

ESTUDIO DEL COMPOSTAJE DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN SISTEMAS DE ALTA EFICIENCIA

I PREMIO AL MEJOR TRABAJO CIENTÍFICO SOBRE TRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS
UNIA-RESUR. 2006

M^a de los Ángeles Arcos Mora
Manuel Dios Pérez
Antonio Rosal Raya



ESTUDIO DEL COMPOSTAJE DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN SISTEMAS DE ALTA EFICIENCIA

EDITA

Universidad Internacional de Andalucía

AUTORES

Antonio Rosal Raya
M^a de los Ángeles Arcos Mora
Manuel Dios Pérez

MAQUETACIÓN Y DISEÑO:

Guillermo Sánchez Gallardo

FECHA

Enero de 2008

ISBN

978-84-7993-049-3

DEPÓSITO LEGAL

SE-7046-2007

IMPRESIÓN:

J. de Haro Artes Graficas S.L.

COPYRIGHT DE LA PRESENTE EDICIÓN

Universidad Internacional de Andalucía

COPYRIGHT

Los autores

Edición de 500 ejemplares.

UNIVERSIDAD INTERNACIONAL DE ANDALUCÍA
Monasterio de la Cartuja, Calle Américo Vespucio, 2
Isla de la Cartuja, 41092 Sevilla
www.unia.es

ESTUDIO DEL COMPOSTAJE DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN SISTEMAS DE ALTA EFICIENCIA

I PREMIO AL MEJOR TRABAJO CIENTÍFICO SOBRE TRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS
UNIA-RESUR. 2006

M^a de los Ángeles Arcos Mora
Manuel Dios Pérez
Antonio Rosal Raya

ÍNDICE

- 1.- Resumen y Objetivos .14
- 2.- Introducción y Antecedentes .20
 - 2.1.- ¿Por qué compostar? .20
 - 2.2.- Marco de referencia para la producción de compost .20
 - 2.2.1.- Fracción orgánica de los residuos urbanos .26
 - 2.2.2.- Recogida selectiva .29
 - 2.3. Alternativas para la gestión de residuos orgánicos .33
 - 2.4.- El proceso de compostaje .37
 - 2.4.1.- Definición .37
 - 2.4.2.- Factores del compostaje .38
 - 2.4.3.- Fases del proceso de compostaje .45
 - 2.4.4.- Sistemas de compostaje .47
 - 2.4.5.- Calidad del compost .69
- 3.- Materiales y Métodos .74
 - 3.1.- Descripción de la planta .74
 - 3.2.- Túneles de fermentación .76
 - 3.2.1.- Sistema de aireación forzada .76
 - 3.2.2.- Sistema de agua del proceso .85
 - 3.2.3.- Fases de compostaje dentro del túnel .86
 - 3.3.- Descripción de los ensayos .90
 - 3.4.- Toma y preparación de muestras .90
 - 3.5.- Métodos analíticos .91
 - 3.5.1.- Extractos acuosos .91
 - 3.5.2.- Muestra sólida. Parámetros físico-químicos .93
 - 3.5.3.- Muestra sólida. Estabilidad .96
- 4.- Resultados y Discusión .106
 - 4.1.- Material de partida .106
 - 4.1.1.- Composición por fracciones .106
 - 4.1.2.- Parámetros químicos .107
 - 4.1.3.- Análisis de estabilidad .108
 - 4.1.4.- Análisis de metales .109
 - 4.2.- Compost final .109
 - 4.2.1.- Parámetros químicos .110
 - 4.2.2.- Análisis de estabilidad .112
 - 4.2.3.- Análisis de metales .114
 - 4.3.- Análisis de metales promedio y comparativa con la legislación vigente .114
 - 4.4.- Análisis del ciclo de metales .118

- 4.5.- Evolución de los parámetros dentro del túnel .118
- 4.6.- Comparativa entre túnel de fermentación y volteos mecánicos .122
 - 4.6.1.- Evolución de la temperatura .123
 - 4.6.2.- Parámetros químicos .126
 - 4.6.3.- Análisis de estabilidad .127
 - 4.6.4.- Evolución de los parámetros en el proceso completo .127
- 5.- Investigación realizada en la Universidad de Leeds, escala piloto: .138
- 6.- Conclusiones .152
- 7.- BIBLIOGRAFIA .158

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Composición de los residuos en Andalucía. Fuente: Informe 2004: Medio Ambiente en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente .29

Figura 2: Recogida Selectiva en Andalucía. Fuente: Informe 2004: Medio Ambiente en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente .30

Figura 3: Evolución de la Temperatura y el pH en el compostaje (Dalzell 1981) .41

Figura 4: Influencia de la temperatura y el tiempo de exposición en la destrucción de gérmenes patógenos (Feachen et al. 1978) .43

Figura 5: Pila volteada mecánicamente (windrow) .50

Figura 6: Pala mecánica y máquina volteadora con descarga trasera .50

Figura 7: Reactor vertical continuo .57

Figura 8: Reactor horizontal continuo .58

Figura 9: Tambores rotatorios .59

Figura 10: Contenedores circulares agitados .59

Figura 11: contenedores rectangulares agitados o canales de aireación .60

Figura 12: Túnel continuo .61

Figura 13: Reactor horizontal discontinuo .62

Figura 14: canales de aireación discontinuos en construcción y en funcionamiento .63

Figura 15: Túnel desde la puerta de carga-descarga .63

Figura 16: Carga con cinta transportadora y con pala mecánica .64

Figura 17: Puerta hermética de un túnel y vista de túnel lleno desde puerta de carga .64

Figura 18: Túnel discontinuo móvil .65

Figura 19: Esquema de la Planta de Reciclado y Compostaje del Complejo Mata Grande (Estepa, Sevilla) .76

Figura 20: Suministro de aire en el suelo de un túnel en construcción sin cubrir y detalle de suelo perforado del túnel .77

- Figura 21: Humidificador del gas de salida de los túneles .79
- Figura 22: Esquema de un sistema de biofiltración .79
- Figura 23: Salida del humidificador sin biofiltro (en construcción) y con biofiltro .80
- Figura 24: Sistema de extracción del aire fresco de la nave de carga de túneles. Sistema de extracción de aire de túneles (línea de tratamiento y de recirculación) .81
- Figura 25: Esquema de control de los túneles de compostaje de la Planta de Reciclado y Compostaje del Complejo de Mata Grande (Estepa, Sevilla) .83
- Figura 26: Sonda introducida en el material (interior túnel y vista exterior techo) .83
- Figura 27: Sistema de válvulas de aire recirculado y aire fresco .84
- Figura 28: Evolución de la temperatura de referencia dentro del túnel .89
- Figura 29: Toma de muestras para los análisis .91
- Figura 30: Equipo para el test de autocalentamiento .97
- Figura 31: Equipo para método de la VECO o SOUR .98
- Figura 32: Equipo para el test respirométrico DRI .99
- Figura 33: Equipo utilizado para el método de DR4 .101
- Figura 34: Caracterización del material de partida .106
- Figura 35: Valores experimentales y valores de referencia (Polo et al. 1995) .107
- Figura 36: Ensayos de respirometría y autocalentamiento del material de partida .108
- Figura 37: Valores experimentales, límites normativos (RD824/2005) o valores recomendados (Polo et al. 1995) .111
- Figura 38: Ensayos de respirometría y autocalentamiento del producto final .112
- Figura 39: Contenido en Metales Pesados en muestras del Complejo Mata Grande y los límites máximos permitidos en el RD 824/2005, sobre productos fertilizantes .115
- Figura 40: Concentración de metal en las muestras analizadas y valores umbrales del RD 824/2005 .116
- Figura 41: Gráficas de variables medibles, parámetros de control y de los actuadores del sistema de aireación y humectación del túnel .120

Figura 42: Evolución de la temperatura del material que se composta en sistema mixto y en sistema abierto .123

Figura 43: Evolución del Carbono Orgánico Oxidable, el Nitrógeno y la relación C/N durante el compostaje .128

Figura 44: Evolución de la humedad durante el proceso de compostaje .129

Figura 45: Evolución del pH y la conductividad durante el compostaje .131

Figura 46: Evolución de la VECO máxima durante el compostaje .134

Figura 47: Evolución de la CAO_{20} durante el compostaje .134

Figura 48: Equipo experimental para medida de CO_2 emitido .140

Figura 49: Perfil de temperatura aplicado en el régimen A .141

Figura 50: Perfil de temperatura aplicado en el régimen B .142

Figura 51: Evolución del CO_2 emitido durante el experimento. Ajuste exponencial decreciente .144

Figura 52: Evolución del CO_2 emitido acumulado durante el experimento. Ajuste exponencial creciente .144

Figura 53: Test de la SOUR para un material compostado 7 días con el régimen A. Serie 2 .147

Figura 54: Test de la SOUR para un material compostado 7 días con el régimen B. Serie 2 .147

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Proceso de instauración de recogida selectiva (Datos acumulativos). Fuente: Plan Director Territorial de Gestión de Residuos Urbanos de Andalucía .**33**

Tabla 2: Plantas de Compostaje con Túneles de aireación forzada. Fuente: Infoenviro (2005), nº 7, pp. 19-68 .**69**

Tabla 3: Valores límite para metales pesados en compost .**71**

Tabla 4: Parámetros químicos del material de partida .**107**

Tabla 5: Estabilidad de material de partida .**108**

Tabla 6: Concentración de metales en el material de partida .**109**

Tabla 7: Parámetros químicos del producto final .**110**

Tabla 8: Estabilidad del producto final .**112**

Tabla 9: Concentración de metales en el producto final .**114**

Tabla 10: Valores umbrales de metales establecidos por legislación .**114**

Tabla 11: Análisis del ciclo de metales .**118**

Tabla 12: Parámetro químicos a los 14 días de compostaje .**126**

Tabla 13: Estabilidad a los 14 días de compostaje .**127**

Tabla 14: Composición de la FORSU de la ciudad de Manchester .**138**

Tabla 15: Parámetros característicos de la FORSU de la ciudad de Manchester .**139**

Tabla 16: Régimen A (fase termofílica después de 96 horas). Pérdida de peso .**144**

Tabla 17: Régimen B (fase termofílica después de 10 horas). Pérdida de peso .**144**

Tabla 18: pH de las muestras al final del experimento .**146**

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, deseamos expresar nuestro más profundo agradecimiento a D. Arturo F. Chica Pérez por la confianza depositada en nosotros para realizar esta investigación.

También se agradece a la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía, al Ministerio de Medio Ambiente y al Ministerio de Educación y Ciencia por la financiación que ha permitido la realización de la investigación que se describe en esta memoria.

Agradecemos, igualmente, la colaboración prestada por el Consorcio de Medio Ambiente Estepa-Sierra Sur-El Peñón al ofrecer sus instalaciones, Planta de Reciclado y Compostaje del Complejo Mata Grande (Estepa, Sevilla), para el desarrollo de la fase experimental de este trabajo.

Por último, se agradece al grupo de investigación sobre compostaje de la Escuela de Ingeniería Civil de la Universidad de Leeds (Inglaterra, Reino Unido), dirigido por el Profesor E. Stentiford, que posibilitó el desarrollo de parte de los experimentos presentados en este trabajo.



CAPÍTULO 1

RESUMEN Y OBJETIVOS

1.- Resumen y Objetivos

Los residuos orgánicos no son solamente el resultado de la actividad humana. Desde el principio de la vida sobre la tierra, los organismos han producido residuos y a la vez han utilizado la energía y los nutrientes contenidos en estos residuos. El reciclaje de los residuos orgánicos es por tanto una función integrada de un ecosistema. El compostaje es un proceso en el cual, de forma natural, la capacidad de los microorganismos para reciclar los residuos orgánicos es usada para el beneficio de los humanos en una aceleración de la degradación de los residuos que generan. Un mejor conocimiento sobre cómo ocurre este proceso facilitaría controlarlo con mayor exactitud y hacerlo más eficiente de acuerdo con los requerimientos de nuestra sociedad.

En este trabajo, el esfuerzo se centra en comprender y controlar el proceso de compostaje de residuos orgánicos en sistemas de compostaje de alta eficiencia, partiendo del estado actual de la gestión de residuos en España y de investigaciones propias en las Plantas de Compostaje.

Hasta hace poco tiempo, la mayoría de las plantas se basaban en métodos tradicionales que utilizan volteos mecánicos para airear el compost. Sin embargo, los estudios realizados por el Grupo de Ingeniería Química de Córdoba y por otros grupos de España y Europa han demostrado que el compost así producido necesita un mínimo de 100 días de procesado para alcanzar una suficiente estabilización y calidad comercial. Esto supone en Andalucía la continua presencia de un mínimo de 1,4 millones de Toneladas de residuos orgánicos extendidos en forma de hileras o pilas expuestas al aire, o lo que es lo mismo, aproximadamente 600.000 metros cuadrados de suelo dedicados constantemente a esta tarea. Se comprende así la conveniencia de desarrollar técnicas que, sin elevar excesivamente el coste ni el nivel tecnológico necesario para implementarlas, sean capaces de reducir significativamente el tiempo necesario para un correcto compostaje.

Por otra parte, los principales problemas a los que tiene que hacer frente la industria del compostaje en España son, al igual que en otros países, controlar los olores y mejorar la estabilidad y la calidad del compost final. A menudo, estos problemas son debidos a una gestión deficiente del proceso, ya que los conocimientos de la ciencia del compostaje y los rápidos avances en tecnologías para compostar progresan a un ritmo desequilibrado. Para mejorar la gestión del compostaje y el control del mismo, se requieren unos

conocimientos más exactos del proceso.

Las exigencias de la legislación, cada vez más restrictiva, y la presión de los productores de compost, a nivel europeo, han acelerado la implantación de plantas de compostaje, en numerosas ocasiones sin tener en cuenta las particularidades locales para establecer las variables de diseño. Esto ha derivado en que sea inevitable una etapa posterior de adaptación de las tecnologías implantadas, para no avocar en la conversión de nuestras plantas de compostaje en instalaciones de estabilización de residuos urbanos para su deposición en vertedero, lo que supondría un gasto de energía y recursos.

El principal adelanto de los nuevos sistemas de compostaje de alta eficiencia es que permiten el control de los factores ambientales durante el proceso, de manera que, se pueden imponer condiciones de operación óptimas o cercanas a las mismas.

En esta investigación, se ha estudiado el funcionamiento de un sistema de alta eficiencia con objeto de conocer cómo afectan las variables del proceso a la estabilidad y calidad del producto y con la finalidad de encontrar las condiciones de operación óptimas del proceso, de manera que, disminuya el tiempo necesario para completar el compostaje. Asimismo, se han analizado otras ventajas potenciales que presenta un sistema de este tipo frente al sistema tradicional de volteos mecánicos: el control de olores y bioaerosoles que transporta el aire mediante un sistema de biofiltración, una etapa claramente definida y demostrable de higienización y una producción predecible y rentable de compost con propiedades uniformes y controlables de calidad.

En concreto, el estudio pretende analizar las posibilidades a este respecto de una técnica para el compostaje todavía escasamente desarrollada en España, la de su realización parcial en túneles con aireación forzada y con control de humedad y de temperatura. Se ha contado para ello con una instalación, en Estepa (Sevilla), que se pretende optimizar y modelizar, basada en el compostaje con Túneles de Aireación Forzada, y dotada de un sistema de automatización elaborado en colaboración con el personal del área de Ingeniería de Sistemas de la Universidad de Córdoba. De forma complementaria, se ha iniciado el contacto con los gestores de la Planta de Compostaje de RSU del Guadiel (Linares, Jaén), cuya tecnología se basa también en Túneles de Fermentación, con objeto de establecer un

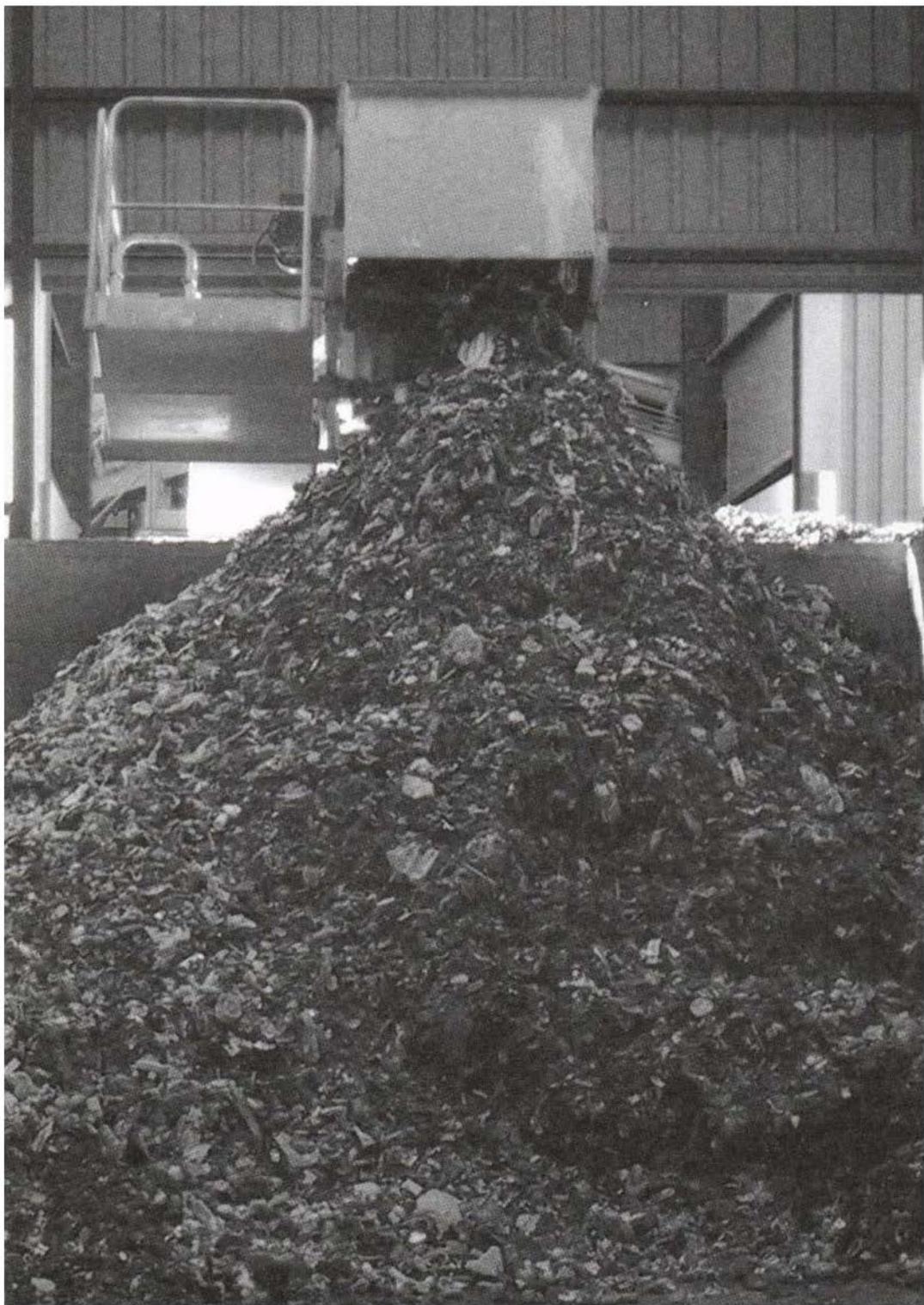
plan de muestreo para hacer un seguimiento del proceso.

Para la investigación del proceso y de su control, se han compostado cantidades controladas y caracterizadas de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos no recogida separadamente. Este compostaje se ha realizado y analizado en una doble manera: por el método tradicional de pilas y mediante el uso, en una primera etapa, de los citados túneles de compostaje. La evolución de parámetros físicos, químicos y biológicos ha dado una información muy útil sobre cómo ocurre el proceso con la tecnología estudiada y cómo afecta al producto final. Por otra parte, se ha estudiado la posibilidad de variar las consignas del programa de control para modificar las condiciones ambientales en las que tiene lugar el compostaje dentro del túnel, de modo que se aproximen a sus valores óptimos, que se analizarán en base a resultados respirométricos que determinan la estabilidad del producto.

Para completar este trabajo científico, se ha realizado una estancia breve de investigación en la Universidad de Leeds (Reino Unido), durante tres meses. El interés de esta estancia se ha debido a que nuestro grupo cuenta con un equipo patentado de análisis respirométrico (*Respirómetro Discontinuo Automatizado Con Medida En Fase Líquida. P200402908*), basado en un diseño experimental del grupo receptor (Lasaridi K.E., Stentiford E.I., 1998), por lo que se ha considerado relevante contrastar resultados obtenidos por los distintos analizadores, con objeto de mejorar el diseño de nuestro análisis. Los índices de respirometría constituirán, posiblemente, un parámetro de calidad exigido por la futura legislación andaluza que se elaborará para el compost, de ahí que se hayan elegido como variables de seguimiento del proceso en este trabajo. Además, con objeto de analizar cómo afectan las variables del proceso a la eficiencia del compostaje, se han llevado a cabo experimentos, a escala piloto, en los que se han simulado las condiciones que tienen lugar en el compostaje a gran escala.

El principal hallazgo de todo este estudio ha sido que el compostaje en túneles supone una aceleración del proceso frente al sistema de volteos tradicionales, disminuyendo el tiempo necesario para obtener un compost estable. No obstante, se ha comprobado que el material que se obtiene con el tiempo habitual de compostaje en las plantas, unas 10-12 semanas de maduración, es insuficiente incluso para el caso de los túneles. Gracias a que dentro del túnel las condiciones pueden ser controladas, deben estudiarse las condiciones óptimas para la obtención de un compost más estable. Por otra parte, estas experiencias a escala industrial han comprobado la

fiabilidad del método respirométrico de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno (VECO) para realizar un seguimiento del proceso y evaluar la calidad del producto, junto con otros parámetros como el poder fertilizante, el contenido en patógenos y en metales.



CAPÍTULO 2

INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

2.- Introducción y Antecedente

2.1.- ¿Por qué compostar?

El compostaje surge como solución a dos problemas ambientales que afectan a numerosas sociedades y lugares de la Tierra y que cuestionan la sostenibilidad de nuestra forma de vida. En primer lugar, los nuevos hábitos de producción y consumo asociados a nuestro estilo de vida hacen que cada vez se produzcan más residuos, y entre ellos los orgánicos. Mientras que, por otra parte, la agricultura intensiva está provocando un serio déficit de materia orgánica en los suelos agrícolas, como consecuencia de la escasa utilización de materiales orgánicos en los programas de fertilización de cultivos y porque muchas veces los utilizados, como la turba y los estiércoles, son escasos y no siempre son los más adecuados. Este empobrecimiento en materia orgánica de los suelos agrícolas disminuye su fertilidad y aumenta su erosionabilidad.

Por esta razón, el compostaje debe ser entendido como un proceso imprescindible que retira residuos orgánicos del medio –que en caso contrario serían fuente de contaminación- mientras que contribuye a fijar parte del carbono de estos residuos, en forma de humus y materia orgánica. Con la aplicación del compost como enmienda orgánica, este carbono se devuelve al ciclo productivo –en lugar de depositarse inútilmente en un vertedero o liberarse a la atmósfera en forma de dióxido de carbono o metano- y se contribuye a la mejora de la calidad de los suelos degradados.

2.2.- Marco de referencia para la producción de compost

Hasta hace poco tiempo, no existía un consenso acerca de la definición de compost y la legislación que regulaba su producción era bastante ambigua. Sin embargo, la reciente aprobación del RD 824/2005, de 8 de Julio, sobre Productos Fertilizantes ha establecido un nuevo marco de referencia para el compostaje. Esta norma deroga la anterior normativa sobre Fertilizantes (Orden de 28 de mayo de 1998) y adapta la legislación estatal a la normativa europea: Reglamento (CE) n.º 2003/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de octubre de 2003, relativo a los abonos, y el Reglamento (CE) n.º 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 3 de octubre de 2002.

Según el anexo I de dicho RD 824/2005, el compost es una **enmienda orgánica**, definiéndose ésta como: *enmienda procedente de materiales carbonados de origen vegetal o animal, utilizada fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también sus propiedades o actividad química o biológica, cuyos tipos se incluyen en el grupo 6 del anexo I.*

Estos tipos a los que se hace referencia son los siguientes:

- **Compost:** producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aerobia (incluyendo etapa termofílica), de materiales biodegradables del Anexo IV, bajo condiciones controladas.
- **Compost vegetal:** producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aerobia (incluyendo etapa termofílica), exclusivamente de hojas, hierba cortada y restos vegetales o de poda, bajo condiciones controladas.
- **Compost de estiércol:** producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aerobia (incluyendo etapa termofílica), exclusivamente de estiércol, bajo condiciones controladas.
- **Vermicompost:** producto estabilizado obtenido a partir de materiales orgánicos, por digestión con lombrices, bajo condiciones controladas.

Todos estos tipos de compost deben cumplir una serie de requisitos nutricionales y parámetros de calidad. En este mismo anexo, se establecen otras informaciones que serán obligatorias sobre la denominación del tipo y del etiquetado, así como el contenido de nutrientes que deberá garantizarse y declararse y las formas y solubilidad de los mismos.

Para elaborar enmiendas orgánicas, sólo está permitida la utilización de materias primas de origen orgánico, animal o vegetal, incluidas expresamente en la lista de residuos orgánicos biodegradables del anexo IV.

En la norma se define **Residuo orgánico biodegradable** como *aquel residuo o subproducto de origen vegetal o animal utilizado como materia prima, cuya descripción se incluye en el anexo IV, susceptible de transformarse por la acción de microorganismos aerobios o anaerobios y dar lugar a un tipo de enmienda orgánica.*

Dentro del anexo IV podemos encontrar los siguientes grupos de residuos:

- Residuos de la Agricultura, Horticultura, Acuicultura, Silvicultura, Caza y Pesca; Residuos de la Preparación y Elaboración de Alimentos.
- Residuos de la Transformación de la Madera y de la Producción de Tableros y Muebles, Pasta de Papel, Papel y Cartón.
- Residuos de las Industrias del Cuero, de la Piel y Textil.
- Residuos de las Instalaciones para el Tratamiento de Residuos.
- Residuos Municipales (Residuos domésticos y residuos asimilables procedentes de los comercios, industrias e instituciones; incluidas las fracciones recogidas selectivamente).

En consecuencia, podemos concluir que existe una gran variedad de residuos orgánicos que se pueden usar como materia prima en el proceso de compostaje. No obstante, las potencialidades reales de cada uno y las particularidades del proceso varían mucho de unos a otros.

La mayoría de las experiencias e investigaciones sobre compostaje con residuos clasificados dentro de los cuatro primeros grupos están relacionados con procesos de co-compostaje.

Una gran variedad de **residuos** procedentes de la **agricultura y del procesado industrial de los vegetales** son sustratos adecuados para el compostaje. En general, si el residuo no está enterrado, es de naturaleza animal o vegetal y no está contaminado, podría ser compostado. (Haug 1993). En la bibliografía se pueden encontrar numerosos ejemplos de diversos residuos agrícolas que han sido compostados o utilizados en co-compostaje (en combinación con otros residuos): orujo de oliva, orujo de uva, paja de arroz y cáscara de almendra (Vargas-García et al. 2005, 2006); bagazo y melaza de la industria azucarera (Meunchang 2004; Madejón 2001); residuos agrícolas de la recolección del maíz y del algodón (Paredes 2002; Madejón 2001); vinazas de la fabricación del vino (Díaz 2002, Madejón 2001); biomasa de sorgo (Rodríguez et al 1995); paja de trigo (Contreras-Ramos 2004; Liang 2006)

Los residuos ganaderos están formados por una gran variedad de materias orgánicas sólidas y líquidas, en las que se incluyen compuestos procedentes de la digestión y actividad biológica animal, restos de su alimentación y otros materiales arrastrados por las aguas de lavado, así como los lodos del tratamiento *in situ* de efluentes. En los mataderos e industrias de preparado de alimentos a partir de carne o pescado, se generan residuos con características similares.

En la actualidad, con el considerable aumento de criaderos, los problemas planteados por este tipo de residuos han ido en aumento, ya que su elevado poder contaminante hace que deban ser tratados para evitar o aminorar los problemas que su vertido lleva consigo. Para este fin, y durante mucho tiempo, la degradación aerobia ha sido el método tradicionalmente utilizado para la obtención de estiércol; pero, para tratar la gran cantidad de residuos generados por la intensificación de la producción ganadera, el proceso debe realizarse de manera más controlada. Existen algunas investigaciones sobre el cocompostaje de estiércol de diversas especies (ganado vacuno y porcino, de conejo, aves de corral, etc) con otros materiales, como serrín de pino (Zhang 2005) u otras especies (Huang 2004), paja de arroz (Tang 2005; Zu 2006), astillas de madera (Suzuki et al. 2004). No obstante, algunos autores también han investigado el compostaje de estiércol exclusivamente (Miyatake 2006) o su utilización como inóculo y fuente de carbono para el compostaje de otros residuos, como los restos vegetales de cultivos de tomate (Alkoaik 2005).

Los residuos forestales han constituido durante años la fuente energética más importante. Los principales residuos generados proceden de la elaboración de madera (corteza, serrín y viruta). En la actualidad se estudia su potencialidad como agente estructurante en los procesos de cocompostaje. Algunos materiales, como el serrín de pino en aserraderos, se ha demostrado que presentan propiedades que mejoran el proceso y la calidad del producto final (Zhang 2005).

La mayoría de los lodos de la **fabricación de papel** son llevados a vertedero o incinerados. Sin embargo, el compostaje se prevé que sea uno de los métodos de tratamiento más prometedores para estos residuos desde el punto de vista económico (Das et al. 2002). Se ha estudiado la viabilidad de compostar los lodos de industrias que producen pasta de papel y papel (Jokela et al. 1997; Ekinci et al. 2002). Estos estudios concluyeron que, debido al alto contenido en carbono de estos residuos, sería conveniente la

adición de alguna fuente de nitrógeno para ajustar la relación C/N a valores óptimos para la actividad microbiana. Se han realizado ensayos utilizando diversas enmiendas orgánicas, como gallinaza (Charest and Beauchamp, 2002) y enmiendas químicas: nitrato amónico (Das et al. 2002b), sulfato amónico (Paul et al. 1999) o urea (Jokela et al. 1997). En España, se ha investigado acerca del compostaje de lodos del proceso industrial de fabricación de papel reciclado utilizando como enmienda astillas de madera de pino y haya de una carpintería (Gea 2004).

Las aguas residuales de las **industrias del cuero** contienen nutrientes, pero también compuestos orgánicos fitotóxicos y patógenos. S.M. Contreras-Ramos (2004) ha realizado estudios para evaluar la reducción de patógenos y compuestos fitotóxicos que tiene lugar al compostar este tipo de residuos con estiércol de vaca y paja de trigo, aunque sus conclusiones no han sido muy esperanzadoras para el uso de esta técnica como gestión eficaz. Por otra parte, otros residuos de la industria de la piel han sido objeto de estudio, como el pelo parcialmente hidrolizado, pero las investigaciones se han centrado en aspectos más relacionados con el proceso, como la emisión de amoníaco, que con el producto obtenido (Pagans et al. 2005).

Sobre compostaje de **residuos de la industria textil**, las experiencias realizadas han sido básicamente para la producción de vermicompost. P. Kaushik et al. (2003) han realizado ensayos sobre vermicompostaje de lodos de industrial textil y estiércol de vaca.

Una estrategia de gestión que está siendo investigada por su potencial aprovechamiento de la energía y de los nutrientes contenidos en los **residuos urbanos** es la combinación de la digestión anaerobia y el compostaje. El producto resultante de la digestión anaerobia no reúne las condiciones adecuadas para ser aplicado directamente al suelo. El alto contenido en humedad, en ácidos grasos fitotóxicos y, en ocasiones, la presencia de microorganismos patógenos son los principales problemas que presentan (Mata Álvarez 2000). Como consecuencia, para poder dar un uso agrícola del producto digerido una opción viable es el compostaje. Si se opta por una digestión seca (alto contenido en sólidos), el producto resultante puede ser directamente compostado; en cambio, si se utiliza un proceso húmedo (bajo contenido en sólidos), deben separarse la fracción líquida y sólida del producto digerido, compostando sólo esta última (Leffertstra 2003). Debido a la pérdida de Carbono orgánico durante la digestión anaerobia, la aportación de una enmienda que aporte Carbono, al mismo tiempo que actúa de estructurante, es imprescindible. A pesar

de estas ventajas que se estiman periódicamente, la puesta en práctica de este sistema es básicamente testimonial.

Los **lodos de depuradora** de Estaciones de Aguas Residuales (EDAR) son ricos en nutrientes y elementos traza y su uso en la agricultura como fertilizante ha sido intensamente investigado y puesto en práctica en numerosas ocasiones. Debido al problema de generación de altos niveles de olores, su elevado contenido en metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos y la presencia de microorganismos patógenos es imprescindible tratar estos lodos antes de su aplicación en agricultura. (Veeken and Hamelers, 1999; Tiquia et al., 2002a). De hecho, el uso agrícola sin tratamiento previo está desautorizado. 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, prohíbe el empleo de lodos sin tratar, salvo en los casos de inyección directa o enterramiento en el suelo, siempre que lo autoricen los Estados miembros (en España no está autorizado). Dentro de los posibles tratamientos para estos residuos, el compostaje parece ser una estrategia prometedora.

En la actualidad, la mayoría de las investigaciones acerca del compostaje de lodos de EDAR se han enfocado en los cambios físico-químicos que sufren durante el proceso, pero sobre todo han sido utilizados en estudios que buscan un indicador de la madurez del compost (Mathur et al. 1993; Amir et al. 2005b). Comparativamente, la información disponible sobre el uso de parámetros biológicos o bioquímicos como un indicador de la evolución del proceso es muy pequeña, a pesar de que su utilidad como indicador de la actividad microbiana durante el compostaje ha sido demostrada (Lei and Vander-Gheynst 2000; Vuorinen 2000; Tiquia et al. 2002a,b; Mondini et al. 2004).

En lo referente a los equipamientos e infraestructuras, Y.-S. Wei et al (2001), tras un análisis comparativo de la viabilidad y la rentabilidad económica de las instalaciones con distintos sistemas de compostaje para lodos de EDAR, concluyeron que los sistemas que ofrecían mayores ventajas eran el de apilamiento estático con aireación forzada y el compostaje en reactores verticales con aireación.

La mayor parte de las plantas de compostaje instaladas en España, utilizan como materia prima residuos englobados dentro del último grupo del anexo IV del RD 824/2005 (Residuos Municipales), dentro del

cual se cita la ***Fracción Orgánica de Residuos Municipales no recogidos separadamente***, que se estudiará más detalladamente en la siguiente sección, por ser el material de partida de los ensayos iniciales realizados en esta investigación.

Por otro lado, el RD 824/2005 establece condiciones generales y específicas de comercialización de las diferentes clases de productos, en concreto los requisitos de identificación etiquetado y envasado y las tolerancias. Esta obligación de comercializar compost etiquetado, con información sobre su calidad y composición, lugar de producción recomendaciones y limitaciones de uso, contribuye a la producción de un compost de mayor valor agronómico.

Para articular todo este sistema de prevención de contaminación y regulación de residuos biodegradables que se deriva de esta estricta normativa, es necesario que se cumplan los objetivos fijados por los Planes Nacionales de Residuos Urbanos (Chica et al. 2005) y los Planes Autonómicos de Residuos Urbanos.

El Plan Nacional de Residuos urbanos (PNRU), 2000-2006, aprobado el 13 de Enero de 2000, se constituye como un plan integrador de los planes de las distintas Comunidades Autónomas. Según el PNRU, para el año 2006 se deberían depositar en vertederos controlados tan solo el 33 % de los Residuos Urbanos totales, reciclando mediante compostaje al menos el 50 % de la materia orgánica, recuperando y reciclando el 75% del papel y cartón producido; y aprovechando energéticamente en torno al 18 % de los Residuos Urbanos.

Dentro del PNRU, se establece como objetivo específico valorizar la materia orgánica de los RU, *en particular mediante su compostaje*. Por esta razón, se articula un Programa Nacional de Compostaje, que pretende pasar del 7 % de los Residuos Urbanos totales que se compostaban en 1996, al 24,2% a finales del 2006.

2.2.1.- Fracción orgánica de los residuos urbanos

Según *Ley de Residuos* de 21 Abril de 1998, **Residuos urbanos o municipales** son los generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, así como todos aquellos que no tengan la calificación

de peligrosos y que por su naturaleza o composición puedan asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades. Tienen también la consideración de residuos urbanos los procedentes de la limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, animales domésticos muertos, muebles, enseres, vehículos abandonados, escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria.

Conforme al Plan Director Territorial de Gestión de Residuos en Andalucía (1999-2008), la gestión de los residuos urbanos se divide en dos grandes grupos:

a) El primer grupo está formado por los residuos domiciliarios, los que se generen en actividades comerciales o de servicios, y los procedentes de la limpieza viaria o de parques y jardines, es decir, los residuos contenidos en el artículo 3.1.1.a) del Reglamento de Residuos de la Comunidad Autónoma de Andalucía y en el artículo 3.b) de la Ley 10/1998, de Residuos.

b) El segundo grupo estará formado por el resto de los residuos citados en el artículo 3.1.1 del citado reglamento, y que denominaremos residuos específicos; a saber, vehículos y maquinaria industrial, enseres domésticos, escombros y restos de obra, residuos biológicos, sanitarios y animales muertos, residuos industriales y lodos y fangos...

El tipo de Residuos Urbanos que es analizado en las siguientes secciones, desde el punto de vista del compostaje, se corresponde con el grupo a).

GENERACIÓN Y COMPOSICIÓN

La **producción** de residuos urbanos se ha incrementado de forma considerable en los últimos años. Esta es una tendencia general en todos los países europeos. Este progresivo aumento está motivado por los cambios sustanciales producidos en una sociedad con mayor capacidad de consumo, a la que se le ofrece una mayor variedad y cantidad de productos cada vez más sofisticados, más complejamente presentados y envasados que se convierten en residuo una vez ha finalizado su uso.

La eficacia en la actuación en materia de residuos está consiguiendo mejores resultados en el campo de la reutilización, el reciclado, la valorización y la eliminación de los residuos, mientras que el principio de

reducción en origen sigue siendo una estrategia que obtiene pocos logros en el seno de las sociedades industrializadas.

Nuestra sociedad está inmersa, así, en una contradicción. Por un lado, cada vez es mayor el porcentaje de organismos, entidades, agentes sociales y ciudadanos en general que reconoce y valora la importancia de preservar el medio ambiente, y en particular, de establecer unas relaciones responsables respecto al uso de materiales y recursos. Mientras que, por otro lado, buena parte de esa sociedad fomenta y diseña modos de producción y modelos de consumo que acrecientan el volumen de residuos.

En Andalucía, las cifras de generación de residuos urbanos están aumentando de manera significativa y sostenida según los últimos datos oficiales (Informe 2004 del Medio Ambiente en Andalucía de la Consejería de Medio Ambiente). En el año 2004, la cantidad de residuos urbanos producidos por persona y año asciende a 533,5 kg (1,46 kg por persona y día). Esta tendencia es compartida para el caso de España y el resto de países europeos. Así, los últimos datos disponibles sobre la producción de residuos urbanos en Europa confirman el aumento de la misma, alcanzando para 1999 una media europea de 540 kg por habitante y año. Casi la totalidad de los países de la Europa de los 15 tienen niveles parecidos de producción de residuos urbanos por habitante. Mientras que los países que se han adherido recientemente a la Unión Europea en 2004 poseen niveles significativamente inferiores debido a los diferentes hábitos de consumo, los sistemas de recogida y vertido de los residuos urbanos y las bases de clasificación y registro existentes en esos países.

La cantidad de residuos urbanos generados en Andalucía, en el año 2004, ha sido de 3.984.772 t/año de las cuales un 69% se destina a plantas de recuperación y compostaje; un 28,9 % se lleva a vertederos controlados y tan sólo un 2% corresponde a los vertidos realizados en vertederos incontrolados o focos ilegales de vertido.

Al igual que ocurre con la generación, la **composición** de los residuos urbanos está condicionada por varios parámetros, como el nivel socioeconómico, tamaño de la población, época del año, etc

La fracción mayoritaria de los residuos urbanos corresponde a los residuos orgánicos, seguida del papel y cartón y los plásticos.

