residuales. <http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/#para0>
- MAGRAMA, 2015b.** Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Memoria anual de generación y gestión de residuos. Residuos de competencia municipal.
- MAGRAMA, 2013** Gestión de residuos de competencia municipal, "Guía para la implantación de la recogida separada y tratamiento de la fracción separada".

MAGRAMA, 2012. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Anuarios de Estadística. Capítulo 8: "Residuos"

http://www.magrama.gob.es/estadistica/pags/anuario/2012/AE_2012_Completo.pdf

MAGRAMA, 2014. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Gobierno de España. Anuario Lodos su procedencia y Destino.

<http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2012/default.aspx>

MAGRAMA, 2014. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Gobierno de España. Requisitos para la certificación de fabricantes de productos fertilizantes conforme al Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

<http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/temas/medios-de-produccion/productos-fertilizantes/certificacion-de-fabricantes/>

MAGRAMA, 2014. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. Gobierno de España. Caracterización de los lodos de depuradoras generados en España.

<http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/lodos.aspx>

Manios, V.I., Tsikalas, P.E. y Siminis, H.I. 1987. Phytotoxicity of olive tree leaf compost. En: Compost: Production, Quality and Use. Ed.: M., de Bertoldi, M.P., Ferranti, P., L'Hermite y F., Zucconi. Elsevier. Barking. pp. 296-301.

M.A.P.A, 1994. Métodos oficiales de análisis. Volumen III. Ed. Secretaría Técnica General, Madrid

Martegani, A.D. y Zoglia, M. 1985. Machinery aspects of compost making. En: Composting of agricultural and other wastes. J.K.R.Gasser Ed. Elsevier Applied Sc. Publisher. New York, 89-110.

Montemurro F., Diacono, M., Vitti, C., Debiase, G., 2009. Biodegradation of olive husk mixed with other agricultural wastes. Bioresource Technol. 100 (12), 2969-2974.

Morel, J., Jacquin, F., Guckert, A. y Barthel, C. 1979. Contribution a la détermination de test de la maturité des composts urbains. C.R. Contrat, 75-124. Ministère de l'Environnement et Du Cadre Vie E.N.S.A.I.A. Nancy, 32 pp.

Moreno Casco, C. y Moral, Herrero, R. 2008. Compostaje. Mundi- Prensa. Madrid.

- 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.
- M.P., Moral, R. 2008.** Co-composting distillery wastes with animal manure: Carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551-557.
- Mustin, M. 1987.** Le compost, gestion de la matière organique. Ed. François Dubusc, Paris, pp.954.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A. y Bernal, M.P. 1991.** An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 22, 2137-2144.
- Navarro, A.F.; Cegarra, J.; Roig, A.; García, D. 1993.** Relationships between organic-matter and carbon contents of organic wastes. *Biosource Technology*, 44: 203-207.
- Navarro-Pedreño, J.; Díez Martín, B.; Meléndez Pastor, I.; Gómez Lucas, I. 2013** Estimación del contenido de C, N y biomasa de El Palmeral de Elche (Patrimonio de la Humanidad) Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Navarro Pedreño, J., Moral, R., Gómez, I. y Mataix, J. 1995.** Residuos orgánicos y agricultura. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante.
- Orden AAA/1072/2013**, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. <https://www.boe.es/boe/dias/2013/06/14/pdfs/BOE-A-2013-6414.pdf>
- ORDEN MAM/304/2002, de 8 de febrero**, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. http://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2002-3285
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, I., 2000.** Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fertil. Soils* 32, 222–227.
- 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. y Roig, A. 2002.** Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting whit agricultural wastes. *Bioresource Technology* 85,1-8.
- Pérez, M.D. y Moreno, J. (2008).** Capítulo 21. Residuos urbanos. Casos prácticos. Ed: Compostaje. Moreno, J. y Moral, R. Ed. Mundi-Prensa. Moreno, J. y Moral, R. Ed. Mundi-Prensa.
- Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana (PIRCV), [2013/6658]**
http://www.docv.gva.es/datos/2013/06/26/pdf/2013_6658.pdf
- Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (2001-2006).**
https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2001-13435
- Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008-2015.**
<https://www.boe.es/boe/dias/2009/02/26/pdfs/BOE-A-2009-3243.pdf>
- Poincelot, R.P. 1974.** A scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Sci.*, 15, 24-31.
- Proyecto OPTIVER, 2012.** Ayuda a la gestión de las plantas de tratamiento de restos verdes mediante optimización de procesos y elaboración de productos normalizados. Financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación en su programa TRACE y las empresas UTE Abornasa-TransSabater, Depuración de aguas del Mediterráneo, Eco-VISA, Hnos Andujar y Navarro S.L., INFERCO, Inusa y Tramave S.L.
- Richard T.L., Woodbury, P.B., 1992** The impact of separation on heavy metal contaminants in municipal solid waste composts. *Biomass Bioenerg.* 3, 191-211.
- REAL DECRETO 1310/1990 de 29 de octubre**, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.
- REAL DECRETO 824/2005, de 8 de julio**, sobre productos fertilizantes.
- REAL DECRETO 865/2010 del 2 de julio**, sobre sustratos de cultivo
- REAL DECRETO 506/2013, de 28 de junio**, sobre productos fertilizantes.
- REGLAMENTO (CE)2003/2003 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO** de 13 de octubre de 2003 relativo a los abonos.

