

**ESTUDIO DE UN PROCESO
DE COMPOSTAJE
INDUSTRIAL DE RESIDUOS
VEGETALES HORTÍCOLAS**



TRABAJO FIN DE MÁSTER BIOTECNOLOGÍA INDUSTRIAL Y AGROALIMENTARIA

SEPTIEMBRE -2013

JESÚS ÁLVAREZ HERNÁNDEZ

Departamento de Biología y Geología

Área de Microbiología

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR Y FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

“Estudio de un proceso de compostaje industrial de residuos vegetales hortícolas”

Memoria del Trabajo Fin de Máster presentado por el alumno del Máster en Biotecnología Industrial y Agroalimentaria Jesús Álvarez Hernández.

En Almería a 25 de Septiembre de 2013

Directores:

Joaquín Moreno Casco
Catedrático de Microbiología
Departamento de Biología y Geología
Universidad de Almería

María José López López
Profesora Titular de Microbiología
Departamento de Biología y Geología
Universidad de Almería

RESUMEN

Los residuos hortícolas son la mayor fuente de residuos orgánicos en la provincia de Almería. Mediante un tratamiento adecuado pueden reducirse los efectos contaminantes de este tipo de residuos. Actualmente, el compostaje constituye una de las opciones más conveniente para ello. Además de permitir un aprovechamiento de la materia orgánica residual, el compostaje contribuye a reducir el consumo de fertilizantes, enmiendas y sustratos.

En el presente Trabajo fin de Master, se realizó el seguimiento de un proceso de compostaje industrial de residuos hortícolas, con el objeto de determinar la idoneidad de las operaciones aplicadas durante el mismo y, en su caso, establecer pautas correctivas en su caso. Para ello se analizaron los materiales de partida, determinadas pilas de compostaje activas en la planta y el compost final obtenido. En todas las muestras se determinaron parámetros biológicos (hongos y bacterias), parámetros químicos (pH, Conductividad, C/N), parámetros físicos (Densidad Aparente y Humedad), así como el grado de madurez del compost final mediante el test de autocalentamiento.

Los resultados obtenidos revelaron que el proceso desarrollado en la planta presenta numerosas deficiencias entre las que cabe destacar la ausencia de operaciones de adecuación de las materias primas tales como eliminación de impropios, triturado y acondicionamiento de la relación C/N mediante mezcla con residuo rico en carbono. Por otra parte, las operaciones de volteo durante el compostaje se realizan de forma casi aleatoria, lo que condiciona una elevada heterogeneidad en el desarrollo del proceso. Los aspectos indicados conducen a la obtención de un compost inmaduro y de baja calidad.

AGRADECIMIENTOS

Quiero mostrar mi agradecimiento a mis directores Joaquín Moreno Casco por darme todas las facilidades para la realización de este trabajo y muy especialmente a María José López López por su atención, dedicación, interés, paciencia,... Sin su ayuda sinceramente hubiera sido imposible haber realizado este trabajo, muchas gracias de verdad María José.

A mis padres Juan y Mari por su ayuda incondicional en toda mi formación académica.

A mi pareja y futura mujer Desirée por su comprensión durante los últimos 11 años, y que gracias a ella he podido conseguir todos mis objetivos.

Y como me iba a olvidar de ti Alejandro, porque “solamente” eres lo más importante de mi vida.

ÍNDICE

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	1
2. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS	2
2.1. Residuos Hortícolas	2
2.1.1. Producción	4
2.1.2. Características y Composición	6
2.1.3. Problemática Asociada	9
2.2.4. Alternativas de tratamiento	11
2.2. Compostaje	16
2.2.1. Definición	17
2.2.2. Fases	19
2.2.3. Parámetros de Control	22
2.2.4. Tecnologías de Compostaje	29
2.3. Compost	31
2.3.1. Características	31
2.3.2. Aplicaciones	35
3. MATERIALES Y MÉTODOS	37
3.1. Descripción de la Planta de Compostaje	37
3.2. Selección de Muestreos y Técnicas de Muestreo	38
3.3. Procesado de Muestras y Analítica	40
3.3.1. Preparación de las Muestras para Analítica	40
3.3.2. Análisis Microbiológicos	41
3.3.3. Análisis Físicos	42
3.3.4. Análisis Químicos	43
3.3.5. Test de Autocalentamiento	44
3.3.6. Análisis Estadístico	44
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	45
4.1. Evaluación del Proceso de Compostaje	45
4.1.1. Parámetros Biológicos	46
4.1.2. Parámetros Físicos y Químicos	51
4.2. Características del Compost Final	61
4.3. Valoración Global del Proceso de Compostaje	65
5. CONCLUSIONES	68
6. BIBLIOGRAFÍA	69

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Los residuos generados por los cultivos hortícolas bajo invernadero constituyen la principal fuente de residuos orgánicos en la provincia de Almería. Por ello resulta indispensable gestionarlos de forma controlada.

Sólo en la provincia de Almería, se producen en torno a 650.000 Tm de residuos vegetales, lo que supone un volumen de $2,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Tolón Becerra y Lastra Bravo, 2010). Estos residuos se concentran en una relativamente reducida área de unas 23.000 Ha, que constituye la zona invernada de la provincia de Almería. Dichos residuos causan graves problemas medioambientales (Blázquez, 2003), principalmente debido al impacto negativo de su manejo inadecuado, a los grandes volúmenes generados en áreas geográficas reducidas y a su producción continua a lo largo de todo el año.

Los efectos indeseables causados por la mala gestión de estos residuos pueden reducirse mediante la aplicación de tratamientos adecuados, que permitan convertirlos en recursos útiles. En este sentido, dichos residuos constituyen una interesante fuente de materia orgánica. Por tanto, su reciclado y valorización para aplicarlos en el mismo entorno en el que son producidos se puede considerar una manera eficaz de evitar la degradación y contaminación del medio, a la vez que se aprovechan los recursos contenidos en los mismos. De esta manera se completa el ciclo de la materia y se reduce el consumo de fertilizantes, enmiendas y sustratos (Abad y Puchades, 2002; Carrión et al., 2006). Uno de los tratamientos destacados para la reutilización de los residuos hortícolas en agricultura es el compostaje. Este proceso es conocido desde antiguo y ha sido investigado por numerosos autores (Soliva, 2001; Abad y Puchades, 2002; Stoffella y Kahn, 2005; Moreno y Moral, 2008). El éxito de cualquier proceso de compostaje depende de la actuación de diferentes poblaciones microbianas y de un exhaustivo control de las variables que intervienen en el mismo. Bacterias, hongos y actinobacterias comparten el protagonismo en la transformación de la materia orgánica durante el compostaje (Bernal et al., 2009).

En el presente Trabajo fin de Master, se realiza el seguimiento de un proceso de compostaje industrial de residuos hortícolas, con el objeto de determinar la idoneidad de las operaciones aplicadas durante el mismo y, en su caso, establecer su pauta. Para ello se consideran los siguientes objetivos específicos:

- Identificar el estado evolutivo de las pilas en operación de la planta
- Analizar parámetros biológicos y fisicoquímicos de los materiales de la planta de compostaje para establecer la bondad del proceso
- Determinar las características del producto terminado
- Indicar las pautas correctivas en su caso

2. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS

En este apartado se revisa la bibliografía existente hasta la actualidad relativa a las características de los sustratos utilizados para el compostaje, los residuos hortícolas, la descripción del propio proceso de compostaje, incluyendo las fases en las que se desarrolla y los parámetros a controlar; y por último se incluye información sobre el producto de dicho proceso, el compost, tanto sus características como sus aplicaciones. Para complementar todo ello es indispensable el conocimiento de las normativas que rigen Tanto el uso y tratamiento de los residuos como del compost final.

2.1 RESIDUOS HORTÍCOLAS

Los residuos hortícolas son todos aquellos materiales de desecho que se generan como consecuencia de la actividad hortícola. No existe una definición específica para tales residuos ya que se enmarcan en el concepto más amplio de residuos agrícolas. Según la Agencia Europea del Medio Ambiente los residuos agrícolas pueden definirse como aquellos materiales inutilizables, sólidos o líquidos, resultantes de prácticas agrarias. Estas prácticas pueden comprender actividades fundamentalmente agrícolas (cultivo de cereales, pastos, frutales, etc.) y ganaderas (cría extensiva o intensiva), y, en ocasiones, actividades de transformación de productos agrícolas (extracción de aceite de oliva, conservas, etc.) (López y Boluda, 2011).

Los residuos agrícolas propiamente dichos son materiales muy diversos como residuos orgánicos de distinta naturaleza (excrementos de animales, purines, restos de cosecha, materiales vegetales, alpechín, etc.), residuos plásticos (cubiertas de invernadero, envases de fitosanitarios, etc.), pesticidas, residuos sanitarios (medicamentos veterinarios), residuos oleosos y restos metálicos.

Concretamente en este trabajo, el concepto de residuos agrícolas se refiere a todo material de naturaleza orgánica originado en los sistemas agrícolas que puede ser tratado o no y devuelto al suelo con objeto de mejorar el rendimiento de los cultivos y aumentar, o al menos mantener la calidad del suelo para un desarrollo sostenible. Los tipos de residuos agrícolas existentes se clasifican según (Tabla 2.1). Se van a tratar por tanto los residuos de cosecha, entendiendo como tales la fracción de cultivo que no constituye la cosecha propiamente dicha, y aquella parte de la cosecha que no cumple con los requisitos mínimos para ser comercializada. Debido a su composición, estos residuos entran en la categoría de residuos lignocelulósicos al ser el material vegetal su principal componente.

Tabla 2.1. Clasificación de los residuos agrícolas* (López y Boluda, 2011)

CNAE	LER	Descripción	Ejemplos
0111 Cultivos de cereales y otros	0201303	Residuos de la agricultura, horticultura, acuicultura, silvicultura, caza y pesca: Residuos de tejidos vegetales	Pajas, tallos, cascarillas
0112 Cultivo de hortalizas, especialidades de horticultura y productos de vivero	0201303	Residuos de la agricultura, horticultura, acuicultura, silvicultura, caza y pesca: Residuos de tejidos vegetales	Plantas verdes, tallos, restos de poda
0113 Cultivo de frutos, frutos secos, especias y cultivos para bebidas	0201303	Residuos de la agricultura, horticultura, acuicultura, silvicultura, caza y pesca: Residuos de tejidos vegetales	Plantas verdes, tallos, restos de poda
0114 Silvicultura y explotación forestal	0201307	Residuos de la agricultura, horticultura, acuicultura, silvicultura, caza y pesca: Residuos forestales	Pies no maderables, ramas, matorrales

*CNAE: Clasificación Nacional de Actividades Económicas

LER: Lista Europea de Residuos

En la provincia de Almería los residuos hortícolas son generados mayoritariamente por actividades hortícolas intensivas bajo plástico. Antes estos residuos eran quemados, utilizados como alimento para el ganado e incluso abandonados en las inmediaciones de los propios invernaderos, lo que ocasionaba daños ambientales y sanitarios. En la actualidad estas prácticas están prohibidas y la gestión de estos residuos se realiza a través de diversos planes de Higiene Rural en los que están implicados agricultores, cooperativas, ayuntamientos y empresas públicas y privadas. Estos planes consisten en la recogida y transporte de los residuos desde los invernaderos hasta los centros de almacenamiento para su posterior tratamiento. Aunque poco a poco la concienciación de los agricultores es mayor, aún siguen quemándose este tipo de residuos de forma descontrolada. Adicionalmente, es un problema la reducida disponibilidad espacial para la recogida de los residuos hortícolas, ya que la producción de este tipo de residuos presenta picos estacionales.

2.1.1 PRODUCCIÓN

En la provincia de Almería, la generación de Residuos Sólidos Agrícolas (R.S.A.) se debe, mayoritariamente, a la práctica de la agricultura intensiva bajo plástico. Estos cultivos se localizan preferentemente en el poniente almeriense, aunque también se han extendido por otras comarcas de la provincia: Bajo Andarax, Campo de Níjar y otras comarcas del Levante almeriense (Fernández-Marín et al., 1998).