Composición de los residuos urbanos en Andalucía en 2004

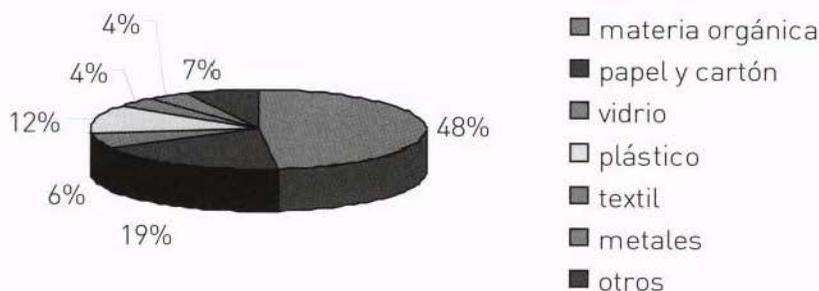


Figura 1: Composición de los residuos en Andalucía. Fuente: Informe 2004: Medio Ambiente en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente

2.2.2.- Recogida selectiva

En la gestión de residuos sólidos urbanos, la introducción de la recogida selectiva y del compostaje deben desarrollarse de forma paralela para conseguir un sistema que garantice la calidad del compost (Barth 2005), ya que la composición del material de partida juega un papel central en el proceso e influye en todas las etapas del tratamiento de los residuos orgánicos.

Con los sistemas tradicionales de recogida de residuos (un componente), las posibilidades de valorización son la energética o el reciclado con obtención de compost. En este segundo caso, las fracciones obtenidas no reúnen, en primera instancia, las mejores condiciones para su recuperación, por lo que requerirán procesos de limpieza y adecuación. De hecho, a nivel europeo, se discute si los tratamientos aerobios, fundamentados en el proceso de compostaje, de residuos domiciliarios sin separación en origen son considerados simplemente como Tratamiento Mecánico-Biológico (Mechanical-Biological Treatment) que estabiliza los residuos para su posterior deposición en vertedero. A pesar de que esta estrategia contribuiría a disminuir la masa de residuos que irían a vertedero tal y como establece la Directiva 99/31/CE, sobre Vertederos, no sería suficiente y no permitiría recuperar los materiales contenidos en estos residuos. Por tanto, este tratamiento para residuos no separados en origen

se plantea como una situación transitoria y de adaptación a las exigencias legales (Favoio 2005).

Actualmente la recogida selectiva más extendida es la de papel-cartón, vidrio y envases ligeros. Por el contrario, la que menos difundida se encuentra es la de la fracción orgánica. En cualquier caso, la separación en origen es un método basado en la concienciación y colaboración ciudadana, ya que en cada hogar debe existir una preselección de las distintas fracciones según su naturaleza. De este modo el producto resultante contendría cada vez una cantidad menor de contaminantes procedentes de residuos especiales (pinturas, aceites usados, etc.), a la vez que incluiría un mínimo de impurezas que permitirían cumplir con los límites cada vez más estrictos, que impone la legislación vigente.

A continuación, se muestra la evolución de la recogida selectiva en Andalucía, analizada a través de la cantidad de residuos recuperados por habitante, según tipología de residuos:

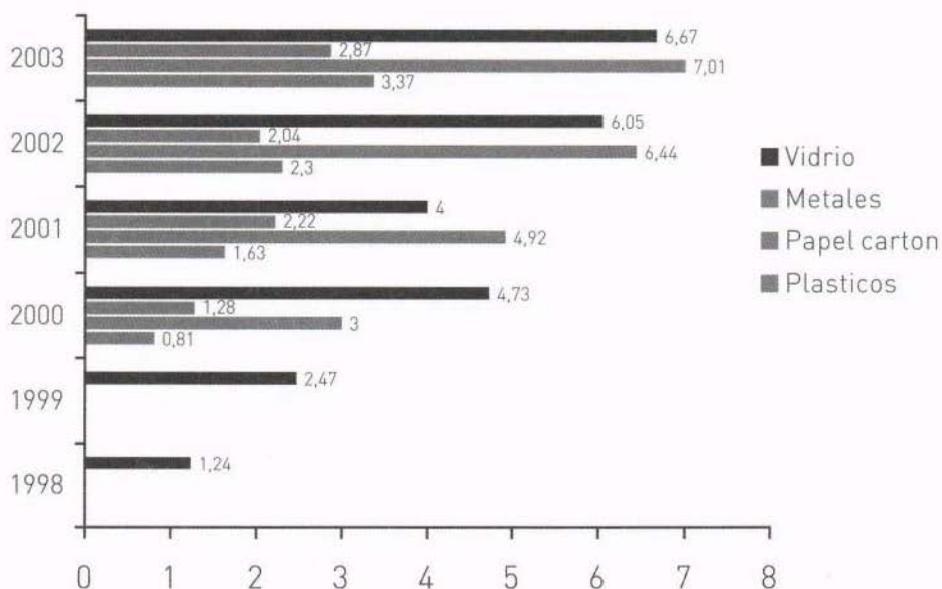


Figura 2: Recogida Selectiva en Andalucía. Fuente: Informe 2004: Medio Ambiente en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente

A pesar de ser la fracción cuya recogida está menos implantada, la fracción orgánica constituye aproximadamente el 50% del peso de los RU, siendo el componente principal de los mismos. Además es la causante

de la formación de gases (como los causantes de olores) y líquidos en los vertederos. Esta fracción orgánica está compuesta principalmente de restos de comida y jardín que se producen diariamente en cualquier hogar, como por ejemplo, peladuras de frutas y verduras, sobras de comida, desperdicios de pescado, huesos y restos de carne, comida en mal estado, pan seco, papel de limpieza, restos de infusiones, césped cortado, pequeña poda, etc.

La recogida selectiva de la fracción orgánica comienza a instaurarse hace años en países del norte de Europa, donde actualmente se encuentra relativamente asentada.

Actualmente, alrededor de 9 millones de toneladas de los 60 millones toneladas de residuos municipales orgánicos en la Unión Europea son separados selectivamente y compostados (15%). Alrededor del 77 % de toda la recuperación de la materia orgánica tiene lugar en tres países: Alemania, Holanda y Austria (David Border Composting Consultancy, 2002).

En España, la recogida de la fracción orgánica no se encuentra en estos momentos generalizada como la del papel o el vidrio; sino que más bien, a nivel local o comarcal existen experiencias en muchas comunidades autónomas con mayor o menor grado de implantación y éxito, destacando entre ellas Cataluña.

Según el Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006, uno de los sistemas que facilitan la valorización de residuos sólidos urbanos es la recogida selectiva de ciertas fracciones con el doble objeto de reducir la cantidad de residuos eliminada en vertederos y maximizar la recuperación de materiales de los residuos, cumpliendo además con los requisitos de calidad exigibles de estos a nivel ambiental, legal y de mercado. El Plan establece, entre otros, el objetivo de implantar sistemas de recogida selectiva de la fracción orgánica en núcleos de población de más de 1.000 habitantes antes del 31 de Diciembre de 2006. En este sentido, apoya a la recogida selectiva de materia orgánica en origen, tanto procedente de grandes consumidores y zonas verdes como de selección doméstica.

De entre los distintos sistemas de recogida selectiva, en España la mayoría de los municipios utilizan contenedores, aunque a menudo se cuenta con un recurso complementario: recogida neumática y/o recogida puerta a puerta.

En Andalucía, el Plan Director Territorial de Gestión de Residuos Urbanos de Andalucía (Decreto 218/1999, de 26 de octubre) apuesta por la contenerización y establece que los residuos domiciliarios deberán ser separados por los productores en, al menos, cuatro fracciones y gestionados por los Entes Locales, de acuerdo a la normativa actualmente en vigor:

1. Fracción orgánica o compostable, la cual será depositada en un contenedor de color gris, colocado lo más cercano posible a los domicilios.
2. Envases y restos de basura domiciliaria, constituida por plásticos, envases multicapa y restos de residuos inertes, que será depositada en un contenedor color amarillo, colocado igualmente lo más cercano posible a los domicilios.
3. Recogida selectiva de vidrio, mediante contenedor color verde, colocado en las proximidades de los domicilios.
4. Recogida selectiva de papel-cartón, mediante contenedor color azul, colocado igualmente en las proximidades de los domicilios.

Asimismo, marca como objetivo la implantación de contenedores para residuos específicos en todos los municipios de la Comunidad Autónoma, de forma que aproximadamente exista uno contenedor para el papel-cartón y otro para el vidrio cada 500 habitantes.

Respecto a las otras fracciones, se requiere a todos los productores la separación domiciliaria de los residuos en dos bolsas o contenedores diferenciados: una bolsa para materiales orgánicos y otros compostables y otra para envases y otros inertes, que se depositarían en contenedores gris y amarillo, respectivamente. El Plan estima que al final del proceso de instauración de recogida selectiva (año 2008), teniendo en cuenta la composición media de los residuos domiciliarios y de envases, los materiales requeridos, así como la eficacia de la separación domiciliaria, se alcanzará el siguiente balance: el 45 % de los estos residuos domiciliarios serán depositados en la 1ª Bolsa (Fracción orgánica) y el 55%, en la 2ª Bolsa (Envases y otros inertes).

En este sentido, se proponen las siguientes fases de desarrollo:

PROVINCIA	FASE I (2002)		FASE II (2005)		FASE III (2008)	
	→ 50.000 HABITANTES		→ 5.000 HABITANTES		→ 2.000 HABITANTES	
	Municipios	Población Integrada	Municipios	Población Integrada	Municipios	Población Integrada
ALMERÍA	1	170.503	19	400.297	37	457.675
CÁDIZ	8	761.495	32	1.080.284	37	1.094.087
CÓRDOBA	1	306.248	30	659.767	51	733.232
GRANADA	2	295.956	33	604.431	71	716.307
HUELVA	1	140.675	23	362.128	55	427.639
JAÉN	2	164.998	32	509.512	67	615.129
MÁLAGA	3	701.029	48	1.103.544	57	1.211.002
SEVILLA	3	844.938	54	1.555.634	87	1.670.894
ANDALUCIA	21	3.385.842	245	6.275.597	462	6.925.965

Tabla 1: Proceso de instauración de recogida selectiva (Datos acumulativos). Fuente: Plan Director Territorial de Gestión de Residuos Urbanos de Andalucía

2.3. Alternativas para la gestión de residuos orgánicos

En algunos estudios recientes han sido examinadas las distintas aproximaciones a los tratamientos de los residuos orgánicos (Pescod 1991; Finstein and Hogan 1993; Barbiroli 1994; Kirchman 1994; Leikam and Stegmann 1995; Diaz et al. 1996; Taylor 1996; White 1996; Holland 1997; Stentiford 1998).

GESTION – VERTEDERO

Consiste en la colocación de los residuos sobre un área de vertido controlado, extendiéndolo en capas de poco espesor y compactándolos para disminuir su volumen, se suele recubrir a diario con suelo para minimizar los riesgos de contaminación ambiental y para favorecer la fermentación de la materia orgánica. El diseño del área de vertido y la composición de sus materiales son muy importantes para preservar las aguas superficiales y subterráneas de la contaminación por lixiviados. Los tratamientos más generalizados suelen ser compactación ligera con recubrimientos periódicos, compactación intensa (alta densidad) sin recubrimientos o la bioestabilización «in situ» (Adani et al. 1998, 2000a, 2000c, 2004c; Baido 1998; Wiemer et al. 1996).

Las ventajas que presenta este sistema son, los bajos costes de instalación y funcionamiento, la capacidad de absorber variaciones de

producción, el escaso impacto si está bien gestionado y la posibilidad de darle uso al terreno una vez sellado y estabilizado.

Como desventajas pueden citarse: el uso de grandes superficies distanciadas de los núcleos urbanos con el consecuente gasto de transporte, la colmatación y el cambio de ubicación, y la más importante; la imposibilidad de aprovechar los recursos contenidos en los residuos. Otro factor a tener en cuenta es el desconocimiento de la evolución de los residuos dentro de estos sistemas cerrados; cambios físicos, químicos y biológicos pueden alterar con el tiempo estos vertederos. En este sentido, el *Real Decreto 1481/2001 de 27 de Diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero*, que emana de la *Directiva 1999/31/CE*, regula la eliminación de residuos y favorece la disminución del depósito en vertedero de materia orgánica:

- En Julio de 2006, menos del 75% del total generado en 1995.
- En Julio de 2009, menos del 50%.
- En Julio de 2016, menos del 35%

INCINERACIÓN

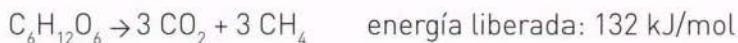
Es un proceso de combustión controlada que transforma los residuos en materiales inertes y gases. Una de sus ventajas es el poco terreno que necesita la instalación y la capacidad de estos procesos para tratar una amplia gama de residuos (incluidos los lodos de depuradora).

Como desventajas señalar que no es un sistema de eliminación total, ya que aunque se reduce el peso del material incinerado en un 70% [Calcaterra et al. 1996] y su volumen en un 80-90%, genera cenizas, escorias y gases. Requiere un elevado aporte de energía externa [Calcaterra et al. 2000] y hay que prever una gran inversión para evitar la contaminación ocasionada por los gases de combustión. Uno de los mayores inconvenientes de la incineración, desde el punto de vista social y medioambiental, es la generación de dioxinas en las plantas de incineración, y la posible salida a la atmósfera de estas sustancias.

DIGESTIÓN ANAEROBIA O BIOMETANIZACIÓN

La digestión anaerobia transforma la materia orgánica en biogas, una mezcla de metano y dióxido de carbono. Aproximadamente, el 90%

de la energía de la biomasa es retenida en forma de metano (Leffertstra 2003).



Este proceso puede llevarse a cabo bajo diferentes condiciones. En función de la naturaleza del sustrato, se diferencian dos sistemas:

- Digestión anaerobia de sólidos en baja concentración (húmeda).
- Digestión anaerobia de sólidos en alta concentración (seca).

Los sustratos que pueden ser tratados son muy variados (residuos domiciliarios, restos de poda de jardín, lodos de EDAR, estiércol y purines, residuos agrícolas...). Sin embargo, uno de los principales límites en el proceso de digestión anaerobia es la degradación de la lignina, debido a su lenta degradabilidad.

El gas metano que se produce puede ser valorizado posteriormente para obtener energía y el residuo semisólido que se obtiene puede ser compostado, aunque es imprescindible la adición de material estructurante; no obstante, existen pocas experiencias al respecto.

Las principales desventajas de este tratamiento son las emisiones de metano, gas de efecto invernadero, que pueden producirse si el material se saca del biorreactor antes de que haya sido prácticamente digerido en su totalidad y los efluentes de aguas residuales del proceso si no son tratados. Por otra parte, si no se composta el producto digerido, supone un efecto similar al del vertedero, ya que no se devolvería el carbono de los residuos orgánicos al suelo.

COMPOSTAJE

El compostaje se define como un proceso biooxidativo controlado, en el que intervienen numerosos y variados microorganismos, que requiere una humedad adecuada y sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido, implica el paso por una etapa termófila, dando al final como productos de los procesos de degradación: agua, dióxido de carbono y una materia orgánica estabilizada libre de sustancias fitotóxicas y dispuesta para ser aplicada en agricultura sin que provoque fenómenos adversos. (García et al. 1990).

De este modo, los residuos urbanos se transformarían en una enmienda orgánica que aportaría una solución al déficit de materia orgánica paliando la situación de los erosionados suelos españoles y europeos. En la actualidad, un 45% de los suelos europeos tiene un contenido en Carbono orgánico bajo o muy bajo (por debajo del 1-2%). En España más de 3.000 toneladas de suelo se pierden cada día, lo que supone más de 23 toneladas por hectárea y año en el territorio español peninsular. Como consecuencia de la adición de compost al suelo, se cerraría el ciclo de los elementos que fueron extraídos del campo e inmovilizando el carbono en forma de ácidos húmicos (Cementerero et al. 2000; Chen et al. 1990) que de otra forma contribuiría al efecto invernadero.

La utilización de esta fracción orgánica sometida a un correcto proceso de compostaje supone el reciclaje de dichos residuos a un bajo costo y producidos de modo sostenible en muchos casos, ahorrando las fuentes tradicionales de materia orgánica, tales como estiércoles y turbas que cada vez son más escasas y, no siempre, son las apropiadas para estos fines.

ESTUDIO COMPARATIVO

Dentro de los aspectos que deberían ser considerados dentro de un estudio comparativo de estas estrategias serían (Kraft 2005):

- Robustez del proceso
- Eficiencia del proceso
- Impacto medioambiental
- Coste económico

Existe un consenso sobre que el compostaje es medioambientalmente preferible a la eliminación en vertedero controlado. En cambio, en algunos estudios, en base a análisis medioambientales de sistemas de gestión de residuos que consideran flujos de materia y métodos de análisis de ciclo de vida, el compostaje ha resultado ser una opción menos favorable que la incineración y la digestión anaerobia para el tratamiento de residuos domésticos biodegradables (Sundqvist et al. 2002). Sin embargo, otros análisis realizados sobre sistemas alemanes concluyeron que para la mayoría de las categorías de impacto medioambiental, precisamente el compostaje doméstico fue el mejor método de tratamiento de residuos frente a la incineración y la digestión anaerobia (Vogt et al. 2002). Estas grandes

diferencias se deben a las consideraciones tan distintas que se han tenido en cuenta, sobre todo, respecto al aprovechamiento energético del proceso. Por tanto, se podría decir que no existen datos todavía fiables que permitan sacar ninguna conclusión sobre si el compostaje es medioambientalmente o económicamente preferible a la incineración o a la digestión anaerobia; ya que, los resultados dependen no solamente de la tecnología del tratamiento de residuos como tal, sino en gran medida de factores externos locales y regionales, especialmente el sistema de energía (Sundberg 2005).

Una razón indiscutible por la que el compostaje puede ser una opción para el tratamiento futuro de residuos es la flexibilidad de poder ser llevada a cabo a cualquier escala, desde la doméstica a la regional. El tratamiento local hace posible que se reduzca el transporte de residuos. Además, el compost producido es seco y puede ser vendido como enmiendas para el suelo, mientras que el producto de la digestión anaerobia normalmente no puede ser aplicado directamente al suelo (Poggi-Varaldo et al. 1999), suele necesitar de una fase posterior de tratamiento, como el compostaje. El compostaje es además más versátil que la digestión anaerobia y la incineración en términos tiempo para la proyección y construcción y el tiempo de recuperar el dinero de la inversión (Sundberg, 2005).

No obstante, para que el compostaje cumpla con todos los propósitos para los que es diseñado, deben todavía mejorarse muchos aspectos del proceso y de la tecnología que se utiliza.

2.4.- El proceso de compostaje

2.4.1.- Definición

Según el Real Decreto 824/2005, el **Compostaje** se define como un proceso controlado de transformación biológica aeróbica y termófila de materiales orgánicos biodegradables que da lugar a los tipos de enmiendas orgánicas, cuyas características se detallan el grupo 6 del anexo I.

En este anexo se incluyen el contenido mínimo en nutrientes, así como su forma y solubilidad, y otros requisitos, como la humedad y el contenido máximo de impurezas. Estas exigencias son distintas en función del tipo de compost producido.

El **compostaje** es comúnmente descrito como una degradación aerobia de residuos orgánicos donde el calor es liberado en el consumo de oxígeno en el metabolismo microbiano, resulta en un incremento de la temperatura. Un compostaje es un sistema dinámico, con una actividad biológica muy intensa. Esto causa que el sistema cambie sus propias condiciones ambientales. La más notable es el aumento de la temperatura, aunque igual de importante es la humedad y el consumo de oxígeno y la producción de dióxido de carbono. En un compost activo, el oxígeno en el espacio de poro es consumido en minutos, por lo que un suministro continuo de aire fresco es crucial para que el proceso permanezca aeróbico.

2.4.2.- Factores del compostaje

El compostaje es un proceso microbiológico y el desarrollo global del proceso de compostaje es además un efecto combinado de la actividad individual de los microorganismos. Por tanto, es importante comprender y controlar los **factores** que afectan a la vida de los microorganismos en el compost. Los parámetros más importantes para los microorganismos son la temperatura, oxígeno, humedad, pH y composición del sustrato (Miller 1993), que determinan la sucesión de las poblaciones microbianas responsables de cada etapa del proceso. Existen otros factores, tales como la estructura, la homogeneidad, la biodegradabilidad del sustrato, la relación C/N y otros nutrientes, cuya influencia en el proceso está interrelacionada con los parámetros anteriores, que son los más fáciles de controlar para la optimización del proceso.

→ Todos los microorganismos necesitan agua, por tanto la **humedad** es esencial para el funcionamiento del proceso de compostaje (Nakasaki et al. 1992; Stentiford 1995). Para los microorganismos no existe un límite superior del contenido de agua como tal, pero una humedad excesiva reduce el aire en la matriz del compost y por tanto causa limitación de oxígeno (Miller 1993).

El óptimo de humedad para el compostaje dependerá mucho de la capacidad de retención hídrica del residuo. Aunque, se habla de unos valores típicos alrededor de 40-60%.

La humedad debe de ser alta durante la etapa de descomposición, en la que prevalecen las bacterias. Si esta humedad decae por debajo de 35-40%, la actividad microbiana desciende, pudiendo llegar hasta la

inhibición. En la etapa de estabilización, el contenido en humedad requerido es menor, puesto que lo que prevalecen son actinomicetos y hongos. Por encima del 60%, el agua desplaza al aire de los espacios libres existentes y las condiciones se hacen anaerobias, produciéndose la emisión de malos olores y disminuyendo la velocidad del proceso. Se puede hablar, pues, de una humedad óptima entre el 50-60%, dependiendo del material empleado. Jeris y Regan (1973) han propuesto un parámetro llamado F.A.S. (Free Air Space):

$$\text{F.A.S.} = 100 (1 - P_n P_s / P_e) P_s$$

P_e = Peso específico.

P_n = Peso neto de la muestra.

P_s = Peso seco (1- Fracción húmeda).

Una humedad menor del 40% reduce la actividad de los microorganismos, principalmente de las bacterias, y si es menor del 30% se convierte en un factor limitante para la descomposición; por debajo del 12% cesa, prácticamente, toda la actividad biológica, siendo el proceso extremadamente lento. Por lo tanto, como se observa, el control de humedad durante el proceso de compostaje es muy importante.

El proceso de compostaje es deficitario de agua, es decir, por lo general suele necesitarse un aporte de agua adicional. Una herramienta que es ampliamente aceptada por su sencillez y fácil aplicación, a pesar de no ser un parámetro técnico de gran exactitud, es la relación de agua, W , definida como el cociente entre el peso del agua del sustrato y el peso de la materia orgánica biodegradable, expresada como $\text{g H}_2\text{O} / \text{g Sólidos Volátiles Biodegradables}$ (Haug, 1993). Para que el agua no sea un factor limitante del proceso, W debe oscilar entre 8-10. Valores por debajo de 8, se corresponden con sustratos que contienen un elevado contenido en materia biodegradable en relación con su contenido en agua. La degradación de esta materia orgánica producirá energía en forma de calor, que será utilizada por el agua para abandonar el sustrato en forma de vapor de agua. Debido a este desequilibrio entre el agua que se evapora y la humedad del sustrato, puede que éste se seque antes de que el compost se estabilice y por tanto el proceso se paralice sin que la degradación haya concluido. Por otra parte, si el sustrato presenta un alto contenido en agua frente a su poder de autocalentamiento por la actividad degradativa ($W < 10$), existe el riesgo de que durante el proceso no se genere toda la energía suficiente para el calentamiento y secado del sustrato. Durante

el proceso, el principal problema es que un exceso de humedad da lugar a problemas de anaerobiosis por la competencia con el aire por ocupar los poros del sustrato.

A menudo es imposible que el sustrato mantenga toda el agua que necesita durante el proceso de compostaje mientras conserva una estructura que permita la aireación. Por esta razón, el agua debe ser adicionada paulatinamente a lo largo del proceso, ajustándose a los requerimientos de cada una de las fases del compostaje. En definitiva, la adición de agua debe adecuarse conforme a las necesidades y pérdidas de agua del proceso por la descomposición, y no por el tiempo; en otras palabras, se debe adaptar a la velocidad de descomposición.

→ El compostaje es un proceso aerobio, por lo que el suministro de **oxígeno** es un aspecto fundamental en el compostaje. De hecho, si se dan condiciones de anaerobiosis en el material, tienen lugar riesgos considerables relacionados con la producción de sustancias que causan mal olor. Por tanto, garantizar suficientes niveles de oxígeno durante el compostaje, mediante una aireación adecuada, es un aspecto esencial en la optimización de un proceso (Nakasaki 1992; Brinkmann 1998). La provisión adecuada de aireación depende de dos componentes: la estructura de los residuos (Das and Keener 1996) y el mecanismo de suministro de aire. Este último factor variará con la tecnología de compostaje elegida. Es fundamental que el residuo tenga suficiente espacio libre para permitir que el oxígeno del aire llegue a los microorganismos de las partículas del residuo. Además permitirá el escape del CO₂ producido durante el compostaje. El espacio libre del residuo depende de la naturaleza del residuo en sí misma, la forma en que es triturado y mezclado, el tamaño de partícula del material y la humedad. El aire puede ser suministrado por volteos, convección natural o por algún sistema de aireación forzada, en función de la tecnología de compostaje elegida. Se recomienda normalmente un mínimo de 5-15 %. El nivel óptimo de aireación en cualquier situación concreta dependerá de la actividad del material a compostar. Aunque, la masa a compostar sea bien aireada, pueden darse microambientes anaeróbicos (Atkinson et al. 1996).

El suministro de oxígeno está también inmediatamente relacionado con el control de las temperaturas de compostaje y la humedad del residuo que se composta. Una aireación excesiva puede enfriar excesivamente el compost o causar que se seque demasiado. Un sistema de aireación efectivo debería equilibrar todos estos requerimientos y también tener en cuenta los costes asociados con el suministro de aire.

→ El calor es producido en la descomposición aeróbica de los residuos, que es un proceso altamente exotérmico. El calor producido puede o bien permanecer en la masa de compost, lo que resulta en un incremento de la **temperatura**, o bien abandonarla por conducción o radiación desde la superficie o ser transportado por el aire que atraviesa la masa.

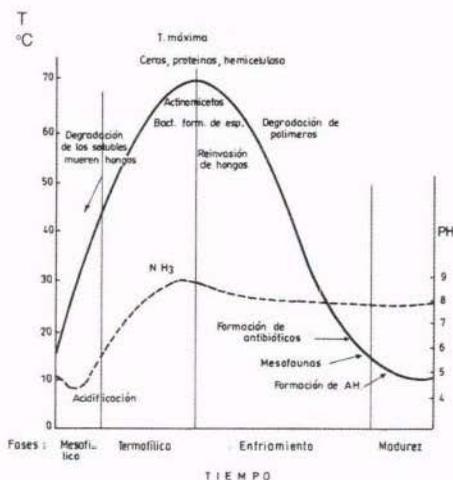


Figura 3: Evolución de la Temperatura y el pH en el compostaje (Dalzell 1981)

La temperatura a lo largo del compostaje, junto con el oxígeno, es uno de los parámetros de control más importantes. Cada especie de microorganismos tiene un óptimo de temperatura a la que operará efectivamente. El rango de temperaturas en el que tienen actividad los microorganismos varía desde la temperatura ambiente a un valor de 58-60°C, dependiendo de la especie. Si las temperaturas son muy bajas, la actividad será reducida, mientras que, si son demasiado altas, los microorganismos pueden morir. El óptimo de temperatura del compostaje variará en función de la etapa del proceso en la que nos encontremos, ya que en cada etapa predomina un tipo de microorganismos. Durante etapas iniciales, intervienen básicamente los microorganismos mesofílicos, cuyo óptimo es de 40-45°C, mientras que los termofílicos responsables de etapas posteriores tienen su óptimo de temperatura por encima de este valor.

En muchas de las tecnologías de compostaje, puede existir un importante gradiente de temperatura dentro de la masa que se compostea. Esto puede dar lugar a que, en un momento dado del proceso, distintos microorganismos se encuentren activos y por tanto existan variaciones de la naturaleza del compost producido en las distintas partes del compost. No

obstante, este inconveniente puede soslayarse mediante volteos rutinarios (Moreno 2005).

La capacidad de una tecnología de compostaje para permitir la medida con precisión y el control de la temperatura a lo largo de un período de tiempo y en todo el material que se composte es fundamental para operar en las condiciones óptimas del proceso. Los sistemas de control y automatización en sistemas de aireación forzada son mucho más eficientes para alcanzar las temperaturas óptimas que los sistemas que se basan en la aireación por convección natural.

Se usan también métodos más simples del control de aireación, tales como los volteos mecánicos con una frecuencia determinada o los volteos que dependen de una retroalimentación (o *feedback*) de temperatura. Aunque estos métodos ayudan indudablemente a mantener el proceso de compostaje aeróbico, no aseguran que el proceso tenga lugar bajo unas condiciones óptimas.

El control de la temperatura es también importante desde la perspectiva de asegurar que ningún patógeno para los humanos (Epstein 1993) animales y plantas (Bollen 1993) ni esporas, que pudieran estar presentes en el sustrato, sobreviva. Epstein (1997) revisó la efectividad del compostaje para destruir los principales patógenos humanos en residuos y composts. La efectividad del compostaje para destruir los distintos tipos de patógenos depende de la temperatura y el tiempo. En EE.UU., la Agencia de Protección Ambiental Estadounidense (EPA 1994) usa esta relación temperatura-tiempo como base de sus regulaciones para el tratamiento seguro de biosólidos.

Teóricamente, una temperatura de 55°C mantenida durante 3 días es tan efectiva como si el residuo que se composte fuese sometido a esta temperatura durante todo el período de compostaje. En muchos sistemas sencillos de compostaje, puede que esta temperatura se alcance sólo en algunas partes del material, mientras que otras partes pueden estar a temperaturas mucho más bajas, lo que resulta en la muerte parcial de los patógenos. El uso de un período de higienización más largo, como de 10-15 días, y una mezcla periódica del residuo puede corregir sólo parcialmente la situación, porque pueden continuar existiendo partes del compost que puedan no haber estado expuestas a temperaturas suficientemente altas durante el período de tiempo necesario.

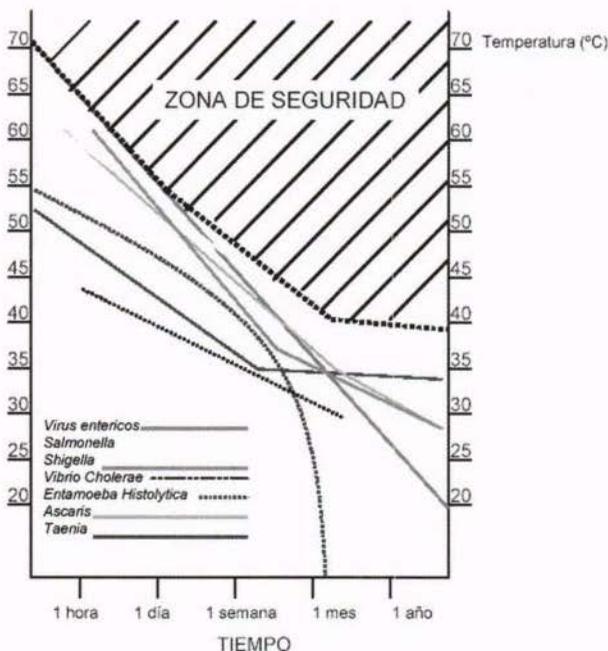


Figura 4: Influencia de la temperatura y el tiempo de exposición en la destrucción de gérmenes patógenos (Feachen et al. 1978)

No obstante, no existe un consenso ni datos definitivos acerca de la relación Temperatura-Tiempo que garantice la higienización (Stentiford 1995).

La detección de patógenos en el compost final puede ser llevada a cabo utilizando técnicas microbiológicas tradicionales (Farrel 1993) y también, con otras más recientes como el uso de la PCR (Polymerase Chain Reaction).

→ El **pH** inicial del sustrato dependerá de la naturaleza y las proporciones de sus componentes y variará a lo largo del proceso, normalmente dentro de los límites de 6 y 8.5. El pH es importante porque para cada tipo de microorganismo que interviene en el compostaje existe un valor óptimo de pH, al cual su actividad es máxima. El pH puede además determinar la solubilidad y disponibilidad de los nutrientes utilizados por los microorganismos y la capacidad para solubilizarse de los metales pesados del sustrato.

El pH normalmente no es activamente controlado durante el compostaje. No obstante, existen propuestas de control basados en la temperatura y el pH. Sundberg et al. (2005) argumentan este sistema con

experimentos que demuestran que a menudo, durante el compostaje de residuos orgánicos, se observa una fase inicial caracterizada por un bajo pH y quizá especialmente cuando se trata de residuos domésticos con materiales fácilmente degradables ricos en energía. (Poincelot 1974; Haug 1993; Nakasaki 1993; Kirchmann and Widen 1994; Smars et al. 2002). De hecho, el pH en residuos domésticos con frecuencia llega ya a la planta de compostaje con un pH bajo (Kirchmann and Widen 1994; Nordberg Kämpe 1997). Este bajo pH provoca un retraso en la transición de la fase inicial mesofílica a la termofílica, porque los mesófilos son inactivados por las altas temperaturas y los termófilos inhibidos por el pH bajo y los ácidos orgánicos. (Reinhardt 2002). Añadir cal u otra sustancia alcalina es una solución pero no es un buen método para aliviar la inhibición por los costes y porque incrementa las emisiones de amoníaco. Un método alternativo es enfriar hasta mantener la temperatura por debajo de 40 °C (Smars et al. 2002) hasta alcanzar un pH de 5 y, a partir de ese momento, incrementar la temperatura. A escala industrial, es difícil mantener la temperatura del compost por debajo de 40°C, pero incrementando la velocidad de aireación puede ser posible. Con ello se conseguiría, según Sundberg (2005) incrementar la velocidad de descomposición y por tanto acortar el período de pH bajo, que ya no dilataría el tiempo de compostaje.

Los valores de pH cambian durante el compostaje debido a cambios en la composición química. En general, el pH cae por debajo de la neutralidad al principio debido a la formación de ácidos orgánicos y después aumenta por encima de la neutralidad debido a que los ácidos son consumidos y se produce amoníaco (Beck-Friis et al. 2003).

→ **Sustrato** y enmienda son dos términos que son usados comúnmente en compostaje. Desde el punto de vista técnico, el sustrato normalmente se refiere a los residuos que son el objetivo principal de la operación y enmienda es cualquier componente que se añade para mejorar el proceso, estructuralmente, biológicamente o químicamente. Dependiendo de la composición de los sustratos y las enmiendas, el proceso de compostaje será más o menos rápido, y el compostaje será más o menos fácil. Existen 4 características básicas del sustrato que son fundamentales en el proceso: energía, nutrientes, agua y estructura. Los tres primeros son necesarios para el crecimiento microbiano y la estructura es esencial para la aireación, que suministra el oxígeno y enfría el compost.

→ Muchos residuos orgánicos, como los residuos urbanos, contienen en cantidad suficiente los microorganismos requeridos para evitar la necesidad de adicionar **microorganismos** para iniciar y mantener el proceso

[Beffa et al. 1996]. Si se requiriera adicionar microorganismos, por ejemplo cuando los residuos han sido esterilizados, éstos se añaden normalmente en forma de otro residuo, como un purín animal.

Muchos trabajos se han enfocado en la microbiología del proceso de compostaje [Finstein and Morris 1975; Golueke 1992; Blanc et al. 1996; INSEM et al. 1996] y en la compostabilidad de distintos tipos de residuos [Kaine 1996].

Un número de estudios académicos han analizado la aceleración en el proceso de compostaje por la inoculación de microorganismos [Gouleke et al. 1954; Gray et al. 1971; Poincelot 1975; Nakasaki et al. 1985; Faure and Deschamps 1991; Nakasaki et al. 1992]. La mayoría de estos estudios muestran pocas o ninguna evidencia sobre el beneficio de usar inóculos microbianos.

Por otra parte, los microorganismos que llevan a cabo la biotransformación de la materia orgánica pueden ejercer un efecto letal sobre fitopatógenos mediante diversos mecanismos: parasitismo directo y muerte del patógeno; competencia con el patógeno por nutrientes; efectos tóxicos directos sobre el patógeno por excreción de sustancias de carácter antimicrobiano y efectos tóxicos indirectos sobre el patógeno por liberación de sustancias volátiles procedentes de su metabolismo [Moreno 2005].

2.4.3.- Fases del proceso de compostaje

El compostaje que se practica en la actualidad es un proceso aeróbico y dinámico, debido a las actividades combinadas de una amplia gama de poblaciones de bacterias, hongos y actinomicetos ligados en una sucesión de ambientes, que puede prolongarse por períodos de tiempo de 3 a 6 meses. Un proceso típico de compostaje puede dividirse en cuatro fases importantes, las cuales están dirigidas por la temperatura. Estas fases pueden considerarse solapadas entre sí, basándose en gradientes de temperatura y efectos diferenciales de ésta sobre los microorganismos y se denomina **Fase Mesófila, Fase Termófila, Fase de Enfriamiento y Fase de Maduración** [Moreno 2005].

Además de la temperatura, así como el tamaño de partícula y la humedad, que afectan a la degradación en todas sus fases, existen ciertos parámetros que son más importantes en cada fase [Smars 2002; Hamelers

2001). El crecimiento de la masa microbiana es limitante para la etapa inicial, a menudo en combinación con pH bajos. La fase inicial se caracteriza por un incremento de la actividad metabólica en presencia de fuentes de nutrientes solubles y por tanto hay una elevada disponibilidad de sustrato. Como resultado de la biodegradación, se experimenta una elevación de la temperatura y un incremento de la producción de CO_2 . La duración de la fase inicial puede variar desde menos de un día a varias semanas. En esta primera fase, aparecen bacterias y hongos **mesófilos**. Sin embargo, cuando la temperatura llega alrededor de los 40°C , aparecen bacterias y hongos termófilos, además de los primeros actinomicetos. En esta etapa, la velocidad de degradación es relativamente elevada comparada con la anterior. Durante la **fase termófila**, ni la biomasa microbiana, ni la disponibilidad del sustrato ni el bajo pH son limitantes de la velocidad del proceso. Durante esta fase, la actividad de los microorganismos que intervienen en el proceso es máxima, como consecuencia de tener a su alcance gran cantidad de compuestos fácilmente biodegradables, procedentes de los materiales de partida; durante esta fase, la mineralización de la fracción orgánica es el proceso imperante. En esta etapa, un factor limitante de la velocidad de degradación es la difusión del O_2 dentro de las partículas de compost. La duración de la fase de alta velocidad de degradación varía desde unos pocos días a muchas semanas.

Por encima de 70°C cesa la actividad microbiana. Además, los sustratos simples ya han sido metabolizados, quedando los más complejos (hemicelulosa, celulosa y lignina), que se degradan a ritmos mucho más lentos. Así la tercera fase o **fase de enfriamiento**, se produce cuando la fuente de carbono directamente disponible comienza a ser un factor limitante, ocasionando un descenso en la actividad microbiana y en la temperatura. En esta fase, se incrementa mucho el número de microorganismos mesófilos, con clara predominancia de hongos cuyas esporas permanecen durante el previo incremento de temperatura. Así, los hongos son los principales microorganismo implicados en ésta y en la última etapa del proceso de compostaje (fase de maduración o estabilización), en las cuales, polímeros de cómo la lignina y la celulosa, y la propia biomasa bacteriana constituyen los únicos sustratos disponibles. Como consecuencia, en la **fase de maduración**, la actividad de los microorganismos está ralentizada, pues disponen de poco material biodegradable, mineralizado durante la fase anterior; en esta etapa predomina la humificación con reacciones de policondensación y polimerización, dando lugar a la formación de un producto similar al humus, que sería el compost. Durante la maduración,

la disponibilidad del sustrato es insuficiente mientras que la biomasa microbiana es grande todavía, por lo que la disponibilidad de sustrato es el factor limitante en esta etapa. La producción de CO_2 disminuye y la temperatura puede también disminuir. En esta fase final, aparecen otros microorganismos como protozoos, nematodos, miriápodos, etc.

2.4.4.- Sistemas de compostaje

2.4.4.1.- Clasificación

Con todo lo expuesto hemos de pensar que un proceso industrial de compostaje, que pretende la obtención de un producto final (compost) que tenga aplicaciones útiles, como fertilizante o enmienda orgánica, no se puede dejar que transcurra de forma espontánea, sino que han de controlarse los parámetros necesarios para garantizar un bajo costo, junto a la mayor brevedad posible del proceso. Esto puede lograrse influyendo directamente sobre el crecimiento y metabolismo de los microorganismos que intervienen en el compostaje.