- Reuss, J.O. y Johnson, D.W, 1986.** Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Spring-Verlag. New York.
- Richard, T.L., (1992)** Municipal solid waste composting: Physical and biological processing, Biomass and Bioenergy, 3, 163-180
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M. y Jodice, R. 1985.** Chemical parameters for evaluating compost maturity. BioCycle, 26 (2), 46-47.
- Rynk, R. 1992.** On-farm composting handbook. Ithaca, NY: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service.
- Said-Pullicino, D., Erriquens, F.G., Gigliotti, G., 2007.** Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. Bioresource Technology, 101 (7): 1412.
- Sánchez de Lorenzo-Cáceres, J. M.** La introducción en España de nuevas especies de palmeras con fines ornamentales. Comunicación XXXIV Congreso Parjap 2007. Melilla.
- Saña, J. y Soliva, M. 1987.** El Compostatge. Procés, Sistemes i Aplicacions. Ed.: Diputació de Barcelona. Servei del Medi Ambient. Barcelona.
- 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.
- Stentiford, E.I., 1996.** Composting control: principles and practice. En: M. De Bertoldi (Ed.), The Science of Composting. Part I. Blakie Academic and Professional, Glasgow, UK.
- Stentiford, E.I., Mara, D.D. y Taylor, P.L. 1985.** Forced aeration co-composting of domestic refuse and sewage sludge in static piles. En: Composting of Agricultural and Other Wastes. Ed.: J.K.R. Gasser. Elsevier. Barking. pp. 42-54.
- Stentiford, E.I. 1987.** Recent developments in composting. En: Compost: Production, Quality and Use. Ed.: M. de Bertoldi, M.P. Ferranti, P. L'Hermite y F. Zucconi. Elsevier. Barking. pp. 52-60.
- Stickelberger, D. 1975.** Survey of city refuse composting. En: Organic Matters as Fertilizers. Swedish International Development Authority. FAO. Soils Bulletin. 27. Rome. pp. 185-209.

- Spohn, E. 1978.** Determination of compost maturity. *Compost Sci.*, 19, 26-27.
- Sugahara, K., Harada, Y. e Inoko, A. 1979.** Color change of city refuse during composting process. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 25, 197-208.
- Switzenbaum MS, Holden C, Soares H, Kuter GA .1994.** Effect of amendments on nitrogen conservation in 257 wastewater biosolid composting. *Compost Sci Utilization.* 2 (2): 35-42.
- Viel, M., Sayag, D., Peyre, A. y André, L. 1987.** Optimization of in-vessel co-composting through heat recovery. *Biol. Wastes*, 20, 167-185.
- Willson, G.1980.** Manual for composting Sewage Sludge by Aerated Static Pile *Method.* US. EPA. Cincinnati. Ohio. USA.
- Witter, E., López-Real, J. 1988.** Nitrogen losses during the composting of sewage sludge and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in absorbing the volatilized ammonia. *Biological Wastes* 23, 279-294.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. y de Bertoldi, M. 1981.** Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 22: 54–57. NFY Tam, S Tiquia.
- Zucconi, F., Monaco, A. y Forte, M. 1985.** Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: *Composting of Agricultural and Other Wastes.* Ed.: J.K.R. Gasser. Elsevier. Barking. pp. 73-85.
- Zucconi, F. y de Bertoldi, M. 1987.** Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: *Compost: Production, Quality and Use.* Ed.: M., de Bertoldi, M.P., Ferranti, P., L’Hermite y F., Zucconi. Elsevier. Barking. pp. 30-50.