Además de los abundantes residuos de carácter vegetal (tallos, raíces, frutos, hojas, malas hierbas, etc.) generados como consecuencia de la práctica de este tipo de agricultura, existe una amplia gama de productos desechables que también se acumulan después de cada campaña. Es el caso de los residuos plásticos (cubiertas y bandas laterales de invernadero, acolchados, tunelillos, rafias, tuberías de riego por goteo, sacos y bolsas de abono, envases de productos fitosanitarios, telas mosquiteras, cajas de plásticos, etc.), sustratos (perlita, lana de roca, fibra de coco, etc.), cartones y maderas (cajas para el envasado, palets, palos de la estructura de los invernaderos, etc.), metales (alambres de la estructura del invernadero, tubos de hierro, latas y chatarra, etc.), residuos químicos (insecticidas, herbicidas, abonos, etc.) y otros (vidrios, aceites, etc.). En la Tabla 2.2 se relacionan los volúmenes de los distintos tipos de residuos originados en distintas comarcas del poniente almeriense durante un año. Claramente se observa la gran diferencia existente entre los niveles acumulados de residuos agrícolas y los restantes tipos de materiales.

Tabla 2.2. Producción de R.S.A. en la comarca del Poniente (Cara y Rivera, 1999)*.

Municipio	S. R. (ha)	S.I. (ha)	R.A. (Tm)	Plásticos (Tm)	Cartones y papel (Tm)	Metales (Tm)	Otros (Tm)	T.R. (Tm)
Adra	2.501	2.000	69.868	2.100	100	120	300	72.488
Berja	2.544	636	18.507	669	32	38	95	19.341
Dalías	596	149	4.335	156	7	9	22	4.529
El Ejido	11.721	11.252	327.520	11.814	563	675	1.688	345.260
Enix	18	5	145	5	0	0	1	151
Felix	14	4	116	4	0	0	1	151
Mojonera	1.562	1.500	43.650	1.575	75	90	225	45.615
Roquetas	2.741	2.631	76.562	2.763	132	158	395	80.010
Vícar	2.187	2.100	61.110	2.205	105	126	328	63.874
Total	23.884	20.277	601.813	21.291	1.014	1.216	3.055	628.383

*S.R. Superficie de Regadío; S.I. Superficie Invernada (estimada); R.A. Residuos Agrícolas; T.R. Total de Residuos.

La cuantificación de los volúmenes de residuos generados en los distintos municipios no resulta sencilla, ya que existe una amplia gama de factores que, con su variación, impiden la constancia de los niveles generados. Algunos de esos factores son la superficie cultivada, el tipo y la variedad de cultivo, los métodos culturales, el marco de plantación, el grado de envejecimiento o de lignificación, las fechas de arranque, etc. Pero sin duda, el mayor obstáculo a la hora de establecer un “censo de residuos” es la ausencia de información por parte de los ayuntamientos competentes. En este sentido, se puede tomar como referencia el estudio sobre RSA realizado por el ayuntamiento de El Ejido, localidad en la que se concentra la mayor parte de los residuos producidos. En la Figura 2.1 se representa la generación de residuos vegetales en las campañas agrícolas 2002/2003 y 2003/2004. Los meses en los que se obtienen mayor producción coinciden con los que se generan mayor cantidad de residuos. La máxima generación de residuos vegetales se produce durante las fases correspondientes de los ciclos productivos, meses de Enero-Febrero y Mayo-Junio.

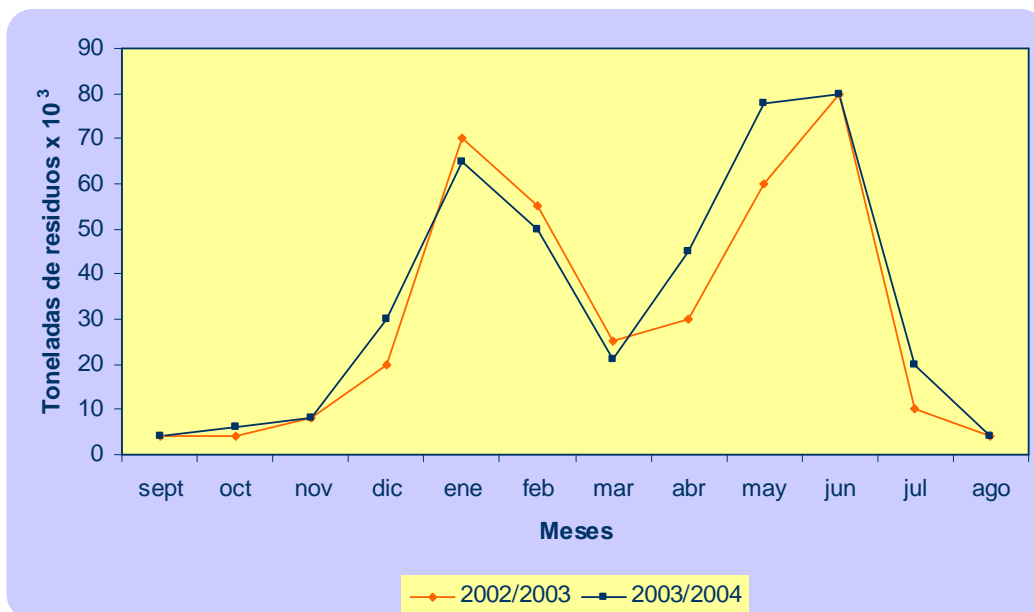


Figura 2.1. Generación mensual de residuos vegetales.

Por otra parte, para estimar de forma correcta la generación de residuos hay que tener en cuenta que en este tipo de explotaciones se suele dar más de un ciclo de cultivo durante la campaña. Considerando tal hecho, y de acuerdo al estudio anteriormente mencionado, la cantidad de residuos vegetales en la campaña 1995-96 se encuentra en torno al 1.000.000 Tm (Escobar, 1998). En la Tabla 2.3 se muestran las cantidades medias por hectárea de mata verde, cuyo tiempo medio de reducción del volumen al 50% se puede estimar en 3 días en verano y 8 en invierno (Escobar, 1998).

Tabla 2.3. Distribución de Residuos Vegetales en la provincia de Almería en 1996.

Cultivo	Residuos m ³ /Ha ¹	Residuos Kg/Ha ¹	Hectáreas cultivadas ²	Residuos Totales Tm ¹
Pimiento	100	25000	7700	192.500
Tomate	140	35000	8100	283.500
Pepino	90	22500	3100	69.750
Sandía	50	15500	6400	99.200
Melón	80	23000	5800	133.400
Judía	70	17500	5100	89.250
Calabacín	90	22500	3000	67.500
Berenjena	90	22500	1092	24.570
Col china	-	43000	840	36.120

¹Escobar, 1998.

²Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, 1997.

Las características generales de producción de residuos vegetales en la provincia de Almería se pueden concretar en los siguientes aspectos:

- En la provincia de Almería, los residuos se generan de forma continua a lo largo de todo el año.
- La máxima generación de restos vegetales se produce coincidiendo con las fases correspondientes de los ciclos productivos, siendo estos en los meses de Enero-Febrero y Mayo-Junio.
- El valor máximo de generación de restos vegetales se sitúa en el orden de 85.000 Tm a mediados del mes de Junio.

2.1.2 CARACTERÍSTICAS Y COMPOSICIÓN

La característica fundamental de los residuos agrícolas es el elevado contenido en materia orgánica de origen vegetal, esto es debido al desarrollo de una agricultura intensiva donde no es posible reutilizar estos materiales en el propio cultivo de donde son obtenidos. También hay que tener en cuenta en este tipo de residuos la presencia de restos de fertilizantes, fitosanitarios (insecticidas, herbicidas, fungicidas, etc.) y otros dependiendo de la técnica de cultivo utilizada.

La composición típica que suelen tener las plantas incluye mayoritariamente carbono, oxígeno e hidrógeno. Aunque menos abundantes, pero sí esenciales también están constituidas por nitrógeno, potasio, calcio, magnesio, fósforo y azufre; todos estos elementos son absorbidos del suelo por las plantas. Junto a estos, se han detectado al menos 60

elementos químicos distintos, dependiendo de la especie concreta y del hábitat en el que se localice (Paul y Clark, 1996).

Con respecto a las moléculas complejas que constituyen los tejidos vegetales, destacan los polímeros estructurales de las paredes celulares. Estas macromoléculas, probablemente son los compuestos orgánicos más abundantes en la biosfera, responden principalmente a dos tipos de estructuras. Por una parte, se encuentran los polímeros de naturaleza polisacárida, celulosa y hemicelulosa, caracterizados por una distribución más o menos regular y, por otra, la lignina, compuesta por polifenoles distribuidos aleatoriamente. Se incluye, además, una pequeña cantidad de proteína estructural rica en hidroxiprolina presente en las paredes primarias, así como diversas sustancias solubles tales como azúcares, aminoácidos, ácidos orgánicos y aminoácidos (Tian et al., 1992). La celulosa y la lignina son los constituyentes mayoritarios de los residuos vegetales, y por ello también se les denomina materiales o residuos lignocelulósicos. Este tipo de materiales son biodegradables por microorganismos en presencia (aerobio) o ausencia de oxígeno (anaerobio) y se integran de forma natural en el ciclo biogeoquímico del carbono. (Brown, 1985; Colberg, 1988)

Dependiendo del tipo de planta y de su estado fisiológico, el contenido en cada uno de los compuestos que constituyen los residuos vegetales puede variar. Así, en los tallos, las proteínas suelen encontrarse por debajo del 1%, mientras que en hojas de crecimiento rápido y en semillas pueden alcanzar hasta un 22%. El contenido en lignina suele ser muy bajo en legumbres (4-6%), pero puede llegar a constituir hasta el 50% en plantas tropicales tales como la *Acioa*. Por otra parte, el grado de desecación o envejecimiento también influyen en la composición. Por ejemplo, la paja contiene principalmente materiales celulósicos y lignina, mientras que los tejidos frescos presentan una mayor proporción en componentes no lignocelulósicos, tales como azúcares libres (Grant y Long, 1989; Jeffries, 1994).

La proporción de las fibras (celulosa, hemicelulosa y lignina) depende del material vegetal. En general la celulosa es la más abundante (40-50%), seguida de la hemicelulosa (20-30%) y la lignina (10-30%) (Fengel y Wegener, 1984; Sjöström, 1981, Misra, 1993; Oggiano, 1997). El contenido en cenizas varía de una manera sustancial, así en la madera no supera el 1%, mientras que en las fibras naturales alcanza valores bastante elevados (Stewart et al., 1997; Reguant y Rinaudo, 2000; Hon, 2000).

A continuación se describen brevemente los principales componentes de los restos vegetales, según el grupo químico al que pertenecen.

Carbohidratos

La estructura principal de la pared celular de los vegetales está formada por polisacáridos, que están constituidos por monómeros de hexosas y/o pentosas unidos por enlaces glucosídicos. Dependiendo del monómero mayoritario y del tipo de enlace mediante el cual se unen, se diferencian tres grupos de macromoléculas: celulosa, el elemento fibrilar predominante, hemicelulosa y pectina. Adicionalmente, estos tres polímeros se relacionan entre sí a través de numerosos enlaces cruzados formados por puentes de hidrógeno, entre las celulosa y las hemicelulosa, y por enlaces covalentes entre esta última, la pectina y las proteínas estructurales (Paul y Clark, 1996).

La celulosa es una cadena larga de aproximadamente 14.000 unidades de moléculas de glucosa, unidas entre sí mediante enlaces glucosídicos $\beta(1-4)$. LA celulosa es el componente más abundante de las plantas y se encuentra habitualmente asociado a hemicelulosa y lignina. Además, las moléculas de celulosa suelen formar agregados de microfibrillas que generan fibras cristalinas. La simplicidad de su estructura, un único tipo de monómero y de enlace, facilita su ataque por parte de microorganismos.

El almidón es la principal fuente de reserva de las plantas. Contiene dos polímeros de glucosa, amilosa y amilopectina. En ambos casos, las unidades glucídicas se encuentran enlazadas mediante uniones $\alpha(1-4)$, pero, adicionalmente, en la amilopectina aparecen ramificaciones que se unen a la cadena principal mediante enlaces $\alpha(1-6)$.

La hemicelulosa está compuesta por un grupo heterogéneo de polímeros de xilosa, manosa y, en menor medida, arabinosa, galactosa, glucosa y, en ocasiones, ácidos urónicos. Puede aparecer ligada a la celulosa, en cuyo caso aparecen microfibras que refuerzan la estabilidad de la pared celular. También se producen entrecruzamientos de este polímero con la lignina, originando un complejo tejido que confiere fuerza estructural, pero que dificulta los procesos de degradación microbiana (Ladisch et al., 1983; Lynch, 1992).

Lignina

La lignina es un polímero complejo de unidades derivadas del fenil-propano, entrecruzadas entre sí y unidas mediante diferentes tipos de enlaces. Esta ausencia de una unidad repetitiva y, especialmente, la existencia de una relativamente amplia variedad de enlaces, determinan la dificultad de su caracterización bioquímica y obstaculiza su degradación microbiana. Enzimas microbianas como las fenol oxidasas podrían ser consideradas clave en la biotransformación de este polímero (Leonowicz et al., 1999), pero son numerosas las requeridas para ello.