Hay numerosas tecnologías disponibles para el compostaje con las que se pueden alcanzar las condiciones deseadas para el proceso en un grado variable. No hay un único método de compostaje que sea correcto y óptimo bajo todas circunstancias. La tecnología de compostaje elegida dependerá siempre de un número de parámetros locales, como el coste competitivo de procesos de recogida de residuos orgánicos, la disponibilidad de residuos específicos, la localización de las instalaciones de compostaje, el tipo de compost requerido por el mercado y la legislación ambiental.

Las tecnologías disponibles varían desde muy sencillas a muy sofisticadas (Stentiford 1993). Con objeto de comparar estas tecnologías desde el punto de vista del rendimiento y el impacto ambiental, se muestra el siguiente esquema propuesto por Costa et al. (1995; 2005).

→ Sistemas abiertos

- Pilas con volteo (windrow)
- Pilas estáticas:
 - Con succión de aire
 - Con aire insuflado

- Con ventilación alternada (succión e insuflado)
- Con insuflación de aire vinculada a control de temperatura

→ Sistemas cerrados

- Reactores Verticales
 - Continuos o semicontinuos
 - Discontinuos
- Reactores horizontales o inclinados
 - Continuos o semicontinuos
 - Discontinuos

→ Sistemas mixtos

Atendiendo a su diseño, los sistemas de compostaje pueden clasificarse dentro de tres grandes categorías: sistemas abiertos, sistemas cerrados y sistemas mixtos. Cuando los procesos no se desarrollan dentro de un recipiente se denominan **sistemas abiertos** o al aire libre («outdoors»). Los **sistemas cerrados** son aquellos en los que el proceso es llevado a cabo en un fermentador o recipiente. Las tecnologías de este tipo reciben diversos nombres además de sistemas cerrados, como sistemas en reactor, «in-vessel» o «enclosed», de acuerdo a la naturaleza del recipiente y al grado de aislamiento. El término reactor debería estar restringido para sistemas completamente cerrados. Los **sistemas mixtos** combinan tecnologías abiertas y cerradas para las distintas fases del proceso.

La aireación de la masa es la operación más compleja y de mayor coste económico pudiendo realizarse mediante diversos sistemas, entre los que destaca la agitación física y la infiltración de aire exterior. La agitación física se puede realizar con volteadora, volteo con pala y sistemas de agitación fijos o móviles. La aireación mediante infiltración se puede realizar por succión o impulsión de aire a través de la masa.

Los sistemas de compostaje pueden ser asimismo clasificados conforme a la disposición en el espacio del fermentador, si el residuo que se composta es movido o no y si el proceso es llevado a cabo de forma continua o discontinua.

La tecnología del compostaje está todavía en desarrollo y algunas de las tecnologías que se utilizan actualmente, o que están en desarrollo, pueden no ajustarse exactamente a la clasificación anterior.

Cada una de estas tecnologías será estudiada a continuación y se analizarán las ventajas e inconvenientes de cada una de ellas.

2.4.4.2.- Tecnologías de compostaje

→ Sistemas abiertos o al aire libre

- Principios del compostaje con sistemas abiertos

Antes de analizar los sistemas cerrados con una tecnología más avanzada, es útil examinar la sencillez de los sistemas abiertos

Son sistemas donde el material a compostar se sitúa al aire libre. Requieren menor inversión y la capacidad de ampliación de la planta es más fácil. Las plantas más antiguas poseen el suelo de tierra natural y en la actualidad se tiende a suelos de hormigón con pendiente (Sikora and Francis 2000), con redes de servicio de agua, aire y recogida de lixiviado. Tienen el inconveniente de estar a merced de clima en cada momento, por lo que el control del proceso es más complejo, así como la propagación de malos olores, invasión exterior de aves, insectos y roedores.

- Clasificación

Los sistemas de compostaje abiertos se clasifican conforme a si el sustrato se mueve o no durante el compostaje.

Apilamiento con volteo

Se transporta el material a compostar y se conforman las pilas de 2-3 metros de altura y 5-6 de ancho y de longitud variable. Las filas deberán regarse y voltearse según el contenido de humedad, temperatura y oxígeno en el interior de la masa. Después se pasará a la zona de maduración, donde se seguirá volteando durante un tiempo determinado hasta realizar el afinado del producto que continuará con el almacenamiento del producto, donde aún madura hasta su expedición.



Figura 5: Pila volteada mecánicamente (windrow)

La aireación de la masa se puede hacer con máquina volteadora o con pala. Si se hace con máquina volteadora la dimensión de las pilas viene fijada por el tamaño y capacidad de la máquina y el volteo se hace «insitu». El tiempo de volteo es inferior. Como inconveniente, la máquina volteadora no es polivalente como la pala y tiene unos costes elevados de adquisición y mantenimiento. La pala requiere mayor tiempo de volteo y de superficie ya que se tiene que conformar la nueva pila en otro sitio distinto del original.



Figura 6: Pala mecánica y máquina volteadora con descarga trasera

Apilamiento estático con succión o insuflación de aire.

En el primer caso, el material a compostar se sitúa sobre una plataforma con agujeros por donde se succionará el aire a través de una

red de tuberías hasta el aspirador (ventilador). El aire expulsado se pasará previamente por un filtro verde para eliminación de olores. En el segundo caso, mediante una instalación similar el aire se insufla al interior de la pila. Si el proceso se produce en una nave con depresión, la emisión de olores es más fácil de controlar que si se hace completamente al aire libre. En ambos casos, existe un sistema de recogida de lixiviados a una balsa.

Algunos sistemas, alternan la succión y la insuflación, e incluso controlan ambos procesos utilizando la temperatura como parámetro de control.

→ **Sistemas cerrados**

Los tipos de sistemas cerrados que se describen a continuación ilustran las diferentes aproximaciones que se han desarrollado para evitar alguno de los problemas que tienen lugar en los sistemas abiertos, tales como los requerimientos de espacio, las variaciones de temperatura durante el compostaje, ausencia de garantía de higienización o pasteurización y la producción y liberación de olores y bioaerosoles.

- Ventajas potenciales de los sistemas cerrados de compostaje

Si el compostaje es llevado a cabo dentro de un recipiente o fermentador, en lugar de al aire libre, sería posible obtener múltiples ventajas como las que a continuación se enumeran, aunque dependerán de la tecnología elegida concretamente.

- Control de los factores ambientales de los microorganismos responsables del compostaje, por lo que pueden operar de forma controlada en unas condiciones óptimas o cercanas a las mismas.
- Reducción significativa del tiempo necesario para pasar a una etapa específica del proceso.
- Programar una producción predecible y rentable.
- Etapa claramente definida y demostrable de pasteurización o higienización.
- Compost producido con propiedades predecibles, uniformes y controlables de calidad.

- Registros detallados del proceso de compostaje.
- Prevención de condiciones anaeróbicas con la consiguiente reducción o eliminación de olores procedentes de la degradación anaerobia.
- Control de olores y bioaerosoles que transporta el aire.
 - Los principios de diseño de sistemas de compostaje cerrados

Las diversas tecnologías de compostaje comparten propósitos comunes de diseño con objeto de garantizar las ventajas indicadas anteriormente.

o Independencia respecto de las condiciones ambientales

Los sistemas abiertos pueden ser influidos en gran medida por los cambios en la temperatura, las precipitaciones, los fuertes vientos y los ambientes excesivamente secos. Estos efectos pueden abarcar desde una paralización o retraso del proceso de compostaje hasta la generación de problemas de olores, lixiviados o bioaerosoles. Con los sistemas cerrados se aísla el proceso de compostaje de los cambios climáticos locales.

o Aumento de la velocidad de operación

Con los sistemas de pilas volteadas y pilas estáticas, se necesita un tiempo considerable para completar el compostaje. Son comunes períodos mayores de 8-20 semanas. Esta prolongación del tiempo de compostaje es debida mayormente porque los microorganismos operan por debajo de las condiciones óptimas de operación, lo que es originado por los gradientes de temperatura y aireación en el interior de las pilas de compostaje y a los efectos de las condiciones climáticas locales. Con los diseños de los sistemas cerrados se intenta eliminar que el compostaje no se produzca en las condiciones óptimas y por tanto acelera el proceso de compostaje considerablemente.

o Reducción del área de la instalación

Los sistemas abiertos ocupan grandes superficies. Estas áreas están cubiertas normalmente con hormigón, por lo que puede implicar costes considerables. Un sistema cerrado debería ser capaz de procesar una cantidad equivalente de sustrato en un área mucho menor.

o Control de la producción de forma programada

Los costes de procesar una tonelada de sustrato varían no sólo con la tecnología de compostaje elegida, sino también con la eficiencia con que la operación de compostaje es llevada a cabo. Un factor muy importante en el control de los costes es el uso eficaz de mano de obra y de equipos. Esto es posible sólo si puede operar un programa de producción eficaz desde el punto de vista económico utilizando todos los recursos de la manera más eficiente. Los sistemas de compostaje abiertos están sujetos a muchas variables por lo que las instalaciones con esta tecnología no operan con un programa o plan controlado y predecible. Un sistema cerrado debería ser más susceptible de ajustar el control del proceso.

o Condiciones aeróbicas garantizadas

Los problemas de olores son causados principalmente por la creación de condiciones anaeróbicas. Éstos son, a menudo, los problemas más importantes de las instalaciones de compostaje. Es muy difícil, pero no imposible, garantizar condiciones aeróbicas en todo el material que se composta a través de volteos mecánicos. El diseño de un sistema cerrado busca garantizar que todo el residuo que se composta está expuesto a un mínimo nivel de oxígeno durante todo el proceso de compostaje. El mecanismo por el cual esto se logra varía, pero normalmente conlleva el suministro forzado de aire conectado a sondas de oxígeno y/o temperatura, repartidas por todo el material.

o Control eficaz y uniforme de la temperatura

El residuo naturalmente atraviesa un rango de temperaturas durante el compostaje antes de obtener el producto final. En sistemas abiertos, hay un considerable gradiente de temperaturas en el interior de la pila. El control de estas temperaturas por el operador es esencial para llevar a cabo el compostaje de forma rápida y que de lugar a la obtención de un producto uniforme y predecible. Los sistemas cerrados buscan garantizar que todo el material que se composta esté a la misma temperatura y que esta temperatura esté controlada directamente por el operador o un sistema automatizado. El material puede ser llevado a un régimen de temperatura predeterminado con una exactitud considerable.

o Garantía de pasteurización o higienización

Muchos de los residuos orgánicos que son compostados contienen niveles significativos de patógenos humanos, animales y vegetales, así como esporas de los mismos. Es fundamental que los mismos mueran durante el proceso de compostaje, o que la cantidad de los mismos por gramo de compost disminuya hasta niveles aceptables. Los sistemas cerrados, a través del control de la temperatura y un aislamiento térmico efectivo, persigue garantizar que en una etapa del compostaje todo el material alcanza un régimen de temperatura, por ejemplo 55 °C durante 3 días, que resulta en una pasteurización o higienización efectiva.

o Control eficaz de lixiviados

Los sistemas abiertos están expuestos a condiciones ambientales que pueden producir olores y problemas relacionados con los lixiviados. Los sistemas cerrados reducen la producción de lixiviado e, incluso, el lixiviado puede ser recirculado de forma controlada, lo que supone un ahorro en la cantidad de agua a adicionar.

o Control eficaz de los olores

Como consecuencia de que los sistemas cerrados se lleven a cabo en un recipiente, es posible asegurar que cualquier olor que sea transportado por el aire generado en el proceso es tratado para eliminar estos olores antes de ser liberado al medio ambiente. La forma en que este objetivo se logra varía de unas tecnologías a otras. El método óptimo es normalmente minimizar la cantidad de aire que requiere tratamiento, para llevar este aire a un absorbedor húmedo (o *Scrubber*) para eliminar el amoníaco y enfriar el aire, y a continuación pasar el aire a través de un biofiltro para eliminar los olores producidos por otras sustancias químicas.

o Control eficaz de bioaerosoles

Muchos trabajos han sido llevados a cabo recientemente acerca de las implicaciones que tienen los bioaerosoles generados durante el compostaje sobre la salud [Breum et al. 1996; Malmros 1996; Sigsgaard et al. 1996; Beffa et al. 1998; Taha et al. 2005] Las conclusiones del estudio realizado por Miller [1995] son resumidas de la siguiente manera:

- la población general no está en riesgo de infecciones sistémicas o histológicas por las emisiones de bioaerosoles en las plantas de compostaje.
- los grupos de individuos más sensibles están en riesgo de sufrir infecciones por patógenos oportunistas, como el *Aspergillus fumigatus*, que aparece no sólo en compost sino también en muchos otros materiales orgánicos del medio ambiente.
- los individuos asmáticos y alérgicos están en riesgo de verse afectados por gran variedad de fuentes orgánicas, entre ellas el compost.
- la exposición laboral a bioaerosoles en las plantas de compostaje pueden ser significativas dependiendo de la localización, las características de operación y el contacto de los trabajadores con los bioaerosoles. Generalmente, no se observan efectos adversos para la salud.

En los sistemas abiertos, especialmente durante el volteo, en condiciones de sequedad o al final del proceso de compostaje, puede liberarse cantidades considerables de bioaerosoles. Así como los sistemas cerrados perseguían contener y tratar los gases de salida para prevenir olores, el aire puede ser también contenido y procesado para evitar que se escapen esporas al medio ambiente.

o Registro y análisis apropiado de los datos

Como ocurre con otros procesos industriales, es fundamental que los datos de producción sean registrados de forma adecuada. Esto permite que la calidad del proceso sea controlada, por ejemplo para probar que un material ha sido higienizado correctamente. El seguimiento permite identificar tendencias y problemas. Es más fácil registrar datos en un sistema cerrado, donde el residuo que se composte y su medio ambiente inmediato debería estar bajo condiciones uniformes y controladas, que en sistemas abiertos donde las condiciones no son uniformes. Como la mayoría de los sistemas cerrados están controlados por ordenador, el mismo ordenador puede a menudo ser usado para registrar, analizar, exponer y almacenar los datos de forma útil.

o Control de la calidad del compost

Si un sistema cerrado es capaz de controlar la aireación, la temperatura y la higienización adecuadamente, es posible producir un compost de confianza, uniforme e inocuo. Esto es un requisito básico si el compost quiere tener posibilidades reales de venta conforme a las demandas del mercado.

o Ampliación y rentabilidad (coste-eficacia)

Las instalaciones de compostaje a menudo se construyen inicialmente a pequeña escala o escala piloto y después se amplían cuando el compostaje es más aceptado en la zona, cambia la legislación o la experiencia mercantil de los productores incrementa. Cualquier tecnología de compostaje empleada, especialmente las más costosas, deben ser capaces de ser ampliadas de una forma rentable. Por esta razón, los sistemas cerrados constituidos por módulos presentan una ventaja sobre otros sistemas.

o Mano de obra

Los costes de operación constituyen la mayor proporción de los costes del proceso de compostaje. Cualquier sistema que reduce los requisitos de mano de obra, sin comprometer la seguridad ni la calidad, es positivo. Muchos de los sistemas de compostaje disponibles, mediante el empleo de la automatización y el control a través de ordenadores, puede procesar elevadas cantidades de residuos orgánicos con requisitos muy bajos de mano de obra.

o Gestión eficiente y rentable.

El compostaje puede ser rentable sólo si el proceso es gestionado eficientemente. A pesar de que normalmente la gestión es llevada a cabo por trabajadores que se encuentran en la instalación o cercanos a la misma, los sistemas cerrados, a veces, permiten también la gestión remota o a distancia. Mediante el uso de modems, que procesan la información, ésta puede ser transmitida a un punto central donde los datos pueden ser analizados y usados a distancia para seguir y controlar el proceso de compostaje o para generar datos de control de calidad. Esta gestión remota puede ser llevada por la administración central o servidor de una compañía que permite el seguimiento de más de una instalación. Esto puede ser útil también para comprobar y corregir las averías y desajustes en el proceso.

- Clasificación

SISTEMAS CONTINUOS

Reactor Vertical Continuo

El material a compostar se introduce por la parte superior del tanque y sale compostado por la parte inferior. El aire entra al tanque por debajo pasando por la masa y sale por arriba impulsado mediante un soplador. En algunos sistemas, el material es agitado a medida que atraviesa el reactor.

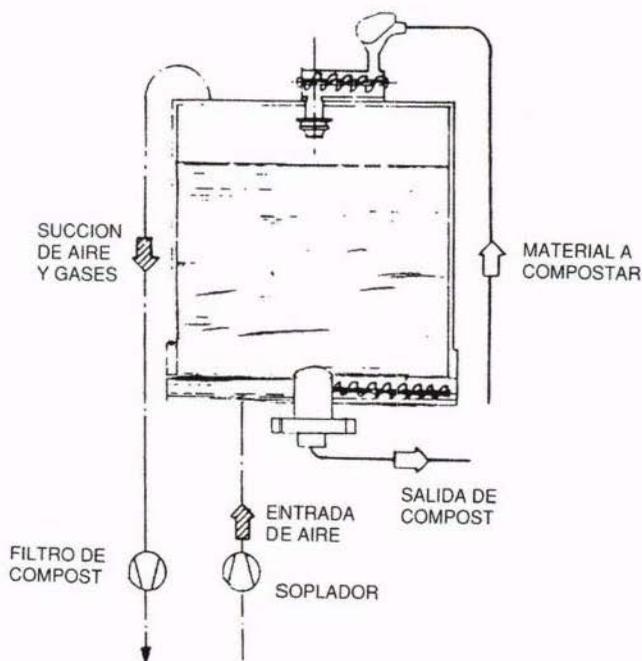


Figura 7: Reactor vertical continuo

Reactor horizontal continuo o semicontinuo

El material a compostar entra por un extremo del reactor el cual va girando sobre su eje y va mezclando el material hasta salir por su otro extremo. La aireación se hace a contracorriente mediante un ventilador.

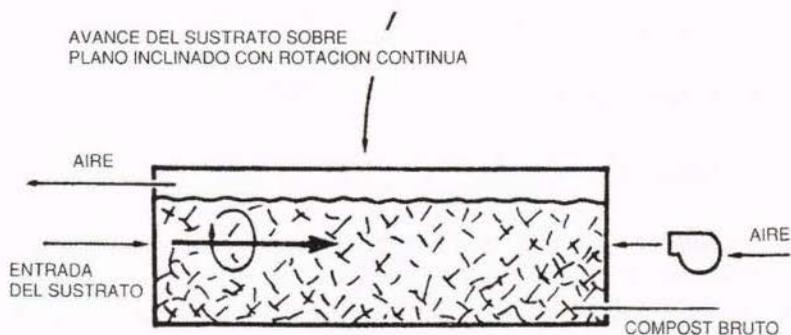


Figura 8: Reactor horizontal continuo

Los sistemas horizontales pueden ser divididos en múltiples tipos, en función de la estructura del fermentador y la forma en que el residuo que se composta se mueve o se agita.

Tambores rotatorios

En la forma más común de esta tecnología, el material entra por un extremo de un tambor rotatorio inclinado y gradualmente se mueve a lo largo del tambor hasta salir por el extremo opuesto. Hay numerosas variaciones de este sistema, entre las cuales se puede destacar aquella en la que el tambor está dividido en tres o más células. El contenido de cada célula se vacía mientras se llena la célula siguiente. Además, esto permite una alimentación intermitente de sustrato en el tambor, cada vez una célula, lo que es preferible a una alimentación continua. Durante el tiempo en que el material atraviesa el tambor, la temperatura aumenta y la estructura del material cambia considerablemente (Anon 1995). El aire puede ser extraído y tratado en un absorbedor y un biofiltro.



Figura 9: Tambores rotatorios

Contenedores circulares agitados

En este método, el sustrato entra al contenedor por uno de sus extremos con flujo continuo. Un mecanismo de mezcla gira lentamente alrededor del contenedor. De esta forma, el residuo es agitado y mezclado mientras se mueve lentamente hacia el centro del contenedor, donde es desplazado por una cinta transportadora. Este proceso puede realizarse en sentido inverso. Por otra parte, puede inyectarse aire al sustrato de forma forzada para controlar la temperatura y mantener niveles adecuados de oxígeno. El aire que se libera del sistema puede ser extraído para que atraviese un absorbedor y un biofiltro.



Figura 10: Contenedores circulares agitados

Contenedores rectangulares o canales de aireación agitados

El fermentador tiene forma rectangular y está abierto por arriba, de ahí, su denominación como canal de aireación. El canal suele ser de hormigón y tener las siguientes dimensiones: paredes verticales de 2-3 metros de altura, 2-6 metros de ancho y 200 metros de longitud. Estos sistemas normalmente operan con un flujo continuo o semicontinuo, en el que el sustrato alimenta al fermentador por un extremo y se mueve lentamente a lo largo del canal mientras es agitado. Después del tiempo de compostaje, abandona el fermentador por el otro extremo.

La agitación del residuo puede ser llevada a cabo de numerosas maneras, normalmente se hace por medio de un agitador montado sobre unos raíles situados encima de las paredes. A medida que el agitador se mueve a través del residuo que se composta, éste se mueve gradualmente a lo largo del canal. La aireación y el control de la temperatura se realizan por la insuflación de aire a través de agujeros en el suelo del canal.

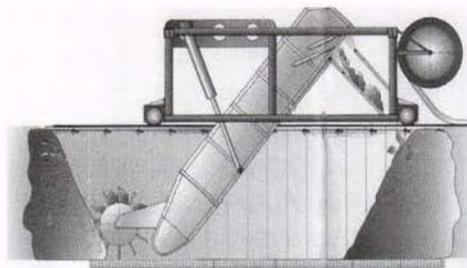


Figura 11: contenedores rectangulares agitados o canales de aireación

Como estos sistemas se ubican normalmente dentro de un edificio o nave, el aire cargado de olores, en ocasiones en grandes cantidades, tiene que ser extraído y depurado en un absorbedor y un biofiltro.

Compostaje continuo en túneles

Los túneles son paralelepípedos de sección rectangular o cuadrada construidos de hormigón o acero (Anon 1995). Las dimensiones pueden variar considerablemente y, por consiguiente su capacidad, que puede oscilar entre 10 t y 200 t o más.

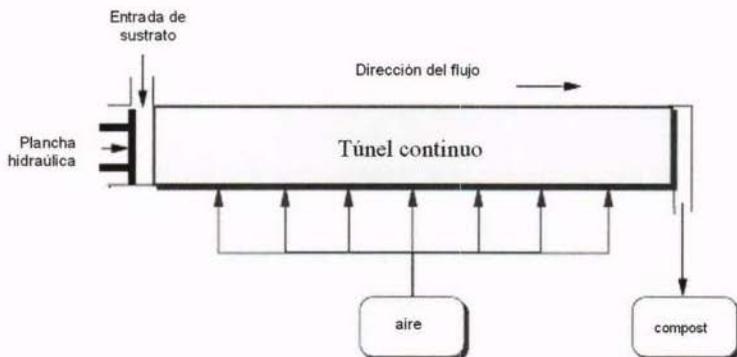


Figura 12: Túnel continuo

Al final del túnel, hay una plancha metálica vertical que actúa de cierre. Ésta es impulsada de forma hidráulica para desplazarse desde un extremo del túnel a medida que sea requerido, de manera que se cree un espacio a lo largo y ancho del túnel, de 1 metro de profundidad, aproximadamente. El sustrato es descargado en el túnel por encima de este espacio por una cinta transportadora hasta que el hueco está lleno. La plancha hidráulica se cierra, lo que fuerza la entrada del sustrato en el túnel y cierra el extremo del túnel de nuevo. Al mismo tiempo, todo el material de dentro del túnel es empujado hacia el extremo opuesto al de entrada, donde el producto final cae sobre una cinta transportadora y es llevada a la zona de maduración donde se le dará un tratamiento posterior. Cuando el material se mueve a lo largo del túnel, tiene lugar una pequeña compactación del material. El proceso de llenado es continuo (llenado diario o con mayor frecuencia). La aireación es suministrada por medio de ventiladores conectados al suelo perforado del túnel.

Típicamente, el suelo del túnel está dividido en numerosas regiones, cada una con un suministro de aire independiente. Esto permite que el residuo, a medida que recorre el túnel, atraviese las diferentes etapas del proceso de compostaje (calentamiento, higienización, acondicionamiento y enfriamiento). El suministro de aire es un sistema sencillo, en el que no existe recirculación del aire, que sí tiene lugar cuando son túneles discontinuos. Desde los túneles se expulsa una gran cantidad de aire que está cargado de olores, por lo que debe ser tratado en un absorbedor y un biofiltro. El tiempo de residencia dentro del túnel es del orden de 14 días.

SISTEMAS DISCONTINUOS

Reactor horizontal discontinuo

El siguiente esquema muestra un sistema discontinuo horizontal.

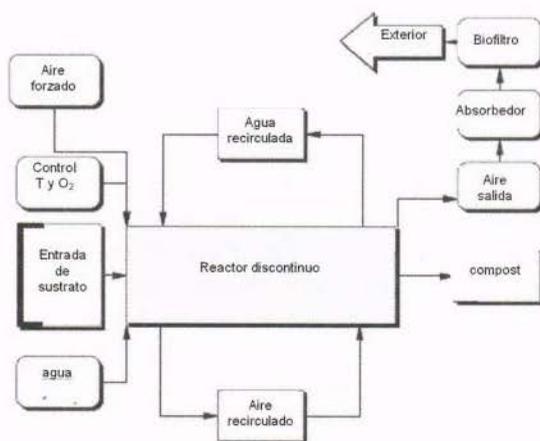


Figura 13: Reactor horizontal discontinuo

Existen diversas variantes de este sistema:

Compostaje horizontal en hileras (o canales de aireación)

En este tipo de sistema discontinuo, el residuo que se composte se mantiene entre paredes de hormigón. Las hileras tienen unas dimensiones de unos 3 metros de altura, 3-5 de ancho y 25 metros de longitud. El suelo está perforado y conectado a un ventilador que insufla aire forzado. La hilera no está cubierta y los extremos no están cerrados o sólo lo está por uno de ellos. El canal se llena hasta una altura de unos 2 metros. El aire es forzado a través del residuo que se composte sin recirculación. El suministro de aire puede ser continuo o a pulsos. Las sondas de temperatura y oxígeno introducidas en el compost están conectadas con un ordenador, que normalmente controla el proceso. El residuo puede ser retirado del canal y recargarse de nuevo en alguna parte de la hilera. El volteo se hace mediante una máquina volteadora situada sobre carriles la cual se desplaza a lo largo de la hilera. El riego se hace mediante aspersores aéreos. La instalación está dentro de una nave cerrada donde se trata el aire para el control de malos olores.

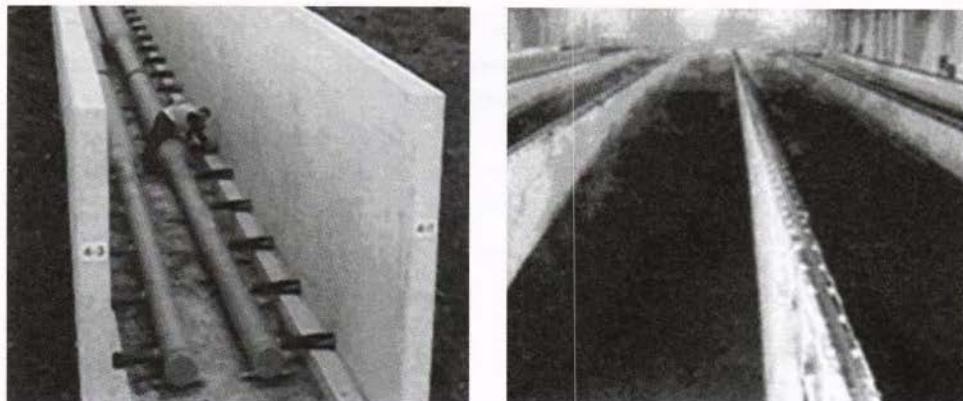


Figura 14: canales de aireación discontinuos en construcción y en funcionamiento

En los últimos años, este sistema ha sustituido con éxito el apilamiento con volteos para el compostaje en la industria productora de setas.

Compostaje discontinuo en túneles fijos

Este sistema utiliza como fermentador un paralelepípedo cerrado de sección cuadrangular o rectangular construido de hormigón o acero. Las dimensiones oscilan entre 3-5 metros de altura, 3-5 de ancho y 25 metros o más de longitud. Por tanto, la capacidad puede variar entre 10 – 200 t (lo que equivale a 250 – 5000 t por año en cada túnel, asumiendo un tiempo de residencia de 14 días). Las paredes y el techo de los túneles están normalmente aislados.



Figura 15: Túnel desde la puerta de carga-descarga

En algunos sistemas, hay una puerta móvil en uno de los extremos del túnel para permitir el llenado y vaciado, en cambio, en otros sistemas hay una puerta en cada extremo de manera que el llenado tiene lugar por uno de ellos y el vaciado por el otro. Los túneles se llenan con una pala mecánica, por un puente grúa o por una cinta transportadora hasta una altura de 2 metros (la altura exacta depende de la densidad y la porosidad de la mezcla).

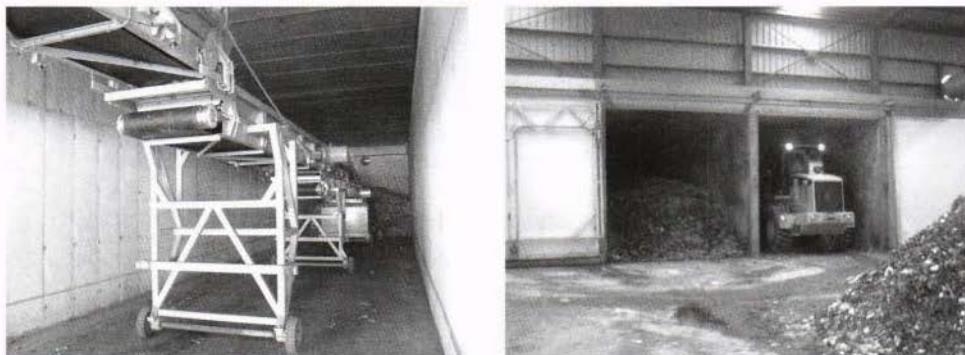


Figura 16: Carga con cinta transportadora y con pala mecánica

Entre el techo del túnel y el material que se composta, se deja un hueco, o espacio libre, de aproximadamente 1 metro o menos para permitir la circulación del aire. Una vez que el túnel es llenado, se cierra herméticamente con la puerta; de esta forma, todo el aire de salida del túnel es conducido a través de conductos directamente a un absorbedor húmedo y un biofiltro.



Figura 17: Puerta hermética de un túnel y vista de túnel lleno desde puerta de carga

El suelo del túnel es de hormigón o acero y está perforado con agujeros de alrededor 1 cm de diámetro, o construido de planchas de hormigón dejando

un espacio entre las mismas. El aire es insuflado por un ventilador a través de la estructura del suelo y del material que se composta. El aire de salida es recirculado a través de los conductos mediante un ventilador de extracción. La temperatura está controlada a través de una válvula que permite la entrada de aire fresco o aire recirculado en función de la temperatura del material y la que se desea que tenga en la fase de compostaje en la que se encuentre. La relación de aire recirculado y fresco determina los niveles mínimos de oxígeno dentro del compost y además controla que la temperatura pueda ser uniforme en un momento determinado. Todo el sistema está controlado por un ordenador que permite el seguimiento completo, así como el registro y el análisis de datos. El tiempo de residencia del compost es del orden de 14 días.

Como consecuencia de que las condiciones ambientales en el interior del túnel están bien controladas, el proceso de compostaje puede desarrollarse en condiciones óptimas o muy cercanas a las mismas, lo que provoca una aceleración del proceso. Por tanto, el compostaje de residuos puede ser realizado en un régimen predeterminado y bien especificado.

El compost final extrae con una pala mecánica, un puente grúa o un aparato automático de vaciado.

Compostaje discontinuo en túneles móviles

Se trata de sistemas de compostaje para pequeños volúmenes donde de forma rápida y sencilla se composta.

Este sistema puede hacer referencia a versiones a pequeña escala de los túneles continuos fijos o a sistemas que utilizan un paso de aire sencillo sin recirculación para controlar la temperatura. Los contenedores son normalmente transportados sobre ruedas en camiones. Todo es controlado por un ordenador que mide y establece los niveles de oxígeno y temperatura.



Figura 18: Túnel discontinuo móvil

Respecto a su utilización, los túneles discontinuos móviles son bastante flexibles. El fermentador o túnel puede transformar el residuo a compost in situ, o los fermentadores son utilizados para recoger el residuo y transportarlo a instalaciones centralizadas de compostaje donde un gran número de túneles pueden operar a la vez. Alternativamente, el residuo puede ser llevado a la instalación donde se encuentra el fermentador.

El llenado puede ser por un puente grúa móvil a través del techo móvil del túnel o a través de una puerta mediante un puente grúa o una cinta transportadora. El vaciado puede ser mediante un puente grúa a través de una puerta trasera, por medio de un torno unido a una lámina de plástico debajo del compost, que empuja el compost a través de una puerta trasera, o por un contenedor de vertido.

Este sistema es también usado como planta piloto para tomar decisiones sobre la tecnología y el diseño de la misma que más se adecua a las características del material de entrada, condiciones y políticas locales del compostaje (Polo et al. 2005).

→ **Sistemas de compostaje mixtos**

Se trata de sistemas donde la primera parte del proceso de compostaje se lleva a cabo con un sistema cerrado, normalmente, túneles o tambores rotatorios y la maduración se hace con un sistema abierto como las pilas volteadas.

Estos sistemas tienen la ventaja de poder automatizar bastante la primera etapa del proceso y poder controlar en continuo parámetros, como la temperatura, el oxígeno y la humedad; así como automatizar el riego y la aireación. Se logra acortar el proceso en tiempo y hacer un compostaje más homogéneo.

Tiene el inconveniente de ser más caro que el compostaje en pilas tanto en inversión de los túneles como en el mantenimiento ya que requiere de energía eléctrica para el funcionamiento de bombas de riego, ventiladores para la aireación a parte de las averías causadas por la alta corrosión de los materiales.

Muchos **sistemas** de compostaje han sido usados para el tratamiento de distintos residuos bajo diferentes condiciones. Los sistemas comunes

a escala industrial incluyen sistemas de volteos aireados naturalmente; sistemas de pilas estáticas con aireación forzada; y sistemas de túneles. Mientras que los sistemas a escala pequeña incluyen sistemas estáticos o rotatorios (Polo et al. 2005).

Esta investigación utiliza para la fase experimental un sistema de compostaje mixto, que combina compostaje discontinuo en túnel fijo y apilamiento con volteos mecánicos. En el capítulo de materiales y métodos se detallará la instalación utilizada para la investigación.

La mayoría de las investigaciones publicadas sobre compostaje han sido acerca de **procesos** discontinuos, probablemente porque la mayoría de las operaciones a escala industrial son discontinuas. Sin embargo, hay publicaciones de hace algunas décadas de algunos trabajos sobre procesos semicontinuos (Schulze 1962; Jeris and Regan 1973) y en años recientes, el interés por el compostaje en continuo ha incrementado, especialmente en Asia (Nakasaki et al. 1998; Hwang et al. 2002; Haruta et al. 2005).

2.4.4.3.- Sistemas de alta eficiencia en España

En este estudio, la **eficiencia** del proceso de compostaje es definida como la rápida transformación del carbono orgánico contenido en los residuos en compuestos que doten de valor agronómico al producto obtenido, que también ha de ser inocuo y estable. Para hacer el compostaje eficiente desde el punto de vista económico, deben ser considerados otros aspectos, tales como los costes de energía, trabajo y equipamientos. La eficiencia en términos de minimizar los efectos ambientales negativos es también importante. La rápida descomposición es una forma de alcanzar un uso eficiente del espacio, las instalaciones y la maquinaria, así como de minimizar los efectos medioambientales indeseados, como las emisiones de metano y amoníaco. Además, conociendo la manera en que los procesos operan y como pueden funcionar eficientemente, es posible llegar a un compromiso racional entre los diferentes objetivos de gestión (Sundberg 2005).

Una técnica incipiente en **España**, que todavía se encuentra en fase de desarrollo y puesta a punto, es el compostaje en **túneles de aireación forzada**. Son pocas las instalaciones en nuestro país que basan su tecnología en este método de compostaje, variando en gran medida su estrategia de trabajo de unas instalaciones a otras.

A continuación, en la tabla 2 se han registrado las principales características de diseño de algunas de las instalaciones de nuestro país basadas en esta tecnología.

En **Andalucía**, la mayoría de las instalaciones tratan los residuos sólidos urbanos que receptionan, en su mayoría sin separación selectiva en origen, mediante el sistema tradicional de volteos mecánicos exclusivamente. Sin embargo, conscientes de la baja eficiencia de este método, recientemente se han construido instalaciones con tecnologías más eficaces. En concreto, se han instalado túneles de aireación en dos plantas, una ubicada en Estepa (Sevilla) y otra en Linares (Jaén). La planta de Compostaje de Sevilla fue la primera en implantar este sistema de compostaje en Andalucía. Su diseño y modo de operación es descrito en el apartado de Materiales y métodos, porque en ella se ha desarrollado la fase experimental de este estudio.

El Centro de Eliminación de Residuos del Guadiel (Linares) ha puesto en funcionamiento su línea de compostaje muy recientemente (Marzo 2006). Tiene una capacidad de 140.000 t/año de RSU, no recogidos selectivamente. Están estudiando la utilización de residuos vegetales como agente estructurante que mejore las condiciones de aerobiosis dentro del túnel y aporte Carbono al sustrato. La fermentación es realizada durante 14 días en túneles con aireación forzada, para lo que cuentan con 14 túneles. La maduración se lleva a cabo mediante volteos mecánicos en un parque de compostaje cubierto y dura, aproximadamente, 8 semanas. Después, el material madurado es sometido a operaciones de afino.

	Rioja	Alicante	Cuenca	Barcelona	Madrid	León
	Consortio de Agua y Residuos	Planta de Tratamiento y compostaje de RU de Villena	Planta de selección y compostaje de RSU de Cuenca	ECOPARC-2	Centro Las Dehesas	CTR San Román de la Vega
Capacidad (t/año)	35.000	73.000	56.000	240.000	480.000	200.000
Sustrato	Producto de digestión de RSU	RSU sin recogida selectiva	RSU sin recogida selectiva	Fracción Orgánica y producto de digestión de RSU (recogida selectiva)	RSU sin recogida selectiva y con ella	RSU sin recogida selectiva
Agente estructurante	Residuos vegetales	Residuos vegetales	No	Residuos vegetales	Residuos vegetales	Residuos vegetales
Nº túneles	6	14	6	17	22+22	20
Sistema de carga-descarga	Automática (puente grúa)	Automática (cinta telescópica)	Pala cargadora	Automática (cinta telescópica)	Automática (cintas transportadoras)	Automática (carga con cinta telescópica y descarga con piso móvil)
Sistemas de control	Aireación, humectación y agitación	Aireación y humectación	Aireación y humectación	Aireación y humectación	Aireación y humectación	Aireación y humectación
Proceso	21 días túnel	1º) 14 días fermentación en túnel 2º) 14 días maduración en túnel	1º) 14 días fermentación en túnel 2º) 28 días maduración (volteos semanales)	1º) 14 días fermentación en túnel 2º) 42 días maduración en túnel	1º) 14 días fermentación en túnel 2º) 14 días maduración en túnel	1º) 14 días fermentación en túnel 2º) 14 días maduración en túnel

Tabla 2: Plantas de Compostaje con Túneles de aireación forzada. Fuente: Infoenviro (2005), nº 7, pp. 19-68.

2.4.5.- Calidad del compost

La calidad hasta ahora ha sido definida en función de su contenido en nutrientes, pero sobre todo por su contenido en metales pesados. Ambos parámetros son imprescindibles para garantizar la función fertilizante del compost sin que su adición al suelo suponga una contaminación del mismo

ni de acuíferos ni de elementos vivos que bioacumularían esos metales y magnificarían su concentración en la cadena trófica.

Pese a la importancia ya destacada de estos parámetros, no se puede obviar que esta enmienda orgánica es producto de una degradación biológica de un sustrato, que sufre transformaciones hasta que se convierte en un producto estable. Por ende, la estabilidad del compost debe ser un parámetro de control de la calidad, ya que si adicionamos un compost inestable puede tener efectos perjudiciales para los cultivos y fauna del suelo, así como consecuencias indeseables para la salud pública; a saber, el déficit de oxígeno radicular, calentamiento de las capas superficiales del suelo con el consiguiente incremento de la evaporación, generación de olores, etc. Así, la estabilidad biológica se puede definir como el estado en el cual la materia orgánica contenida en el compost muestra una baja actividad microbiológica cuando se somete a condiciones óptimas para la degradación (Adani et al. 2000b).

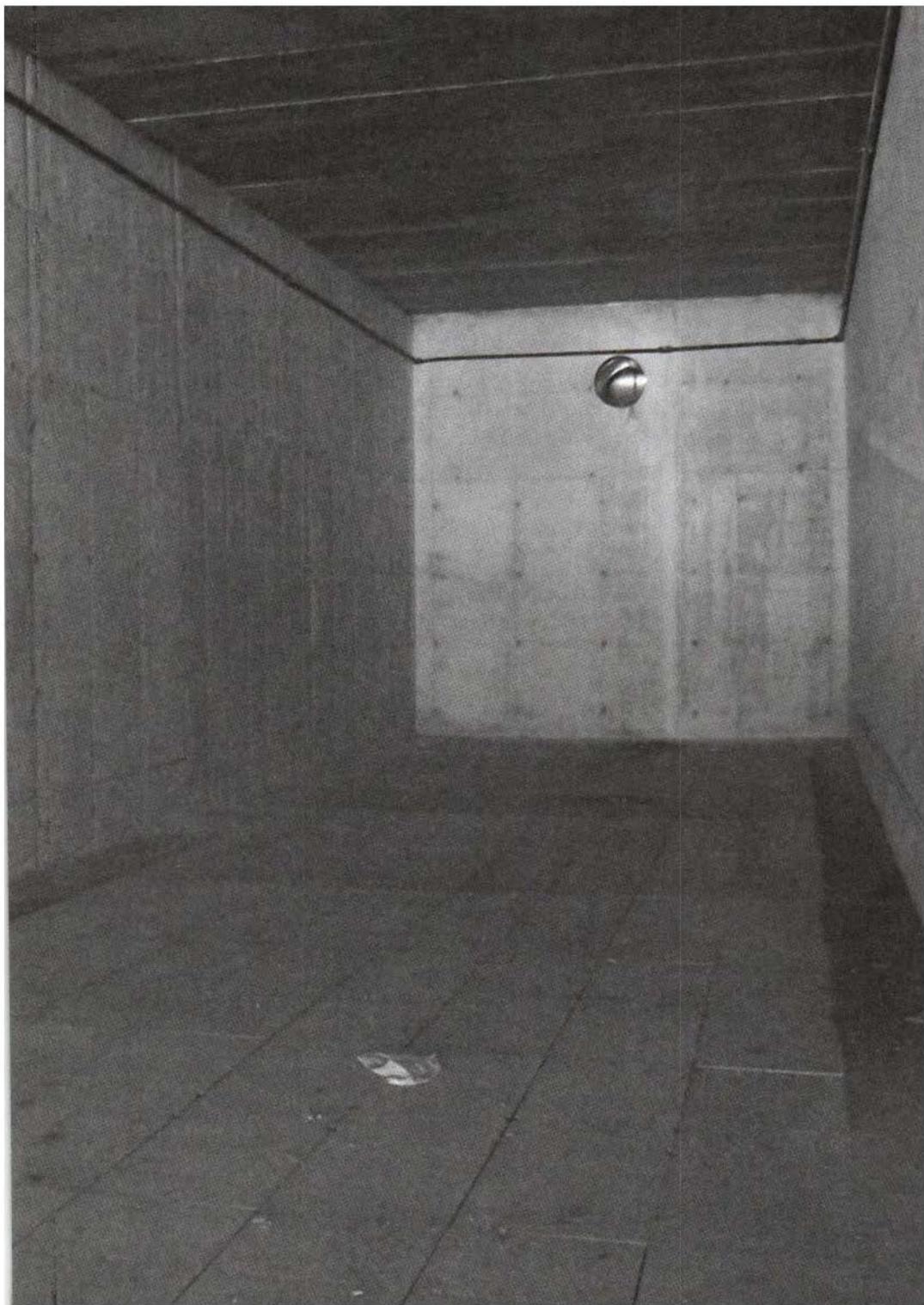
Frente a esta realidad conocida ampliamente por los actores implicados en la producción e investigación de la calidad del compost, la reciente legislación española (RD 824/2005) no contempla esta variable bajo ningún aspecto. A nivel europeo, existe un 2º Borrador de una Directiva de Tratamiento Biológico de Biorresiduos (TBB) que la incluye dentro de los análisis que debe hacerse al compost para que el usuario esté informado del producto que utiliza. A pesar de que este documento fue elaborado en Febrero de 2001 por la Dirección General de Medio Ambiente de la Unión Europea, en la actualidad, todavía no existe ninguna normativa a nivel europeo que establezca unas directrices para la gestión desde el punto de vista del compostaje, lo que dotaría al mercado del compost de una mayor confianza por parte de productores y, sobre todo, de usuarios.

El Real Decreto 824/2005 obliga al fabricante de compost a vigilar la composición de su producto con objeto de garantizar que reúna unas condiciones específicas de calidad, recogidas en el anexo V. Dentro de éstas, estaría el límite máximo de microorganismos y el contenido en metales. Este último determinaría las posibilidades de uso de dicho compost y es de destacar que, pese a que España, dentro del contexto europeo del compostaje, es uno de los países donde está menos implantada la recogida selectiva y que algunas de las instalaciones de compostaje no operan en condiciones óptimas, los límites establecidos para el compost de mayor calidad (Clase A y 1) son más restrictivos que las propuesta que se hacen a nivel de Europa (2º Borrador de Directiva sobre TBB).

		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr
RD 824/2005	CLASE A	0.7	70	25	45	200	0.4	70
	CLASE B	2	300	90	150	500	1.5	250
	CLASE C	3	400	100	200	1000	2.5	300
2º BORRADOR DIRECTIVA TBB	Clase 1	0.7	100	50	100	200	0.5	100
	Clase 2	1.5	150	75	150	400	1	150
	Biorresiduo	5	600	150	500	1500	5	600

Tabla 3: Valores límite para metales pesados en compost

No obstante, para el compost de calidad intermedia (Clase B y 2), puede presentar mayor concentración en metales, según la normativa española y el compost clasificado como tipo C en España no sería considerado como tal a nivel europeo, sino como biorresiduo con las restricciones pertinentes.



CAPÍTULO 3

MATERIALES Y MÉTODOS

3.- Materiales y Métodos

3.1.- Descripción de la planta

Durante el bienio 2004-2006, se ha investigado el proceso de compostaje mediante experimentos a escala industrial llevados a cabo en la Planta de Reciclado y Compostaje del Complejo de Mata Grande, situada en el municipio de Estepa (Sevilla) y gestionada por El Consorcio de Medio Ambiente Estepa-Sierra Sur-El Peñón. Esta planta se puso en marcha en 2001 y tiene una capacidad de aproximadamente 24.000-32.000 t/año de residuos, con una producción anual de compost del 6% del total de residuos que se receptionan.

El diseño de la planta de reciclado y compostaje permite:

- a) El tratamiento de residuos domiciliarios procedentes tanto de recogida selectiva como no selectiva y la selección de todo tipo de fracciones, sea cual sea la procedencia del residuo.
- b) El tratamiento de lodos procedentes de las EDAR y la fabricación de un compost higiénicamente satisfactorio mediante túneles de fermentación controlada.
- c) El acondicionamiento de las fracciones recuperadas para su óptimo almacenamiento y transporte.
- d) La eliminación controlada del menor porcentaje posible de residuos.

Para ello dispone de línea de basura no seleccionada, línea de recogida selectiva, línea de fangos de EDAR y otros residuos agrícola, túneles de compostaje, parque de maduración, línea de afino y parque de almacenamiento.

Posee una zona de descarga con dos líneas independientes: envases y residuos orgánicos. El primer paso en la línea de envases, una vez las bolsas que contienen estos inertes se han roto, es un triaje secundario en el que se separan manualmente las distintas fracciones que, posteriormente, se prensarán y se transportarán para su reciclaje por un gestor autorizado. El material que no es seleccionado es sometido a un campo electromagnético

para separar los materiales férricos. El destino final del rechazo de esta línea es el vertedero.

Los residuos orgánicos (procedentes de recogida selectiva o sin selección), tras el paso por un triaje primario, pasan a una criba rotatoria, dotada de un sistema de clavos para la rotura de las bolsas, de 80 mm de luz. El material cribado (hundido de criba) se pasa por un electroimán para la eliminación de elementos férricos. Si se quiere compostar FORSU (Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos) con lodos de EDAR, a continuación, se unirían los dos materiales en una mezcladora encargada de dar homogeneidad a la mezcla resultante.

El sustrato a compostar se carga en **túneles de fermentación** con una pala mecánica y permanecerá en ellos el tiempo necesario para que tenga lugar la degradación de la materia orgánica. No obstante, todavía la fermentación no es completa a la salida del túnel y es necesaria una etapa posterior de degradación que tiene lugar en las eras de volteo.

Transcurrida la fase fermentativa el compost pasa a una zona de afino donde se elimina la mayor parte del material inerte que posee la mezcla. El afino se ha llevado a cabo en una criba rotatoria de 15 mm de luz y posterior paso por una mesa densimétrica, en la que el hundido de dicho trómel es separado sobre un fondo inclinado dotado de movimiento vibratorio y de un ventilador de fluidificación, que separa el producto por densidades. El destino final de este rechazo (fracción inerte y más gruesa) es el vertedero.

Tras el afino, el compost pasa a una zona de maduración donde continuarán los procesos de transformación de la materia orgánica pero de forma más ralentizada. Una vez estabilizado el compost puede procederse a su utilización.

spigot. Los spigots son pequeñas embocaduras sobresalientes conoidales por donde circula el aire hacia el exterior. Sobre este sistema de tuberías, se construye el suelo de hormigón con canales de 1 cm de profundidad coincidentes con el recorrido paralelo de los tubos y perforados en aquellos puntos en los que haya ubicado un spigot. De esta manera, el aire que pasa por los tubos se insufla, a través de los spigots y los orificios, a la masa de compost, extendida sobre el suelo del túnel. La permeabilidad de aire del suelo es de más o menos 0,1%. Esto quiere decir, que un 0,1% del suelo está abierto para dejar pasar el aire.



Figura 20: Suministro de aire en el suelo de un túnel en construcción sin cubrir y detalle de suelo perforado del túnel

3.2.1.2.- Sistema de extracción de gases

En el extremo cerrado, de cada uno de los túneles existe un sistema de extracción de gases.

Los gases de salida están compuestos principalmente por el aire que ha atravesado la masa que se composta y los productos de las reacciones que tienen lugar en la degradación biológica de los residuos en el interior del túnel. Durante su recorrido a través del material, el aire que se insufla sufre variaciones en cuanto a su composición, humedad y temperatura. Parte del oxígeno del aire que se insufla es consumido por los microorganismos del material para la degradación aerobia de la materia orgánica, por lo que su concentración en oxígeno es menor a la salida del túnel. Por otra parte, estas reacciones de oxidación son muy exotérmicas, de manera que, al igual que ocurre con los residuos, el aire de salida se calienta al atravesar los mismos. Parte de esta energía es utilizada para evaporar el agua generada durante la combustión biológica, lo que da como resultado que el aire de salida caliente –con mayor capacidad para

transportar vapor de agua por unidad de volumen- sea más húmedo que el aire que se insufla al túnel.

Como resultado de la descomposición aerobia de los compuestos orgánicos, se genera como principal producto de la combustión CO_2 y otros productos en pequeñas proporciones. En las etapas iniciales, es de destacar la presencia de ácidos orgánicos volátiles, producto de la digestión anaerobia que tiene lugar al inicio del compostaje, como consecuencia de la rápida velocidad de consumo de oxígeno para la degradación aerobia de los compuestos fácilmente biodegradables. La presencia de estos compuestos se traduce en una disminución inicial del pH, que luego aumenta por la generación de amoníaco, como producto de las reacciones aerobias de descomposición de la materia orgánica.

Cuando las condiciones de operación no son las adecuadas dentro del túnel, los niveles de oxígeno son insuficientes para la degradación aerobia, por lo que tienen lugar fenómenos de anaerobiosis que generan compuestos responsables de malos olores (entre otros, compuestos de azufre y metano).

Parte del aire que se extrae de los túneles se transporta a un conducto central de salida. Este conducto central transporta el aire de todos los túneles a un conducto de mezcla ubicado en la parte posterior de los túneles. En este conducto se mezcla este aire con aire de la nave de carga de los túneles. Este aire además de estar cargado de los compuestos ya mencionados, transporta bioaerosoles y partículas que no deben ser emitidos al exterior con objeto de evitar malos olores y problemas para la salud pública. Por esta razón, este aire es tratado antes de ser expulsado al exterior. El tratamiento consiste en el paso del gas a través de un humidificador (absorbedor húmedo o *scrubber*), que consiste en una parte ampliada del conducto en la que hay un rectificador con cabezas de aspersión que humedecen el aire frecuentemente. La materia suspendida (gases y partículas) que transporta el aire es transferida a las gotas de agua y, por conducción, a la salida del humidificador el gas está a menor temperatura.



Figura 21: Humidificador del gas de salida de los túneles

A continuación, este gas menos contaminado se insufla por la parte inferior de un biofiltro. Un esquema de un biofiltro aparece en la siguiente figura y consiste básicamente en un reactor que contiene un relleno con biomasa inmovilizada.

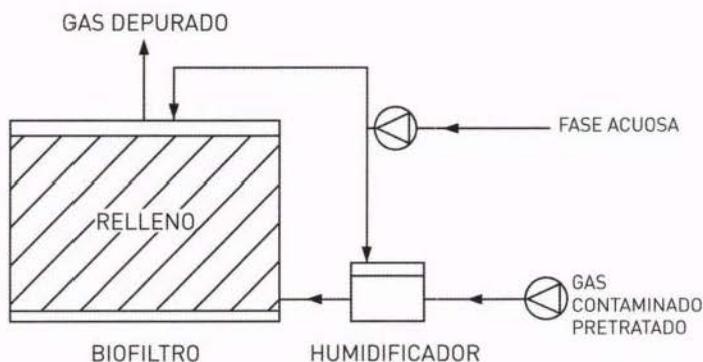


Figura 22: Esquema de un sistema de biofiltración

El método biológico de la biofiltración se basa en que, el aire contaminado alimenta un biorreactor en el cual la microbiota, adherida superficialmente a las partículas del relleno, convierte los contaminantes orgánicos volátiles en dióxido de carbono, agua y biomasa. Puesto que los microorganismos desarrollan su actividad en medio líquido, la biodegradación debe tener lugar en fase acuosa.

En esta Planta de Compostaje, el relleno está constituido por una capa inferior de grava (5-10 cm de espesor) que favorece la difusión del aire contaminado que se le insufla por debajo mediante un sistema de tuberías perforadas anteriormente mencionado. Sobre la grava, se deposita una capa de compost maduro, que actúa de soporte, ya que la biofiltración tiene lugar en la biopelícula adherida a las partículas de compost. Utilizar compost como relleno presenta la ventaja de que presenta microorganismos de forma natural y nutrientes indispensables para mantener una elevada actividad microbiana; Además de presentar mayor permeabilidad al paso del gas, frente a otros rellenos orgánicos como el suelo. Como inconveniente, puede citarse la menor esperanza de vida del relleno, que oscila entre 6 meses y 2 años en función de los gases a tratar, frente a otros rellenos como las virutas de madera que necesitan ser renovadas cada 7 años aproximadamente.

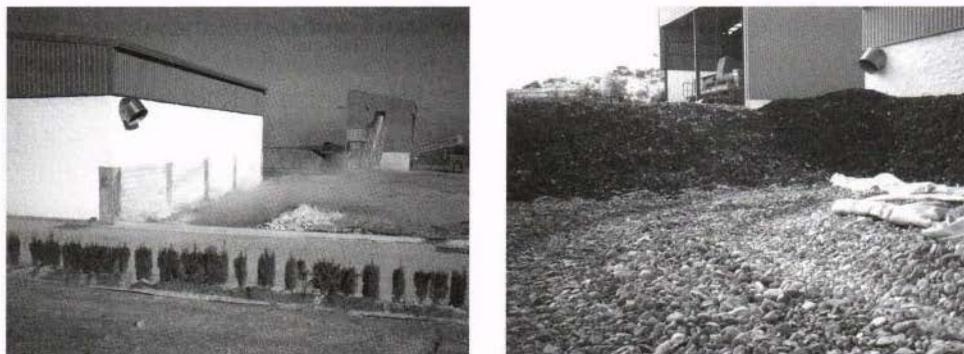


Figura 23: Salida del humidificador sin biofiltro (en construcción) y con biofiltro.

En los biofiltros, los factores que hay que tener en cuenta y los parámetros a optimizar son principalmente: el relleno, la temperatura, el nivel de humedad y la pérdida de carga. Estas variables serán objeto de investigaciones futuras de mi tesis.

Frente a los tratamientos químicos de gases se ha demostrado que es una técnica eficiente, de fácil manejo y bajo coste de inversión.

El resto de aire que se extrae de los túneles es recirculado, junto con aire fresco procedente de la nave de carga de los túneles. Las proporciones que componen esta mezcla de aire recirculado y fresco, se realizan mediante unas válvulas unidas, cuya apertura y cierre en sendos conductos es opuesta. Esto quiere decir que cuando una está totalmente abierta la

otra esta completamente cerrada, atravesando situaciones intermedias en función de la orden del control. Todo este sistema de válvulas está controlado automáticamente.

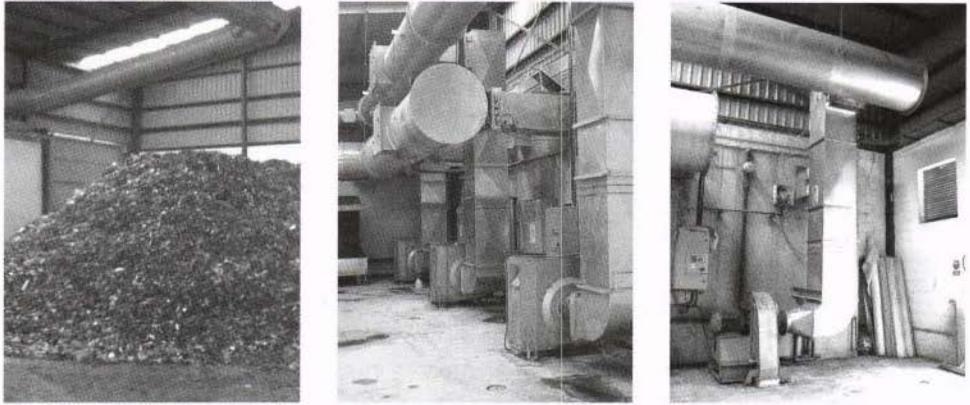


Figura 24: Sistema de extracción del aire fresco de la nave de carga de túneles. Sistema de extracción de aire de túneles (línea de tratamiento y de recirculación)

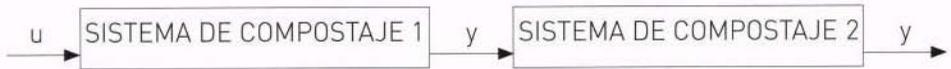
3.2.1.3.- Control del proceso de aireación

Para incrementar la eficiencia del compostaje, se desea maximizar la velocidad de descomposición. En un reactor piloto, hay normalmente múltiples opciones de controlar el sistema, pero en el compostaje a escala industrial las opciones son menores. En un sistema a escala industrial con aireación activa, la principal variable de control es la velocidad de aireación (Sundberg 2005).



La velocidad de aireación (u) es una entrada (*input*) del sistema, que afecta a la variable objetivo, la velocidad de descomposición (y).

El principal problema cuando maximizamos la velocidad de descomposición es que esta velocidad no es una propiedad física que podamos medir directamente. Sin embargo, variables tales como la temperatura, la concentración de O_2 y la de CO_2 , el pH y la humedad pueden ser medidos más o menos de forma instantánea durante el proceso. Por tanto, el problema del control puede ser dividido en dos pasos. La velocidad de aireación afecta las variables medibles (x) y éstas pueden influir sobre la variable objetivo, la velocidad de descomposición (y).



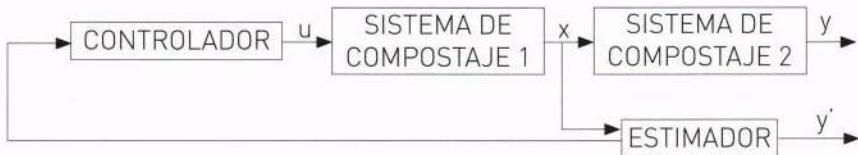
Esto nos deja dos opciones diferentes de control básicas:

A.- Si conocemos cómo x afecta a y , la aireación puede ser controlada con una retroalimentación (o *feedback*) desde " x " y un controlador.



La diferencia entre el valor de consigna (r) para x y el actual valor de x es la entrada del controlador, el cual determina la velocidad de aireación, que es una entrada del sistema que afecta a las variables medibles, x , que influyen en las variables objetivo, y .

B.- y puede ser estimada a través de x y la y' estimada puede ser usada como *feedback* del control.



Los valores medidos de x son usados para estimar la velocidad de descomposición y' . Este valor y' es la entrada del controlador que determina la velocidad de aireación u .

Estas dos opciones pueden llevarse a cabo a causa del doble carácter de la temperatura y el oxígeno, que son determinantes de la descomposición (usada en A) y los resultados de la descomposición (usada en B).

La estrategia en la que se basa la ventilación en los túneles de la planta de compostaje de este estudio es del **tipo A**. Las variables medibles (x) son la **temperatura del material** que se composte y la **concentración de oxígeno** en el aire de entrada al túnel.

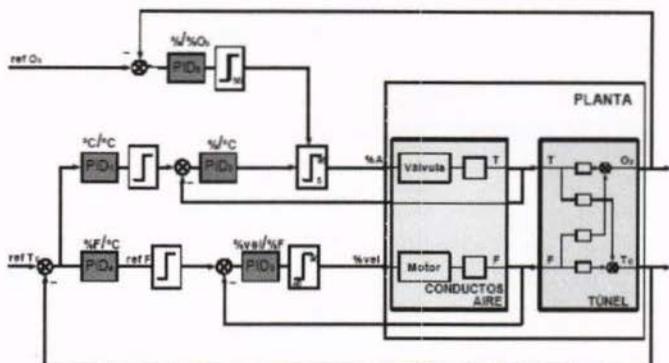


Figura 25: Esquema de control de los túneles de compostaje de la Planta de Reciclado y Compostaje del Complejo de Mata Grande (Estepa, Sevilla)

La temperatura del compost es medida mediante tres sondas de temperatura, tipo Pt-100 introducidas en el material en tres puntos distintos del túnel. El sistema calcula la media aritmética de estos tres valores para obtener la Temperatura media del material que se composte.



Figura 26: Sonda introducida en el material (interior túnel y vista exterior techo)

El oxígeno se mide con un oxímetro ubicado en el conducto de entrada de gases al túnel.

Para cada una de las fases, en que se divide el compostaje en el túnel, se establecen unos valores de consigna para la temperatura de la masa que se composte. La señal de entrada para el controlador (PID, implementado mediante el software de Siemens STEP 7) es la diferencia entre esta temperatura de consigna y la temperatura media del material que se composte. El controlador actúa sobre el ventilador en función de

esta diferencia; de modo que, si la masa de aire debe enfriarse, el caudal de aire que entra debe ser menor y, por tanto, la **velocidad de aireación** debe disminuir, y viceversa. Por otra parte, el sistema de control también actúa sobre el **sistema de electroválvulas**. De manera que, si la temperatura de la masa es mayor que la temperatura de consigna (etapa de enfriamiento), además de insuflar un menor caudal de aire, este aire que se inyecta debe ser más frío, por lo que la válvula de aire fresco debe abrirse más, mientras que la de aire recirculado (más caliente) se cierra en la misma proporción. El grado de abertura dependerá del valor absoluto de la diferencia entre el valor de consigna y el medido.



Figura 27: Sistema de válvulas de aire recirculado y aire fresco

En el caso de que la temperatura de la masa sea menor que la temperatura de consigna (etapa de calentamiento), la válvula de aire recirculado debe abrirse más, mientras que la de aire fresco se cierra en la misma proporción. Sin embargo, debemos tener en cuenta que el nivel de oxígeno en el aire recirculado disminuye respecto del aire que entra al túnel, por la actividad aerobia de los microorganismos descomponedores. Por este motivo, se necesita un segundo control cuya señal de entrada sea la concentración de oxígeno en el aire de salida del túnel (PID) y que esté conectado a un «nivelador de máximos y mínimos». Durante todo el compostaje dentro del túnel, se establece 20'5. % [v/v] como valor de consigna para la concentración de oxígeno en el aire de entrada. Cuando el aire que se insufla está a una concentración menor de este valor, se abre más la válvula de aire fresco mientras que se cierra la de aire recirculado en la misma proporción. El contenido de oxígeno en el gas de salida constituye una segunda variable de control para el sistema de válvulas.

No se puede olvidar, que los cambios de temperatura son debidos a la actividad microbiana en la degradación de la materia orgánica de los residuos. El sistema de aireación sólo favorece a la creación de las condiciones óptimas de cada una de las poblaciones responsables de cada una de las fases del compostaje.

En este sistema de control tipo A, es importante que las variables de control, en este caso la temperatura de la masa y la concentración de oxígeno en el aire de entrada, y las consignas para estas variables sean elegidas adecuadamente. Resultado de estas consignas y este control será la eficiencia del proceso, definida como a través de la cinética de transformación del carbón orgánico contenido en los residuos en compuestos que doten de valor agronómico al producto obtenido, que también ha de ser inocuo y estable.

3.2.2.- Sistema de agua del proceso

Todo el manejo de agua del sistema de compostaje en túneles, es en principio un sistema cerrado. Es decir, que toda el agua recogida en el sistema, una vez filtrada, es usada nuevamente en el proceso y en la humidificación del aire.

3.2.2.1.- Corriente de agua de la planta de compostaje

Todos los lixiviados de la planta de compostaje son recogidos en un tanque de decantación subterráneo, situado debajo de los túneles. Desde aquí estos lixiviados, junto con otras aguas residuales de la planta, se bombean hasta una criba de arco que retira parte de los sólidos que contiene.

Este agua clarificada pasa a un segundo tanque de decantación subterráneo, donde sedimentan los sólidos que no se han separado en el cribado. A través de un rebose, este agua aún más clarificada pasa a otro tanque subterráneo. Desde este tanque, parte del agua se bombea hasta el humidificador y otra parte se bombea para ser utilizado por el sistema de irrigación de los túneles. Estos tanques de decantación deberán ser limpiados cada cierto tiempo para retirar los sólidos depositados en el fondo. Cuando hay exceso de agua en estos tanques, se bombea parte de la misma a una balsa de evaporación exterior. Sin embargo, cuando el proceso necesita más agua de la existente en los tanques (por ejemplo, tras tareas de limpieza), se añade agua limpia procedente de un pozo.

Las ventajas de este sistema, prácticamente cerrado, es que los lixiviados son tratados y reutilizados y no suponen la generación de un residuo del proceso. No obstante, la recirculación de estos lixiviados puede dar lugar, con el tiempo, a un incremento de la salinidad de los mismos y, como consecuencia, un aumento de la conductividad de la masa que humedece dentro de los túneles. Si se presenta este problema, una de las posibles soluciones es introducir en el sistema agua limpia que disminuya la concentración de sales en los lixiviados.

3.2.2.2.- Control del sistema de irrigación en los túneles

El material a compostar en los túneles es irrigado con el agua clarificada, para lo que hay instalados pulverizadores en el techo de los túneles. Las tuberías de cada túnel con estos pulverizadores instalados, se conectan a una tubería central a través de una válvula neumática. La cantidad de agua que se añade al material que se composta es medida y depende de cada fase. Debido a que sólo existe un medidor de caudal en la tubería central, los túneles no pueden ser regados simultáneamente. Desde el control de mandos, se ordena una secuencia temporal de riegos para los distintos túneles.

Este control se realiza a través de un temporizador-contador que asigna el control a cada uno de los túneles conforme a una secuencia temporal previamente establecida en el programa a través de un número de pulsos, equivalentes a un tiempo determinado de irrigación a caudal constante. Existe un segundo nivel de control, referido a la forma en que el agua que se añade al material de un túnel. Se establece que la válvula de humidificación (la que con su abertura permite la irrigación dentro del túnel) se abra cuando se den unas condiciones. Estas son: que se encuentre habilitado el control del túnel correspondiente (lo explicado anteriormente), que no se haya superado la cantidad de agua total máxima asignada al proceso por túnel y que no se haya superado la cantidad de agua asignada a la fase en que se encuentre el proceso. Por tanto, se debe prefijar en los parámetros del programa de control el valor máximo del agua del proceso y valor del agua de una fase.

3.2.3.- Fases de compostaje dentro del túnel

A lo largo del proceso de compostaje, se van sucediendo distintas poblaciones microbianas responsables de la degradación de un determinado

tipo de sustratos. Debido a que cada una de estas poblaciones requiere unas condiciones ambientales distintas, a través del sistema de ventilación y del sistema de agua, para cada una de estas fases se crean, dentro del túnel, las condiciones óptimas para que estos microorganismos realicen su actividad degradativa.

Las diversas especies de microorganismos que se suceden en el proceso de compostaje, se diferencian básicamente en el rango de temperatura en el que desarrollan su actividad. En base a esto, se elige la **temperatura de la masa que se composta** como la variable del sistema que mejor representa las condiciones ambientales que se deben alcanzar dentro del túnel para que cada población microbiana pueda tener una actividad máxima.

Mediante el sistema de control, se impone la temperatura de consigna que debe tener la masa de compost en cada etapa. El control del sistema de ventilación actuará de manera que, en función de esta variable y el tiempo de duración impuesto para cada fase, se alcancen los valores de consigna impuestos. La concentración de oxígeno del aire entrante actúa como variable secundaria de control, siendo su valor de consigna constante durante todo el proceso (20,5 %, v/v).

El control dará la orden de pasar de una fase a otra, cuando se alcance la temperatura de consigna establecida o cuando se alcance una duración máxima de la fase. Asimismo, también se puede cambiar de fase manualmente a través del PC.

El proceso de compostaje llevado a cabo dentro de los túneles consta de 10 fases, cada una de ellas con unos valores de consigna distintos dependiendo del objetivo de la fase.

Las fases de compostaje dentro del túnel son las siguientes:

Ventilación inicial: el único objetivo de esta fase es ventilar el túnel con aire fresco durante el proceso de llenado.

Nivelación: Después del llenado pueden producirse algunas veces grandes diferencias de temperatura en el material residual. Para tener un punto de partida que sea lo más homogéneo posible se requiere una pequeña ΔT (que se requiere sea regulable). Esto se obtiene inyectando aire a través del

material a compostar. La oxigenación permite también un buen curso del proceso de compostaje. El tiempo de nivelación depende de la temperatura media de compostaje y la actividad en el compost. El tiempo de nivelación varía de 10 a 11 horas aproximadamente. La cantidad necesaria de aire de ventilación es al igual que el tiempo, dependiente de la temperatura del compost.

La temperatura a la que hay que nivelar depende de la temperatura del material. Es necesario por eso medir la temperatura de material inmediatamente después de llenar. La **temperatura medida menos 5°C** es la temperatura a la que hay que nivelar. Así, si la temperatura de material medida es de 25°C, la temperatura de compostaje media tiene que ser dirigida hacia aproximadamente 20°C.

Calentar: En esta fase, el material debe **alcanzar 48°C**. Para ello el sistema de control, establece la orden de aumentar la temperatura 2,5°C/hora. Durante esta fase, la propia actividad del compost es tan alta que el material a compostar puede ser calentado sin ayuda. Esto se puede lograr restringiendo parcialmente la cantidad de aire fresco. El nivel de oxígeno aquí es importante.

Precompostaje: Durante el precompostaje la temperatura se **mantiene alrededor de 48°C**. Esta fase dura unas 3 horas. Durante esta fase se procesan compuestos de fácil descomposición, además se produce una gran evaporación de agua y reducción del volumen de la masa que se composta.

Calentar-Higienizar: En esta fase, la masa debe **alcanzar una temperatura de 62°C**, a través de incrementos de 1,5°C/h. La duración máxima de esta fase es de 12 horas.

Higienizar: La entrada de aire debe regularse durante 48 horas, de tal manera que la temperatura mínima del material **permanezca a 60°C**. Durante esta fase mueren todos los microorganismos dañinos (tanto los microorganismos patógenos para los humanos, ganado y vegetales, como las semillas de malas hierbas). A este proceso también se conoce como pasteurización.

Enfriar-Higienizar: En esta fase la temperatura del compost se **lleva a 48°C**. El punto de partida es un descenso de la temperatura de 1,5°C/hora.

El enfriamiento se pone en marcha aumentando la cantidad de aire que se inyecta a través del material residual y aumentando la proporción de aire fresco en la mezcla de aire de entrada. La temperatura del aire de entrada, es de hecho, más baja que la temperatura del compost. La cantidad de aire se regula dependiendo del descenso de temperatura del material. La duración máxima de esta fase es de 20 horas.

Compostaje: La fase denominada de compostaje tiene lugar a una temperatura de **48°C**. La temperatura del aire depende de la actividad del compost. El compostaje dura alrededor de 150 horas. Durante esta fase se produce nuevamente una reducción de volumen.

Enfriar-Vaciar: En esta fase la temperatura del material se lleva a una temperatura de **25°C**. El punto de partida es un descenso de la temperatura de la fase de compostaje con un gradiente de 1,5°C/hora. El enfriamiento se pone en marcha de la misma forma que en la fase enfriar-higienizar.

Ventilación Final: Se ventila durante 40 minutos con aire fresco.

Ventilación Final: Se ventila durante 40 minutos con aire fresco.

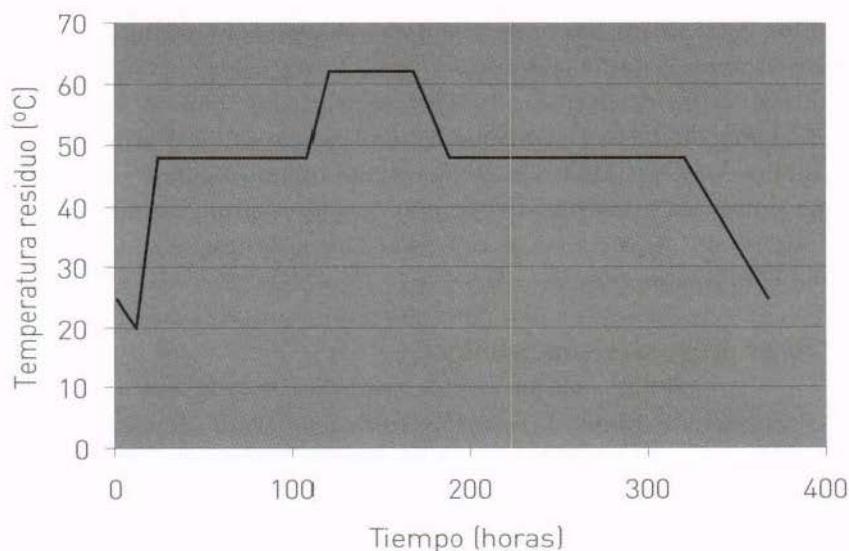


Figura 28: Evolución de la temperatura de referencia dentro del túnel

La cantidad de **agua** adicionada al túnel es otro parámetro que se controla en función de la fase del proceso que tenga lugar. Se establece un

volumen de agua que debe añadirse en cada fase. El agua se adiciona de forma secuencial en el tiempo, es decir, cada cierto intervalo de tiempo se añade un caudal fijo de agua durante un tiempo establecido previamente. Esta secuencia se repite tantas veces como sean necesarias para que, en la fase en cuestión, se acumule el volumen de agua consignado. De esta manera, la masa se puede humedecer progresivamente y añadir en función de las necesidades de los microorganismos.

3.3.- Descripción de los ensayos

Con objeto de estudiar la influencia del sistema de compostaje en el proceso y el producto obtenido, se diseñaron experimentos para comparar el compostaje en túneles de ventilación forzada frente al proceso tradicional con volteos mecánicos.

La materia prima utilizada para todos los experimentos fue la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) procedente de recogida no selectiva (salvo, la separación de papel-cartón y vidrio). Debido principalmente a distintos hábitos de consumo y estacionalidad de los cultivos y procesos de producción, la composición de la FORSU sufre cambios en el tiempo. Por esta razón, los experimentos con ambos métodos se realizaron de forma simultánea en el tiempo utilizando la misma materia prima. De esta manera, de forma paralela, la materia prima se compostó, por un lado, mediante el sistema simple de pilas volteadas quincenalmente durante 75-85 días y, por otro lado, mediante túneles de fermentación con ventilación forzada durante los 14 primeros días del proceso y volteos quincenales hasta completar los 75-85 días del experimento. Los muestreos se realizaron cada 15 días aproximadamente hasta su refino.

3.4.- Toma y preparación de muestras

Previamente a la toma de muestras, con la finalidad de disminuir la influencia que la heterogeneidad de la muestra en los ensayos, se ha procedido a la preparación de la muestra de la siguiente forma: en el caso de la pila con volteos, con una pala mecánica se mezcla el material que se compostó de distintos puntos de la pila y se toma la muestra; mientras que a la salida del túnel, con pala mecánica se mezcla el material que ha ocupado los 3 metros más cercanos a la puerta y se toma la muestra.

Se toman 18 Kg de muestra sin cribar y 4 Kg de muestra cribada con tamiz de 10 mm de luz.

Los extractos acuosos se preparan sometiendo a agitación, durante 45 minutos, una suspensión de 40 g de muestra sin cribar en 1 Litro de agua. Posteriormente, estos extractos se microfiltran. El filtrado se almacena a baja temperatura [- 4°C] para las determinaciones que no se realizan en el día de la preparación del extracto.

Del resto de muestra sin cribar, 3 Kg aproximadamente se secan en estufa a 60°C para realizar las diferentes determinaciones y el sobrante se utiliza en la determinación de estabilidad por respirometría mediante el método Di.Pro.Ve.

La muestra cribada será empleada para la determinación de estabilidad mediante respirometría (método SOUR) y el test de autocalentamiento.

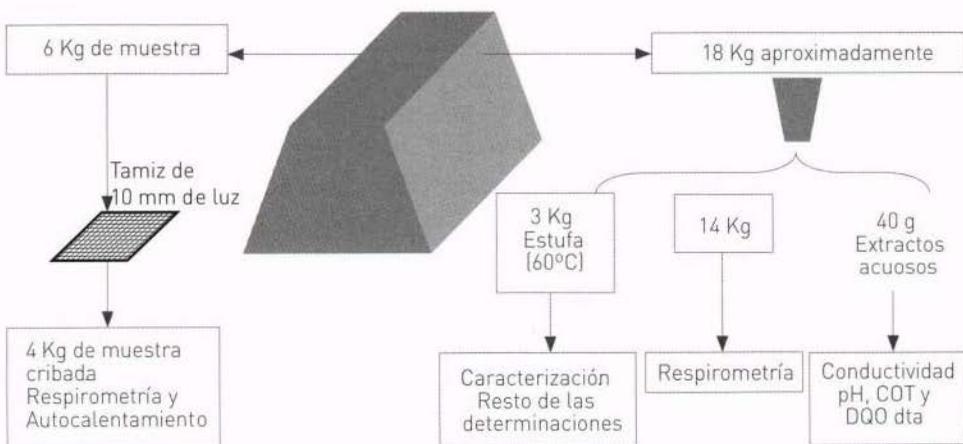


Figura 29: Toma de muestras para los análisis

3.5.- Métodos analíticos

3.5.1.- Extractos acuosos

pH

Se ha utilizado un pHmetro «Crison» modelo Digit 2001, que se calibra periódicamente y está provisto de un electrodo de vidrio que se sumerge en una porción del extracto acuoso.

Conductividad eléctrica

Se ha utilizado un conductivímetro «Crison» modelo CM 2200; el electrodo se sumerge en una porción del extracto acuoso a una temperatura de 20°C.