La lignina, que actúa como sostén de las plantas superiores, es el componente mayoritario de los tejidos leñosos, principalmente de los órganos de conducción, llegando a representar aproximadamente el 30% del peso seco de la producción anual de la biomasa fotosintética (Reid, 1995). Desempeña importantes funciones, tales como la de proporcionar dureza e impermeabilidad (Davis et al., 1993), o la de proteger a los polisacáridos del ataque microbiano (Higuchi, 1990). Debido a su abundancia, es la principal responsable del aumento de la mayoría de la materia orgánica del suelo durante la transformación biótica y abiótica de los restos vegetales (Zeikus et al., 1982). Por tanto, el proceso de biodegradación de la lignina, en el cual se incluye, además de su descomposición y transformación, la de los productos derivados de la misma, juega un importante papel en el ciclo del carbono de la biosfera, así como en la productividad biológica (Zeikus, 1982; Rodríguez et al., 1994).

Compuestos nitrogenados

El nitrógeno es un elemento fundamental en el material vegetal, por su participación en moléculas básicas del tipo de las proteínas, compuesto nitrogenado mayoritario en plantas (Haider, 1992), ácidos nucleicos, clorofilas, etc. Las plantas lo absorben principalmente por las raíces en forma de NH_4^+ y NO_3^- (Cánovas et al., 1993).

2.1.3 PROBLEMÁTICA ASOCIADA

Aunque la problemática de los residuos siempre ha existido, sólo en las últimas décadas se han convertido en un problema realmente serio. Las tasas actuales de generación de estos productos de desecho, han originado en muchos casos la ruptura del equilibrio entre la biosfera del planeta y las actividades humanas (Otero, 1998), dado que capacidad de reintegración de estos residuos por los ciclos biogeoquímicos se ve desbordada ante el elevado volumen de productos susceptibles de ser biotransformados (Paul y Clark, 1996). Concretamente esta ha sido la problemática que se ha originado en la provincia de Almería, en donde se ha pasado de una agricultura tradicional a una intensiva (bajo plástico), caracterizada por la generación de cantidades enormes de residuos vegetales y cuya acumulación ocasiona graves problemas ambientales y agrícolas. Como se ha mencionado con anterioridad, la estimación de la cantidad exacta de residuos procedentes de la actividad agrícola no resulta una tarea sencilla, aunque en algunas poblaciones se han llevado a cabo diversos estudios que permiten hablar en términos bastante realistas de niveles superiores al millón de Tm de residuos vegetales en toda la provincia.

Para que la gestión de estos residuos estuviera controlada, los Ayuntamientos han creado Normativas y Planes de Higiene Rural. Hasta hace poco tiempo, prácticas tales como la incineración, la utilización como alimento para ganado o, simplemente el abandono, eran y, en parte, aun son las soluciones planteadas para atajar semejante problema. Pero, si bien hasta hace algunos años las consecuencias derivadas de estas prácticas no resultaban especialmente problemáticas, en la actualidad el enorme impacto ambiental y los problemas higiénico sanitarios derivados de las características de este tipo de productos de desecho (presencia de cantidades variables de fitosanitarios y patógenos microbianos) y, lógicamente, de su volumen, desaconsejan el uso de dichas prácticas.

La ausencia de concienciación con respecto a los problemas generados por los residuos agrícolas hasta ahora ha sido probablemente consecuencia de la ignorancia en torno a su potencial contaminante y de las posibles consecuencias de su incineración o abandono incontrolado (Escobar, 1998). Sin embargo, en los últimos años ese grado de conocimiento se ha visto considerablemente incrementado como consecuencia de las actuaciones de los diferentes estamentos públicos, tanto europeos, como nacionales y locales, de modo que ya es posible acceder a información que pone de manifiesto el importante papel negativo que estos residuos pueden desarrollar. Así, Fernández Marín et al., (1998) destacan los siguientes problemas que pueden plantearse a causa del vertido incontrolado de estos restos vegetales en el medio rural:

1. *Creación de focos de infección y vectores de enfermedades* que afectan a las propias plantaciones y a la población. A este respecto, Conway (1996) señala como un factor importante dentro de la agricultura sostenible la necesidad de eliminar los restos de cosecha de las zonas de cultivo como un sistema de protección contra las plagas y microorganismos patógenos que dichos restos pueden portar, siguiendo lo ya indicado por Van der Plank (1963) como una norma de sanidad vegetal.
2. *Proliferación de focos aislados de roedores e insectos.*
3. *Generación de malos olores* como consecuencia de la putrefacción de los restos orgánicos.
4. *Contaminación del suelo* por lixiviado de elementos tóxicos tales como metales pesados y agroquímicos.
5. *Alteración de comunidades vegetales* como consecuencia de la aparición indiscriminada de vertederos incontrolados.

6. *Taponamiento de las vías de drenaje del agua de riego y de lluvia* (ramblas, acequias y aliviaderos) aumentando el riesgo de inundaciones, más aun si se tiene en cuenta que se trata de una zona con episodios de lluvias torrenciales.
7. *Los restos suelen servir de alimento no controlado para el ganado*, con los consiguientes peligros de incorporación de pesticidas al metabolismo del animal y posterior transmisión al hombre tras el consumo de sus productos.
8. *Fuerte impacto visual* que producen los residuos en el paisaje.
9. *Mala imagen ante terceros*, con la consiguiente depreciación de los productos hortofrutícolas.
10. *La eliminación por combustión de estos residuos supone un perjuicio para la calidad atmosférica del aire*, aunque de menor incidencia que en el caso de los materiales plásticos. No obstante, no se debería olvidar que dichos residuos vegetales suelen ir acompañados de los componentes plásticos empleados en el entutorado de los cultivos, además de que la incineración es considerada una práctica peligrosa por ser foco de incendios que pueden propagarse rápidamente (Escobar, 1998), y supone una pérdida de fuente de materia orgánica fácilmente reciclable (Conway, 1996).

Lo hasta ahora expuesto pone claramente de manifiesto la necesidad de implantar estrategias que minimicen los efectos negativos asociados a los, en cierto modo, agresivos sistemas de cultivo empleados. En este sentido y, aunque el avance se produce de forma pausada, en los últimos años se ha incrementado la oferta de tratamientos disponibles.

2.1.4 ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO

Las alternativas más ventajosas ambientalmente para el tratamiento de residuos agrícolas son las que permiten la recuperación o el reciclaje de los recursos contenidos en ellos. Entre estos se cuenta con procesos como la utilización con o sin tratamiento como abonos en agricultura y para alimentación animal, la obtención de biocombustibles y de productos microbianos específicos, y la extracción de diversos derivados de la lignocelulosa de interés industrial. Operaciones de eliminación como la incineración sin recuperación de energía o la disposición en vertederos, suponen una pérdida de recursos naturales y contribuyen a la contaminación ambiental, por lo que no son aceptables. De acuerdo con esto, los tratamientos de residuos agrícolas se pueden clasificar en función de las operaciones de

pretratamiento necesarias, los agentes o procesos responsables de tales transformaciones y el producto final que se obtiene. Así se cuenta actualmente con procesos sin tratamiento previo, en los que los residuos son aplicados directamente o con escasas transformaciones, y procesos en los que se realiza alguna operación de tratamiento por métodos físico-químicos, biológicos/bioquímicos o combinación de ambos (Figura 2.2). A continuación se describen las distintas operaciones de aprovechamiento.

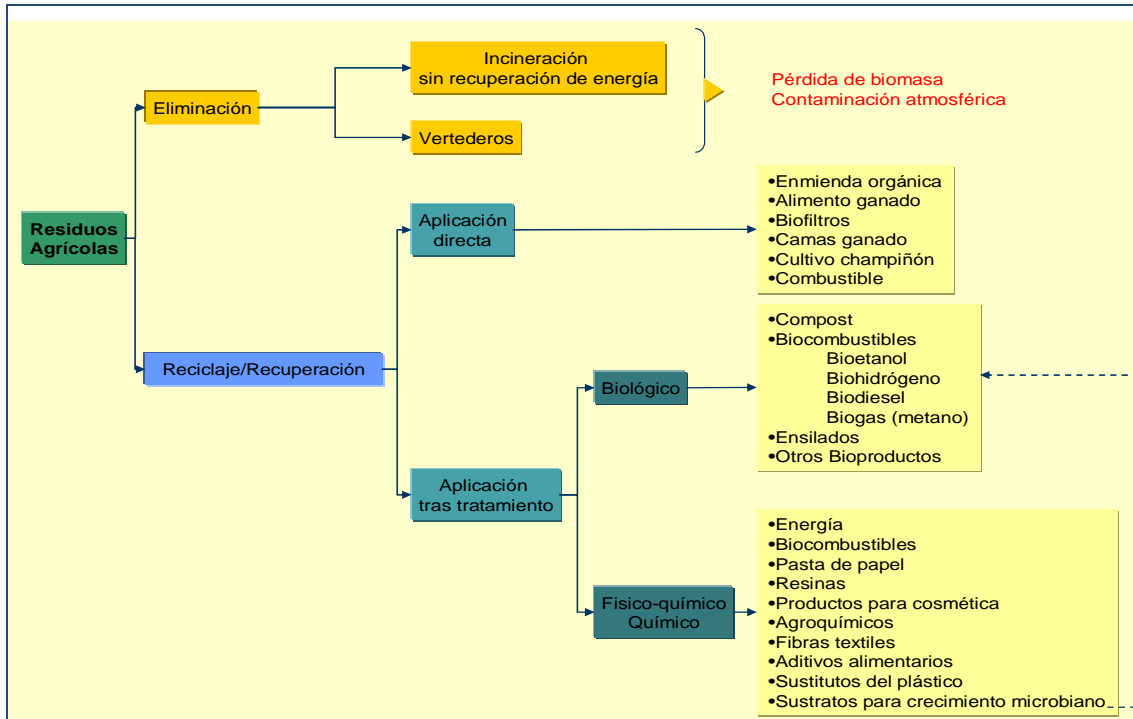


Figura 2.2 Opciones disponibles para el tratamiento de residuos vegetales

Aplicación directa

La aplicación directa en agricultura de residuos orgánicos representa una interesante vía de recuperación de suelos, así como una fuente de nutrientes esenciales para las plantas (Avnimelech, 1986). La incorporación al suelo o enterrado comporta un aporte importante de materia orgánica y su posterior humificación, mejorando el balance de humus con los numerosos efectos positivos que ello conlleva, y recicla de forma natural los nutrientes asimilados por los cultivos. El abonado verde con restos vegetales se ha desarrollado, principalmente, con leguminosas, las cuales aportan nitrógeno al suelo (Gati, 1983). Esta práctica no está exenta de riesgos cuando se aplica con otros tipos de cultivos, ya que puede provocar problemas de fitotoxicidad, aumento en el contenido de sales y procesos de inmovilización del nitrógeno en el suelo (Verdonck, 1988; Navarro, 1995). Este último efecto puede evitarse fácilmente aportando nitrógeno, ya sea de naturaleza orgánica (estiércol,

abonos orgánicos, purines, abonado en verde) o inorgánica (abonos amoniacales o ureicos), sin embargo, desde la óptica del Desarrollo Sostenible no es recomendable. Esta alternativa, que hace unos años era muy poco frecuente, se va implantando lentamente en la arboricultura española, para lo cual se exige un tratamiento mecánico previo de troceado o picado y, si se considera necesario, de desfibrado (Martínez, 2006). Sin embargo, en las explotaciones intensivas, y especialmente en cultivo protegido, los residuos de cosecha de la horticultura comestible y también de la floricultura deben ser retirados del suelo o de los sustratos de cultivo antes de iniciar el cultivo siguiente, al no existir tiempo suficiente y/o para evitar riesgos fitosanitarios.