Carbono Orgánico Total

La determinación se realiza en un analizador Dohrmann DC-190. Esta determinación se hace de forma indirecta, obteniéndose como diferencia entre el carbono total y el inorgánico presente en la muestra.

El Carbono total se obtiene mediante un detector de CO_2 . El CO_2 se forma por oxidación catalítica del carbono contenido en la muestra a una temperatura de 680°C.

El carbono inorgánico se determina igualmente mediante un detector de CO_2 , el cual mide, en este caso, el CO_2 procedente de la transformación de los aniones CO_3^{2-} a CO_2 . Esta transformación tiene lugar en una cámara que contiene una disolución de H_3PO_4 al 20%.

Demanda Química de oxígeno disuelta

La demanda química de oxígeno es una medida del oxígeno consumido, fundamentalmente, en la oxidación por un oxidante fuerte de la materia orgánica contenida en una muestra dada.

El método utilizado para su determinación es el del dicromato: la muestra se somete a una oxidación química en caliente (150°C), por adición de un exceso de oxidante, solución de dicromato potásico 0,0167M, en medio ácido, solución de sulfúrico concentrado y sulfato de plata. Tras el período de digestión (2 horas), el exceso de oxidante que no ha reaccionado, se valora frente a la solución de Sulfato Ferroso Amónico, 0,1M. Por diferencia, se determina la cantidad de dicromato consumido en la oxidación de la muestra. Para cuantificar la cantidad de dicromato añadida se realiza, junto a la muestra, un ensayo en blanco. Este se ha llevado a cabo con un volumen de agua destilada idéntico al de la muestra y con los mismos reactivos químicos de la muestra principal.

3.5.2.- Muestra sólida. Parámetros físico-químicos.

Caracterización de las fracciones que componen la muestra

De los 3 kg de cada muestra secados en estufa (SELECTA MOD 210) a 60°C, se separaron de forma manual y minuciosamente las fracciones de: Vidrio, Plástico, Metal, Textil, Papel y Cartón, Materia Orgánica y Otros donde se incluyeron materiales menos comunes.

Se determinaron las fracciones por pesada, en una balanza de precisión (XB 3200D PRECISA).

La fracción seca de materia orgánica se trituroó en un molino de cuchillas (ORTO-ALRESA) y se preparó para las determinaciones analíticas necesarias.

Humedad

Se toma una muestra representativa, entre 2,5 y 3 kg. y se coloca en una bandeja previamente tarada, tras determinar su peso se introduce en una estufa a 60°C durante 48 h y se determina su peso, se vuelve a introducir en la estufa a 60°C 2h, si el valor del peso no ha experimentado modificación, tomamos ese valor como el peso de la muestra seca.

El contenido de humedad de la muestra se calcula mediante la fórmula:

$$\% \text{ Humedad} = ((P1-P2)/P1) \times 100$$

P1=peso húmedo de la muestra; P2=peso seco de la muestra.

Carbono Orgánico Oxidable

Se determina el carbono orgánico de la muestra que se oxida con Dicromato potásico 1N, en presencia de ácido sulfúrico concentrado con sulfato de plata como catalizador. Para que la oxidación se produzca de forma total y lo más rápida posible, la muestra sólida se somete a una digestión de una hora y treinta minutos a 150°C en placa calefactora. El exceso de oxidante se valora con sulfato ferroso amónico (FAS), 0,5 N, y la cantidad de carbono orgánico oxidado se calcula a partir de la cantidad de dicromato reducido.

Carbono Orgánico por calcinación (Sólidos Volátiles)

Los sólidos volátiles se han determinado por calcinación a 540°C. La materia orgánica al quemarse se transforma en CO₂ y vapor de agua principalmente; por lo que el residuo en forma de cenizas se identifica con la materia inorgánica.

Se parte de unos 10 g de muestra, pesados en balanza de precisión, previamente triturada y desecada a 105°C durante 24 h, la muestra se introduce en la mufla durante 4 h a 540°C y tras enfriar se pesa, y se vuelve a meter en la mufla durante 5 minutos a la misma temperatura, después de enfriar nuevamente, se vuelve a pesar; cuando el peso se mantenga constante tendremos el peso de la muestra a 540°C..

Los sólidos volátiles se calculan mediante la fórmula:

$$\% \text{Sólidos Volátiles} = \frac{(M1 - M2)}{M1} \times 100$$

M1=peso en gramos de la muestra a 105°C

M2=peso en gramos de la muestra a 540°C

Nitrógeno (método Kjeldahl)

La muestra se somete a una digestión a 350°C durante 4 horas, en medio ácido con una mezcla catalítica de Cobre y Selenio. Una vez finalizada la digestión, se destila la muestra, en una unidad de destilación SELECTA ProNitro I. Previamente, se adicionan diversas cargas de unos 50 mL, aproximadamente, de NaOH al 35 % con la finalidad de llevar la muestra a un pH→9.5, de manera que, el amonio pase a su forma no ionizada. A continuación, se procede a efectuar un arrastre con vapor de agua de la muestra a la vez que se recoge el destilado sobre un volumen de ácido sulfúrico (de normalidad conocida) en exceso sobre el amonio que recibirá procedente de la muestra. Parte de este ácido sulfúrico reacciona con el amonio, y el ácido sulfúrico que no haya reaccionado, se valora frente a una solución de hidróxido sódico de normalidad conocida. Por diferencia entre los equivalentes de sulfúrico iniciales y los equivalentes valorados frente a la sosa, sabemos los equivalentes que reaccionan con el amonio y por tanto los equivalentes de amonio presentes en la muestra analizada. El contenido en nitrógeno total, expresado en mg de NH₃ por gramo de muestra seca, se calcula mediante la expresión:

$$\frac{\text{mg NH}_3}{\text{gramo de muestra}} = \frac{V_1 \times N_1 - V_2 \times N_2}{a} \cdot 17$$

V_1 =mL de ácido sulfúrico añadidos inicialmente

N_1 =Normalidad real del ácido sulfúrico previamente estandarizado

V_2 =mL de sosa gastados en la valoración de la muestra destilada

N_2 =normalidad real de la sosa previamente estandarizada

a =peso de la muestra (en gramos)

$P_m(\text{NH}_3)$ =17 g/mol

Fósforo

Se ha determinado el fósforo asimilable midiendo en un espectrofotómetro (BECKMAN:DU SERIES 600) la absorbancia a 690 nm de la disolución de color azul que se produce al reducir el complejo fosfomolibdico formado por el ácido ortofosfórico y el ácido molibdico. Puesto que la intensidad de color, según la ley de Lambert-Beer, es proporcional a la cantidad de fosfomolibdato reducido y, por tanto, a la cantidad de ortofosfato presente, se puede calcular por este método la concentración de fósforo en una disolución. La reducción es llevada a cabo por una disolución de cloruro estannoso que se ha preparado justo antes de utilizarla ya que, al ser un reductor fuerte, se oxida fácilmente.

Este método no determina el fósforo que se encuentra en las estructuras de proteínas, lípidos, etc, pero si lo hace para aquel que se extrae fácilmente con una solución extractora (solución que simula las condiciones químicas del suelo).

Metales (Espectrofotometría de Llama. Absorción Atómica)

En el presente método se ha determinado la concentración en mg/L de metales presentes en una muestra de compost. El análisis se lleva a cabo mediante una digestión previa de la muestra. Tras la digestión, se ha utilizado una unidad de Absorción Atómica (PERKIN ELMER AANALYST 300).

La espectrofotometría de absorción atómica (AA) es una técnica analítica cuantitativa para determinar la concentración de elementos en una muestra. La técnica se basa en la absorción de luz por los átomos del elemento. Usualmente la muestra es vaporizada en una llama. Esto deja a

la mayoría de los átomos del elemento buscado en su estado fundamental. Se hace pasar, a través de la muestra vaporizada, luz visible o ultravioleta, con lo que se excita a los átomos que están en estado fundamental a estados de energía más alta. Se mide la consiguiente absorción de la luz incidente (a longitudes de onda específicas). Aplicando la ley de Lambert-Beer se establece una relación entre la absorbancia y la concentración del elemento que interesa. Los átomos no absorben luz de forma arbitraria, sólo absorben luz de ciertas longitudes de onda y estas longitudes de onda particulares corresponden a diferencias de energía entre el estado fundamental y varios estados excitados del átomo. Para el calibrado del instrumento se han preparado patrones que cubren el rango de concentración deseada.

El fotómetro de llama nos expresa los resultados en mg/L, para referirlos a mg de metal / kg de muestra seca se realizan los cálculos siguientes:

$$\frac{\frac{\text{mg}}{\text{L}} \times 0.1 \text{ L}}{\text{g de muestra seca}} \times 1000 = \frac{\text{mg de metal}}{\text{kg de muestra seca}}$$

Ácidos Húmicos

En este método, las muestras se someten a una extracción alcalina para obtener el extracto húmico total y posteriormente se precipitan los ácidos húmicos a pH= 1 (pH que debemos controlar con el pH-metro)

Tanto al extracto húmico, como al precipitado de ácidos húmicos se les ha determinado el contenido de carbono orgánico oxidable.

3.5.3.- Muestra sólida. Estabilidad

Autocalentamiento

Se ha utilizado un vaso aislante (Dewar) de 2,5 Litros de capacidad. Se le ha colocado una tapa de poliuretano y una sonda de temperatura conectada a un sistema de almacenamiento de datos (Data logger) para ver la evolución de la temperatura (U.S. Composting Council 1997). Tras introducir la muestra en el vaso, éste se deja en una cámara de incubación a 20°C (Wu et al. 2001) durante el tiempo del ensayo que es de 20 días. Durante este tiempo se analiza el aumento de la temperatura, cuya velocidad

e intensidad es función del grado de madurez del compost. En la Figura 30 se muestra un esquema del equipo utilizado.

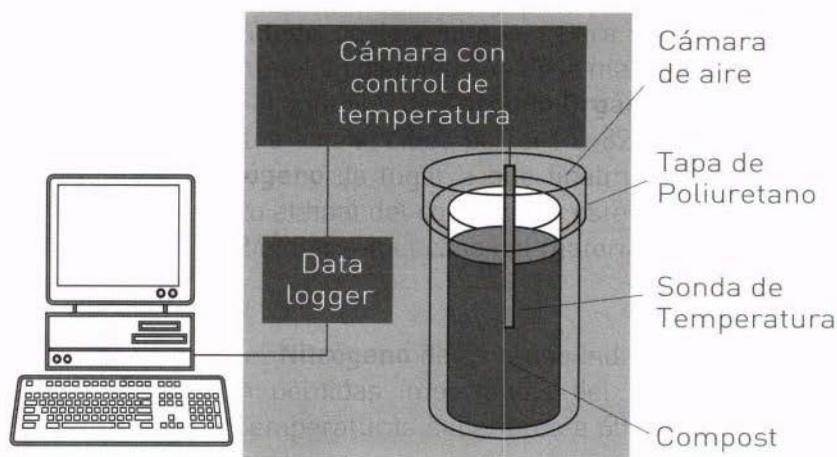


Figura 30: Equipo para el test de autocalentamiento

Respirometría. Método de la VECO o SOUR. (medio acuoso)

Para la realización del ensayo SOUR se requiere un agitador magnético, baño termostataado, una línea o bomba de aire para insuflar aire y un oxímetro con sonda polarográfica tipo Clark que se introducen en un matraz o reactor de 1 L (Ver Figura 31). Tamponando el medio a 7,2, termostatando la prueba a 30°C y añadiendo los nutrientes utilizados en la DBO ($MgSO_4$, $FeCl_3$, $CaCl_2$) garantizamos que el único factor limitante de la actividad respiratoria es la sustancia orgánica en suspensión. La determinación se hace a una muestra de entre 1 y 4 gramos (según la estabilidad estimada), previamente cribada a 10 mm. La sonda de oxígeno y difusores de aire se insertan en el reactor que queda hermético, se dispone de un sistema de rebosamiento para el desplazamiento de volumen previsto durante la aireación. A continuación se procede a la alternancia de ciclos de insuflación de aire y decaimiento del oxígeno para la adquisición de la curva $\Delta O_2 / \Delta t$.

La concentración de oxígeno disuelto se mide con un electrodo y se recogen los datos, representándose la evolución de la concentración de oxígeno disuelto frente al tiempo en cada uno de los experimentos realizados. Se estima la Velocidad de Utilización de Oxígeno mediante la pendiente negativa que se genera ($\Delta O_2 / \Delta t$) entre dos valores de concentración de oxígeno que se definen como el mínimo a partir del cual comienza la

aireación y el máximo en el que la electroválvula corta el aire. Mediante este sistema conseguimos que la disolución nunca esté con déficit de oxígeno.

A partir de estos datos, se determina la velocidad de utilización de oxígeno (VUO) en $\text{mg O}_2/\text{L}\cdot\text{h}$ y, conocida la concentración de sólidos volátiles (SV) que hay en el compost, se determina la velocidad específica de consumo de oxígeno (VECO) en $\text{mgO}_2/\text{g SV}\cdot\text{h}$ a un tiempo dado.

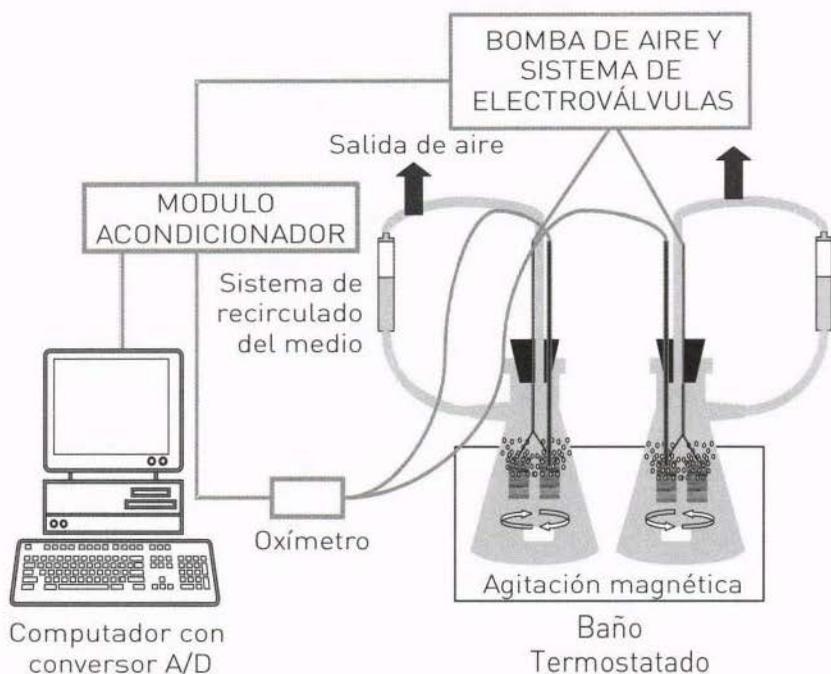


Figura 31: Equipo para método de la VECO o SOUR

El típico resultado del test muestra un pico de la actividad respiratoria, correspondiente a la mayor pendiente de consumo de oxígeno en torno a 5 ó 6 horas del inicio. El valor de la máxima pendiente correctamente referido a un gramo de sólido volátil y a la unidad de tiempo constituye la VECO_{max} o SOUR ($\text{mg O}_2/\text{g SV} \cdot \text{h}$).

Respirometría. Método Di.Pro.Ve. (medio gaseoso)

El respirómetro distribuido por la compañía Costech international (Respirometer 3022) y que será el que hemos utilizado en los ensayos que presentamos tiene la versatilidad de poder determinar el índice dinámico (DRI) y el índice estático (SRI).

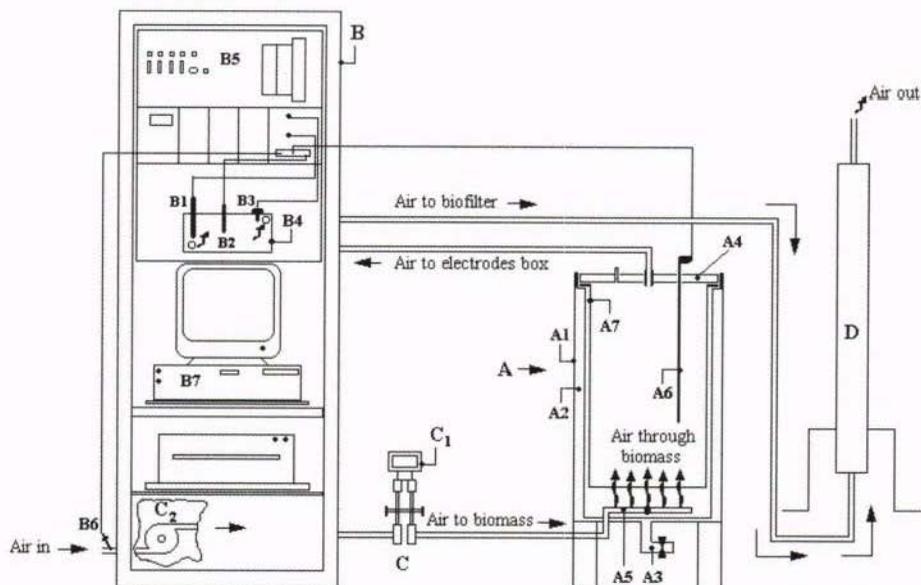


Figura 32: Equipo para el test respirométrico DRI.

El equipo (Ver Figura 32) consta básicamente de un reactor adiabático, encamisado de poliuretano para su aislamiento. Tiene tres orificios, para añadir el aire, introducir la sonda de temperatura tipo Pt100 y otro para la salida de aire. La determinación del oxígeno (con una sonda tipo Clark), se realiza en un sistema colector una vez pasado por una cámara de expansión para eliminar la humedad. En dicho colector también se determina temperatura del aire de salida y existe la posibilidad de determinar CO_2 (mediante un electrodo de vidrio). En la pantalla de visualización se podrá observar la Temperatura de la biomasa y la del aire entrante y saliente, así como la concentración de O_2 , CO_2 , caudal e índice de Respiración. El tiempo de registro del consumo de oxígeno es de diez segundos, temporalmente memorizado un programa soportado por «windows», comprobando en cada intervalo de medida que la concentración de oxígeno no decaiga de 14% O_2 (v/v) para garantizar condiciones aerobias. Usando la expresión siguiente se calcula el índice de respiración instantáneo. El índice en cada hora viene determinado como la media de los valores instantáneos (IRD_i).

$$\text{IRD}_i [\text{mg O}_2 \text{ kg SV}^{-1} \text{ h}^{-1}] = Q * h * \Delta\text{O}_2 * Vg^{-1} * 31,98 * 10 * \text{SV}^{-1} * \text{h}^{-1}$$

Donde:

→ IRD_i = Índice de Respiración instantáneo.

→ Q = Caudal de aire ($L \cdot h^{-1}$);

→ ΔO_2 = diferencia de concentración de oxígeno entre la salida y la entrada (% v/v);

→ Vg = Volumen ocupado por un mol de gas. Asumiendo el valor estándar para $T_1 = 273,15 \text{ }^\circ\text{K}$ y $P_1 = 1 \text{ atm}$; $Vg_1 = 22,4 \text{ L/mol}$. El valor corregido para Vg (Vg_2) a una T_2 viene calculado con la siguiente expresión; $Vg_2 = (Vg_1 \cdot T_2/T_1)$ donde T representa la Temperatura en grados Kelvin.

→ $31,98$ = peso molecular del oxígeno (g/mol).

→ 10 = Coeficiente multiplicativo para conversión de unidades.

→ SV = Sólidos volátiles (kg). El dato de actividad biológica también puede ser referido a los sólidos (ST) o bien a los sólidos potencialmente fermentables.

→ h = tiempo en horas durante el cual viene realizada la medida.

El IRD viene calculado como la media de los 24 valores horarios consecutivos en los cuales la respiración de la biomasa ha sido más elevada.

$$IRD_{24} = \frac{\sum_{i=1}^{24} IRD}{24}$$

Respirometría. Método DR4 (medio gaseoso)

Se ajusta la humedad del compost al 50 %, es incubado a 30°C en un reactor donde es aireado continuamente con aire sin CO_2 . El CO_2 emitido procedente del compost es recogido en una solución de hidróxido sódico en forma de carbonato sódico. El carbonato recogido es precipitado con la adición de cloruro de bario en exceso. La concentración de dióxido de carbono emitida por el compost es medida por la valoración del hidróxido sódico residual con ácido clorhídrico estandarizado. El método puede ser adaptado para usar otras formas de medida del CO_2 , que se conecten directamente con el aire de salida de los reactores de incubación.

En la siguiente figura se muestra el modelo experimental propuesto por Wrap (The Waste & Resources Action Programme) en su proyecto ORG0020.

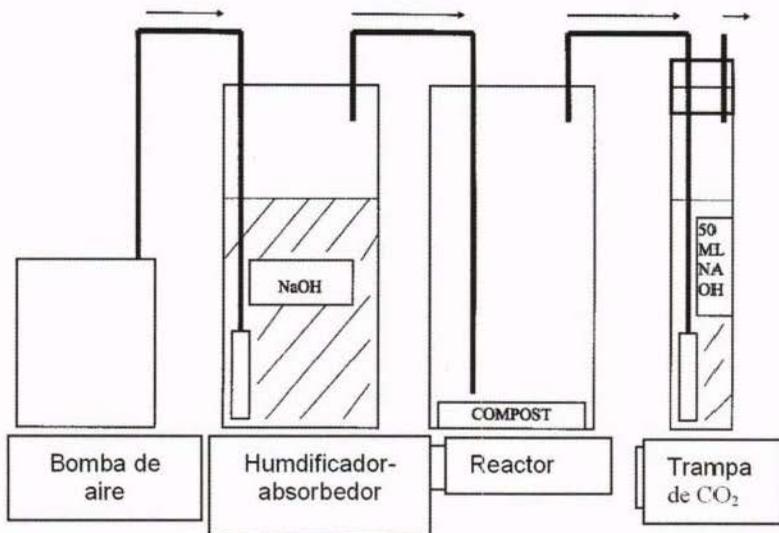


Figura 33: Equipo utilizado para el método de DR4.

Se transfieren $100 \text{ g} \pm 2 \text{ g}$ de muestra, con la humedad ajustada, a los reactores. Se pone en los humidificadores-absorbedores 250 mL de solución de hidróxido sódico 1N y se adicionan 50 mL de agua en el recipiente donde se recolectará el CO_2 del aire de salida. Se unen y se sellan todas las tapaderas y tapones. Se conecta el sistema de aireación, con un flujo constante de aproximadamente 25-75 mL/min.

Después de 72 horas de equilibración a 30°C , se reemplaza el recipiente donde se ha colectado el CO_2 por un tubo con 50 mL de hidróxido sódico 1N. Cada 24 horas, se cambia este tubo por un tubo con 50 mL de álcali fresco. El hidróxido sódico que no se ha consumido en la reacción con el CO_2 del aire de salida se determina mediante una valoración con ácido clorhídrico 1N, utilizando fenolftaleína como indicador. A la muestra también se le determinan los sólidos totales y los sólidos volátiles.

De forma paralela, debe llevarse a cabo la estimación de las interferencias del sistema en la determinación del CO_2 emitido por la oxidación de la muestra. Para calcular este valor de *blanco*, se procederá de la misma forma que se ha descrito anteriormente, utilizando los mismos volúmenes de reactivos, pero omitiendo la fase de recolección del CO_2 emitido por la muestra.

Cálculos y expresión de los resultados

La velocidad de emisión de CO₂ durante 4 días es dada por las siguientes ecuaciones:

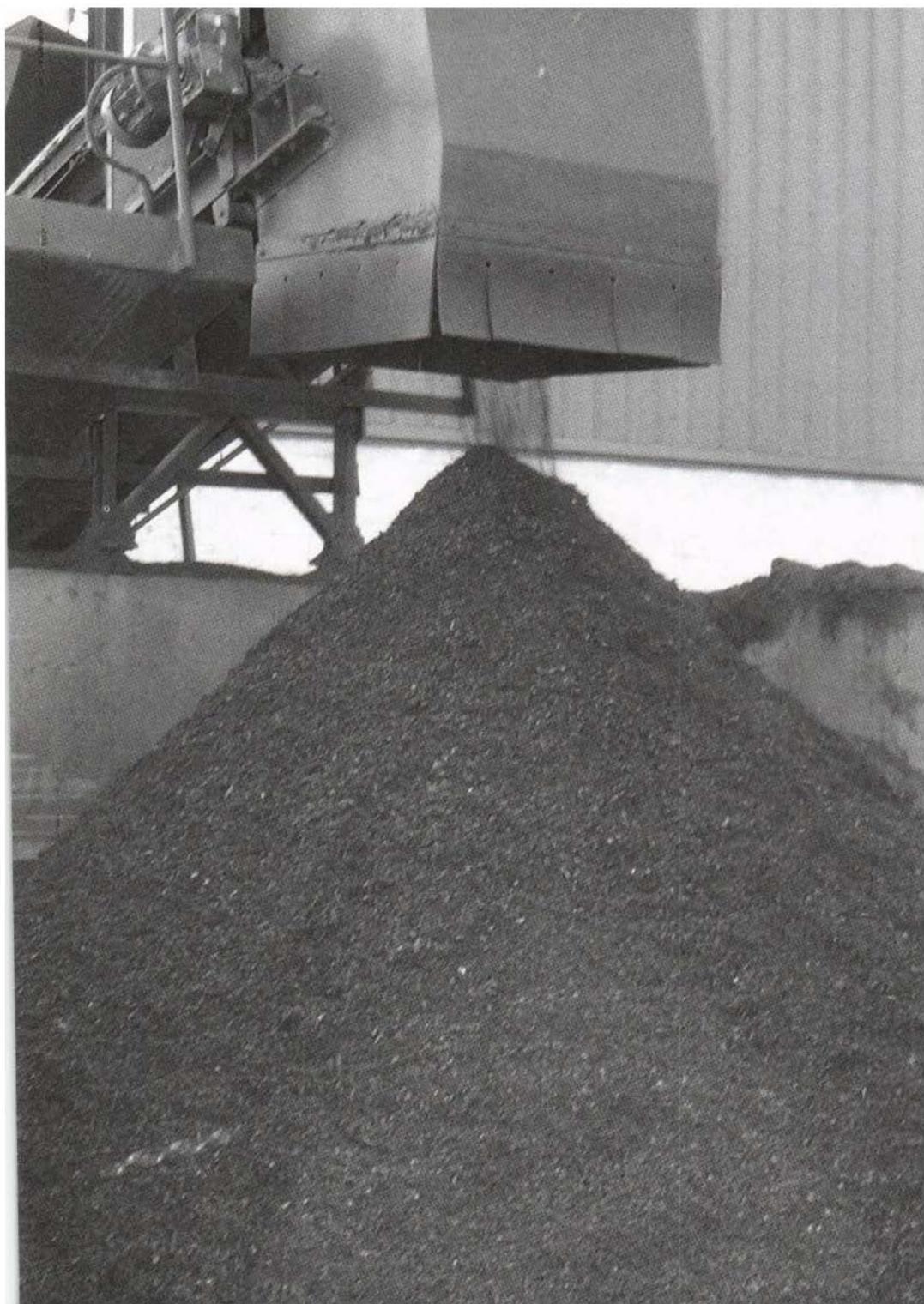
$$\text{mg CO}_2 \text{ emitidos en 24 h} = \{ [B_{\text{vol}} - S_{\text{vol}}] \times 44.2 \} / 2$$

$$\text{mg CO}_2 \text{ totales} = \text{suma de mg CO}_2 \text{ emitidos durante 4 días}$$

$$\text{mg CO}_2 / \text{g VS/d (DR4)} = [\text{mg CO}_2 \text{ totales}] / [\text{peso seco de compost} \times \text{SV} \times t]$$

donde:

- B_{vol} es el volumen en mL M HCl gastados en la valoración del blanco
- S_{vol} es el volumen en mL M HCl gastados en la valoración de la muestra
- Peso seco de compost introducido en los reactores (secado a 103°C durante 24 horas)
- SV es la masa de sólidos volátiles / g de compost
- t es el tiempo en días



CAPÍTULO 4

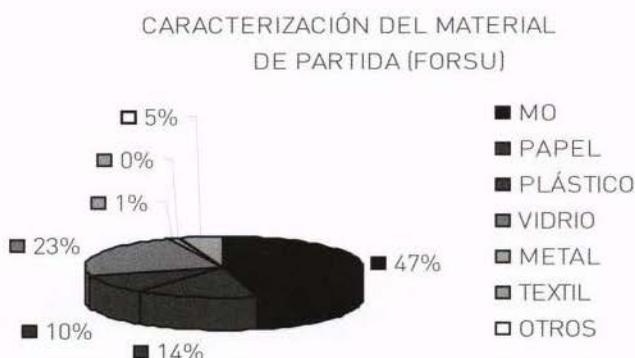
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.- Resultados y Discusión

4.1.- Material de partida

Se tomaron, entre Febrero de 2004 y Mayo de 2006, diversas muestras de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), del material que se recepciona en la Planta de Compostaje del Complejo de Mata Grande, procedente de la recogida municipal (sólo selectiva para vidrio y papel-cartón, en algunos municipios) de Residuos Sólidos Urbanos.

4.1.1.- Composición por fracciones



* Los porcentwajes se corresponden con el promedio de todas las muestras tomadas de material de partida

Figura 34: Caracterización del material de partida.

La escasa industrialización y el predominio de la actividad agraria en el ámbito territorial del Consorcio influyen en la **composición del material de partida**, de manera que la materia orgánica es la fracción predominante [47%]. No obstante, se observa un contenido muy alto en plásticos y especialmente en vidrio (23%). A pesar de que la presencia de inertes es útil en el compostaje para incrementar la porosidad del material y favorecer así la aireación, unos porcentajes demasiado elevados de los mismos disminuyen el rendimiento del proceso y reducen la calidad del producto. Por lo tanto, una separación en origen más selectiva aumentaría la eficiencia del proceso, lo mismo que la mejora del mantenimiento de la mesa densimétrica en la etapa de afino incrementaría la calidad del producto. Sería interesante analizar la granulometría del producto final y su relación con esta composición inicial.

4.1.2.- Parámetros químicos

	Humedad (%)	pH	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Carbono Orgánico Oxidable (% s.m.s.)	N_{total} (% s.m.s.)	C/N	P_2O_5 (% s.m.s.)
Muestra 1	47	6.5	2240	33.5	1.5	22.3	0.10
Muestra 2	54	6.0	1037	38.6	2.4	16.1	0.15
Muestra 3	35	6.4	2230	33.3	2.9	11.7	0.20
Muestra 4	43	5.9	1688	33.6	3.6	9.3	0.10
Muestra 5	46	5.6	1323	36.5	2.5	14.6	0.20
Muestra 6	40	5.7	1162.7	36.6	1.3	28.15	0.30

Tabla 4: Parámetros químicos del material de partida

En las siguientes gráficas se han representado los valores experimentales obtenidos para el material de partida, así como los valores que la bibliografía recomienda para los mismos (Polo et al. 1995).

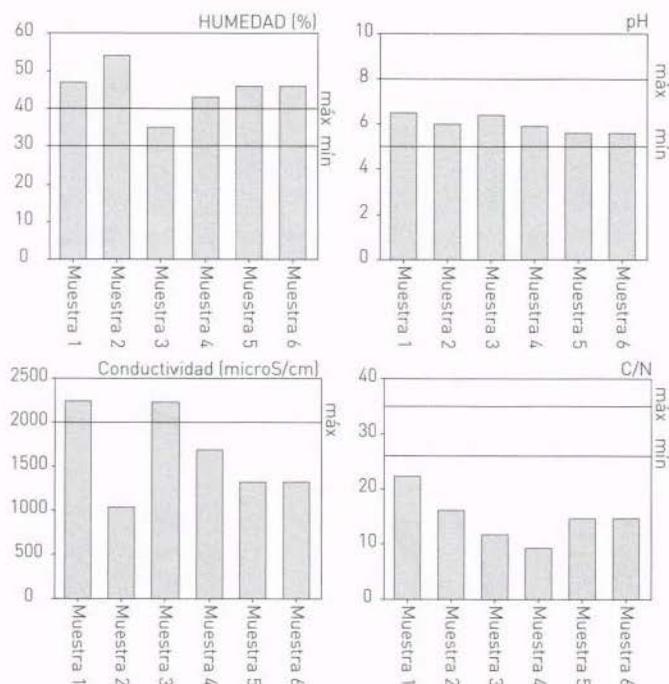
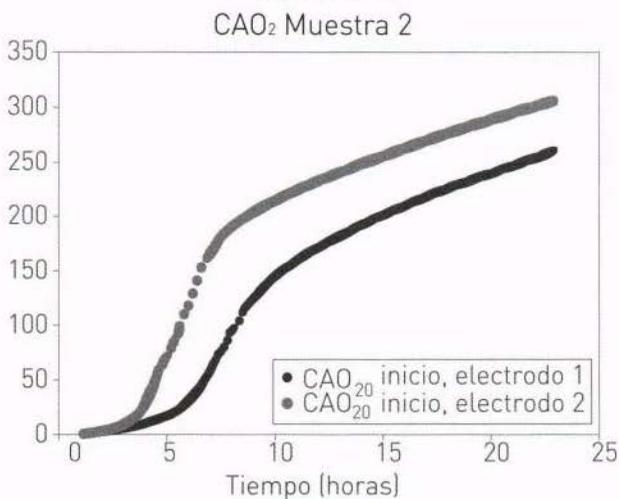
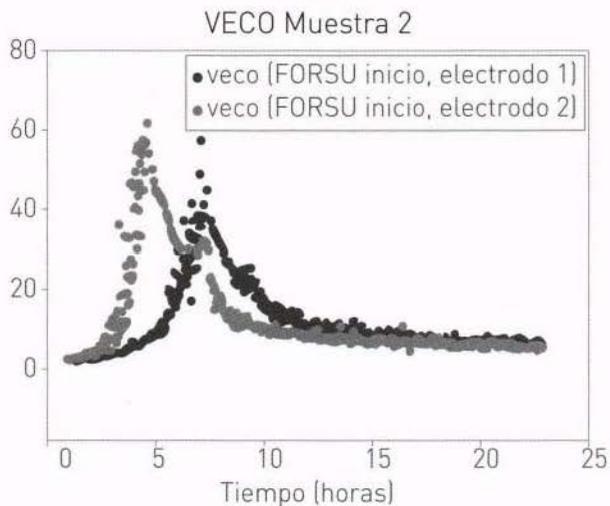


Figura 35: Valores experimentales y valores de referencia (Polo et al. 1995)

4.1.3.- Análisis de estabilidad

	VECO máxima (mg O ₂ /gSV*h)	CAO ₂₀ (mgO ₂ /gSV)	Tmáx (°C)
Muestra 1	56.8	414.9	60,2
Muestra 2	59.5	264.3	64.0
Muestra 3	30.5	197.1	64.7
Muestra 4	55.1	277.0	56.3
Muestra 5	70.9	311.7	57.6
Muestra 6	49.5	195.4	60.5

Tabla 5: Estabilidad de material de partida



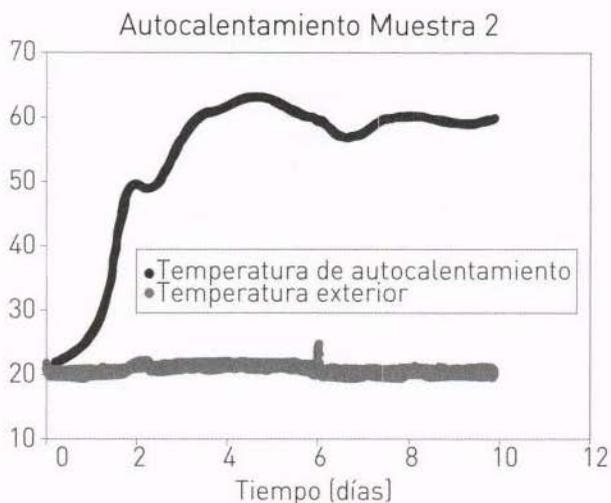


Figura 36: Ensayos de respirometría y autocalentamiento del material de partida

4.1.4.- Análisis de metales

A continuación se presenta la concentración de metales en mg metal / Kg muestra seca de algunas de las muestras más representativas:

	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
Muestra 1	69	1.5	87	59	48	90
Muestra 2	37	0.5	21	12	14	57
Muestra 3	114	1.0	45	63	62	82
Muestra 4	32	1.7	62	63	56	82
Muestra 5	84	2.0	42	21	36	110

Tabla 6: Concentración de metales en el material de partida

4.2.- Compost final

La FORSU (Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos), después de someterse a una fermentación controlada en los túneles de aireación durante 14 días y, posteriormente, a volteos mecánicos semanales durante aproximadamente otros 60-75 días, se refina en la planta de afino obteniendo un compost final con las siguientes características.

4.2.1.- Parámetros químicos

	Humedad (%)	pH	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Carbono Orgánico Oxidable (% s.m.s.)	N _{total} (% s.m.s.)	C/N	P ₂ O ₅ (% s.m.s.)	%Ex.T. Húmico s.m.s.	%Ác. Húmicos s.m.s.
Muestra 1 (71 días)	21	8.3	1972	27.4	1.7	16.1	0.2	32	5
Muestra 2 (80 días)	13	8.0	1995	24.1	1.7	14.2	0.3	33	11
Muestra 3 (70 días)	20	6.6	2011	30.8	2.4	12.8	0.2	30	8
Muestra 4 (75 días)	27	7.5	1963	30.0	2.1	14.3	0.2	34	8
Muestra 5 (78 días)	33	7.0	2220	31.7	2.2	14.5	0.2	25	7

Tabla 7: Parámetros químicos del producto final

En las siguientes figuras, se representan los valores que para cada parámetro exige la legislación (RD 824/2005) o recomienda la bibliografía (Polo et al. 1995).

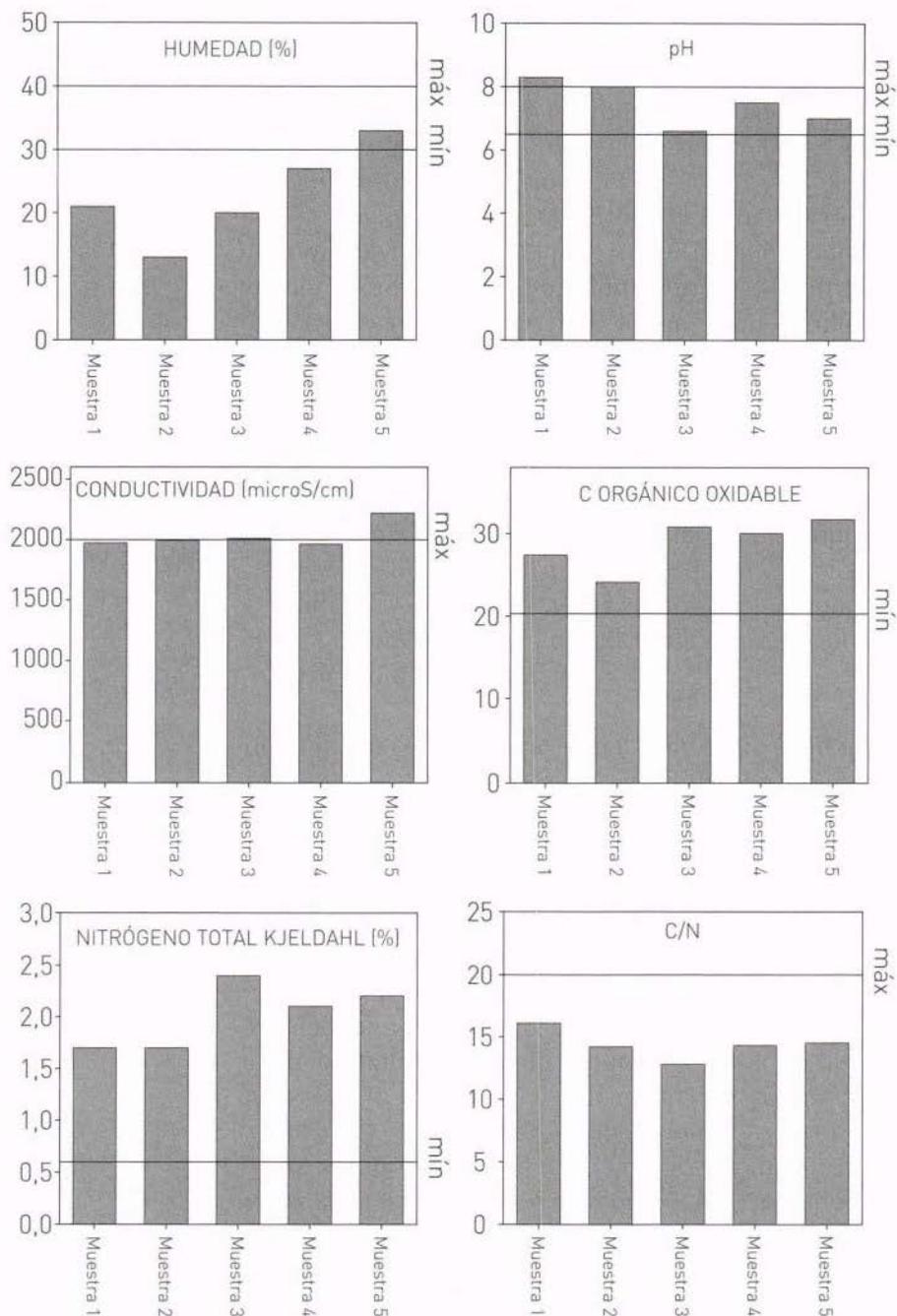


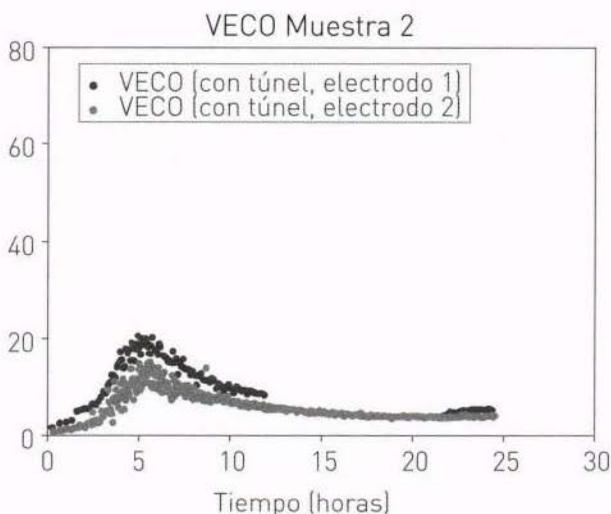
Figura 37: Valores experimentales, límites normativos (RD824/2005) o valores recomendados (Polo et al. 1995)

La estabilización de la materia orgánica implica una síntesis anabólica y de polimerización, en la cual los productos húmicos deben ser predominantes. El contenido en **ácidos húmicos** es un indicativo claro del proceso de humificación y algunos autores (Iannotti et al. 1994; Hue et al. 1995) han estudiado su aplicabilidad para medir la estabilidad. La síntesis de los ácidos húmicos se produce fundamentalmente durante la fase de maduración, después del refino.

4.2.2.- Análisis de estabilidad

	VECO máxima (mg O ₂ /gSV*h)	CAO ₂₀ (mgO ₂ /gSV)	Tmáx (°C)
Muestra 1	15.5	154.7	39,3
Muestra 2	17.7	152.3	40,2

Tabla 8: Estabilidad del producto final



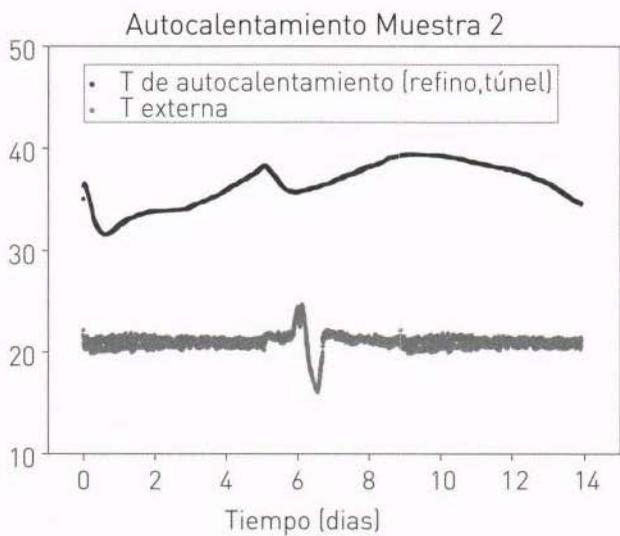
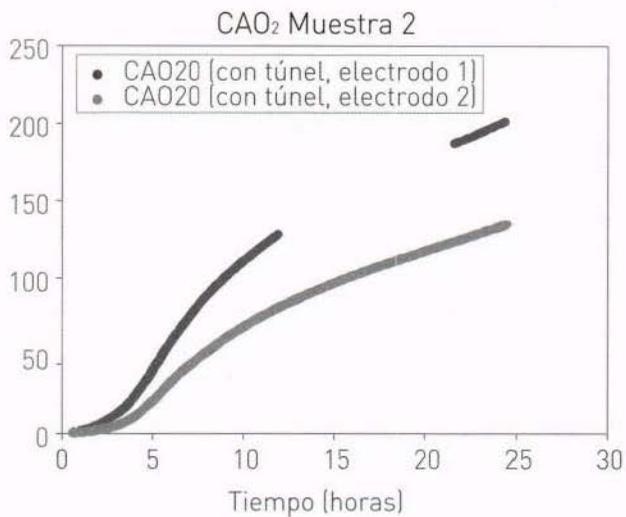


Figura 38: Ensayos de respirometría y autocalentamiento del producto final

4.2.3.- Análisis de metales

A continuación se presenta la concentración de metales en mg metal / Kg muestra seca de algunas de las muestras más representativas:

	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
Muestra 1	159	2	47	36	83	395
Muestra 2	100	1	52	24	53	234
Muestra 3	137	1	29	23	56	179
Muestra 4	165	1	45	39	200	410
Muestra 5	198	2	32	27	126	279

Tabla 9: Concentración de metales en el producto final

4.3.- Análisis de metales promedio y comparativa con la legislación vigente

En la siguiente tabla se representa la concentración de metales en mg metal / Kg muestra seca correspondiente a valores medios de muestras tomadas entre febrero de 2004 y mayo de 2006 y los límites máximos permitidos para el compost, según sea de clase A, B o C, conforme al Real Decreto 824/2005, de 8 de Julio, sobre productos fertilizantes, vigente en su totalidad desde el 1 de Enero de 2006.

En un futuro, que se prevé próximo, entrará en vigor una Directiva Europea que establecerá límites más restrictivos. Actualmente, tan sólo se ha publicado un segundo Borrador de esta Directiva (2nd draft of European Document on Biological Treatment of Biowaste ,BTB) que orienta sobre los límites máximos que se permitirán en función de la utilización del compost.

	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
Inicio (promedio)	65	1.4	99	58	48	92
Compost (promedio)	159	1.4	44	34	106	295
RD 824/2005 Compost Clase A	70	0.7	70	25	45	200
RD 824/2005 Compost Clase B	300	2	250	90	150	500
RD 824/2005 Compost Clase C	400	3	300	150	200	1000
BTB 2 nd draft Compost I	100	0.7	100	50	100	200
BTB 2 nd draft Compost II	150	1.5	150	75	150	400
BTB 2 nd draft Stabilised Biowaste	600	5	600	150	500	1500

Tabla 10: Valores umbrales de metales establecidos por legislación

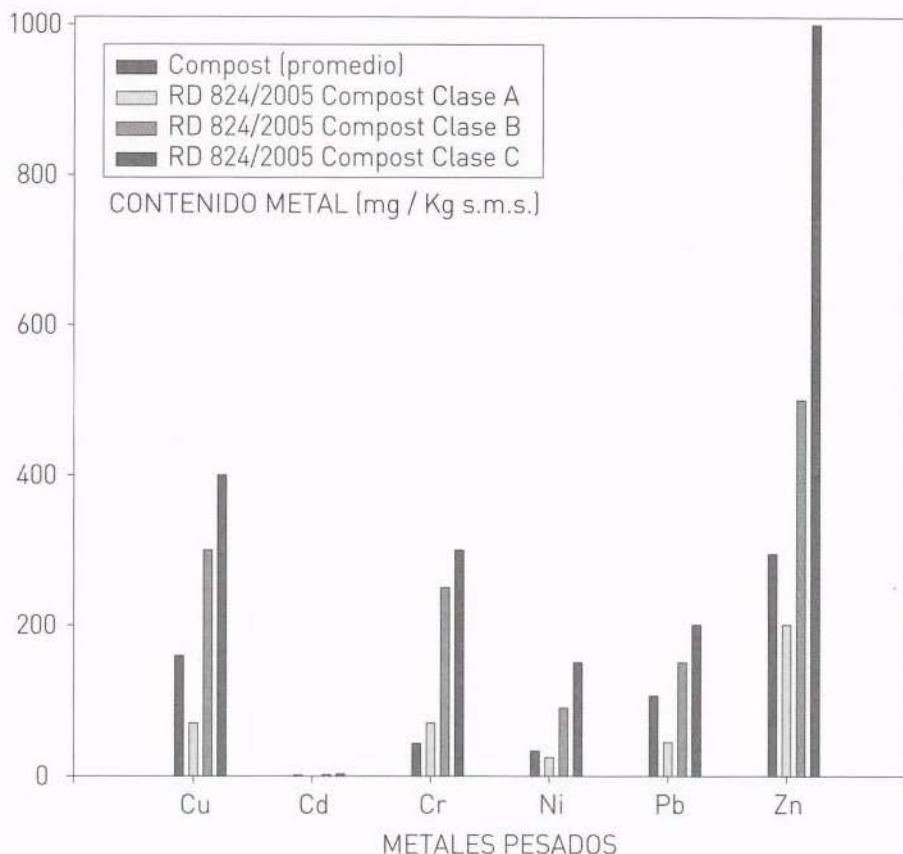


Figura 39: Contenido en Metales Pesados en muestras del Complejo Mata Grande y los límites máximos permitidos en el RD 824/2005, sobre productos fertilizantes

La mayoría de las muestras analizadas se corresponden con compost clase B. El único metal cuyo contenido estaría permitido en todas las muestras para un compost clase A es el Cromo. Respecto a los demás metales, siempre se sobrepasan los límites para este compost de mayor calidad, pero prácticamente en la totalidad de los casos no se alcanza una concentración del metal que supere los umbrales para un compost clase B.

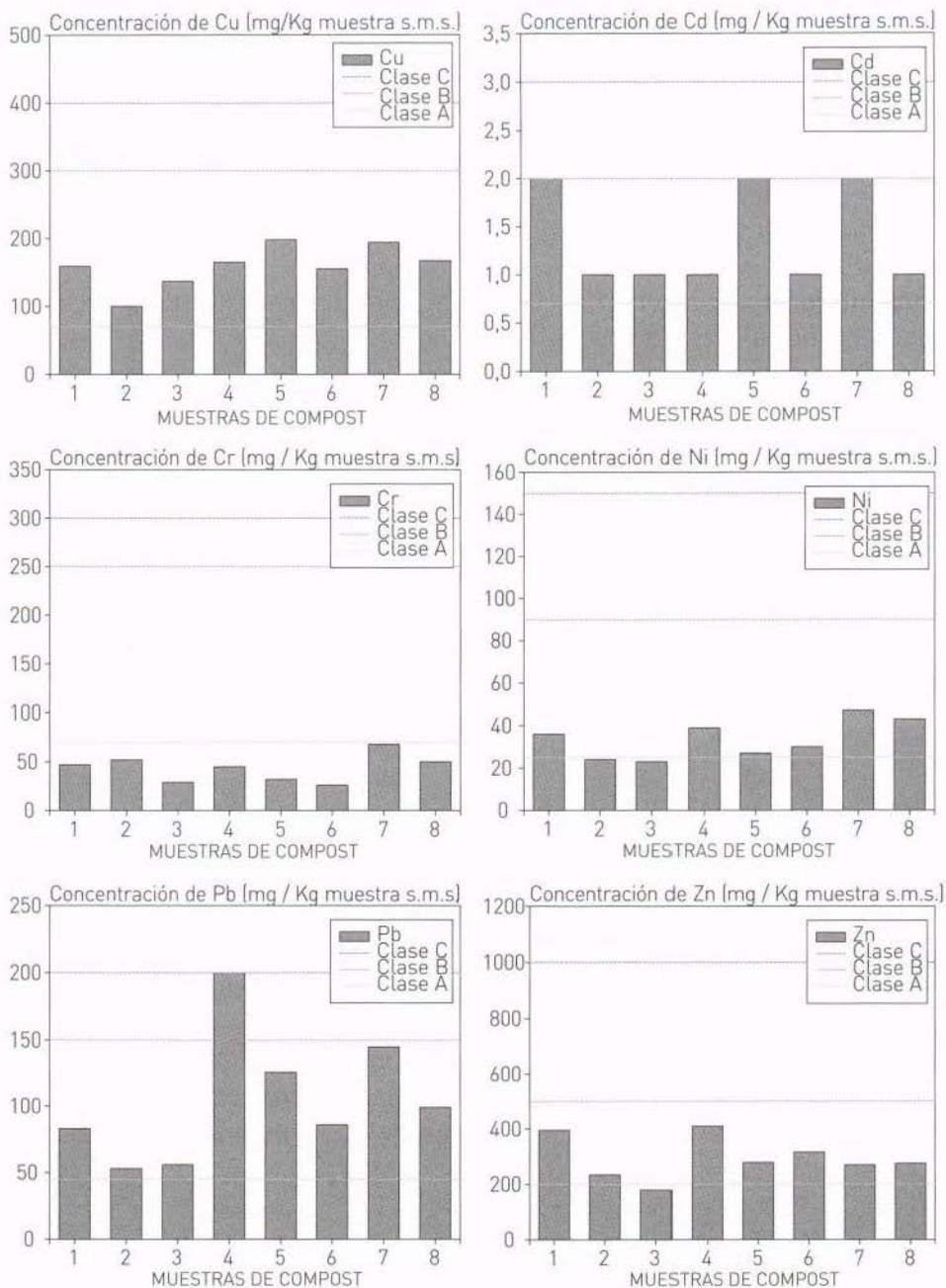


Figura 40: Concentración de metal en las muestras analizadas y valores umbrales del RD 824/2005

Por otra parte, si el Segundo Borrador de la Directiva Europea sobre Tratamiento Biológico de Residuos Biodegradables fuese aprobado, estos productos, si procedieran de una recogida selectiva en origen, se considerarían **Compost de tipo II** en la mayoría de las muestras, lo que limitaría su utilización en una cantidad que no exceda a las 30 toneladas de materia seca por hectárea en tres años por término medio. No obstante, este documento no es definitivo y desde los distintos sectores relacionados con el compost se demanda la revisión de estos niveles para relacionarlos con los contenidos previos de metales en los suelos y las características de los mismos, con objeto de garantizar una utilización del compost que, en ningún caso, sea perjudicial para las personas y el medio ambiente.

Otro aspecto de esta Directiva que genera serias polémicas entre los distintos países europeos es el requisito de que el compost debe resultar del tratamiento de FORSU procedente de recogida selectiva en origen. Esta postura perjudicaría seriamente a las plantas de compostaje de FORSU de nuestro país, donde son pocos los municipios con separación selectiva en origen. Además, el establecimiento de esta medida, tan acelerada y drástica, no contempla las particularidades de cada instalación ya que el material de entrada es determinante para las características del producto resultante, pudiendo obtener concentraciones de metales menores en pequeñas plantas de municipios poco industrializados. De emprenderse medidas en este sentido, si no cambian los modelos de separación de RSU, la mayoría de las plantas de compostaje del sur de Europa, entra ellas las de España, se transformarían en instalaciones de **Tratamiento Mecánico-Biológico** (Mechanical-Biological Treatment, MTB; Favoino 2005). Éste consiste simplemente en un pretratamiento para estabilizar la materia orgánica de los RSU antes de su deposición a vertedero, por lo que la consecución de los objetivos establecidos en el Plan Nacional de Residuos Urbanos, así como el cumplimiento de la Directiva de Vertederos (Directiva 1999/31/CE, traspuesta por el RD 1481/2001) sería imposible.

En contraste con esta idea, a pesar de que el contenido en metales pesados en compost obtenido de RSU sin separación en origen es considerablemente menor que para el caso de lodos de EDAR, paradójicamente, muchos países europeos están a favor de prohibir la utilización de compost de FORSU no separada selectivamente, mientras que defienden la potencialidad del uso de compost de lodos con fines agrícolas.

La Directiva sobre el Tratamiento de Biorresiduos no verá la luz hasta que la Estrategia del Suelo en Europa no sea aprobada. Hasta entonces, los esfuerzos que nuestras plantas de compostaje deben multiplicarse para que, llegado el momento, puedan cumplir con la normativa y competir en el mercado europeo con un compost de calidad.

4.4.- Análisis del ciclo de metales

En la etapa de afino, se separa el material de entrada en dos productos: rechazo (constituido básicamente por inertes, como vidrio y plásticos) y compost final (o afino). En la tabla siguiente se presentan los valores medios de muestras tomadas desde Octubre de 2004 a Mayo de 2006, correspondientes a pilas en la última etapa de fermentación antes de someterse al afino, rechazo de afino y el compost.

	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
Antes de afino	162	1.7	52	36	82	273
Compost (afino)	159	1.4	44	34	106	295
Rechazo de afino	123	1.4	44	32	70	256

Tabla 11: Análisis del ciclo de metales

4.5.- Evolución de los parámetros dentro del túnel

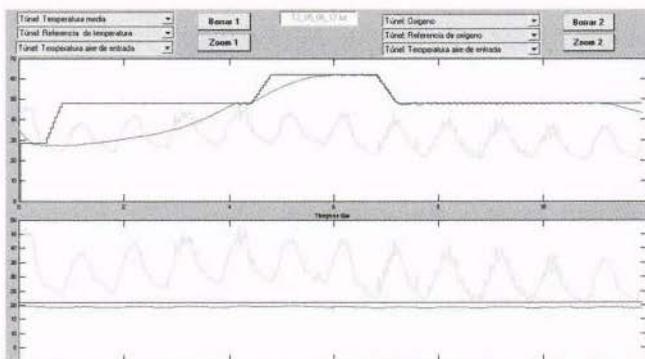
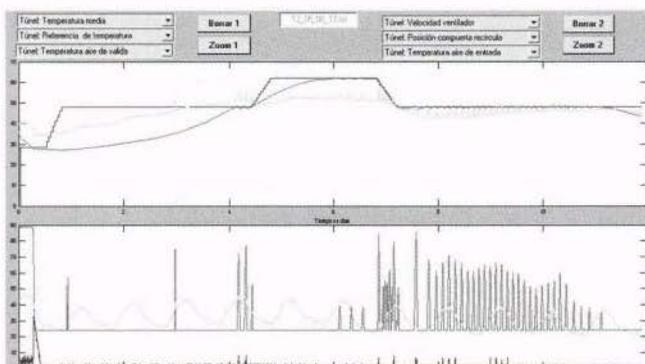
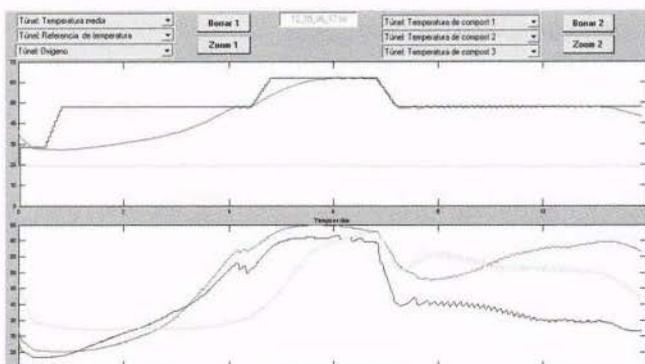
Las siguientes gráficas (soportadas con una aplicación implementada para MATLAB 6.5, utilizada por el personal de la planta de compostaje) muestran la evolución de los parámetros dentro del túnel, tanto de las variables de medida y de consigna como los parámetros de control de los actuadores. La interfaz se divide en dos gráficas, la superior (gráfica 1) se corresponde con las variables indicadas en las casillas de la derecha y la inferior (gráfica 2), con las de la izquierda. En el eje de abcisas se representa el tiempo, expresado en días, y en el eje de ordenadas, las variables y parámetros indicados en las casillas superiores. El rango de valores de los ejes se ajusta a aquel que permite una mejor representación de los parámetros seleccionados. Los colores de las curvas se corresponden en todo caso con el orden de los parámetros seleccionados en las casillas, rojo para el primer parámetro, azul para el segundo y verde para el tercero. Así, en la primera gráfica de la figura 41, la curva que muestra la evolución de la temperatura media del túnel sería de color rojo, la referencia de temperatura para el túnel sería azul y la concentración de oxígeno en el túnel sería verde. En un visor central se puede observar el túnel a que corresponde y la fecha de inicio del programa de compostaje en dicho túnel.

Los parámetros representados son:

1. Túnel: referencia de temperatura
2. Túnel: temperatura media
3. Túnel: temperatura de compost 1
4. Túnel: temperatura de compost 2
5. Túnel: temperatura de compost 3
6. Túnel: ref. regulador de velocidad
7. Túnel: velocidad de ventilador
8. Túnel: ref. de temperatura del aire
9. Túnel: temperatura aire de entrada
10. Túnel: temperatura aire de salida
11. Túnel: ref. caudal de aire
12. Túnel: caudal de aire
13. Túnel: ref. de oxígeno
14. Túnel: oxígeno
15. Túnel: presión de aire de entrada
16. Túnel: presión de aire de salida
17. Túnel: posición compuerta recirculación
18. Túnel: posición compuerta salida
19. Agua: total en fase
20. Agua: total
21. Agua: caudal
22. Biofiltro: ref. presión de entrada
23. Biofiltro: presión de entrada de túneles
24. Biofiltro: apertura válvula bypass
25. Biofiltro: apertura válvula aire fresco
26. Biofiltro: ref. presión de salida
27. Biofiltro: presión de salida de túneles
28. Biofiltro: velocidad ventilador biofiltro
29. Biofiltro: presión antes de humidificar
30. Biofiltro: presión después de humidificar
31. Biofiltro: temperatura antes de humidificador
32. Biofiltro: temperatura después de humidificar
33. Biofiltro: ref. temperatura de aire
34. Biofiltro: temperatura de aire

Las siguientes figuras se corresponden con el túnel 2 iniciado el 17 de Junio de 2005.

En algunos de los ensayos no se alcanzaron los valores de consigna por deficiencias puntuales en el sistema de adición de agua dentro del túnel. En la última gráfica, se muestra la variación del caudal de agua añadida a lo largo del tiempo de compostaje en túnel.



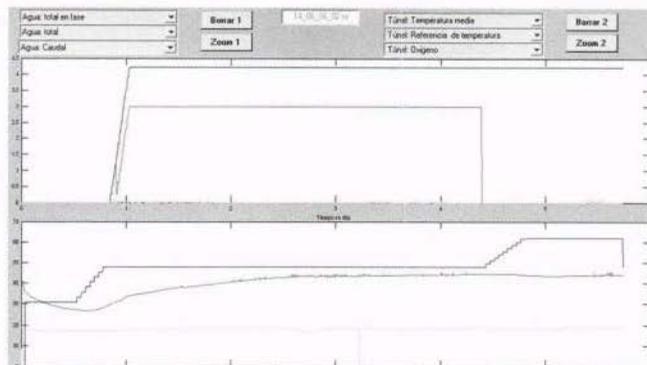


Figura 41: Gráficas de variables medibles, parámetros de control y de los actuadores del sistema de aireación y humectación del túnel

Con los túneles de fermentación se pueden controlar las condiciones ambientales que determinan la actividad de los microorganismos responsables del compostaje. La temperatura constituye el parámetro fundamental de control del proceso (Stentiford 1995). Como ya se ha explicado en el capítulo anterior, a través del sistema de control de la ventilación y de la recirculación del aire que entra en el túnel, se puede establecer una curva de referencia de la temperatura del material que se composte. Debido a que el programa de control no está adaptado a nuestras condiciones climatológicas y a las particularidades del material de entrada, la temperatura que se mide en el material que se composte dentro del túnel, en algunos períodos de tiempo, no coincide con los valores de consigna. No obstante, adquiere valores similares, lo que nos garantiza que el proceso de compostaje se desarrolla aproximadamente según las condiciones que le imponíamos, según los criterios ya comentados (*ver Introducción y Antecedentes*). En cambio, cuando el compostaje tiene lugar mediante volteos mecánicos es muy difícil establecer una estrategia de trabajo para los volteos que nos garantice que el proceso tendrá lugar según unas condiciones idóneas prefijadas anteriormente.

El registro de la temperatura de las 3 sondas introducidas en el material a distintas profundidades del túnel muestra que ha existido una homogeneización en la masa que se composte, de manera que, el producto a la salida del túnel ha recibido un tratamiento uniforme en los distintos puntos del túnel.

La aerobiosis ha estado garantizada en todo momento, ya que los niveles de oxígeno han sido prácticamente constantes alrededor del valor

de consigna (20,5% v/v). Por tanto, este parámetro no ha sido limitante para el compostaje dentro del túnel.

En función de la diferencia entre la temperatura del aire de salida del túnel y los valores de referencia impuestos para la temperatura del material, el sistema de control actúa sobre el ventilador, regulando su velocidad, y sobre la compuerta de recirculación, modulando su posición, para que el aire de entrada reúna las condiciones necesarias (temperatura y contenido en oxígeno) de manera que el material alcance la temperatura de referencia. Podemos estudiar como se ha llevado a cabo el sistema de control y corregir desajustes que hayamos observado.

El agua adicionada al túnel en cada una de las fases del proceso y en la totalidad del mismo es también controlada y registrada por el sistema de adquisición de datos. En algunos de los casos estudiados, los datos almacenados de los túneles muestran la ausencia de adición de agua, por lo que el sistema también es útil para detectar averías y posibles incidencias en el sistema de irrigación.

4.6.- Comparativa entre túnel de fermentación y volteos mecánicos

Los túneles de fermentación controlada, en condiciones óptimas de funcionamiento, crean las condiciones más adecuadas para la población microbiana responsable de cada etapa del compostaje. Este mayor control sobre el proceso ha de traducirse en una aceleración de la actividad degradativa del compostaje respecto de otros sistemas tradicionales, como los volteos mecánicos. Con objeto de estudiar esta supuesta mejora del rendimiento del compostaje cuando tiene lugar en túneles, se han tomado muestras de una pila que se ha sometido exclusivamente a un tratamiento de volteos mecánicos quincenales. Estos experimentos se llevaron a cabo de forma simultánea y con el mismo material de origen que los ensayos en los que el material recibe un tratamiento inicial durante 14 días en túnel y posteriormente se gestiona mediante volteos mecánicos quincenales. A todas las muestras tomadas se les han realizado análisis químicos y de estabilidad.

A continuación, se muestran los resultados de muestras tomadas del material que ha estado sometido a compostaje en túnel durante 14 días, con objeto de contrastarlos con los obtenidos en el material sometido exclusivamente a volteos mecánicos durante el mismo período de tiempo.

4.6.1.- Evolución de la temperatura

La figura 42 muestra dos gráficas, una donde se observa la evolución del material que se composta en un túnel durante los 14 días iniciales del proceso y continua degradándose en eras de volteo y otra correspondiente a un material que se composta sólo mediante volteos mecánicos.

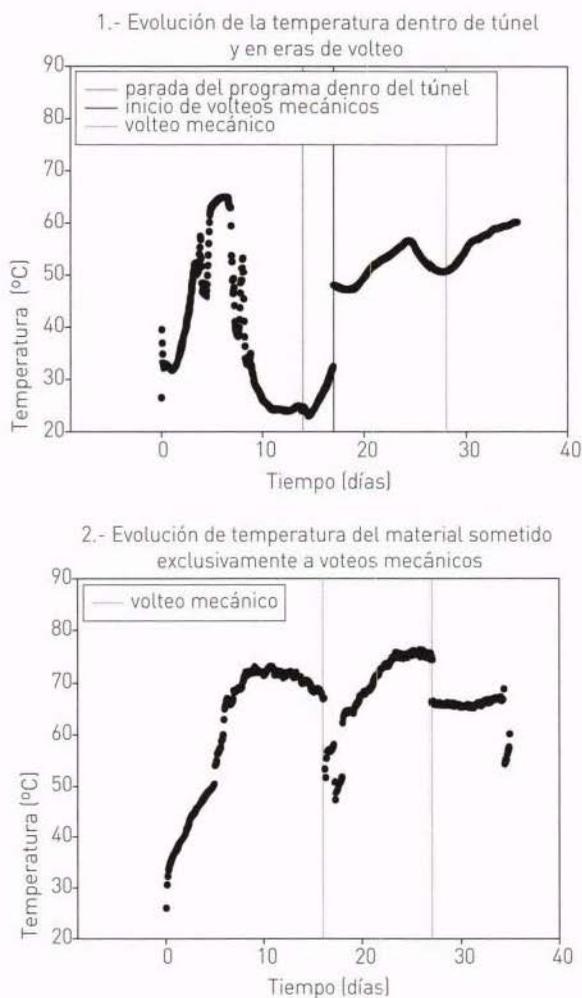


Figura 42: Evolución de la temperatura del material que se composta en sistema mixto y en sistema abierto

La **evolución de las temperaturas** alcanzadas por la pila introducida en el túnel se representa en la gráfica 1. Durante los 14 primeros días la temperatura siguió, aproximadamente, el patrón establecido por el programa de control del túnel. Por lo tanto, se observa que el proceso evoluciona por una etapa mesófila (menor de 45°C), termófila (mayor de 45°C) y de nuevo una etapa mesófila, para concluir el proceso dentro del túnel con una etapa de enfriamiento. La temperatura de higienización del producto (60°C) se alcanzó con ambos tratamientos. Sin embargo, en el caso del material tratado en túnel de fermentación, la máxima temperatura fue de 64,8°C frente a la alcanzada en la pila volteada en la que se calentó hasta los 76,5°C. En procesos de compostaje, rara vez se alcanzan temperaturas superiores a 80°C porque ni siquiera los microorganismos termófilos resisten tales condiciones (Haug 1993). Esta variación de temperatura es debida al calor residual que resta en el material. Este calor residual es consecuencia de un balance entre los aportes (debidos a: la energía calorífica generada en la degradación biológica de la materia orgánica biodegradable, el calor sensible del gas de entrada y el calor sensible y latente del vapor de agua entrante) y las pérdidas (el calor se retira con el gas de salida, el utilizado para calentar y evaporar el agua y el que se pierde por conducción, convección y radiación) (Mason 2005). Los términos de este balance no juegan el mismo papel en ambos métodos. En el túnel, al recircular aire caliente, el calor sensible del gas de entrada tiene mayor importancia que en sistemas abiertos; sin embargo, esto no se traduce en un mayor calentamiento de la masa, ya que con el sistema de extracción se favorece la retirada del gas de salida, aunque la pérdida por conducción a través de las paredes del túnel es menor que en sistemas abiertos. Por tanto, el máximo alcanzado en el túnel no es comparativo con el alcanzado en la pila exterior, ya que en el caso del túnel la difusión de oxígeno no está impedida y también el escape del calor desprendido es más fácil, por lo que es de suponer que la degradación haya sido más intensa (Adani et al. 2002) en el túnel a pesar de alcanzar una temperatura menor.

En ambos ensayos, tiene lugar una evolución de la temperatura con una forma de hipérbola negativa, primero se produce un aumento de la temperatura hasta llegar a un máximo que continúa con un descenso térmico. Esta variación de la temperatura del material que se composta es la que se observa a lo largo de un proceso completo de compostaje (Dalzell et al. 1981). Sin embargo, las causas de dicho fenómeno no son las mismas. En ambos casos el aumento de la temperatura se debe a que en el balance de energía, el calor generado por la oxidación biológica de la

materia orgánica fácilmente biodegradable supera las pérdidas de calor. En cambio, el descenso de temperatura dentro del túnel es forzado por el sistema de ventilación que enfría la masa, mientras que en la pila exterior puede deberse a que, por la difícil difusión del oxígeno, exista déficit de oxígeno lo que ralentice la actividad de los microorganismos, hasta que se vuelve a voltear la masa.

Si en el túnel se pretendiera llevar a cabo un proceso de compostaje completo, este descenso de temperatura debería ser motivado por la propia actividad de los microorganismos, que conforme los materiales fácilmente degradables se consumen, la reacción se ralentiza y el calor que se genera es menor que el que se pierde, comenzando a enfriar la masa. No obstante, es evidente que esto no ocurre con el programa de compostaje utilizado hasta ahora dentro del túnel, ya que el material que sale del túnel no es estable y los microorganismos recuperan su actividad degradativa en las eras de volteos cuando es aireado de nuevo. En consecuencia, el programa actual de compostaje, forzosamente debe ir sucedido por una fase de estabilización en eras de volteo. Se debe evaluar si este método mixto supone ciertamente una aceleración en la degradación del proceso o si, en lugar de mejorar la estrategia de trabajo en este sistema mixto, sería más recomendable aunar esfuerzos para optimizar el programa de compostaje en el túnel (como un sistema cerrado) para obtener a la salida un producto estable, higienizado y de calidad,

Trascurridos 14 días, se observa que cuando el material de ambos ensayos es sometido al mismo tratamiento, volteos en eras de estabilización, en el caso de la pila tratada previamente en túnel, la temperatura máxima alcanzada es bastante menor que en el interior del túnel, lo que puede ser indicativo de que la degradación ha sido algo más intensa en el interior del túnel.

4.6.2.- Parámetros químicos

	Humedad (%)	pH	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Carbono Orgánico Oxidable (% s.m.s.)	N _{total} (% s.m.s.)	C/N
INICIO	48	6.1	1362	35.2	2.5	14.1
Salida de túnel 14 días	28	8.1	1626	30.1	2.3	11.1
Pila sometida sólo a volteos mecánicos 14 días	37	7.4	1985	30.0	2.2	12.6

* Se corresponde con la media de las muestras de INICIO, de Salida de túnel (14 días) y de pila sometida sólo a Volteos durante 14 días, tomadas desde Febrero de 2004 Mayo de 2006.

Tabla 12: Parámetro químicos a los 14 días de compostaje

A la salida del túnel, la humedad del material (28%) no se encuentra dentro del rango óptimo (30-40%, Polo et al. 1995), aunque con valores muy cercanos. Respecto a la conductividad, al contrario de un aumento de la misma que cabría esperar por la utilización de los lixiviados del túnel para irrigar el material que se composta, tiene lugar una disminución por la mezcla con agua de la red en la ocasiones en que los sistemas de bombeo no operaron de forma adecuada.

El pH es también indicativo de la estabilización del producto y con ambos tratamientos podríamos afirmar que los valores están dentro de los límites de pH que indican una buena calidad del producto y, sobre todo, adecuados para el desarrollo del resto del proceso.

La degradación de la materia orgánica, a la vista de los resultados del Carbono Orgánico Oxidable, parece ser similar cuando el material se composta en túnel o por volteos. No obstante, el análisis que podemos hacer de estos datos debe complementarse con el estudio de la evolución de este parámetro durante el proceso completo de compostaje y con los datos de estabilidad. Respecto al Nitrógeno, su evolución es también parecida y su estudio junto con el contenido en carbono, a través de la relación C/N, indica que los valores son más bajos que los recomendables durante el compostaje, 26-30% (Polo et al. 1995); aunque, según la bibliografía, en el compostaje de FORSU difícilmente se alcanzan estos valores generales recomendados.

4.6.3.- Análisis de estabilidad

	VECO máxima (mg O ₂ /gSV*h)	Tmáx (°C)
INICIO	50.49	60.7
salida de túnel 14 días	27.99	56.27
14 días volteos mecánicos	38.01	59.07

* Se corresponde con la media de las muestras de INICIO, de Salida de túnel (14 días) y de pila sometida sólo a Volteos durante 14 días, tomadas desde Febrero de 2004 Mayo de 2006.

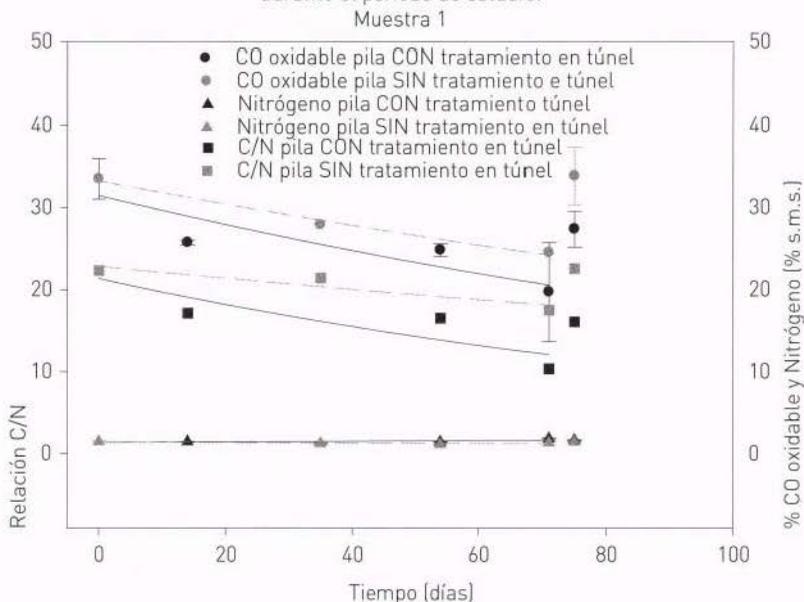
Tabla 13: Estabilidad a los 14 días de compostaje

Respecto a los análisis respirométricos y de autocalentamiento, el material tratado 14 días en un túnel es más estable que el sometido a volteos. A pesar de que, la degradación, estudiada a través de la evolución del Carbono Orgánico Oxidable, parecía ser similar con ambos métodos (15%), los datos de estabilidad muestran que, dentro del túnel, los procesos de biodegradación han sido más intensos y han dado lugar a productos más estables. De hecho, la VECO inicial se redujo a, aproximadamente, la mitad en el caso del material tratado en túnel, frente a una reducción sensiblemente menor en el caso del material volteado mecánicamente. Los resultados del test de autocalentamiento confirman esta conclusión, aunque la sensibilidad del método es notablemente menor.

4.6.4.- Evolución de los parámetros en el proceso completo

En las siguientes gráficas se muestra la evolución a lo largo de todo el proceso de compostaje, en los ensayos que estamos analizando. Se hace referencia a los experimentos correspondientes al material tratado en túnel y con volteos, como «pila CON tratamiento en túnel», y a los que pertenecen al material exclusivamente volteado, como «pila SIN tratamiento en túnel». Los últimos puntos de cada gráfica representan los resultados obtenidos para el material después de la operación de afino, los cuales no han sido considerados en los ajustes a las funciones para parámetro.

Evolución temporal del CO oxidable, el % Nitrógeno y la relación C/N durante el período de estudio.