La utilización de los residuos vegetales para alimentación animal presenta, en principio, un menor número de limitaciones que su empleo como abono verde. No obstante, sería aconsejable evaluar de forma previa su composición química y digestibilidad, controlar la presencia de compuestos tóxicos y eliminar las sustancias de carácter no vegetal tales como cuerdas y plásticos. Una vez que los restos han sido adecuados en cada uno de estos parámetros, la distancia entre el lugar de origen y la ubicación del ganado va a ser la que establezca la viabilidad del proceso, ya que el transporte puede encarecer de forma notable el coste final del producto, llegando, en ocasiones, a ser el factor decisivo para determinar la utilización de los residuos vegetales con esta finalidad. En ocasiones se recomienda aplicar un proceso de ensilado, que consiste en disponer los sustratos en condiciones de anoxia, lo que promueve procesos microbianos fermentativos que generan ácidos, reduciendo el pH. Esto unido a la ausencia de oxígeno inhibe el crecimiento microbiano permitiendo el almacenamiento de los restos vegetales a largo plazo y, además, incrementa su digestibilidad (De Haro-Martínez et al., 1998). La aplicación de los residuos vegetales en alimentación debe restringirse en aquellos materiales que puedan presentar contaminantes tales como pesticidas que pasarían al animal.

Otras aplicaciones que no requieren un proceso transformativo importante de los residuos vegetales incluyen su utilización como soporte adsorbente en biofiltros útiles en la descontaminación de gases y líquidos, la fabricación de tableros, aislantes y material de relleno en materiales de construcción, cultivo del champiñón y lechos para la cría de animales.

Tratamiento biológico

El tratamiento biológico de los residuos agrícolas se puede llevar a cabo a través de las actividades de microorganismos, que realizan una biotransformación aeróbica o anaeróbica de la materia orgánica, bien directamente sobre los sustratos (compostaje y biometanización) o tras un procedimiento de extracción que genere sustratos fácilmente metabolizables por

microorganismos específicos, cuyos productos pueden tener interés industrial (biocombustibles y otros bioproductos). A continuación se describen de forma resumida dichos procesos.

- **Compostaje:** Sin duda el compostaje es la operación de aprovechamiento de residuos agrícolas más aceptada, este proceso se describirá con detalle en el apartado siguiente (apdo.2.2). La mayoría de residuos de este tipo tienen una relación C/N demasiado elevada para ser compostados, por lo que en muchos casos deben enriquecerse en nitrógeno o mezclarse con otros residuos ricos en tal elemento y que permitan balancear tal relación. Esta cualidad, junto a la elevada porosidad y capacidad esponjante hacen de los residuos vegetales, especialmente la paja, unos excelentes agentes estructurantes para ser mezclados con otros residuos semilíquidos y/o excesivamente ricos en nitrógeno como purines, vinazas o alpechines. Además, la presencia de estos residuos es deseable para la mayoría de los procesos de compostaje debido a que su contenido en lignocelulosa proporciona el componente básico para la formación del humus. Sin embargo, para esta aplicación debe controlarse la presencia de contaminantes tales como pesticidas, patógenos vegetales y elementos plásticos como las guías de entutorado utilizadas en algunos cultivos hortícolas (López y Boluda, 2011). Estos últimos componentes deben eliminarse mecánicamente para evitar su presencia en el compost. Los pesticidas y patógenos vegetales suelen ser eliminados durante el compostaje por la actividad microbiana y las elevadas temperaturas del proceso (Moreno y Mormeneo, 2011).
- **Biocombustibles:** Una de las aplicaciones de los residuos agrícolas que está despertando mayor interés en los últimos años es su utilización para la obtención de biocombustibles tales como bioetanol, biodiesel, biohidrógeno y biogás. Estos productos pueden ser generados por microorganismos y constituyen serios sustitutos de los derivados del petróleo. El bioetanol y el biodiesel son los biocombustibles que parecen ofrecer más expectativas. Actualmente se obtienen mediante conversión de productos ricos en almidón y aceites vegetales, respectivamente. Por ello, en Europa se está fomentando el cambio en el uso del suelo para satisfacer la potencial demanda de cultivos oleaginosos (colza, girasol y soja), y ricos en almidón (trigo y remolacha azucarera). Sin embargo, la producción de biocombustibles a partir de residuos vegetales lignocelulósicos puede contribuir a reducir su coste de producción.

El *bioetanol* se produce a partir de residuos lignocelulósicos por fermentación microbiana de azúcares solubles liberados a partir de la celulosa y hemicelulosa mediante

hidrólisis química, enzimática o microbiana. Se estima que la cantidad de residuos vegetales potencialmente utilizables para esta finalidad en el mundo es de alrededor de $1,5 \cdot 10^{15}$ g/año (peso seco) cuya producción de bioetanol, unida a la que podría obtenerse a partir de otros restos de cosecha podría reemplazar hasta un 32% del consumo de gasolina actual (Kim y Dale, 2004).

Actualmente el *biodiesel* se produce mediante transesterificación de triacilglicerol de aceites vegetales y grasas animales. A pesar de las numerosas ventajas ambientales de este proceso, su aplicabilidad está restringida entre otros por la elevada extensión de cultivos necesaria para satisfacer una producción suficiente de aceites de semillas. Por ello, se ha considerado la posibilidad de sustituir tales sustratos por los residuos vegetales lignocelulósicos. Utilizando dichos materiales inoculados con microorganismos se ha conseguido obtener un biodiesel que se ha denominado microdiesel (Kalscheuer et al., 2006).

El *biohidrógeno* es producido por bacterias fermentativas que degradan la materia orgánica en ausencia de oxígeno generando un gas rico en hidrógeno y ácidos orgánicos. Este proceso puede realizarse utilizando residuos agrícolas como sustrato que es sometido a pirolisis para producir "syngas" y convertido químicamente en formiato, el cual es utilizado por microorganismos para generar hidrógeno. Alternativamente, puede realizarse por poblaciones combinadas de microorganismos que biotransforman la lignocelulosa en ausencia de oxígeno a diversos compuestos y gas. Dependiendo de las condiciones en que se lleve a cabo tal proceso y las poblaciones microbianas que actúen, el gas puede ser rico en hidrógeno (biohidrógeno) o en metano (biogás), ambos gases pueden ser utilizados como combustibles (Ohmiya et al., 2005). Estos procesos adicionalmente proporcionan material vegetal parcialmente degradado que puede ser aplicado al suelo como enmienda orgánica directamente o tras compostaje.

- **Otros productos microbianos:** Además de los productos microbianos previamente indicados, los residuos agrícolas se han utilizado para la producción de otros productos tales como proteína unicelular (SCP), exopolisacáridos, xilitol, diversas enzimas microbianas y ácidos orgánicos, entre otros, que tienen aplicación ambiental y en múltiples industrias (Montgomery, 2004). Para esta finalidad, en la mayoría de los casos, los residuos deben ser hidrolizados y esterilizados para asegurar el crecimiento del microorganismo específico.

Tratamiento físico-químico y extracción de productos químicos

Los procesos físico-químicos para el tratamiento de residuos vegetales, incluyen tratamientos termoquímicos para la obtención de energía y la extracción química de distintos componentes de los residuos útiles en industria. Algunos de estos procesos pueden generar derivados útiles para diversas finalidades. Así, cuando los residuos agrícolas se someten a elevadas temperaturas (800-1000°C) se produce “gas de síntesis o syngas” constituido por CO y H₂. Este gas puede ser directamente utilizado o procesado mediante síntesis Fischer-Tropsch para generar etanol y alcanos líquidos que son aplicados en diversas industrias y para bioconversiones microbianas (Demirbas et al., 2004).

Mediante procedimientos extractivos químicos se pueden obtener diversos compuestos químicos útiles para industrias alimentaria, química, agroquímica, cosmética, farmacéutica, textil y papelería. A modo de ejemplo, sólo a partir de la hemicelulosa se pueden obtener hasta 12 productos diferentes, y la celulosa extraída y modificada se puede utilizar para fabricar papel, agentes adsorbentes o alimentos dietéticos (Greenbaun, 2006). Especialmente interesante es el campo de los biocomposites, materiales biodegradables constituidos fibras naturales (lino o cáñamo) reforzadas en una matriz constituida por celulosa, almidón, ácido láctico u otros derivados extraídos de la lignocelulosa que constituyen unos serios sustitutos de los plásticos, la fibra de vidrio o la mica (Reddy y Yang, 2005).

Los procesos previamente descritos se incluyen en el recientemente acuñado concepto de biorefinería que traslada a los residuos lignocelulósicos modelos de extracción y síntesis tradicionalmente aplicados en petroquímica (Kudakasseril Kurian et al., 2013).

2.2 COMPOSTAJE

De forma tradicional, los residuos procedentes de las actividades agrícolas y ganaderas han sido utilizados como fertilizantes naturales para los cultivos. Esta práctica tiene hoy en día, si cabe, aún más vigencia, sobre todo si se considera la escasez de recursos actualmente existente y las elevadas exigencias económicas inherentes a la agricultura moderna. Los residuos de estos y otros tipos, como por ejemplo, algunos residuos sólidos urbanos, presentan un elevado contenido en materia orgánica que los hace especialmente indicados para el enriquecimiento de los suelos agrícolas. Sin embargo, su aplicación directa conlleva determinados riesgos que se pueden evitar si se tratan previamente de la forma adecuada. En este sentido, el compostaje se presenta como una de las alternativas más atractivas, ya que genera un producto de elevada calidad nutricional, prácticamente libre de microorganismos fitopatógenos y compuestos contaminantes.

2.2.1 DEFINICIÓN

Son muchas las definiciones que se han utilizado para describir el proceso de compostaje; una de las más aceptadas y simple es la que lo define como *“la descomposición biológica aeróbica de restos orgánicos en condiciones controladas”* (Saña et al., 1987; Soliva, 2001; Abad y Puchades, 2002; Soliva et al., 2008). No obstante, esta definición es escasamente descriptiva, ya que obvia otras características específicas del compostaje. Por ello, resulta mucho más explícita la recogida en el Real Decreto 865/2010 de julio sobre sustratos de cultivo (BOE 170 de 2/07/2010), en el que se define el compostaje como un *“proceso controlado de transformación biológica aeróbica y termófila de materiales orgánicos biodegradables que da lugar a alguno de los tipos de productos orgánicos, cuyas características se detallan el grupo 1 del anexo I del mencionado Real Decreto”*.

En la nueva Ley 22/2011, de 28 julio, de residuos y suelos contaminados (BOE 181 de 28/07/2011) el compostaje es considerado como una operación de valorización. Según esta Ley se define Valorización como *“cualquier operación cuyo resultado principal sea que el residuo sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales, que de otro modo se habrían utilizado para cumplir una función particular, o que el residuo sea preparado para cumplir esa función en la instalación o en la economía en general”*. En el anexo II de la mencionada Ley se recoge una lista no exhaustiva de operaciones de valorización (Tabla 2.4), entre las que se encuentra el compostaje (R3).

Tabla 2.4 .Operaciones de valorización según Anexo II de la Ley 22/2011, de 28 julio, de residuos y suelos contaminados (BOE 181 de 28/07/2011)

Operaciones de valorización
R 1 Utilización principal como combustible u otro modo de producir energía.*
R 2 Recuperación o regeneración de disolventes.
R 3 Reciclado o recuperación de sustancias orgánicas que no se utilizan como disolventes (incluidos el compostaje y otros procesos de transformación biológica).**
R 4 Reciclado o recuperación de metales y de compuestos metálicos.
R 5 Reciclado o recuperación de otras materias inorgánicas.***
R 6 Regeneración de ácidos o de bases.
R 7 Valorización de componentes utilizados para reducir la contaminación.
R 8 Valorización de componentes procedentes de catalizadores.
R 9 Regeneración u otro nuevo empleo de aceites.
R 10 Tratamiento de los suelos que produzca un beneficio a la agricultura o una mejora ecológica de los mismos.
R 11 Utilización de residuos obtenidos a partir de cualquiera de las operaciones numeradas de R 1 a R 10.
R 12 Intercambio de residuos para someterlos a cualquiera de las operaciones enumeradas entre R 1 y R 11. Quedan aquí incluidas operaciones previas a la valorización incluido el tratamiento previo, operaciones tales como el desmontaje, la clasificación, la trituración, la compactación, la peletización, el secado, la fragmentación, el acondicionamiento, el reenvasado, la separación, la combinación o la mezcla, previas a cualquiera de las operaciones enumeradas de R 1 a R 11.
R 13 Almacenamiento de residuos en espera de cualquiera de las operaciones numeradas de R 1 a R 12 (excluido el almacenamiento temporal, en espera de recogida, en el lugar donde se produjo el residuo).****

Por otra parte, cabe destacar que la definición indicada alude específicamente a que el compostaje es un proceso biológico, que se realiza en condiciones aeróbicas y en el que se desarrollan elevadas temperaturas. Estas tres características son inherentes al proceso de compostaje, y lo diferencian de otros procesos de transformación de la materia orgánica, incluso aunque estén mediados por la acción de organismos, tales como la degradación anaeróbica, que ocurre en ausencia de oxígeno, o la transformación de la materia orgánica en suelo, que además de no ser controlada no transcurre con una elevación acusada de la temperatura.