Evolución temporal del CO oxidable, el % Nitrógeno y la relación C/N durante el período de estudio

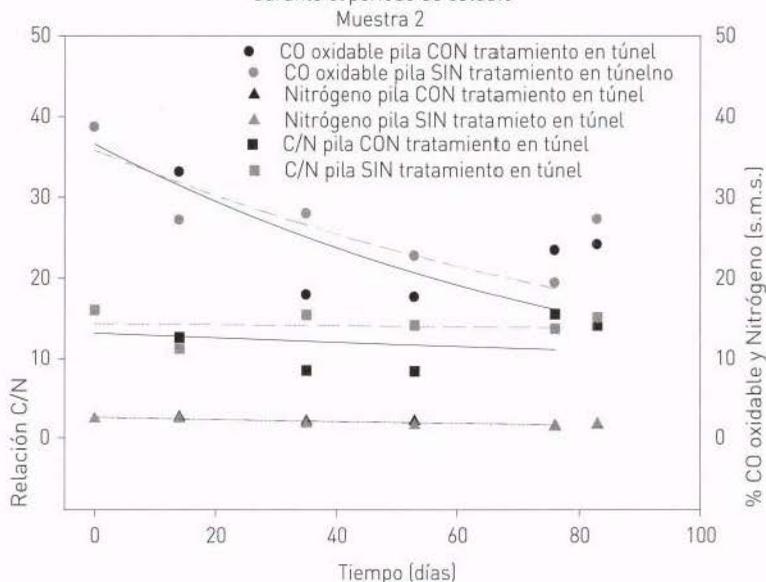
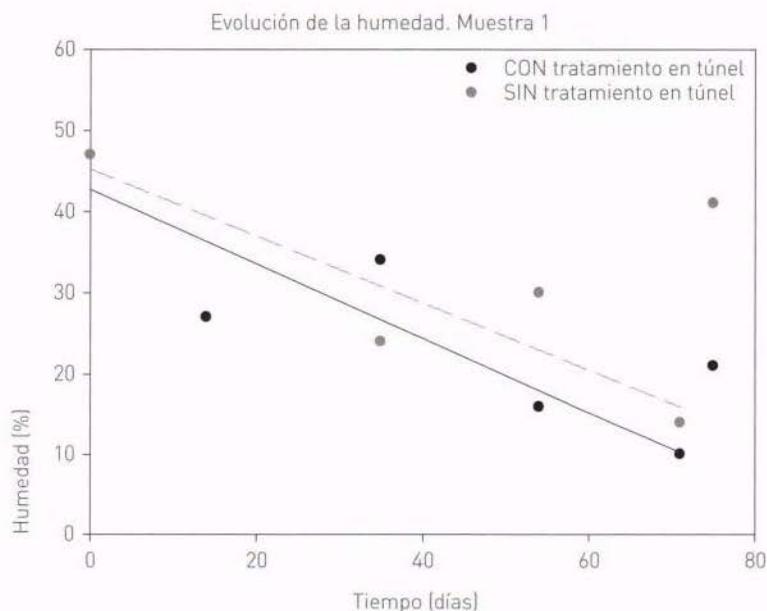


Figura 43: Evolución del Carbono Orgánico Oxidable, el Nitrógeno y la relación C/N durante el compostaje

La degradación inicial en túnel afecta al resto del proceso, de manera

que, a pesar de que a partir de los 14 días los dos ensayos reciben volteos quincenales, la velocidad de degradación es algo distinta, aunque no en la proporción que cabría esperar al comparar un sistema de alta eficiencia frente al tradicional método de los volteos. Para el caso del material tratado inicialmente en túnel, la disminución de la materia orgánica es algo más rápida y alcanza un contenido de **Carbono Orgánico Oxidable** menor, pero dentro de los límites establecidos por el RD 824/2005. La variación del Carbono y del **Nitrógeno** da lugar a que finalmente la **relación C/N** que presenta el producto al final del compostaje esté dentro de los valores permitidos por el RD 824/2005, en el caso del material con tratamiento en túnel.

Una evolución del **Nitrógeno** de este tipo indica que el compostaje se ha desarrollado sin pérdidas importantes del mismo, que podrían haberse originado por temperaturas superiores a 60 °C durante períodos prolongados de tiempo.



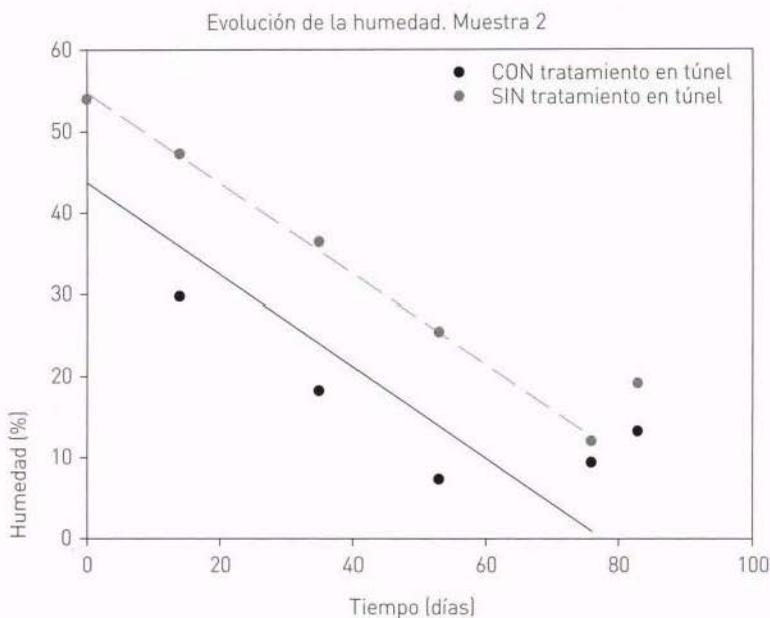
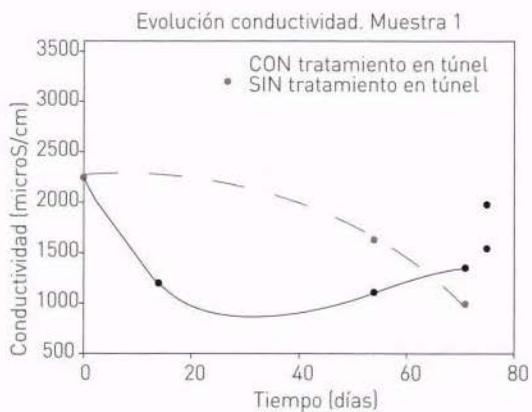
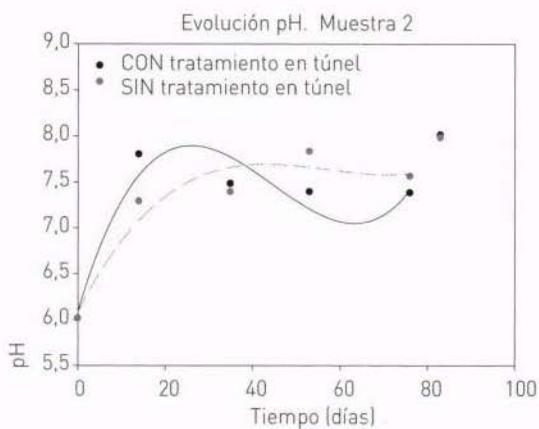
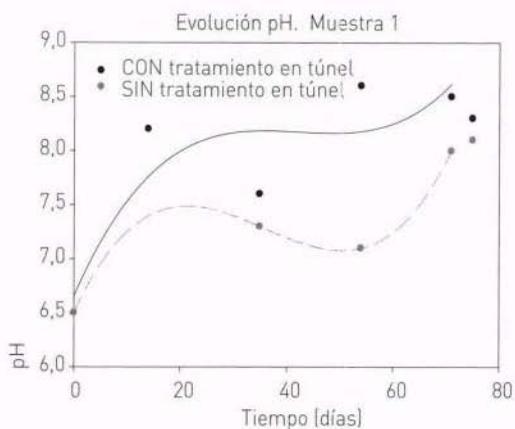


Figura 44: Evolución de la humedad durante el proceso de compostaje

La **Humedad** decrece a lo largo del proceso, respondiendo al fenómeno de secado debido a la respiración y favoreciendo la aerobiosis a lo largo del proceso, aunque convendría mantener la humedad por encima del 40% en las fases intermedias del compostaje, ya que una humedad menor reduce la actividad de los microorganismos (Golueke 1975), y que el compost final tuviese una humedad entre 30 y 40 %. Cuando la humedad es menor del 30% se convierte en el factor limitante para la descomposición y si disminuye por debajo del 12 % cesa, prácticamente, toda la actividad biológica, siendo el proceso extremadamente lento (Polo et al. 1995). Por tanto, a partir de los 30-40 días de compostaje, la degradación habría estado limitada por la humedad y esta situación se habría agravado a partir de los 50-60 días, para el caso de los túneles. Por ello, aunque parezca que no existe apenas degradación, estudiada a través del contenido en Carbono Orgánico Oxidable, al final de este tiempo de compostaje (10-15%) se debe a que la actividad ha estado paralizada por un déficit de humedad, más que por la escasez de sustrato biodegradable disponible. Esto es corroborado por los datos de estabilidad, ya que a pesar de que el producto final parece no tener actividad microbiológica, cuando en los ensayos de estabilidad la muestra se somete a unas condiciones ambientales ideales para la degradación, los microorganismos recuperan su actividad, de modo que se obtienen valores de VECO máxima de 15-17 mg O₂/g SV*h para el producto final.



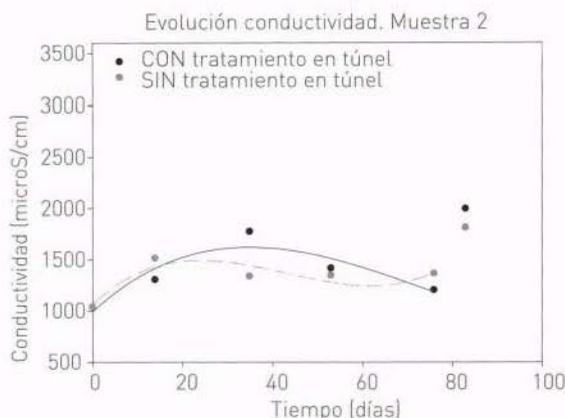


Figura 45: Evolución del pH y la conductividad durante el compostaje

En el compostaje tanto con tratamiento en túnel como con volteos mecánicos, el **pH** describe una curva que se aproxima en gran medida a la descrita por Dalzell (1981) para un proceso completo de compostaje. La fase inicial de disminución del pH como consecuencia de la formación de ácidos orgánicos no se observa durante el proceso, porque tiene lugar en los primeros días u horas de oxidación de la materia orgánica o, incluso, antes del inicio del tratamiento en planta. Este hecho repercute positivamente en el progreso del proceso, puesto que se evita la inhibición que tiene lugar como consecuencia de este bajo pH que hubiese ocasionado un retraso en la transición de la fase mesofílica a la termofílica, ya que los microorganismos mesófilos son inactivados por las altas temperaturas y los termófilos inhibidos por el pH bajo y los ácidos orgánicos (Reinhardt 2002).

La irrigación dentro del túnel con lixiviados del mismo y el sistema de riegos con agua de la red de abastecimiento durante los volteos mecánicos es determinante para la variación de la **conductividad** de la masa que se composta. Debido a las deficiencias en estos sistemas de aporte de agua, ya indicados, es difícil extraer algún tipo de conclusión de los resultados obtenidos. No obstante, podemos afirmar que la conductividad no constituyó un parámetro limitante de la degradación, porque se mantuvo en prácticamente la totalidad de los ensayos por debajo de 2000 $\mu\text{S/cm}$.

ESTABILIDAD:

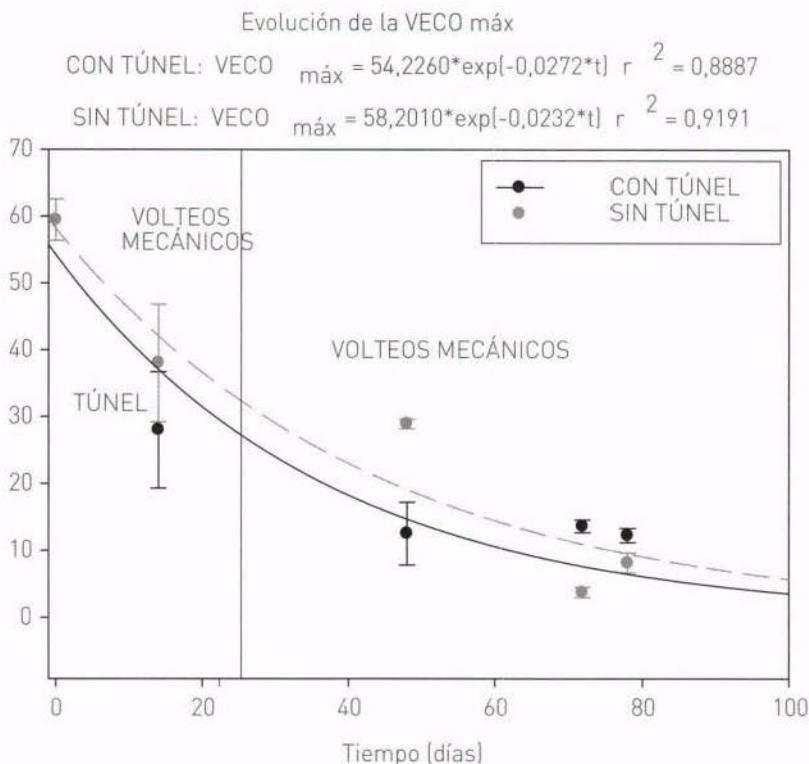


Figura 46: Evolución de la VECO máxima durante el compostaje

Valores de VECO máxima próximos a 1 indican la estabilización del producto y, por tanto, la finalización del proceso. En concordancia con los resultados para el producto final, se observa en esta gráfica que el producto obtenido con ambos tratamientos a los 80 días no es estable. Estudiando la evolución de este parámetro, podemos estimar que el compost sería estable cuando ha sido inicialmente en túnel de aireación, a los 145 días de compostaje frente a los 175 días necesarios para el obtenido exclusivamente mediante volteos.

Cuando se comparaban los resultados obtenidos para la estabilidad a la salida del túnel, el tratamiento en túnel suponía un aumento de la estabilidad para el material compostado ($27,9 \text{ mg O}_2/\text{gSV} \cdot \text{h}$ frente a $38,0 \text{ mg O}_2/\text{gSV} \cdot \text{h}$) que el tratamiento en túnel. En las eras de volteo, esta tendencia se mantiene, acortando en 30 días el tiempo necesario para obtener un compost estable.

Evolución de la CAO₂₀ (mg O₂/g SV). Muestra 2

$$\text{CON TÚNEL CAO}_{20} = 265,6012 \cdot \exp(-0,0107 \cdot x) \quad r^2 = 0,8633$$

$$\text{SIN TÚNEL CAO}_{20} = 276,9419 \cdot \exp(-0,0096 \cdot x) \quad r^2 = 0,7362$$

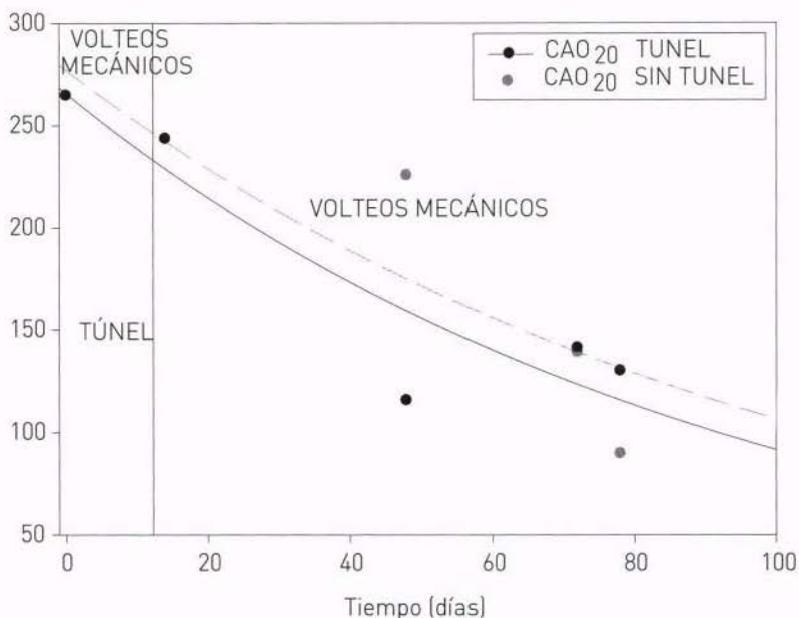


Figura 47: Evolución de la CAO₂₀ durante el compostaje

La tendencia del Consumo Acumulado de Oxígeno a 20 horas coincide con la de VECO máxima. Con ambas, podemos observar que el producto final se estabilizará antes cuando ha sido sometido a tratamiento mixto en túnel de fermentación y volteos mecánicos. De todas formas, para realizar estimaciones se asume la VECO máxima como parámetro de mayor precisión.



CAPÍTULO 5

INVESTIGACIÓN REALIZADA EN LA UNIVERSIDAD DE LEEDS

5.- Investigación realizada en la Universidad de Leeds, escala piloto:

Influencia de la humedad inicial y del perfil de temperaturas aplicado en el compostaje de FORSU de la ciudad de Manchester

Material inicial para los experimentos

Una muestra de 20 Kg de Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Municipales (FORSU) fue tomada de la Planta de Recuperación de Materiales North Manchester Recovery Facility, localizada en la ciudad de Manchester (Reino Unido). Esta planta está diseñada para separar los residuos sólidos municipales (RSU) en dos líneas de recuperación. En recepción las fracciones de mayor tamaño son retiradas de los RSU, dejando sólo el material adecuado para su pulverización en tambores rotatorios. Este material alimenta gradualmente los tambores, mediante cintas transportadoras. La planta tiene dos tambores rotatorios, que constituyen el núcleo del proceso. Por la rotación y la acción de accesorios adecuados, el material susceptible de romperse, se fragmenta. A la salida del tambor, el material pasa por unos tamices, que lo separan en dos fracciones independientes en función de su tamaño. La fracción con tamaño mayor a 45mm contiene materiales inertes reciclables y la menor, material ideal para su compostaje, después de hacerlo pasar por una mesa densimétrica. La composición y el análisis químico de este material (FORSU) se muestra en las siguientes tablas. Las muestras fueron almacenadas a 4°C hasta el comienzo de los experimentos.

FRACCION	% (m.s.)
Papel y cartón	12.7
Plástico	1.8
Vidrio	11.4
Metales	0.1
Textil	0.1
Otros	1.8
Materia Orgánica	72.2

Tabla 14: Composición de la FORSU de la ciudad de Manchester.

pH	7.3
Conductividad Eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1666.0
Humedad (%)	49 %
Sólidos Volátiles (%)	52 %

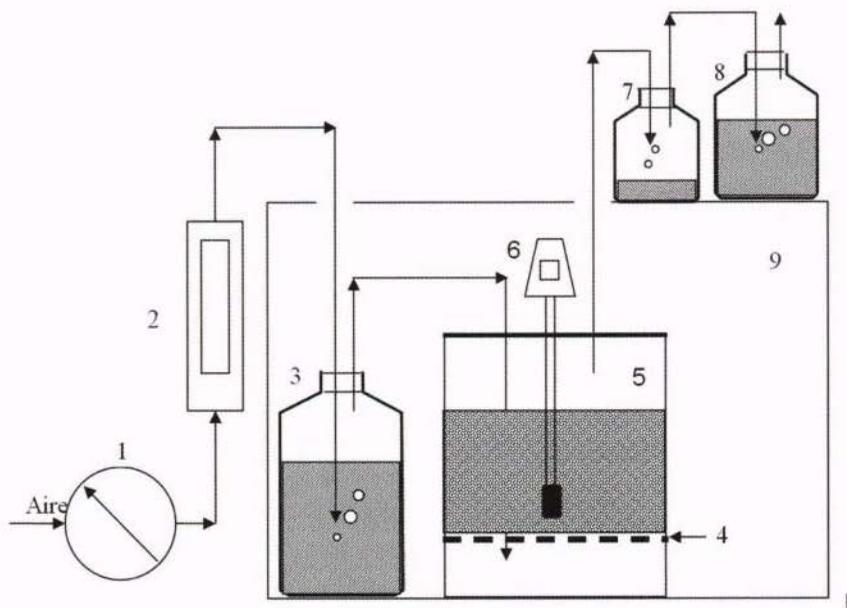
Tabla 15: Parámetros característicos de la FORSU de la ciudad de Manchester.

Ajuste de Humedad

Partiendo de este material inicial, se preparó el material para los experimentos. El material inicial fue secado hasta un contenido de humedad del 30% y, posteriormente, se añadió agua para obtener las diferentes muestras con la humedad diseñada: 35%, 50% y 60%.

Equipo experimental y análisis

Un diagrama del equipo experimental utilizado para el compostaje se muestra en la siguiente figura. Este aparato es una adaptación del utilizado en los métodos para medir biodegradación ORG0020 y DR4, aconsejados por WRAP (Waste and Resources Action Programme) y WRC (Waste Research Center), respectivamente, en Reino Unido. Normalmente, este test es usado para medir la biodegradabilidad del material, manteniéndolo 4 días en condiciones controladas de compostaje. Sin embargo, en estos experimentos la producción de CO_2 ha sido medida durante 7 días de compostaje con objeto de estudiar la eficiencia del proceso a diferentes regímenes de temperatura y con diferentes contenidos de humedad inicial.



- | | |
|--------------------------|-------------------------------|
| 1.- Bomba | 6.- Termopar |
| 2.- Caudalímetro | 7.- Botella de condensación |
| 3.- Humidificador | 8.- Trampa de CO ₂ |
| 4.- Plataforma perforada | 9.- Cámara atemperada |
| 5.- Reactor | |

Figura 48: Equipo experimental para medida de CO₂ emitido

En el desarrollo del experimento, el material es incubado bajo condiciones aerobias en un reactor aireado convenientemente. La microbiota degrada la materia orgánica de la muestra generando CO₂ como producto de la descomposición, que es emitido y recogido en el gas de salida del sistema.

Se trata de un reactor cilíndrico con una plataforma perforada en el fondo para distribuir el aire que le suministra una bomba a un flujo constante (0.5 L/min), medido por un caudalímetro. Con la finalidad de permitir que el aire que entra al reactor no contenga CO₂, previamente, se le hace pasar por un humidificador, que contiene 800 mL de disolución de hidróxido de sodio 1N. El aire que salía del reactor pasaba primero por una botella vacía, donde se condensa el vapor de agua. Desde esta botella, el aire llega a una trampa de CO₂ (800 mL de una solución de hidróxido sodio 1N). El reactor y el humidificador se mantienen a temperaturas controladas dentro de una cámara atemperada. Todos los elementos del sistema fueron conectados

mediante tubos flexibles. Todas las tapaderas de los reactores y los tapones de las botellas fueron sellados. La temperatura del material se monitoriza con un termopar insertado en la muestra.

Cada 24 horas, las trampas de CO_2 y las botellas para la colección del condensado son reemplazadas por botellas con hidróxido sódico 1N y botellas vacías, respectivamente. Se registra el volumen y el pH del condensado y la sosa consumida en las trampas.

Tres de estos reactores, con 400 gramos cada uno de material con distinta humedad inicial (35%, 50% y 60%), fueron colocados dentro de la cámara atemperada. En la primera serie de experimentos (régimen A), se impuso una fase termofílica (48 horas a 55°C) después de 96 horas desde el comienzo del experimento. En la segunda serie (régimen B), la misma fase termofílica se programó a las 10 horas del inicio del experimento. El resto del proceso fue llevado a cabo a valores de temperatura mesofílicos (45°C).

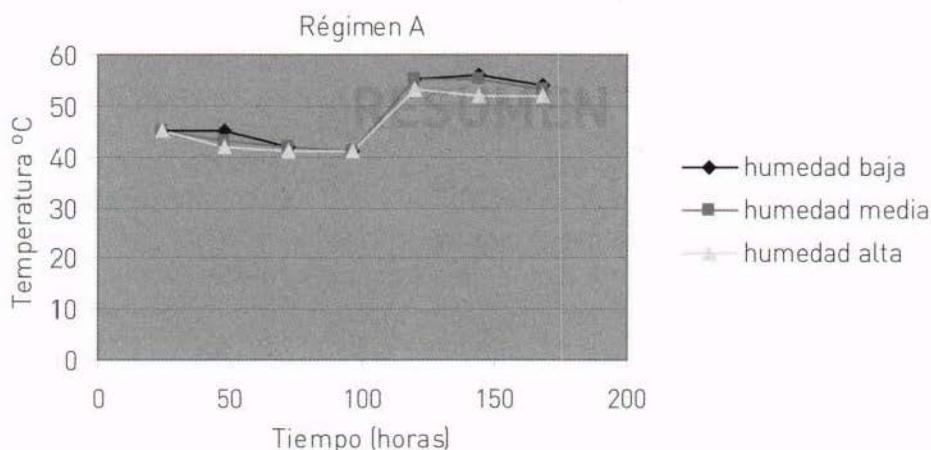


Figura 49: Perfil de temperatura aplicado en el régimen A

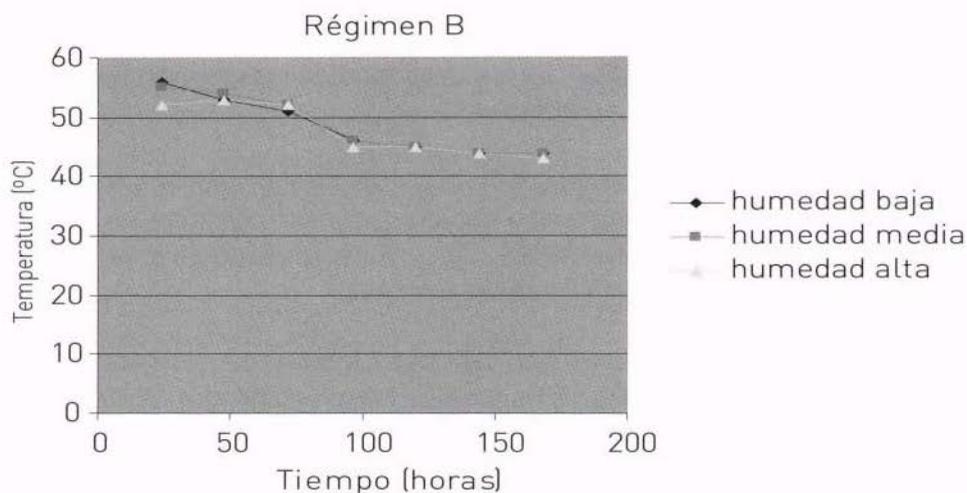


Figura 50: Perfil de temperatura aplicado en el régimen B

Métodos analíticos

La determinación de los sólidos totales, se hizo por triplicado, sometiendo a las muestras a 103°C durante 24 horas. La determinación de los Sólidos Volátiles, se realizó por calcinación de la muestra seca, a 550°C durante 3 horas. El pH y la conductividad eléctrica fueron medidos con electrodos estándar en una suspensión de 20 gramos de muestra en 500 mL de agua destilada, agitada durante 45 minutos. La pérdida de masa para cada reactor fue calculada sobre la base de la diferencia del peso inicial y el peso al final del experimento y el mismo procedimiento fue usado para estudiar el cambio de volumen.

Análisis de estabilidad: DR4 y SOUR

En la literatura existen, numerosos métodos para evaluar la estabilidad del compost, pero ninguno ha adquirido una aceptación universal. En estos ensayos, la estabilidad fue estudiada a partir de técnicas respirométricas basadas en el consumo de oxígeno (método SOUR) y de emisión de CO₂ (método DR4). Aunque se ha encontrado que estos métodos no son demasiado sensibles a pequeños cambios que ocurren en las últimas etapas del compostaje, se acepta que son medidas muy útiles del progreso de la estabilidad del proceso durante la fase inicial de alta velocidad de degradación.

Resultados obtenidos y discusión de los mismos

La biodegradación supone, entre otras cosas, una reducción de la masa del material inicial, en la que, parte de los materiales biodegradables son convertidos en productos inorgánicos que son reasimilados en los ciclos naturales de los elementos. En la bibliografía, se utilizan distintos términos relacionados con distintos aspectos de la biodegradación. La *biodegradabilidad inherente* hace referencia al material que podría ser degradado bajo condiciones y tiempos de exposición óptimos. Mientras que, la *biodegradabilidad práctica* es aquella que tiene lugar en las condiciones ambientales en las que el material es vertido o tratado.

En este trabajo, la determinación del CO_2 emitido se plantea como una medida de la biodegradabilidad práctica, ya que a escala piloto se simulan las condiciones reales de compostaje. Sin embargo, la medida exacta de la biodegradabilidad en un tratamiento de RSU es, a menudo, complicada, porque numerosos factores ambientales y químicos pueden afectar a la biodegradación. Los resultados obtenidos se intentarán relacionar para conocer cómo es afectada la biodegradación práctica por la evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje.

La reducción de la masa es debida principalmente a la evaporación de agua y, en menor medida, a la oxidación de la materia orgánica biodegradable (medida como sólidos volátiles biodegradables, VSB). La siguiente tabla muestra la pérdida de peso y la pérdida de humedad y de VS, durante el experimento. En el régimen A, la pérdida de peso es menor que en los reactores que siguieron el régimen B y el patrón de relación entre este parámetro y la humedad inicial no es el mismo. Como la variación del peso se debe a los dos procesos señalados anteriormente, estas diferencias se deben a distintas velocidades en el proceso de secado y en el proceso de degradación. A pesar de haber obtenido algunos resultados dispares debido a la heterogeneidad de la muestra y la poca exactitud del método, a la vista de los datos mostrados en la siguiente tabla, podría afirmarse que la eliminación de VS, y por tanto la degradación, siempre es mayor para el caso en el que la humedad inicial es mayor. Esta conclusión coincide con la que se puede extraer del análisis de la degradación mediante la medida del CO_2 emitido.

HUMEDAD	PÉRDIDA DE PESO (%)	PÉRDIDA DE HUMEDAD (%)	PÉRDIDA DE SV (%)
BAJA	16.5	15.5	14.9
MEDIA	20.7	21.2	26.1
ALTA	13.6	14.1	29.4

Tabla 16: Régimen A (fase termofílica después de 96 horas). Pérdida de peso.

HUMEDAD	PÉRDIDA DE PESO (%)	PÉRDIDA DE HUMEDAD (%)	PÉRDIDA DE SV (%)
BAJA	19.6	69.2	11.1
MEDIA	22.7	46.3	29.2
ALTA	28.9	40.8	33.4

Tabla 17: Régimen B (fase termofílica después de 10 horas). Pérdida de peso.

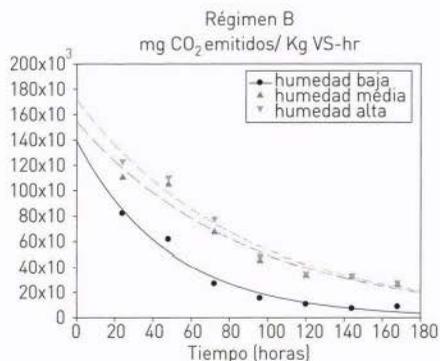
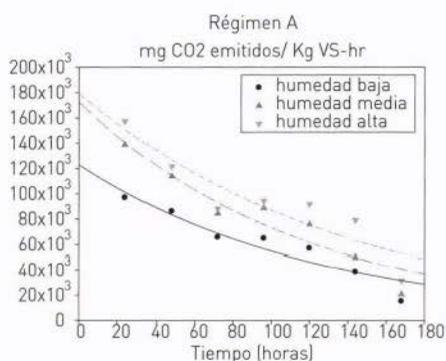


Figura 51: Evolución del CO₂ emitido durante el experimento. Ajuste exponencial decreciente.

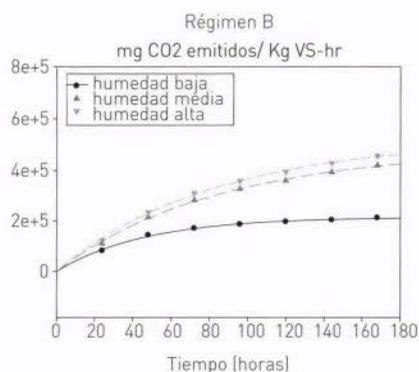
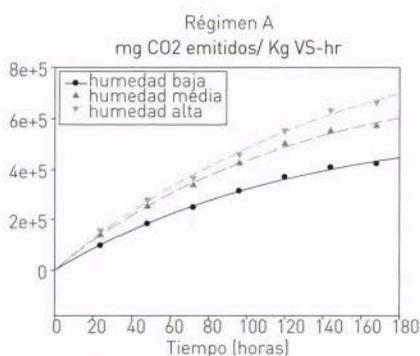


Figura 52: Evolución del CO₂ acumulado durante el experimento. Ajuste exponencial creciente

La finalización del proceso de degradación puede definirse como el momento en el que la emisión de CO₂ sería prácticamente nula. Sin

embargo, esta paralización del proceso podría deberse no sólo a que el sustrato biodegradable se ha agotado, sino a que los factores ambientales del proceso han afectado a la microbiota responsable de la descomposición. Por otro lado, también puede deberse a que la evolución de la temperatura afecte a la hidrólisis y disolución de los compuestos orgánicos del sustrato. La figura 52 muestra la evolución del CO_2 emitido acumulado durante el tiempo del experimento. La cantidad de CO_2 acumulada representa el Carbono orgánico que se ha transformado por oxidación de la materia orgánica. Como en ambos experimentos con distintos regímenes de temperatura se parte del mismo sustrato, la materia orgánica biodegradable es la misma, por lo que la emisión de CO_2 total (o final) debería ser igual en ambos experimentos. Sin embargo, los resultados obtenidos indican que existe una clara diferencia entre ambos métodos. En el caso del régimen A (fase termofílica después de 96 horas), el valor al que tiende la gráfica de dióxido de carbono total (o acumulado) emitido es mayor que en el caso del régimen B. Esto podría deberse a que las altas temperaturas al inicio del proceso, afectan a la población de microorganismos mesófilos, de forma que su actividad degradativa posterior se ve disminuida y, en consecuencia, sólo son capaces de atacar parte del sustrato disponible. Otra causa podría ser que el material se seca en la primera fase y, por esta razón, el material con mayor actividad degradativa en el régimen B se comporta como el de menor actividad en el A. Por lo que, como consecuencia del régimen de temperatura B, la humedad podría ser el factor limitante del proceso.

Sobre la base de trabajos preliminares encontrados en la bibliografía, se partía de la hipótesis de que cuanto menor fuese la humedad, menor sería la degradación y, en consecuencia, menor sería la emisión de dióxido de Carbono. Los resultados obtenidos respaldan esta hipótesis; de manera que, dentro de los valores de humedad utilizados en los experimentos, un mayor contenido de humedad inicial es el que favorece más la degradación. El principal parámetro relacionado con la humedad es la porosidad, ya que el agua compite con el aire por ocupar los huecos. Estos estudios deberían complementarse con estudios de granulometría y analizar el parámetro FAS (Free Air Space, Haug 1993).

En cuanto al método experimental utilizado como medida de degradación, se ha observado que las réplicas para materiales del mismo contenido inicial siguen patrones bastante similares y que son sensibles a los cambios que tienen lugar a lo largo del proceso. Además de por estas razones, sería más recomendable medir la biodegradabilidad mediante este

método, en lugar de mediante la medida de los cambios en el contenido de SV, puesto que toda la muestra es utilizada para el análisis y, por tanto, la medida es más precisa.

Al final del experimento, el pH del material fue en torno a 9, valor no esperado después de 7 días de compostaje. Este efecto no ha sido estudiado en el diseño experimental utilizado por distintos autores para medir la emisión de CO₂ como índice de estabilidad (Finstein 1976; Nakasaki 1985). Podría proponerse una futura investigación sobre la mejora de este método, analizando la razón de esta acusada elevación del pH y sus efectos sobre el experimento.

HUMEDAD	REGIMEN A pH final del material	REGIMEN B pH final del material
BAJA	9.1	9.1
MEDIA	9.1	9.2
ALTA	9.1	9.4

Tabla 18: pH de las muestras al final del experimento

Bajo otra perspectiva, la evolución de la temperatura al inicio del proceso puede favorecer los procesos de hidrólisis de los compuestos más complejos, como la celulosa, y así facilitar su degradación. Esto puede ser estudiado mediante el análisis de las curvas descritas en el test respirométrico de la SOUR. A las pocas horas desde el inicio del test, se observa un primer máximo que se corresponde con la degradación de los compuestos fácilmente biodegradables, que están a disposición de los microorganismos inmediatamente y que sólo son oxidados sin una hidrólisis previa. Sin embargo, normalmente, a más de 24 horas aparece otro máximo que se debe a la oxidación de los compuestos difícilmente biodegradables, como la celulosa, que en las horas anteriores del test se han estado hidrolizando. A veces ese máximo aparece antes de las 24 horas, lo que puede significar que la hidrólisis estaba ya iniciada en el compostaje previo a la medida de la SOUR. Si ese pico no aparece, puede que esté solapado con el primero, lo que implicaría que la celulosa ya habría sido hidrolizada durante el compostaje hacia compuestos más sencillos, de manera que, el primer máximo sería mayor porque al inicio del test habría más materia orgánica biodegradable a disposición de los microorganismos. En el caso de estudio, en el régimen B se observan dos máximos correspondientes a la respiración de los microorganismos para degradar, en primer lugar,

los compuestos fácilmente biodegradables y, posteriormente, los más complejos una vez que se han hidrolizado. La curva del material obtenido con el régimen A describe exclusivamente un máximo a las pocas horas del inicio del test. Dado que el valor de este máximo es superior a la VECO máxima inicial en el régimen B, podríamos concluir que se debe al consumo de oxígeno en la degradación de los compuestos complejos hidrolizados, además de los sencillos presentes en el sustrato. Por tanto, en el régimen A, los procesos de hidrólisis se habrían visto favorecidos.

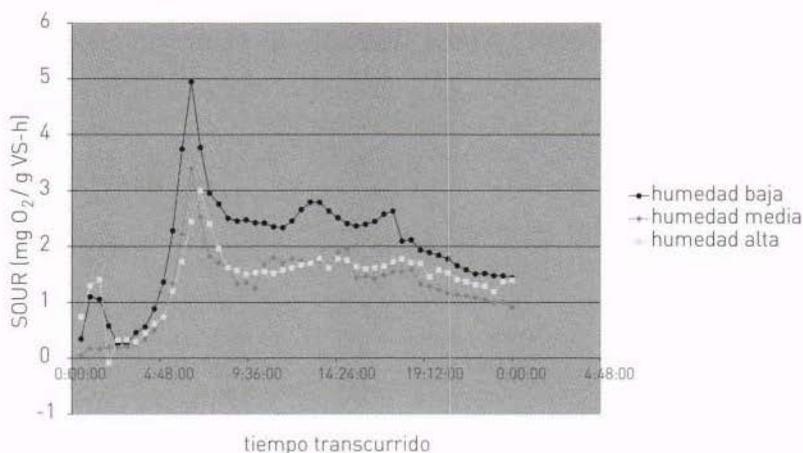


Figura 53: Test de la SOUR para un material compostado 7 días con el régimen A. Serie 2

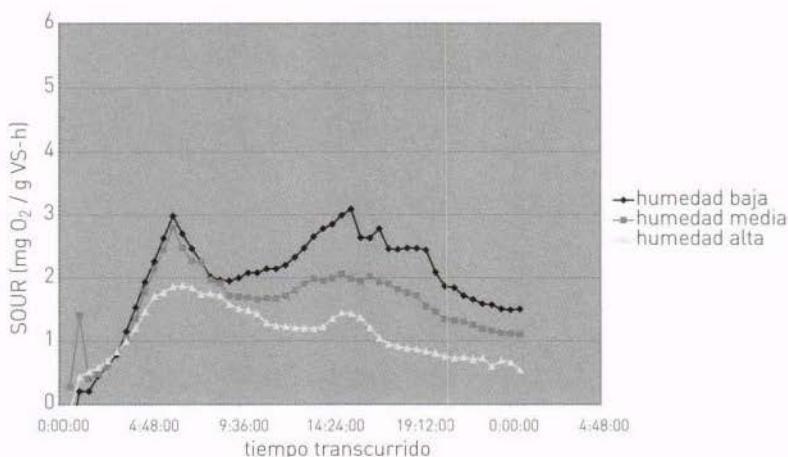


Figura 54: Test de la SOUR para un material compostado 7 días con el régimen B. Serie 2

Conclusiones

El principal hallazgo de esta investigación, **a escala piloto**, fue que la secuencia de temperaturas a lo largo del proceso afecta significativamente a la eficiencia del proceso, medida a través de la emisión de dióxido de Carbono. Cuando los valores termofílicos se imponen al inicio del proceso, parece limitarse la degradación del sustrato así como la hidrólisis de los compuestos más refractarios a la oxidación biológica. Estos resultados serán el punto de partida para establecer los criterios para **optimizar el proceso** de degradación y estabilización en el proceso llevado a cabo **a escala industrial**.



CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES

6.- Conclusiones

→ Según el material de partida, Fracción Orgánica de Residuos Municipales no recogidos separadamente, de este proceso se obtendría, según el Anexo I del RD 824/2005, una enmienda orgánica calificada como **Compost**.

→ La **Humedad** ha sido el principal factor limitante de la oxidación biológica, de modo que, pese a no apreciarse una variación del contenido en materia orgánica en las fases finales del compostaje, no se debe a que la mayoría de los compuestos biodegradables hayan sido transformados; sino a que, no han podido degradarse porque los microorganismos no han podido actuar en tales condiciones de humedad. Esto es confirmado por los test de estabilidad, a través de los valores de **VECO máxima**, que muestran que el material refinado recupera la actividad degradativa cuando las condiciones ambientales vuelven a ser favorables para los microorganismos. Estos resultados ponen en relieve la importancia de establecer estrategias adecuadas de adición de agua al material que se composte para obtener un producto estable que no provoque efectos adversos en los cultivos.