Desde el punto de vista operacional, para que un proceso de compostaje tenga lugar, en primer lugar deben seleccionarse materiales orgánicos que suministren nutrientes carbonados, nitrogenados y otros elementos necesarios para que los microorganismos presentes en dichos materiales proliferen. Para ello es preciso además humectar y triturar dichos sustratos para facilitar el ataque microbiano (Moreno y Mormeneo, 2011). Una vez adecuados, los materiales se apilan, y en estas condiciones, comienzan a desarrollarse los microorganismos degradando la materia orgánica en presencia de oxígeno y generando calor (Figura 2.3). La velocidad de biodegradación de la materia orgánica es diferente dependiendo de los constituyentes de la misma. Así, componentes poliméricos tales como la lignina, la celulosa o la hemicelulosa son más difícilmente atacados por los microorganismos y, por tanto, su velocidad de biodegradación durante el compostaje es menor (Moreno y Mormeneo, 2011). Por el contrario, los azúcares simples son muy rápidamente metabolizados por los microorganismos.



Figura 2.3 Visión global del proceso de compostaje

El compostaje, por tanto, es un proceso de biodegradación aeróbica, consistente en una compleja interacción entre los restos orgánicos utilizados y los microorganismos, la humedad y la concentración de oxígeno, que llevados a un nivel adecuado, conducen a un incremento en la actividad microbiana.

Con el compostaje no sólo se persigue biotransformar la materia orgánica para obtener un producto de uso agrícola o en jardinería. Este procedimiento también permite higienizar los residuos, mediante la destrucción o reducción de los microorganismos patógenos; inhibir la capacidad germinativa de las semillas; reducir la generación de olores en el producto final; biodescontaminar compuestos como pesticidas, derivados del petróleo, explosivos y otros contaminantes ambientales; y estabilizar la materia orgánica, reduciendo además su volumen (Moreno y Mormeneo, 2011).

2.2.2 FASES

A lo largo del proceso de compostaje se pueden distinguir dos etapas fundamentales: la fase bio-oxidativa, en la que se produce la mineralización de la materia orgánica y que es realizada principalmente por los microorganismos; y una segunda fase de maduración o estabilización, en la que se forman sustancias húmicas y el compost adquiere las propiedades que lo caracterizan (Moreno y Mormeneo, 2011).

Al principio del proceso se va generando calor a medida que se degrada la materia orgánica, debido principalmente a los procesos de respiración de los microorganismos. Durante el compostaje, los microorganismos quimioheterótrofos utilizan los sustratos orgánicos como fuente de carbono y de energía en presencia de oxígeno, a través de distintas rutas metabólicas que convergen en el ciclo de Krebs, productor de gran cantidad de energía. Parte de la energía generada se disipa en forma de calor. Este calentamiento tan acusado no ocurre cuando los microorganismos crecen en sustratos líquidos debido a que la concentración de nutrientes es menor que en los sólidos y la energía generada se disipa más fácilmente. Así, para que el calor producido tenga cierto impacto en el proceso, los sustratos deben estar dispuestos de tal forma que impidan su disipación. Por esta razón, es imprescindible desarrollar el proceso con un mínimo de material apilado. En estas condiciones, parte del calor queda atrapado en el material y se produce un efecto de retroalimentación (Guo et al., 2012).

Atendiendo a la temperatura y a la actividad microbiana que se genera durante el proceso de compostaje podemos diferenciar cuatro fases: Fase Mesófila, Fase Termófila, Fase de Enfriamiento y Fase de Maduración (Boulter et al., 2000). Las tres primeras fases se incluyen en la etapa bio-oxidativa, y durante ellas la actividad microbiana es intensa. Estas tres

fases se pueden repetir cuando se efectúa un proceso de compostaje mediante pilas volteadas, de modo que cada vez que se efectúa un volteo, se introduce material no biodegradado en el interior de la pila y se reactiva el proceso. En la Figura 2.4 se muestra la evolución del proceso de compostaje en las diferentes fases indicadas en función de la temperatura (línea roja), incluyendo el perfil térmico típico que se obtendría en pilas volteadas (línea naranja punteada), así como la evolución de parámetros como el pH, la relación C/N, y las actividades microbianas y poblaciones predominantes en cada fase. A continuación se describen las características que definen cada una de dichas fases.

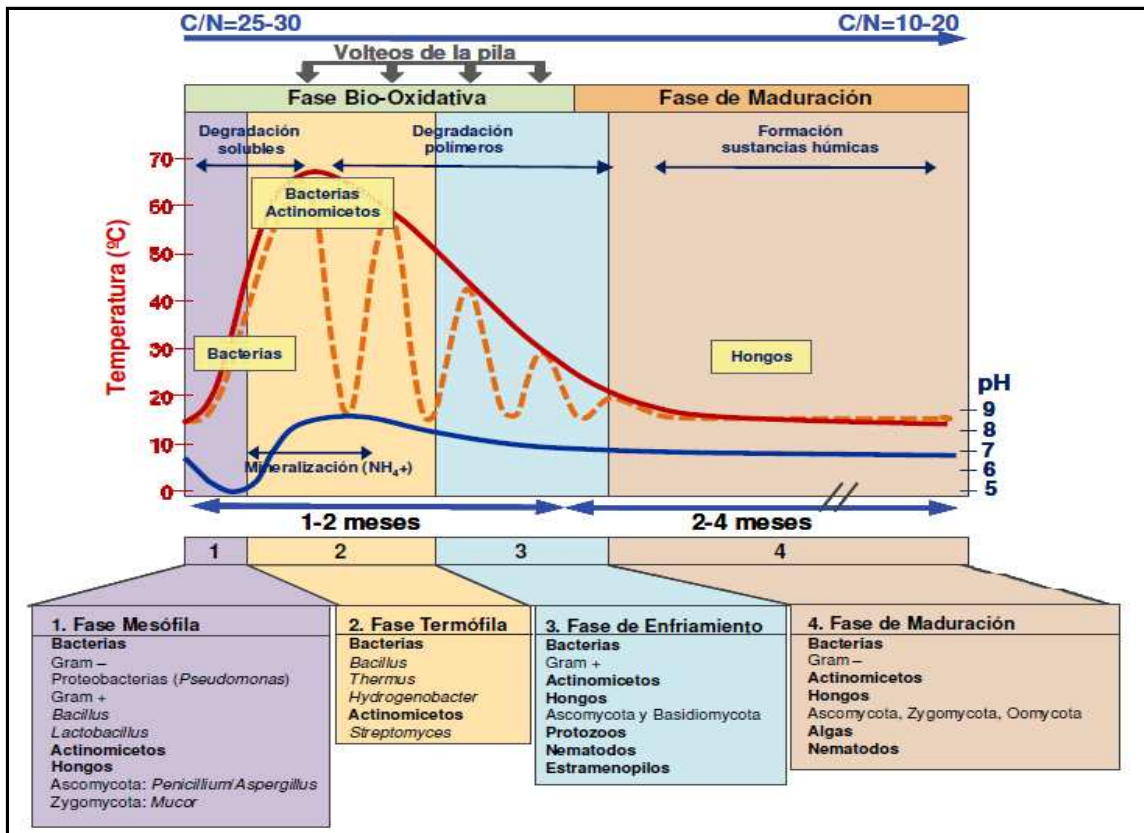


Figura 2.4. Evolución del proceso de compostaje según diferentes parámetros (Moreno y Mormeneo, 2011)

Fase Mesófila

La fase mesófila inicial es la más dinámica del compostaje, en ella se incrementa rápidamente la temperatura (de 10 a 40 °C), el pH experimenta amplias variaciones y se degradan los compuestos orgánicos más simples. Inicialmente los sustratos están a temperatura ambiente y comienzan a actuar bacterias y hongos mesófilos y termotolerantes que utilizan rápidamente sustancias carbonadas solubles y de fácil degradación (azúcares y aminoácidos). Durante esta fase, el consumo de oxígeno y la producción de CO₂, amonio y calor debido al

metabolismo microbiano son muy elevados. Como consecuencia de la intensa actividad metabólica se produce una elevación de la temperatura en el interior de la pila de compostaje y se liberan ácidos orgánicos que provocan un descenso del pH (Tuomela et al., 2000).

Aunque ciertos polímeros como el almidón pueden ser degradados en esta fase por amilasas, la mayoría de compuestos poliméricos son degradados en las fases sucesivas. Las bacterias con metabolismo oxidativo y fermentativo son las que alcanzan mayores niveles en esta fase, principalmente bacterias Gram negativas y productoras de ácido láctico, que crecen rápido a expensas de compuestos fácilmente degradables. Aunque la riqueza de especies fúngicas es baja respecto a la de bacterias, la dinámica poblacional sigue un patrón muy parecido al de éstas. La actividad metabólica de los microorganismos en esta fase da lugar a un aumento rápido de la temperatura, lo que ocasiona la transición de microbiota mesófila a termófila cuando se alcanzan 42 a 45 °C, iniciándose la fase termófila (Ryckeboer et al., 2003). Esta primera etapa es de corta duración completándose entre las primeras 24 o 48 horas.

Fase Termófila

El aumento de la temperatura en la fase anterior da lugar a la proliferación de microorganismos como bacterias, actinobacterias y hongos termófilos y termotolerantes, que adquieren protagonismo cuando la temperatura asciende por encima de los 45 °C

En esta fase se produce un descenso de la biodiversidad, ya que las altas temperaturas reducen el crecimiento de microorganismos y elimina organismos patógenos (Suárez-Estrella et al., 2007). En el inicio de la fase termófila, cuando los nutrientes fácilmente asimilables han sido retirados, comienzan a predominar las actinobacterias, en particular estreptomicetos que, junto con algunos *Bacillus*, comienzan a metabolizar proteínas, incrementando la liberación de amoníaco, lo que ocasiona la consiguiente alcalinización. También se ha comprobado que junto a sustancias de fácil degradación, en esta fase se metabolizan moléculas como la lignocelulosa. Como consecuencia de la degradación de dichos polímeros se liberan nuevas sustancias monoméricas simples que pueden ser utilizadas por otros microorganismos. La actividad microbiana, por tanto, continúa siendo intensa y la temperatura sigue incrementándose hasta superar los 60 °C. En esta fase, las tasas de degradación son relativamente elevadas comparadas con las de la etapa anterior (De Guardia et al., 2010).

Por encima de los 60 °C, el calor *per se* inhibe a los microorganismos, pero también actúa limitando el suministro de oxígeno. Esto provoca una disminución de la actividad microbiana y, como consecuencia, una caída en la temperatura. Así, la tercera fase o fase de enfriamiento, se inicia cuando la temperatura es aún elevada y la fuente de carbono, directamente disponible, comienza a ser un factor limitante.

Fase de Enfriamiento

En esta fase los sustratos fácilmente asimilables ya han sido metabolizados y solo permanece la parte de materia orgánica químicamente más compleja. La actividad microbiana disminuye, ya que la fuente de carbono comienza a ser un factor limitante y la temperatura desciende por la baja actividad metabólica microbiana (Albrecht et al., 2010). En esta fase vuelven a proliferar hongos y bacterias mesófilos ($T^a < 40\text{ }^{\circ}\text{C}$).

No obstante, como se ha indicado anteriormente, si en este momento, se lleva a cabo el volteo de las pilas, el proceso se reinicia de nuevo a fase termófila, ya que materiales no degradados se introducen en el interior de la pila.

Fase de Maduración

En esta etapa final se produce la estabilización de la materia orgánica que no ha sido mineralizada. Esta fase tiene lugar a temperatura ambiente y la biotransformación ocurre de forma más lenta que en las fases anteriores. En ella se producen reacciones secundarias de condensación y polimerización que dan lugar al producto húmico final (Cánovas et al., 1993; Guo et al., 2012).

En la fase de maduración la comunidad microbiana se hace más estable y compleja, y con una composición que se asemeja bastante a la de ambientes como los suelos. Aparecen microorganismos típicos del suelo como *Arthrobacter* y muchos de los microorganismos proceden de los bordes y entorno circundante de la pila o por germinación de esporas en el interior de la pila. La composición de esta población microbiana está dominada por factores nutricionales más que como consecuencia de la temperatura. Los componentes fácilmente biodegradables han sido eliminados y en estas etapas sólo proliferan microorganismos capaces de degradar compuestos polimerizados (Adams y Frostick, 2009; Albrecht et al., 2010).

2.2.3 PARÁMETROS DE CONTROL

Los microorganismos sobreviven en un determinado hábitat porque son capaces de colonizarlo y utilizar los recursos contenidos en el mismo. El compostaje es un proceso basado en el control de factores selectivos de la ecología microbiana (Moreno y Moremeneo, 2011). Diversos factores bióticos y abióticos, relacionados entre sí, condicionan la sucesión de ambientes diferentes necesarios para la consecución del compostaje. A continuación se describe como afectan dichos factores al desarrollo del proceso y el control que se puede ejercer sobre ellos para facilitar el compostaje

Características y composición del sustrato

De éste parámetro dependerá la velocidad del proceso de compostaje y la calidad del compost obtenido. Los microorganismos implicados en el compostaje necesitan que una serie de nutrientes específicos se encuentren en una forma química disponible, y a concentraciones adecuadas. Algunos de los nutrientes necesarios en mayor cantidad (macronutrientes) son carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). El C es utilizado como fuente principal de energía y junto con el N contribuye a la síntesis de proteínas y al crecimiento microbiano. P y K son esenciales a nivel metabólico y, al igual que C y N, durante el proceso de división celular. Otros micronutrientes, o elementos traza, utilizados por los microorganismos en cantidades mínimas, aunque indispensables, son el boro, calcio, cloro, cobalto, cobre, hierro, magnesio, manganeso, molibdeno, selenio, sodio y zinc. El papel principal de estos elementos es favorecer que se lleve a cabo la asimilación correcta del resto de nutrientes. La mayoría de estos elementos se encuentran en niveles tolerables en los sustratos. No obstante, la presencia de cantidades mayores a las estrictamente necesarias podría ser tóxica para los microorganismos implicados en el compostaje.

El carbono y el nitrógeno se consideran los componentes limitantes para que se de un proceso adecuado. En muchas ocasiones es necesario mezclar dos o más residuos para equilibrar la relación C/N a valores entre 25-30 para facilitar el ataque microbiano adecuado. La consecuencia más patente de una relación C/N inadecuada en los sustratos de partida es un escaso incremento en la temperatura (Tabla 2.5). El carbono presente en los carbohidratos de los residuos vegetales es utilizado por los microorganismos como fuente de energía para sus reacciones metabólicas y crecimiento. El nitrógeno constitutivo principalmente de las proteínas de los residuos es otro elemento esencial utilizado por los microorganismos, principalmente para procesos anabólicos o de síntesis. Un déficit en este elemento inhibe el crecimiento microbiano, ralentizándose el compostaje, mientras que un exceso conduce a pérdidas de nitrógeno en lixiviados (nitrato) o en gases (amoníaco). La cantidad de carbono incorporado por las células en crecimiento por unidad de C degradado se encuentra alrededor del 30%, aunque puede variar dependiendo del contenido energético del sustrato, el microorganismo y las condiciones ambientales (Ryckeboer et al., 2003). Si se asume que el contenido medio en C/N de las células microbianas es de 10, la relación C/N teórica óptima para que el sustrato soporte el crecimiento de los microorganismos sin pérdidas de nitrógeno es de 30 (Ryckeboer et al., 2003). Dicha relación C/N disminuye durante el compostaje debido a que parte del carbono se pierde como CO₂ por la respiración microbiana, mientras que el nitrógeno es reciclado (Gouleke, 1992).

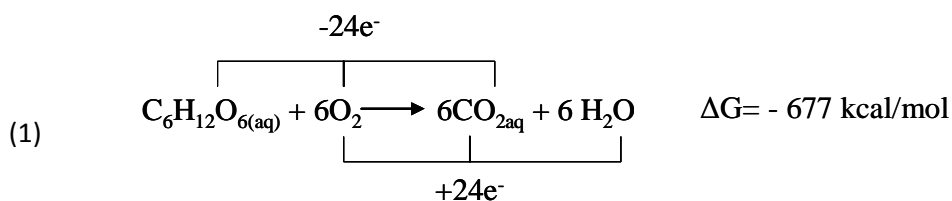
Tabla 2.5. Temperaturas máximas en el proceso de compostaje según la relación C/N.

Relación C/N	Temperatura alcanzada por la pila compost
30	68 °C
40	60 °C
60	40 °C

La degradación de la materia orgánica ocurre fundamentalmente en la superficie de las partículas orgánicas. Por esta razón, además de la composición del sustrato, su estructura y la cantidad de agua y oxígeno son factores determinantes de la biodisponibilidad de nutrientes. Algunos materiales deben ser triturados hasta obtener un tamaño de partícula susceptible al ataque microbiano, esta operación acelera notablemente la mayoría de procesos de compostaje. A menor tamaño de partícula, mayor es la superficie en contacto con los microorganismos. Sin embargo, debe evitarse un tamaño demasiado pequeño que pueda provocar la compactación del sustrato, lo cual contribuiría a crear unas condiciones anaeróbicas. Esta reducción de tamaño también facilita la homogeneización y mezcla de diferentes sustratos conjuntos (Moreno y Mormeneo, 2011).

Temperatura

Una de las características inherentes al proceso de compostaje es la generación de calor. Esta liberación de energía constituye un producto de desecho del metabolismo microbiano, cuya actuación sobre moléculas orgánicas en presencia de oxígeno es altamente exotérmica, tal y como se refleja en la fórmula 1 (Ryckeboer et al., 2003). Este calentamiento tan acusado no ocurre cuando los microorganismos crecen en sustratos líquidos debido a que la concentración de nutrientes es menor que en los sólidos. Además, para que el calor generado tenga cierto impacto en el proceso, los sustratos deben estar dispuestos de tal forma que impidan la disipación del calor producido. Por esta razón, es imprescindible desarrollar el compostaje con un mínimo de material apilado.



Las variaciones en temperatura y sus niveles están determinadas por la biodegradabilidad y el contenido energético de los sustratos, la disponibilidad de oxígeno y agua y la conservación de la energía generada (Haug, 1980). Estos factores pueden adecuarse y fundamentan operaciones tales como la mezcla de sustratos para alcanzar relaciones C/N adecuadas, la trituración, la humectación, la aireación forzada, la adición de agentes esponjantes y el apilado. Todas estas operaciones están encaminadas a facilitar el crecimiento de microorganismos y favorecer la sucesión de ambientes (Moreno y Mormeneo, 2011).

La temperatura afecta el crecimiento y la actividad metabólica microbiana y, por tanto, es un parámetro útil para medir la evolución del proceso. Las temperaturas óptimas del proceso se encuentran entre 45 y 59 °C. Temperaturas menores de 20 °C frenan el crecimiento microbiano y la descomposición de los materiales. Por otro lado, si la temperatura es superior a 59 °C se inhibe el desarrollo de gran parte de los microorganismos o provoca su eliminación, con lo que se reduce la tasa de descomposición microbiana (Moreno y Mormeneo, 2011).

Los microorganismos tienden a degradar la materia orgánica de forma más eficiente cuando se encuentran en el límite superior de su rango de temperatura de crecimiento. Por tanto, un proceso de compostaje será más efectivo en cuanto las temperaturas se mantengan en los niveles más elevados que no permitan la inhibición de la actividad microbiana. En este sentido, algunos datos indican que el proceso de compostaje es autolimitante, de modo que la generación y acumulación de calor no permite, de forma general, que las temperaturas medias más elevadas superen los 60 °C, la cual es suficiente además para asegurar la muerte de patógenos tanto humanos como vegetales (Moreno y Mormeneo, 2011).

pH

Al igual que la temperatura, la evolución del pH a lo largo del compostaje sigue una curva típica en función de la etapa en la que se encuentre el proceso. La actividad metabólica de los microorganismos presentes en la pila de compostaje condiciona variaciones en los valores de pH, que a su vez dependen en gran medida del valor de pH de las materias primas. Por un lado, las bacterias prefieren valores de pH comprendidos entre 6 y 7,5, mientras que los hongos toleran un rango más amplio que puede oscilar entre 5,5 y 8. Si el pH desciende por debajo de 6, los procesos de descomposición microbianos, especialmente por parte de las bacterias, se detienen. Valores de pH cercanos o superiores a 9, favorecen la conversión del nitrógeno en amonio, afectando negativamente al crecimiento y actividad de los microorganismos (Moreno y Mormeneo, 2011).

La mayor parte de los procesos de descomposición durante el compostaje ocurren a valores de pH entre 5,5 y 9. Al inicio del proceso se forman gran cantidad de ácidos orgánicos,

como consecuencia de la actividad de bacterias productoras de tales compuestos, que conducen a un descenso del pH a valores en torno a 5. En este momento la actividad de los hongos ácido tolerantes juega un importante papel. La utilización microbiana de los ácidos orgánicos, la proteólisis y la mineralización de nitrógeno con liberación de amoníaco durante el inicio de la fase termófila conduce a un incremento gradual del pH hasta alcanzar valores en torno a 8,5. Posteriormente, los niveles de pH se estabilizan en valores cercanos a la neutralidad. Cuando esta estabilización no se alcanza se considera un parámetro indicativo de falta de madurez del producto (Moreno y Mormeneo, 2011).

Oxígeno

El compostaje es un proceso desarrollado típicamente por microorganismos con metabolismo aeróbico. Por esta razón es imprescindible permitir el acceso de oxígeno libre a todas las partes del material en tratamiento, de modo que se facilite la proliferación y actividad de tales microorganismos. La insuficiencia de oxígeno provoca que los microorganismos cambien su tipo de producción de energía hacia procesos fermentativos, mucho menos eficientes energéticamente (menos producción de calor, procesos más lentos), los cuales generan productos secundarios indeseables (metano y sustancias productoras de malos olores), no favorecen el aumento necesario de temperatura, por lo que sanitariamente el producto puede ser peligroso, y no logran la estabilización biológica total del producto (Moreno y Mormeneo, 2011).

Los requerimientos de oxígeno son diferentes en cada fase del compostaje, cuanto mayor sea la actividad microbiana más elevado es el consumo de tal elemento. Así, en la primera fase mesófila e inicio de termófila, se produce un crecimiento microbiano más rápido y la suplementación de oxígeno debe ser mayor para evitar su agotamiento. En cambio, en la fase de maduración tal elemento no suele constituir un factor limitante, ya que la actividad y el crecimiento de los microorganismos se reduce notablemente por agotamiento de los nutrientes fácilmente asimilables (Moreno y Mormeneo, 2011).

La porosidad de los materiales, el volteo periódico o un sistema de aireación forzada mediante succión o presión, son operaciones que favorecen unas buenas condiciones de aireación. Sin embargo, incluso la buena ejecución de tales operaciones no asegura un acceso completo del oxígeno a todas las partes del material. En muchas ocasiones se generan microambientes anaeróbicos en los que proliferan predominantemente bacterias anaerobias facultativas responsables de la producción de malos olores incluso en procesos bien aireados (Moreno y Mormeneo, 2011).

Humedad

El contenido en agua ejerce un efecto importante en la población bacteriana en cuanto a su crecimiento y actividad metabólica, este factor debe ser expresamente manejado cuando se trata de fabricar compost de modo eficiente (acortando los tiempos del proceso). El valor ideal varía entre 40 y 60%. La mezcla de diferentes materias primas permite aumentar o disminuir el contenido de humedad inicial hasta el nivel óptimo (Moreno y Mormeneo, 2011; Bueno et al., 2011).

Microorganismos

El compostaje se caracteriza por la interacción y sucesión de varios tipos de microorganismos que presentan diferentes demandas nutricionales y ambientales. La comunidad microbiana en los sustratos de partida, unidos a los que colonizan la pila de compostaje desde el entorno circundante constituyen el conjunto de agentes biológicos responsables del proceso biotransformativo. El tipo predominante de microorganismo en cada fase depende de su eficacia competitiva y de su capacidad de supervivencia frente a las condiciones imperantes. Durante el proceso se produce una selección de microorganismos regida básicamente por la disponibilidad de nutrientes y la temperatura, evolucionando desde el predominio inicial de microorganismos tales como las bacterias capaces de metabolizar compuestos orgánicos simples de fácil degradación, hasta los que degradan compuestos orgánicos complejos menos biodegradables tales como los hongos y actinomicetos y que son característicos de la fase de maduración. En cada una de las etapas intermedias, la temperatura determinará la población específica de acuerdo con su tolerancia a dichas condiciones (Moreno y Mormeneo, 2011).