→ **La evolución del pH y Conductividad** ha sido la normal de un proceso de compostaje (*ver capítulo Introducción y Antecedentes*). Los pH neutro-básicos que han caracterizado al refino indican una estabilización del producto. Respecto a la conductividad, debido a la recirculación de los lixiviados del proceso para regar el material dentro del túnel, previamente formulamos la hipótesis de que se produciría un incremento en la conductividad del material irrigado dentro del túnel. Como consecuencia, se desfavorecería la actividad microbiana y la calidad del producto final; ya que, se conoce que para los cultivos más sensibles se producen reducciones en la producción por encima de 2.0 mS/cm (Soler Rovira 1998). Los datos obtenidos hasta el momento, contradicen esta hipótesis, observándose una mayor conductividad en muestras sometidas a volteos mecánicos durante 14 días frente a las fermentadas en túnel.

→ La **relación C/N** inicial ha sido baja con respecto a los valores recomendados para que el compostaje se desarrolle adecuadamente (26-35 %, Polo et al, 1995), no obstante, estos valores difícilmente son alcanzados en el caso de FORSU no separada en origen. Sería recomendable añadir un agente estructurante que, además de favorecer la aireación, aportase también una fuente de Carbono para los microorganismos. De acuerdo con la relación C/N final, el compost producido ha sido estable. No obstante, de

otros trabajos anteriores se deduce que la relación C/N, al igual que ocurre con el pH o el contenido en materia orgánica, no es susceptible de utilizarse por sí sola como parámetro único que defina la estabilización del proceso ya que sus valores son particulares de cada proceso y material de origen.

→ La principal diferencia entre el compostaje en túneles y el compostaje con volteos mecánicos es que, en los sistemas cerrados, puede controlarse el proceso (con las limitaciones propias del mismo proceso biológico); mientras que, en los sistemas abiertos, este control se dificulta enormemente. En la figura 42, se muestra una curva de **evolución de la temperatura** dentro del túnel representativa de múltiples ensayos en los que las curvas fueron análogas. En cambio, fuera del túnel los comportamientos fueron dispares, tanto como las condiciones de compostaje (sobre todo, por fenómenos meteorológicos).

→ El estudio de los **Análisis Respirométricos**, en especial el de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno, nos informa de que el material en proceso de compostaje no se encontraba estabilizado a las 10 semanas de fermentación. La tendencia ha sido buena y la pendiente de la evolución gráfica informa de que el proceso de degradación se desarrolla correctamente aunque requiere más tiempo para su maduración y estabilización u optimizar las condiciones que se crean en el interior del túnel.

Para los análisis de estabilidad respirométricos no existe ningún método estándar, cada grupo de investigación o planta de compostaje tiene su propio método. Respecto al método utilizado en este estudio, método de la **VECO máxima**, se ha comprobado su fiabilidad para hacer un seguimiento del proceso y un control del producto obtenido.

→ El **Test de Autocalentamiento**, aunque proporciona datos en la línea mostrada por los estudios respirométricos, presenta menores diferencias entre los resultados obtenidos para los distintos ensayos y entre muestras correspondientes a distintos momentos del compostaje. Por lo tanto, no arroja conclusiones definitivas, de modo que, sería recomendable tomar decisiones con la ayuda de otros parámetros y más resultados experimentales.

→ De acuerdo con los valores medios de **Metales Pesados**, el compost obtenido se clasificaría dentro de la **Clase B**, según el RD 824/2005, de 8 de

Julio, sobre productos fertilizantes, por lo que se permite su uso en suelos agrícolas siguiendo los Códigos de buenas prácticas agrarias. En todas las muestras, el único metal cuyo contenido permitiría su clasificación como un compost clase A fue el Cromo. Respecto a los demás metales, siempre se sobrepasaron los límites para este compost de mayor calidad, pero prácticamente en la totalidad de los casos no se alcanzó una concentración del metal que superase los umbrales para un compost clase B. Conocer el origen de estos metales dentro de las fracciones que componen la basura y la migración de éstos entre la fase sólida y líquida, podría ser útil para estudiar la dinámica de los mismos en el material que se composte y así poder incidir en el proceso con alguna estrategia de control: lixiviación química, biolixiviación y absorción (Fang 1999; Amir et al. 2004; Cebrián-Otsoa 2004).

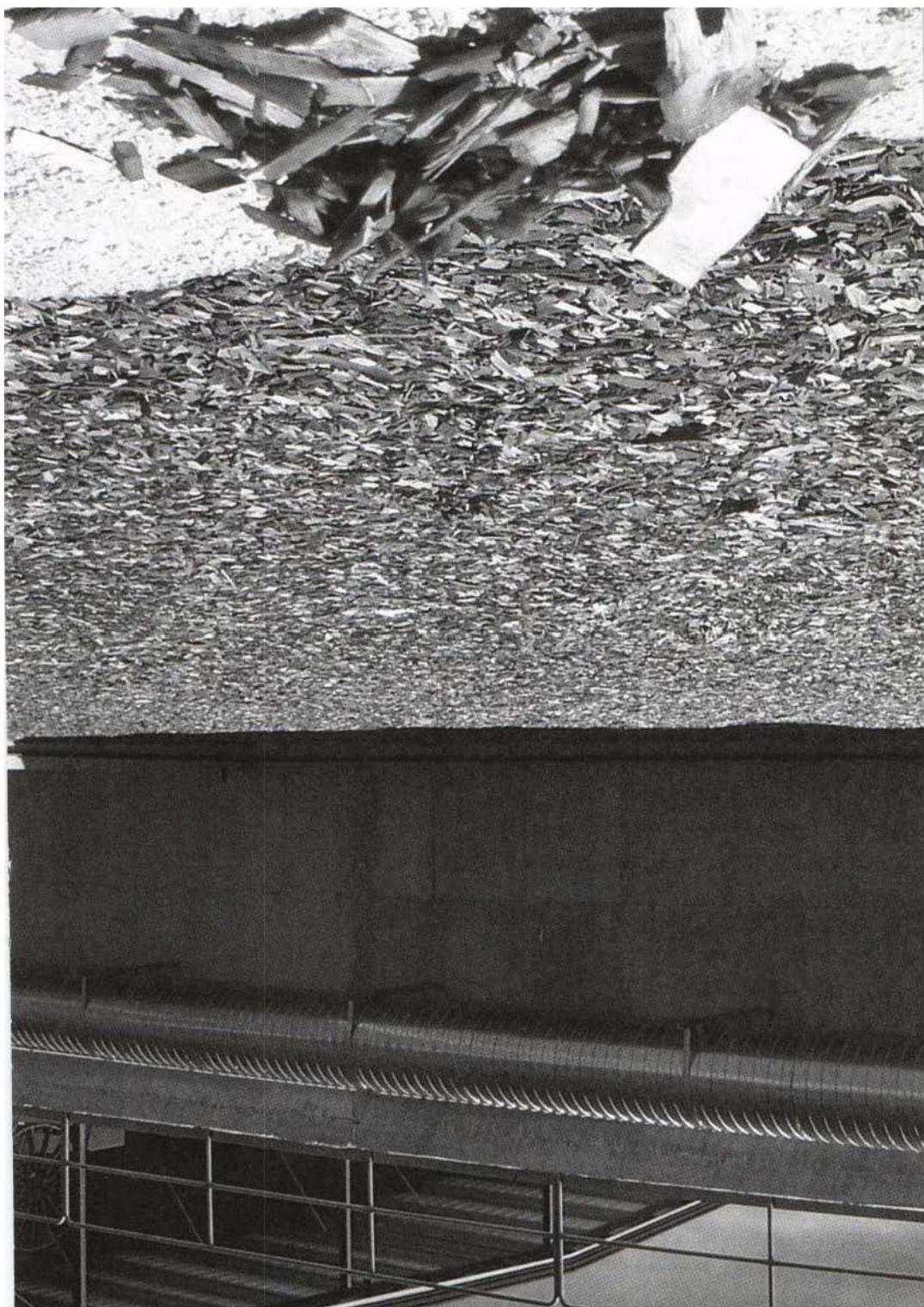
→ El **sistema mixto** de túneles de fermentación controlada y volteos mecánicos supone una **aceleración** del proceso respecto al método abierto de pilas volteadas mecánicamente, de manera que, se reduce el tiempo de compostaje necesario para obtener un producto estable.

→ El **registro de la evolución de las variables medibles y los parámetros de los actuadores** (ventilador y electroválvula de recirculación) dentro del túnel, nos permite hacer un seguimiento del proceso y controlar la calidad del producto. Su análisis nos ha permitido identificar tendencias y problemas, confirmando la gran utilidad y la robustez del sistema de adquisición de datos que nos permite registrar, analizar, exponer y almacenar los datos de forma fácil.

Esta herramienta nos servirá para estudios posteriores en los que se relacionará la evolución de los parámetros en los distintos **programas de control que se diseñarán** y las propiedades del producto obtenido a la salida del túnel.

→ En **futuros experimentos**, sobre la base de la bibliografía y los hallazgos de estos ensayos iniciales, se diseñarán nuevos valores de consigna para el sistema de control con objeto de estudiar como afectan al producto las distintas estrategias de compostaje en túnel. Asimismo, se estudiará la influencia que tiene sobre el producto y sobre el proceso la inclusión del compostaje en túneles como una fase inicial de compostaje en un sistema mixto y la realización del proceso completo dentro del túnel (sistema cerrado). Estos resultados serán la base para el diseño del **proceso óptimo**,

adaptado a las características del material de entrada y que maximice los rendimientos potenciales de esta tecnología basada en un sistema de alta eficiencia de compostaje. Para ello se cuenta con la colaboración de la Planta de Reciclado y Compostaje del Complejo Mata Grande (Estepa, Sevilla) y el Centro de Eliminación de Residuos del Guadiel (Linares, Jaén).



CAPÍTULO 7

BIBLIOGRAFÍA

7.- BIBLIOGRAFIA

- Adani, F., Scatigna, L., Genevini P.L. (2000), "Biostabilization of mechanically separated municipal solid waste fraction", *Waste Management & Research* 18, pp. 1-9.
- Adani, F., Lozzi, P., Genevini, P.L. (2001), "Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products", *Compost Science & Utilization* 9, pp. 163-178.
- Adani, F., Gigliotti, G., Valentini, F., Laraia, R. (2003). "Respiration Index Determination: A Comparative Study of Different Methods", *Compost Science & Utilization* 11, pp. 144-151.
- Adani, F. (2004), "An Interlaboratory Study of Heavy Metal Content in Compost", *Compost Science & Utilization* 12, pp 285-292.
- Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F. (2004), "Dynamic Respiration Index as a Descriptor of the Biological Stability of Organic Wastes", *Journal Environmental Quality*, 33,
- Adani, F., Ubbiali, C., Genevini, P. (2004), "The determination of Biological Stability of Composts using the dynamic Respiration Index: The Results of experience after two years", *Waste Management*.
- Ansorena, J. (1994), *Sustratos. Propiedades y Caracterización*, MUNDI PRENSA, Bilbao.
- Alkoaik, F., Ghaly, A.E. (2006), "Influence of dairy manure addition on the biological and thermal kinetics of composting of greenhouse tomato plant residues", *Waste Management*.
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Revel, J-C. (2005), "Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge", *Chemosphere* 59, pp. 801-810.
- Anon, A. (1995), "Mobile biosolids composter aids full-scale operation", *Biocycle* 36, pp. 57-58.
- Association of Official Analytical Chemists. (1980), *Official Methods of Analysis, Minor Nutrients by Atomic Absorption Spectrophotometry*, Washinton, D.C, USA.
- Atkinson, C., Jones, D., Gauthier, J. (1996), "Biodegradabilities and microbial activities during composting of MSW in bench-scale reactors", *Compost Science and Utilization*, 4, pp. 14-23.
- Barbiroli, G., (1994), "Technological innovation and costs of municipal solid waste treatment", en Elsevier, *The Management of Municipal Solid Waste in Europe: Economic, Technological and Environmental Perspectives, Development in Environmental Economics*, 5, The Netherlands, pp. 66-86.
- Barth J. (2005), "Compost Quality and Markets-Key factors closing the organic Loop", En *Actas del II Congreso sobre Bioresiduos y Compost*, Sevilla, 2005.
- Beck-Friis, B., Smars, S., Jönsson, H., Eklind, Y. & Kirchmann, H. (2003), "Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics", *Compost Science and Utilization* 11, pp. 41-50.

Beffa, T., Blanc, M., Lyon, P.F., Vogt, G., Marchiani, M., Fischer, J.L. and Aragno, M. (1996), "Isolation of *Thermus* strains from hot composts [60 to 80°C]", *Applied Environmental Microbiology* 62, pp. 1723-1727.

Berbel, J. (1998), "Developing source separation programs in Cordoba", *BioCycle* 39, p. 63.

Bidlingmaier, W., Widman, R., Kranert, M. (2002), "Biotechnologie in der Abfallwirtschaft", *Kapitel 3. Mechanische Verfahrenstechnik*, Bauhaus Universität Weimar, Weiterbildungens Studium Bauingenieurwesen. Wintersemester.

Brinkmann, U., Gahrs, H.J. (1997), "Effect of increased oxygen concentrations on the composting process", *Biospektrum*, pp. 97, 54.

Boletín Oficial del Estado. (1998), "Ley de Residuos de 21 Abril de 1998", en *BOE*, Madrid, 1996, 96.

BOE (1995), "Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales", en *BOE*, Madrid, 1995, 113.

BOE (2000), "Plan Nacional de Residuos Urbanos", en *BOE*, Madrid, 2000, 28.

BOE (2001), "Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (2001-2006)", en *BOE*, Madrid, 2001, 28.

BOE (2002), "Eliminación de residuos mediante depósito en vertedero", en *BOE*, Madrid, 2002, 25.

BOE (2005), "Productos Fertilizantes", en *BOE*, Madrid, 2005, 171.

Boletín Oficial de la Junta de Andalucía. (1999), "Plan Director Territorial de Gestión de Residuos Urbanos de Andalucía" en *BOJA*, Sevilla, 1999, 134.

Bollen, G.J. (1993), "Factors involved in inactivation of plant pathogens during composting of crop residues", en Hoitink, H.A.J. and Keener, H.M, *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*, 1993, pp. 301-318.

Border, D. (2002), "Processes and Plant for Waste Composting and other Aerobic Treatment", *R&D Technical Report*.

Calcaterra, E. (1996), *Impianto innovativo per la produzione di RDF dalla frazione non recuperabile derivante dalla raccolta differenziata di RSU - risultati e consuntivi. In Atti del convegno di Inquinamento dell'aria e tecniche di riduzione*, Università degli Studi di Padova, Italia.

Calcaterra, E., Baldi, M., Adani, F. (2000), "An innovative technology for municipal solid waste (MSW) energy recovery", en CIPA [ed. CIPA], *European Waste Forum, Innovation in Waste Management*, Milano, pp. 123-135.

Canet, R., Pomares, F. (1995), "Changes in physical, chemical and physicochemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia", *Bioresource Technology*, 51, pp. 259-264.

Carmona, F.J. (2004), *Diseño y construcción de un respirómetro*, proyecto fin de carrera de Ingeniería Automática y electrónica industrial, Escuela Politécnica Superior de la Universidad de Córdoba.

Cementerero M., Corti, C. (2000), "Caratteristiche tecniche del compost per un'agricoltura sostenibile", *L'Informatore Agrario* 6, pp. 110-116.

Chanyasak, V., Kubota, H. (1981), "Carbon /organic nitrogen ratio in water extract and measure of composting degradation", *J. of Ferment. Technol.* 59, pp. 215-219.

Charest, M.-H., Antoun, H., Beauchamp, C.J. (2004), "Dynamics of water-soluble carbon substances and microbial populations during the composting of de-inking paper sludge", *Bioresource Technology* 91, pp. 53-67.

Chen, Y., Aviad, T. (1990), "Effect of humic substances on plant growth. In Humic substances in soil and crop sciences: Selected Readings", en P. Mac Carty, C.E. Clapp., R.L. Bloom (Eds.), Proceedings of a symposium cosponsored by the International Humic Substances Society., Chicago, 1990, USA, pp.161-186.

Chen, Y., Inbar Y. (1993), "Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity", en Hoitink, H.A.J. and Keener, H.M., *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*, 1993, pp. 551-600.

Chen, Y. (2003), "Nuclear Magnetic Resonance, Infra-Red and Pyrolysis: Application of Spectroscopic Methodologies to Maturity Determination of Composts", *Compost Science & Utilization* 11, pp 152-168.

Chica, A., Díaz, M.M., Revilla, J.R., Diz, J., (2001), "Compostaje de Lodos de Depuradora y FORSU proveniente de recogida selectiva" en Actas de la Feria Internacional PROMA '01, Bilbao, España, 2001, pp. 495-505.

Chica, A., Mohedo, J.J., Martín, M.A., Martín A., Diz J., Revilla J. (2001), "Determinación de la estabilidad de un compost de residuos municipales", *Retema*. Julio-Agosto, pp. 49-57.

Chica, A., Mohedo, J.J., Martín, M.A. Martín, A. (2003), "Determination of the Stability of MSW Compost using a Respirometric Technique", *Compost, Science & Utilization* 11, pp. 169-175.

Chica, A., Rosal, A., Mohedo, J.J., Dios, M. (2003). "El compost de residuos municipales como enmienda para el suelo", en Actas de la Feria Internacional PROMA '03. Bilbao, España, 2003, pp. 47-54.

Chica, A., Dios, M., Rosal, A., Arcos, M.A. (2005), "Compostaje de lodos de EDARs y de la Fracción Orgánica de RSU", *Infoenviro*, 10, pp. 54-59.

Chica, A., Rosal, A., Arcos, M.A., Dios, M., (2005), "Compost estable y de calidad a partir de forsu y lodos", en Actas del II Congreso sobre Bioresiduos y Compost. Sevilla, 2005.

Chica A., Rosal A., Dios M., Arcos M. [2005], "Composting in controlled oxidation tunnels versus composting in turned windrows", *Engineering. Environmental Technology. Advanced Techniques For Waste Treatment*, en Actas del 10th Mediterranean Congress on Chemical, Barcelona, 2005.

Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. [2006], "Informes de Medio Ambiente en Andalucía [2000-2005]. Medio Ambiente Urbano- Residuos", Servicio de Publicaciones de la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía, España.

Contreras, S.M., Álvarez, D., Trujillo, N., Dendooven, L. [2004], "Composting of tannery effluent with cow manure and wheat straw", *Bioresource Technology* 94, pp. 223-228.

Costa, F., García, C., Hernández, T., Ayuso, M. [1990], "Índices de madurez de lodos de depuradora", en Actas del I Congreso Internacional de Química de ANQUE, Tenerife, España, 1, pp. 259-266.

Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A. [1995], *Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización*, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. [ed. Murcia, CSIC, 1991].

Costech International, [1999], *Manuale del Sistema portatile Dewar-Combi CO₂. Biomass™*.

Cronje, A.L., Turner, C., Williams, A.G., Barker, A.J., Guy, S. [2004], "The Respiration Rate of composting Pig Manure", *Compost Science & Utilization* 12, pp. 119-129.

Dalzell, H.W., Gray, K.R., Biddlestone, A.J. [1981], "Composting in tropical agriculture", en 2ª Ed. International Institute of biological Husbandry, England, 1981, pp. 36.

Das, K.C., Tollner, E.W., Tornabene, T.G. [2002a], "Pulp and paper industry byproducts composting: process development and implementation", en JG Press, Emmaus, *Proceedings of the 2002 International Symposium Composting and Compost Utilization*, pp. 392-400.

Das, K.C., Tollner, E.W., Tornabene, T.G. [2002b], "Windrow composting of paper mill by-products: scale-up and seasonal effects", *Compost Science and Utilisation* 10, pp. 347-355.

De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., [1983], "The biology of composting: a review", *Waste Management and Research* 1, pp. 157-176.

De Bertoldi, M., Marco, R. and Civilini, C. [2005], "The quality of compost with regard to process management", en Actas del II Congreso sobre bioresiduos y compost, Sevilla, 2005.

Diaz, M.J., Madejón, E., López, F., López, R., Cabrera, F. [2002], "Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process", *Process Biochemistry*, 37, pp. 1143-1150.

Dipartimento di Produzione Vegetale di la Università degli Studi di Milano.[2004], *Determinazione della Stabilità Biologica per mezzo dell'Indice di Respirazione Dinamico, Método Di.Pro.Ve.*

Dios, M., Mohedo, J.J., Rosal, A., Chica, A., Martín, A. [2002], "Determinación de la estabilidad del compost mediante un test de autocalentamiento", en Actas del I Congreso Andaluz de Ciencias Ambientales, Córdoba, España, pp. 177-179.

Dios, M., Mohedo, J.J., Rosal, A., Chica, A. [2003], "El compostaje como prevención de la contaminación ambiental: presente y futuro", *Almirez*, Año XI, 12, pp. 29-47.

Eftoda, G., McCarteney, D. [2004], "Determining the critical bulking agente requirement for Municipal Biosolids Compostings", *Compost Science and Utilization* 12, pp 208-218.

Ekinici, K., Keener, H.M., Elwell, D.L. [2002], "Composting short paper fiber with broiler litter and additives. Part II. Evaluation and optimization of decomposition versus mixing ratio", *Compost Science Utilization* 10, pp. 16-28.

Elwell, D.L., Borger, D.C., Blaho, D.V., Fahrni, J.K., Keener, H.M., Willett, L.B. [2004], "Changes in Concentrations of Malodorous Compounds During Controlled Aeration Composting", *Compost Science and Utilization* 12, pp 102-107.

Epstein, E.E. [1993], "Neighborhood and worker protection for composting facilities: Issues and actions", en Hoitink, H.A.J. and Keener, H.M., *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*, 1993, pp. 319-338.

Epstein, K. [1997], "The Science of Composting", en Technomic Publishing, Lancaster. European Community, *Working Document-Biological Treatment of Biowaste 2nd draft*, 2001.

Escalante, N. [2005], "Material Flow Simulation-based Life Cycle Assessment of Household Waste Managment Strategies", Universität Stuttgart. Doktoranden Seminar. 2005.

Eweis, J.B., Ergas S.J., Chang D.P.E, Schroeder, E.D. [1999], "Principios de Biorrecuperación (Biorremediación)", [ed. McGraw-Hill, Madrid].

Farrell, J.B. [1993], "Fecal pathogen control during composting", en Hoitink, H.A.J. and Keener, H.M., *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*, 1993, pp. 282-300.

Faure, D. and Deschamps, A.M. [1991], "The effect of bacterial inoculation on the initiation of composting of grape pulps", *Bioresource Technology* 37, pp. 235-238.

Favoino, E. [2005], "Drivers, trends, strategies and experiences for proper management of Biowaste in Europe", en Actas del II Congreso sobre Bioresiduos y Compost. Sevilla, 2005.

Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick H., Mara D.D. [1978], *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*, Chichester: John Wiley & Sons.

Federal Compost Quality Assurance Organization [1994], *Methods Book for the Analysis of Compost*.

Feldman, K. [1995]. "Stability Index Determination". *BioCycle* 36, pp. 68-69.

García, C. [1990], *Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración agrícola*, Tesis Doctoral de la Universidad de Murcia.

García, C., Hernández T., Costa F. [1994], "Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes", *Waste Management* 12, pp. 457-466.

García, C., Polo A. [1999], "Estudio de parámetros bioquímicos en procesos de estabilización de residuos orgánicos urbanos", *Residuos* 51, pp. 76-81.

Gea, T., Artola, A., Sánchez, A. [2005], "Composting of de-inking sludge from the recycled paper manufacturing industry", *Bioresource Technology* 96, pp. 1161-1167.

Genevini, P.L., Mezzanotte, V. [1991], *Uso e riciclo delle biomasse in agricoltura*, CUSL, Milano, Italia.

Genevini, P.L., Adani, F., Borico D., Tambone F. [1997a], "Heavy Metal Content in Selected European Commercial Composts", *Compost Science & Utilization* 5, pp 102-107.

Genevini, P.L., Adani, F., Villa, C., [1997b], "Rice hull degradation by co-composting with dairy cattle slurry", *Soil science and Plant Nutrition* 43, pp.135-147.

Golueke, C.G. [1975], "Composting. A Review of rationales principles and Public health", *Compost Science* 17, pp. 11-14.

Gouleke, C.G. [1977], "Biological Reclamation of Solid Waste" en Emmaus, PA: Rodale Press.

Haruta, S., Nakayama, T., Nakamura, K., Hemmi, H., Ishii, M., Igarashi, Y. and Nishino, T. [2005], "Microbial diversity in biodegradation and reutilization processes of garbage", *Journal of Bioscience and Bioengineering* 99, pp. 1-11.

Haug, R.T. [1986], "Composting process design criteria", *Biocycle*.

Haug, R.T. [1993], *The Practical Handbook of Compost Engineering*, en Lewis Publishers, Boca Raton, USA.

Hernandez, T., Garcia, C., Costa, F., Valero, J.A., Ayuso, M. [1992] "Utilización de residuos urbanos como fertilizantes orgánicos". *Suelo y Planta* 2, pp. 373-383.

Holland, F. and Proffitt, A. [1998], "Overview of composting in the UK", *Biocycle* 39, pp. 69-71.

Hwang, E. J., Shin, H.S. & Tay, J.H. [2002], "Continuous feed, on-site composting of kitchen garbage", *Waste Management & Research* 20, pp. 119-126.

Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B. [2004], "Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust", *Waste Management* 24, pp. 805-813.

Iannotti, D., Pang, T., Toth, B., Elwell, L., Keener, H., Hoitink, H. [1993], "A quantitative respirometric method for monitoring compost stability", *Compost Science & Utilization* 1, pp. 52-65.

Infoenviro. (2005), "Actualidad y Tecnología de la Industria Medioambiental", en *Infoenviro* 7, pp. 19-68.

Jimenez, M. (1998), *Normas de Calidad del Compost*, [Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes, Universidad de Córdoba, 1998].

Jeris, J.S. & Regan, R.W. (1973), "Controlling environmental parameters for optimum composting II: Moisture, free air space and recycle", *Compost Science*, pp. 8-15.

Jokela, J., Rintala, J., Oikari, A., Reinikainen, O., Mutka, K. and Nyrönen, T. (1998), "Aerobic composting and anaerobic digestion of pulp and paper mill sludges", *Water Science and Technology* 36, pp. 181-188.

Joshua, R.S., Macauley, B.J., Mitchell, H.J. (1998), "Characterization of temperature and Oxygen Profiles in Windrow Processing Systems", *Compost Science & Utilization*, 6, pp. 15-28.

Kaine, D.J. and Shimp, R.J. (1996). "Predicting compostability of disposable products", *Biocycle* 37, pp. 51-52.

Kaushik, P., Garg, V.K. (2003), "Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with the epigeic earthworm *Eisenia foetida*", *Bioresource Technology* 90, pp. 311-316.

Keener, H. M., Marugg, C., Hansen, R.C., Hoitink, H.A.J. (1993). "Optimizing the efficiency of the composting process", en Hoitink, H.A.J. and Keener, H.M., *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*, 1993, pp. 59-94.

Kirchmann, H. (1994), "Animal and municipal organic wastes and water quality", en ed. Lal, R., Lewis Publishers, *Soil Processes and Water Quality*, 1994, UK.

Koenig, A., Tao, G.H. (1996), "Accelerated Forced Aeration Composting of Solid Waste" en World Scientific Publishing, *Proceedings of the Asia-Pacific Conference on Sustainable Energy and Environmental Technology*, Singapore, 1996, pp 450-457.

Koenig, A., Bari, Q.H. (2000), "Application of self-heating test for indirect estimation of respirometric activity of compost: Theory and Practice", *Compost science & utilization*, 8, pp. 99-107.

Kraft, E. (2005), "Composting and anaerobic digestion, advantages and disadvantages and possibilities of combination", en Actas del II Congreso sobre Bioresiduos y Compost, Sevilla, 2005.

Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I. (1996), "Respirometric techniques in the context of compost stability assessment: principles and practice", en De Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi (ed. Blackie Academic & Professional), *The Science of Composting*, London, pp. 567-576.

- Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I. (1998), "A simple respirometric technique for assessing compost stability", *Water Research* 32, 12, pp. 3717-3723.
- Leffertstra, H. (2003), *A prefeasibility study of biogas demonstration plant in the Entre o Douro e Vouga Region in Northern Portugal*. Tesis en el EUREC European Master Study in Renewable Energy 2002-2003. Universidad de Zaragoza.
- Leikam, K. and Stegmann, R. (1997), "Mechanical-biological pretreatment of residual municipal solid waste and the landfill behaviour of pretreated waste", en *Landfill, SARDINIA 6th International Symposium*, Cagliari, Italia, 1997, 1, pp. 463-474.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W. (2003), "The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend", *Bioresource Technology* 86, pp. 136-137.
- Liang, L., Leonard, J.J., Feddes, J.J.R., McGil, W.B. (2006), "Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting", *Bioresource Technology* 97, pp. 748-761.
- Madejón, E., Díaz, M.J., López, R., Cabrera, F. (2001), "Co-composting of sugarbeet vinasse: influence of the organic matter nature of the bulking agents used", *Bioresource Technology* 76, pp 275-278.
- Martín, A.M. (1991), "Bioconversion of waste materials to industrial products", *Elsevier Science Publishers Ltd*.
- Mason, I.G., Milke, M.W. (2005a), "Physical modelling of the composting environment: A review. Part 1: Reactor systems", *Waste Management* 25, pp. 481-500.
- Mason, I.G., Milke, M.W. (2005b), "Physical modelling of the composting environment: A review. Part 2: Simulation performance", *Waste Management* 25, pp 501-509.
- Mason, I.G. (2006), "Mathematical modelling of the composting process: A review", *Waste Management* 26, pp. 3-21.
- Mata-Álvarez, J., Macé, S., Llabrés, P. (2000), "Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives", *Bioresource Technology* 74, pp. 3-16
- Mathur, S.P., Dinel, H., Owen, G., Schnitzer, M., Dugan, D. (1993), "Determination of compost biomaturity II optical density of water extracts of compost as a reflection of their maturity", en *Biol. Agric. Hort.* 10, pp. 87-108.
- M.A.P.A. (1994), *Métodos Oficiales de Análisis*, Tomo III, Madrid.
- McGregor, S.T., Miller, F.C., Psarianos, K.M., Finstein, M.S. (1981), "Composting Process Control Based on Interaction between Microbial Heat Output and temperature", *Applied an Environmental Microbiology* 41, pp. 1321-1330.

Meunchang, S., Panichsakpatana, S., Weaver, R.W. (2005), "Co-composting of filter cake and bagasse; by-products from a sugar mill", *Bioresource Technology* 96, pp 437-442.

Miller, F.C. (1993), "Minimizing odor generation", en Hoitink, H.A.J. and Keener, H.M., *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*, 1993, pp. 219-241.

Miyatake, F., Iwabuchi, K. (2006), "Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure", *Bioresource Technology* 97, pp. 961-965.

Mohedo, J.J. (2003), *Estudio de la estabilidad durante el compostaje de residuos municipales*. Tesis Doctoral, Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Universidad Córdoba, España.

Mondini, C., Fornasier, F., Sinicco, T. (2004), "Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process", *Soil Biology and Biochemistry* 36, pp. 1587-1594.

Moreno, J. (2005), "Valorización Microbiológica de Residuos Agrícolas", en II Congreso sobre Bioresiduos y Compost, Sevilla, 2005.

Muller, W., Fricke, K., Vogtmann, H., (1998), "Biodegradation of organic matter during mechanical biological treatment of MSW", *Compost Science & Utilization*, 6, pp. 42-52.

Naganawa, T., Kyuma, K., Yamamoto, H., Tatsuyama, K. (1990), "Automatic measurement of CO₂ evolution in multiple samples in small chambers", en *Soil Sci. Plant Nutr*, 36, pp. 141-143.

Nakasaki, K., Watanabe, A., and Kubota, H. (1992), "Effects of oxygen concentration on composting organics", *Biocycle* 33, pp. 52-54.

Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Garcia, D. (1993), "Relationships between organic matter and carbon contents of organics wastes", *Bioresource Technology* 44, pp. 203-207.

Negro M.J., Solano, M.L. (1996), "Laboratory composting assays of the solid residue resulting from the flocculation of oil mill wastewater with different lignocellulosic residues", *Compost Science & Utilization* 4, pp. 62-71.

Nogales, R., Elvira, C., Benitez E., Gallardo-Lara, F. (1995), "Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas (III): Capacidad de cesión de nutrientes al suelo y a la planta", *Residuos* 29, pp. 61-67.

Pagans, E., Barrena, R., Font, X., Sánchez, A. (2006), "Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature", *Chemosphere* 62, pp. 1534-1542.

Paletski, W., Young, J.C., (1995), "Stability Measurement of Biosolids Compost by Aerobic Respirometry", *Compost Science & Utilization* 3, pp.16-24.

Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A. (2002), "Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes", *Bioresource Technology* 85, pp. 1-8.

Paul, J.W., Luymes, D., Von Hahn, M., Rankin, A. (1999), "Pulp sludge—Is there a best method for composting?", en CBA Press, Truro, *Proceedings of the International Composting Symposium*, ICS, 1999, pp. 230-241.

Poggi-Varaldo, H.M., Rodriguez-Vazquez, R., Fernandez-Villagomez, G., Esparza-García, F. (1997), "Inhibition of mesophilic solid substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen", *Application Microbiology Biotechnology* 47, pp. 284-291.

Porta J., López- Acevedo, M. , Roquero, C. (1999), *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*.

Poincelot, R. (1974), "A scientific examination of the principles and practice of the composting", *Compost Science* 15, pp. 24-31.

Ramalho, R.S. (1991), *Tratamiento de Aguas Residuales*, Barcelona, Editorial Reverté S.A.

Reinhardt, T. (2002), *Organic acids as a decisive limitation to process dynamics during composting of organic matter*, en Insam, H., Riddech, N. & Klammer, S. (Eds).

Rodríguez, A.M., Ferreira, L.J., Fernando, A.L., Urbano, P., Oliveira, S. (1995), "Cocomposting of sweet sorghum biomass", *Bioresource Technology* 54, pp. 21-27.

Roger, T. Haug. (1993), *The Practical Handbook of Compost Engineering*, Florida, USA, Lewis Publishers. Boca Raton.

Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Bernal, M.P. (2001a), "Nitrogen transformations during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, Ec and maturity of the composting mixtures", *Bioresource Technology* 78, pp. 301-308.

Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Bernal, M.P. (2001b), "The water-soluble organic fraction and its relationship to the degree of maturity of organic matter during composting", *Orbit Journal* 1.

Scaglia, B., Tambone, F., Genevini, P.L., Adani, F. (2000), "Respiration Index Determination: A Dynamic and Static Approach", *Compost Science & Utilization* 8, pp. 90-98.

Schulze, K.L. (1962), "Continuous thermophilic composting", *Applied Microbiology* 10, pp. 108-122.

Smårns, S. (2002), *Influence of different temperature and aeration regulation strategies on respiration in composting of organic household waste*, Tesis doctoral Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, Agraria 324.

Smårns, S., Gustafsson, L., Beck-Friis, B. & Jönsson, H. (2002), "Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control",

Bioresource Technology 84, pp. 237-241.

Stegmann, R., (1996), "Mechanical-biological pre-treatment before landfilling of municipal solid waste", *International technology* 1, pp. 31-35.

Stentiford, E.I. (1993), "Diversity of composting systems", en Hoitink, H.A.J. and Keener, H.M., *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*, 1993, pp. 95-110.

Stentiford, E. (1998), "Composting: right or wrong?", *Wastes Manager*, pp. 20-21.

Stevenson, F.J. (1982). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons; New York, USA.

Sundberg, C. (2005), *Improving Compost Process Efficiency by Controlling Aeration, Temperature and pH*, Tesis doctoral, Universidad de Uppsala.

Sundqvist, J.-O., Baky, A., Carlsson Reich, M., Eriksson, O. & Granath, J. (2002), *Evaluation of different treatment methods*, Tesis doctoral de la Universidad de IVL Stockholm, Sweden.

Suzuki, T., Ikumi, Y., Okamoto, S., Watanabe, I., Fujitake, N., Otsuka, H. (2004), "Aerobic composting of chips from clear-cut trees with various co-materials", *Bioresource Technology* 95, pp. 121-128.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A. (1996), *Gestión Integral de Residuos Sólidos*, McGraw-Hill, Madrid, España.

Tiquia, S.M., Wan, J.H.C., Tam, N.F.Y. (2002a), "Microbial population dynamics and enzyme activities during composting", *Compost Science and Utilization* 10, pp. 150-161.

Tiquia, S.M., Wan, J.H.C., Tam, N.F.Y. (2002b), "Dynamics of yard trimmings composting as determined by dehydrogenase activity, ATP content, arginine ammonification, and nitrification potential", *Process Biochemistry* 37, pp. 1057-1065.

Tomati, U., Madejon, E., Galli, E., Capitani, D., Segre, A. L. (2001), "Structural Changes of humic Acid during Olive Mill Pomace Composting", *Compost Science & Utilization* 9, pp 134-142.

U.S. Composting Council (1997), "Self Heating. In Test methods for the examination of composting and compost", en P.B. Leege and W.H.Thompson (Eds.), *The U.S. Composting Council*, Bethesda, Maryland, USA, pp. 9207-9216.

Van Der Werf, H., Verstraete, W., (1987), "Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: development and verification of the model", *Soil Biololgy Biochemistry* 19, pp. 253-260.

VanderGheynst, JS, Gossett, JM., Walker, LP. (1997), "High-solids aerobic decomposition: pilot-scale reactor development and experimentation", *Process Biochemistry* 32, pp. 361-75.

VanderGheynst, JS, Walker, LP., Parlange, JY. (1997), "Energy transport in a high-solids aerobic degradation process: mathematical modelling, validation and analysis", *Biotechnology Programme* 13, pp. 238-48.

- Vargas-García, M.C., López, M.J., Suárez, F., Moreno, J. (2005), "Laboratory study of inocula production for composting processes", *Bioresource Technology* 96, pp. 797-803.
- Vargas-García, M.C., López, M.J., Suárez, F., Moreno, J. (2006), "Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes", *Process Biochemistry* 41, pp 1438-1443.
- Veeken, A., Hamelers, B. (2002), "Sources of Cd, Cu, Pb and Zn in biowaste", *The Science of the Total Environment*, pp. 87-98.
- Veeken, A., Wilde, V., Hamelers, B. (2002), "Passively aerated Composting of Straw-Rich Pig Manure: Effect of Compost Bed Porosity", *Compost Science & Utilization*, 10, pp 114-128.
- Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J. and Detzel, A. (2002). "Ökobilanz bioabfallverwertung. Erich Schmidt Verlag", Berlin. pp. 455.
- Wang, Yu-S., Olde, W. S., Eleazer, W.E., Barlaz, M. A. (1997), "Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition", *Waste Management & Research* 15, pp 149-167.
- Wei, Y-S., Fan, Y-B, Wang, M-J. (2001), "A cost analysis of sewage sludge composting for small and mid-scale municipal wastewater treatment plants. Resources", *Conservation and Recycling* 33, pp. 203-216.
- White, P.R.. (1996), "The role of biological treatment in integrated solid waste management", en De Bertoldi, N., Sequi, Lemmes, B., and Papi, T., Blackie, *The Science of Composting*, London. pp. 792-802.
- Vuorinen, A.H., (2000), "Effect of bulking agent on acid and alkaline phosphomonoesterase and X-glucosidase activities during manure composting" *Bioresource Technology* 55, pp. 201-206.
- Wiemer, K. E., Kern, M., (1996), "Mechanical-Biological Treatment of residual waste based on the dry stabilate method" Abfall-Wirtschaft (Eds), M.I.C. Baeza-Verlag publisher Witzenhausen, Germany, p. 103.
- William, F. (1998), "Volatile Organic Acids In Compost: Production and Odorant Aspects", *Compost Science & Utilization*, 6, pp. 75-82.
- Wu L., Ma L.Q. (2001), "Effects of Sample Storage on Biosolids Compost Stability and Maturity Evaluation", *Journal Environmental Quality*, 30, pp. 222-228.
- Zhang, Y., He, Y. (2006), "Co-composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate", *Bioresource Technology*.
- Zhu, N. (2006), "Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw", *Bioresource Technology*.
- Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A., De Bertoldi, M. (1981), "Biological Evaluation of compost maturity", *Biocycle* 22, pp. 27-29.

un
i Universidad
Internacional
de Andalucía
A



97
Municipios
para vivir

ISBN 847993147-7



9 788479 931476