Las bacterias son con diferencia los microorganismos que alcanzan los mayores niveles en las fases mesófila y termófila iniciales, aunque se detectan en todas las fases, pero decrecen considerablemente en la fase de maduración. Las razones de este éxito se fundamentan en su elevada velocidad de crecimiento, su gran diversidad metabólica, la capacidad de algunas especies para formar esporas muy resistentes a condiciones ambientales adversas y la presencia de representantes capaces de desarrollarse en amplios rangos de temperatura. Estas características permiten que las bacterias se adapten más fácilmente a los cambios rápidos en disponibilidad de sustratos y otros parámetros (temperatura, humedad y disponibilidad de oxígeno) que caracterizan las primeras fases y en las que presentan una amplia ventaja competitiva frente a hongos (Moreno y Mormeneo, 2011).

El grupo de los actinomicetos (actinobacterias o bacterias filamentosas) merece mención especial por ciertas características diferenciales respecto al resto de bacterias. Este

grupo bacteriano presenta cierta similitud con los hongos. Estos microorganismos adoptan formas filamentosas que dan lugar a un pseudomicelio parecido al de hongos, se desarrollan más lentamente y tienen mayor capacidad para metabolizar compuestos orgánicos complejos que otras bacterias. Además, muchas especies de actinomicetos pueden inhibir el crecimiento de otros microorganismos mediante la producción de antibióticos, distintas enzimas líticas y parasitismo. Estos microorganismos se detectan en número considerable en todas las fases del compostaje, porque adicionalmente incluyen representantes termófilos. Ocasionalmente pueden ser tan numerosos que se visualizan como una capa blanquecina. Además, son los agentes responsables del olor a tierra mojada característico del compost que es debido a la producción de un compuesto volátil denominado geosmina (Moreno y Mormeneo, 2011).

Los actinomicetos junto con los hongos toman el relevo del proceso cuando los nutrientes asimilables han sido agotados. Estos microorganismos predominan en las fases de enfriamiento y maduración, en las cuales, polímeros como la lignina y la celulosa constituyen los únicos sustratos disponibles. Se supera de esta forma, la desventaja frente a las bacterias durante las primeras fases, debido a sus tasas de crecimiento más lento y a su escasa resistencia a altas temperaturas. La presencia y abundancia de hongos y levaduras (hongos unicelulares) durante el compostaje está condicionada principalmente por la temperatura. Existen escasos representantes capaces de soportar elevadas temperaturas, por ello desaparecen completamente durante la fase termófila, aunque sus esporas pueden permanecer y volver a germinar cuando desciende la temperatura (Moreno y Mormeneo, 2011).

El compostaje puede mejorarse mediante la inoculación de microorganismos (bioaugmentación) que pueden permitir obtener un mayor control del proceso, una mayor velocidad degradativa y generar productos de mayor calidad (Moreno y Mormeneo, 2011). La bioaugmentación implica incorporar nuevos microorganismos que pueden haber sido previamente aislados a partir del propio material sometido a compostaje o de cualquier otra fuente. Esta operación puede mejorar la conversión de los sustratos orgánicos, reducir reacciones indeseables como la generación de olores, o incrementar actividades degradativas durante procesos de biodescontaminación. Existen numerosas propuestas de inoculantes que se incorporan al inicio del proceso o en alguna etapa del mismo. Uno de los enfoques más extendidos consiste en adicionar microorganismos degradadores de polímeros constituyentes de la materia orgánica. Para tal finalidad, la práctica más común consiste en incorporar compost maduro, que constituye en sí un inóculo. En esta misma línea se ha sugerido la inoculación con microorganismos lignocelulolíticos (Vargas-García et al., 2006), proteolíticos (Ichida et al., 2001) o mezclas de microorganismos y sus enzimas (Barrena et al., 2006). Para el

control de la emisión de gases se ha propuesto la inoculación con actinomicetos asimiladores de amonio (Sasaki et al., 2005). Adicionalmente, se pueden mejorar actividades biorremediadoras del compostaje inoculando microorganismos con actividad descontaminadora como *Phanerochaete chrysosporium* (Zeng et al., 2007). A pesar de los buenos resultados obtenidos en diversos ensayos, la efectividad de la inoculación es controvertida y en ocasiones no conduce a mejoras significativas respecto a la actividad demostrada por la microbiota autóctona. Esto puede atribuirse a razones tales como una cantidad insuficiente de inóculo, escasa competitividad frente a microorganismos autóctonos o baja capacidad adaptativa al ambiente variable de la pila de compostaje. Diversas opciones pueden facilitar el éxito de un inóculo, incluyendo aplicarlo en cantidades suficientes, en formulaciones que faciliten la colonización, utilizar microorganismos adaptados a un rango variable de condiciones ambientales y crear un nicho adecuado mediante la introducción simultánea de un sustrato selectivo (Moreno y Mormeneo, 2011).

2.2.4 TECNOLOGÍAS DE COMPOSTAJE

En el proceso industrial de compostaje se debe ejercer control de los distintos parámetros que sobre él influyen para garantizar un bajo coste económico y temporal. Actualmente existen distintas tecnología que permiten un mayor o menor control del proceso y que se diferencian según diferentes criterios. Así, en los sistemas abiertos las pilas de residuos se exponen al aire, mientras que los cerrados el proceso se realiza en fermentadores o biorreactores. El apilamiento, a su vez, puede ser estático o con volteos. Adicionalmente algunos sistemas incluyen, con aireación forzada. Por otra parte, los biorreactores, pueden ser verticales (continuos o discontinuos) y horizontales (estáticos o con sistemas de rotación) (Antón, 1992).

En los sistemas volteados, el aire es introducido periódicamente mediante la movilización homogénea de los residuos. En general, un volteo semanal realizado mediante máquina volteadora o con volteadores con control mecánico, puede ser suficiente para controlar el oxígeno (Bueno et al., 2011). La oxigenación mejora además el control de malos olores. Aunque los volteos periódicos pueden dar lugar a una pérdida importante de humedad, esto puede solucionarse mediante la humectación del material durante la fase activa del compostaje (Antón, 1992).

En las pilas estáticas la mezcla se mantiene inmóvil, aportándose el aire con un sistema reforzado por succión, insuflación o combinación de ambos. En los reactores se combinan el volteo y la aireación forzada simultáneamente (Cabre et al., 1990).

El proceso de compostaje con ventilación forzada consiste en un sistema mecánico de tuberías perforadas conectada a un ventilador o compresor que asegura la entrada de oxígeno y salida de anhídrido carbónico, siendo el sistema de ventilación por inyección o impulsión de aire, o bien por succión o extracción (Cuadros García, 1990).

En los sistemas de compostaje en recintos cerrados, digestores aerobios, las superficies son menores, y se controlan mejor los parámetros del proceso y los olores; siendo un método más costoso, aunque más rápido. En este caso, la aireación se puede controlar mediante volteo, aireación forzada o los dos sistemas a la vez. Existen distintos tipos de sistemas (Cuadros García, 1990) cuyas características se indican a continuación:

- Compostaje en celdas, los residuos a compostar se disponen en celdas de cemento con un sistema de recogida de lixiviados y un sistema de aireación forzada.
- Biofermentadores Dano cilíndricos de gran dimensión (2-3 m de diámetro) que giran constantemente, sometiendo al material a un movimiento mecánico continuo. El producto obtenido tras 1 a 3 días debe pasar a una zona de maduración.
- Fermentadores verticales, depósitos cilíndricos de varias plantas que giran, y que pueden llevar acoplado el suministro de agua..

Los sistemas indicados presentan diversas ventajas e inconvenientes tal y como se refleja en la Tabla 2.6:

Tabla 2.6. Ventajas e inconvenientes de los principales sistemas de compostaje (Soliva, 2001).

SISTEMAS DE COMPOSTAJE			
	Pilas volteadas o estáticas	Digestores aeróbicos	Túneles con recirculación de aire
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> - Instalación sencilla y barata. - Control simple de temperatura y humedad. - Mantenimiento reducido. 	<ul style="list-style-type: none"> - Proceso continuo o semicontinuo. - Mejor control de la fermentación. - Control avanzado de los olores. - Uso intensivo del suelo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Reducción del tiempo de compostaje. - Control total del proceso. - Control de olores avanzado. - Uso intensivo del suelo.
Inconvenientes	<ul style="list-style-type: none"> - Según las condiciones climáticas pueden requerir cubierta en las zonas de fermentación y maduración. - Posibilidad de malos olores. 	<ul style="list-style-type: none"> - Costes de implantación y mantenimiento más elevados. - Técnica relativamente compleja, que requiere aprendizaje de manejo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Costes de implantación y mantenimiento más elevados. - Tecnología reciente, que exige el desarrollo de técnicos propios o la dependencia de patentes establecidas.

2.3. COMPOST

De acuerdo al Real Decreto 865/2010 (Disposición general 11153 del Ministerio de la Presidencia) de Julio sobre sustratos de cultivo (BOE de 14/07/2010), se define el compost vegetal como *“Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), exclusivamente de restos de poda, hojas, hierba cortada y restos vegetales, bajo condiciones controladas.”*

2.3.1 CARACTERÍSTICAS

Los términos estabilidad y maduración se utilizan normalmente para definir la degradación o descomposición de la materia orgánica durante el proceso de compostaje, aún siendo conceptualmente distintos. La estabilidad de un compost hace referencia al nivel de actividad de la biomasa microbiana y puede ser determinada por la demanda de oxígeno, producción de CO₂ o por la emisión de calor (Iannotti et al., 1994). El término maduración se aplica a la degradación o descomposición de sustancias orgánicas que se producen durante el proceso de compostaje (Wu et al., 2000). Para que un compost sea susceptible de ser utilizado debe estar suficientemente maduro para evitar fenómenos adversos en las plantas, y la materia orgánica en él contenida debe estar estabilizada de forma que no se produzcan transformaciones incontroladas posteriores no deseables.

Los parámetros que se pueden utilizar como indicativos de la madurez del compost incluyen la capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.), la relación C/N en extracto acuoso (C/N_w) y en la fase sólida (C/N_s) y el nivel de humificación. Este último factor se puede definir mediante diversos parámetros, entre los que destacan la relación entre el carbono orgánico total y el correspondiente en ácidos húmicos y/o ácidos fúlvicos, el índice de humificación o relación entre el carbono de ácidos húmicos y el carbono inicial que debe ser superior al 13% (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992).

La normativa vigente alude específicamente a que el compost debe estar higienizado. Por tanto, resulta imprescindible la eliminación de microorganismos patógenos durante el proceso, especialmente si el producto final va a ser adicionado a los suelos agrícolas. De modo general, se ha comprobado la capacidad del proceso de compostaje para eliminar gran parte de los microorganismos patógenos de plantas (*Fusarium*, *Phytophthora*, *Pytium* y *Rhizoctonia solani* spp.) y de muchos patógenos humanos. Este efecto se atribuye principalmente a las elevadas temperaturas de la fase biooxidativa y puede verse disminuido si no existe un calentamiento adecuado durante el compostaje o se prolonga la fase de maduración. Tal hecho parece deberse

a la menor presencia de compuestos orgánicos del tipo de fenoles y antibióticos que también tienen un efecto deletéreo sobre patógenos (Hoitink et al., 1991).

Un aspecto que influye negativamente sobre la calidad del compost es la posible presencia de productos y/o materiales extraños. En este sentido, se requiere que el producto final carezca de materiales tales como vidrio o plásticos, así como de herbicidas y pesticidas. Estos últimos pueden estar presentes al inicio del proceso y ser degradados durante el desarrollo del proceso (Fogarty y Tuovinen, 1991).

Otro aspecto indicativo de la mala realización del proceso es la presencia de fitotoxinas, tales como óxido de etileno, amonio y ácidos grasos de bajo peso molecular, algunas de las cuales se generan durante la descomposición inicial de la materia orgánica fresca. Su persistencia en el compost final apunta a condiciones insuficientes de aireación y a una escasa nitrificación del amonio (Wong, 1985).

Los límites exigidos para poder comercializar un compost de origen vegetal son los siguientes, según Real Decreto 865/2010 de julio sobre sustratos de cultivo (BOE 170, 2010):

- Materia orgánica total: 40%
- Humedad máxima: 40%
- C/N < 15
- No podrá contener impurezas ni inertes de ningún tipo tales como piedras, gravas, metales, vidrios o plásticos

Parámetros de Calidad del Compost

La evaluación de la calidad del compost se manifiesta a través de la medida de parámetros específicos en momentos bien establecidos del proceso. Entre los parámetros más relevantes destacan los siguientes:

- *Humedad*: Este parámetro debe controlarse a lo largo del compostaje y sus niveles en el producto final deben ser de 30 a 40%
- *Carbono Total y Nitrógeno Total*: Constituyen unos parámetros indicativos del desarrollo del proceso. El compost final no debe tener defecto en N ni exceso en C. Este último se reduce durante el compostaje, pero es recomendable conservar los niveles en N, de modo que la relación C/N final sea inferior a 15 o 20, dependiendo de los sustratos de partida.
- *pH*. Un compost de calidad debe tener un pH neutro o ligeramente alcalino.
- *Contenido en Metales Pesados*: Estos elementos deben controlarse al inicio y final del proceso cuando se utilizan materiales tales como lodos de depuradora, desechos orgánicos de procesos químicos, etc, que puedan contener niveles elevados de metales

pesados. En el Real Decreto 865/2010 de julio sobre sustratos de cultivo (BOE 170 de 2/07/2010) se han establecido los rangos tolerables de metales pesados que puede contener el compost maduro o final y de acuerdo con ellos existe una catalogación del compost en clase A y B (Tabla 2.7.).

Tabla 2.7. Límites de Concentración de metales pesados en el compost final (BOE 170, 2010)

Metal pesado	Límites de concentración mg/kg de materia seca	
	Clase A	Clase B
Cadmio	0,7	2
Cobre*	70	300
Níquel*	25	90
Plomo	45	150
Zinc	200	500
Mercurio	0,4	1,5
Cromo (total)*	70	250
Cromo (VI)	0,5	0,5

Clase A: Sustratos de cultivo cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna A.

Clase B: Sustratos de cultivo cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna B.

Los productos de la clase B no podrán aplicarse en cultivos hortícolas comestibles.

* En el caso de las lanas minerales, no se aplicarán los límites en Cr, Cu y Ni indicados en la tabla, puesto que estudios de distintos organismos internacionales reflejan que estos elementos no están disponibles para el suelo ni las plantas en las condiciones de empleo prescritas.

- *Presencia de organismos patógenos:* Se debe realizar un análisis al producto final para comprobar que puede ser aplicado sin riesgo sanitario.
- *Presencia de componentes fitotóxicos:* Se analizan al inicio del proceso y al producto final para certificar que el producto puede ser aplicado beneficiosamente en procesos agrícolas de mejoramiento o fertilización de suelo.
- *Contenido en macronutrientes:* Se debe verificar el contenido de macronutrientes N₂, P₂O₅ y KOH al final del proceso, sobretodo cuando el destino final del producto es para uso agrícola.
- *Contenido de cuerpos extraños:* Debe verificarse la ausencia de estos elementos al inicio y al finalizar el proceso, ya que su presencia disminuye la calidad del producto terminado.
- *Temperatura en el proceso:* Deben efectuarse medidas de la temperatura desde el inicio y con cierta periodicidad durante el compostaje, especialmente en los volteos o, por lo menos una vez por semana. La temperatura debe fluctuar entre 55° a 70° C durante el proceso y se tiene que asegurar el mantenimiento de temperaturas superiores a 55°C durante al menos 3 días para asegurar la eliminación de patógenos.

Características del compost de calidad:

Un compost maduro de calidad debería cumplir con una serie de características químicas, físicas y biológicas óptimas que se enumeran a continuación.

- *Características Químicas:* Debe ser un producto libre de metales pesados o con valores trazas, libre de toxinas (pesticidas, herbicidas, fungicidas y fitotoxinas) de pH neutro a ligeramente alcalino. El contenido de nutrientes debe mostrar nitrógeno en sus formas disponibles para las plantas, fósforo y potasio además de los micronutrientes tales como calcio, azufre, cobre y otros. La Organización Mundial de la Salud ha establecido los rangos tolerables de elementos químicos que puede contener el compost maduro (Tabla 2.8).

Tabla 2.8. Rangos óptimos de algunos macronutrientes de compost de calidad (OMS, 1985)

Elementos Mayores	Rangos Normales (mg/kg de materia seca)
Nitrógeno	0.1 – 1.8
Fósforo	0.1 – 1.7
Potasio	0.1 – 2.3
Sulfuro	0.5 – 3.0

- *Características Físicas:* El compost debe estar libre de cuerpos extraños sean estos metales, papeles, plásticos y vidrios, sin variaciones de temperatura, de textura granulosa, color café oscuro en apariencia muy similar a la tierra de hoja. Con humedad pero sin saturación. En líneas generales el compost se reconoce por características tales como:
 - Aroma a suelo de bosque (cuando la componente residuos verdes es la mayoritaria)
 - No es posible distinguir la materia orgánica inicialmente compostada con el producto final, es decir hay una completa degradación de la materia orgánica.
 - El producto compost se asemeja en apariencia a suelo oscuro rico en minerales y granuloso.
- *Características Biológicas:* El compost debe estar exento de microorganismos patógenos vivos y debe incluir microorganismos benéficos que mantendrán y darán vida al suelo cuando el compost sea incorporado.

2.3.2 APLICACIONES

El compost puede ser utilizado directamente como sustrato para cultivos o como acondicionador del suelo, mejorando sus condiciones químicas y biológicas e incorporando nutrientes. Las aplicaciones en este sentido han de ser establecidas según las características de los suelos y las necesidades de los cultivos.

Existen otros usos del compost además de su aplicación como enmienda orgánica para cultivos que aún deben ser explotados. Entre estos destacan su aplicación para enriquecer suelos no agrícolas y evitar la erosión. También se puede utilizar como agente adsorbente para la obtención de biofiltros útiles en biodescontaminación de líquidos y gases. Finalmente cabe destacar la utilidad del compost para el control de plagas. En este sentido se ha comprobado que el compost debidamente preparado reduce significativamente o reemplaza la aplicación de pesticidas, fungicidas y nematicidas, que además pueden causar efectos adversos en los cursos de agua, sanidad de alimentos y salvaguardia de los trabajadores.

Son innumerables los informes acerca de los beneficios en la fertilidad del suelo como consecuencia de la aplicación de enmiendas orgánicas y, más precisamente, de compost maduros (Chen e Inbar, 1993; Huang et al., 2004; Paino et. al., 1996; Keeling et al., 1994). Algunos de estos beneficios se describen a continuación y se enumeran en la Tabla 2.9.

Tabla 2.9 Principales efectos de los residuos orgánicos sobre las propiedades de los suelos agrícolas (Climent et al., 1996)

Propiedad	Efecto
Física	<ul style="list-style-type: none"> Agregación de las partículas elementales o formación de estructura Mantenimiento de la estabilidad de los agregados Reducción de la densidad aparente Incremento de la porosidad total Aumento de la permeabilidad al aire y al agua Incremento de la capacidad de retención de agua útil
Química	<ul style="list-style-type: none"> No modificación o ligero aumento del pH Incremento de la capacidad tampón Aumento de salinidad, puede disminuir posteriormente por lluvias y riego Incremento de la capacidad de intercambio catiónico Aumento del contenido en materia orgánica Incremento de niveles de macro- y micro-nutrientes esenciales Mayor asimilabilidad de los micronutrientes por quelación
Biológica	<ul style="list-style-type: none"> Favorecimiento de coexistencia de diferentes especies de microorganismos Incremento de la microbiota (bacterias, actinomicetos, hongos, etc.) y mesofauna (protozoos, rotíferos, lombrices, etc.) beneficiosas Reducción de la población de nematodos y de otros agentes fitopatógenos Estimulación de diferentes actividades enzimáticas

- **Efecto sobre las propiedades físicas.** Por su elevado contenido en materia orgánica, en su mayor parte en forma húmica, el compost adicionado al suelo mejora las condiciones físicas al estabilizar agregados o partículas del mismo. También provoca un aumento de la porosidad, de la permeabilidad y de la capacidad de retención de agua (Sánchez-Monedero et al, 2002). Por otra parte, en conjunto contribuye a disminuir la erosión (Darby, 1983; Albadalejo y Díaz, 1993) y como consecuencia de la tonalidad oscura que da lugar a un incremento en la absorción de la radiación solar incidente, lo que influye sobre la temperatura del suelo.
- **Efecto sobre las propiedades químicas:** La aplicación de materia orgánica a los suelos mejora las condiciones químicas del suelo, básicamente porque incrementa la disponibilidad de macronutrientes (Nitrógeno, Fósforo, Potasio), y lo hace en formas generalmente asimilables por las plantas.

El complejo arcilloso-húmico formado en el suelo muestra capacidad, para atraer y retener en su superficie los iones con carga positiva, además del fosfato, que queda fijado sobre el calcio ya unido al complejo (Kononova, 1964). Entre el complejo arcilloso-húmico y la solución del suelo se establece un intercambio recíproco de cationes, por lo que también se le denomina complejo de intercambio catiónico. Así, de forma indirecta, el compost contribuye a incrementar la capacidad de intercambio, de manera que cuanto mayor es la dosis de compost que se adiciona al suelo, más elevada es la capacidad de intercambio catiónico que este presenta (Iglesias, 1991; Sánchez-Monedero et al, 2002). En este sentido, la capacidad de intercambio se puede establecer como uno de los parámetros que determinan la calidad agronómica de un compost (Jokova et al., 1997).

El compost también influye en el pH del suelo. El valor ligeramente básico que presenta el producto para este parámetro puede corregir ciertos problemas de acidez presentes en algunos suelos, originados como consecuencia de la carencia de calcio o del exceso de aluminio o manganeso.

- **Efecto sobre las propiedades biológicas:** Las características biológicas del suelo se ven considerablemente modificadas por la adición del compost. De forma general, se incrementa la fauna y la microbiota, ya que se proporciona carbono, nitrógeno y otros elementos esenciales para el crecimiento, además de aportar microorganismos vivos beneficiosos (Pera et al., 1983) lo que a su vez ejerce efectos beneficiosos sobre la estructura, favoreciendo la circulación de agua y aire (Bellapart, 1988).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación se describe la planta de compostaje en la cual se realizaron los muestreos, la metodología seguida en la toma de muestras, así como las condiciones de las pilas de las cuales se tomaron las muestras para su análisis. Igualmente, se describen las distintas técnicas analíticas mediante las cuales se determinó cada uno de los parámetros analizados.

3.1 DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA DE COMPOSTAJE

La planta de compostaje tiene una superficie de 5 hectáreas, y está situada en el municipio almeriense de Rioja. En dicha planta se reciben residuos hortícolas de plantas de tomate generados en los invernaderos de Almería capital y alrededores. La planta cuenta con una zona de recepción de residuo, en la cual se acopia el material, y en la que permanece alrededor de 6 días antes de ser incluido en nuevas pilas de compostaje (Figura 3.1). Además de la zona de compostaje, también cuenta con una zona de acopio de producto compostado. Además, incluye un sistema de recogida de aguas de lixiviado procedentes de los residuos.



Figura 3.1. Zona de acopio de material en la planta de compostaje.

El residuo a compostar no se tritura ni se criba, por ello tiene un tamaño muy heterogéneo, además al no cribarse contiene restos de rafia, piedras, arena, plásticos y otros impropios. Una vez recepcionado, el residuo se almacena en pilas con unas dimensiones de 1,5 m alto, 2m de ancho y 30 m de largo, durante aproximadamente 5 días antes de ser utilizado para constituir la nueva pila de compostaje.

El sistema de compostaje llevado a cabo en la planta es abierto con pilas volteadas. Las dimensiones de las pilas de compostaje son de 35m de largo, 3.5 m de ancho y 3 de altura. Los volteos de las pilas se realizan rutinariamente con una pala Volvo RT 535. La pauta de volteo está determinada por factores prácticos tales como la disponibilidad de la pala y el espacio, y por otros más relacionados con la evolución del proceso como el aspecto externo de la pila, su antigüedad y la temperatura en el interior de la pila. Los volteos se realizan con una frecuencia media de 20 días. La temperatura es medida con un termómetro digital Hanna HI 935005 N (Hanna Instruments S.L., Eibar, Guipuzcoa) que lleva acoplada una sonda de medida de 1,5 m.

El material final al no ser cribado ni triturado tiene unas características heterogéneas tanto en su composición como en su tamaño. Este material tiene una antigüedad media de 9 meses.

3.2 SELECCIÓN DE MUESTREOS Y TÉCNICA DE MUESTREO

En la Tabla 3.1 se especifican las características de las nueve pilas operativas en la planta de compostaje al inicio de este Trabajo Fin de Master. A partir de dichas pilas se seleccionaron para su estudio las pilas 1, 4, 6 y 9. La selección estuvo basada en el tiempo de residencia de las pilas, número de volteos, frecuencia de volteo y estado teórico evolutivo de acuerdo con los valores térmicos registrados en el interior de las pilas.

Las temperaturas se midieron con la sonda de temperatura previamente descrita, que se insertó en cuatro puntos equidistantes en sentido longitudinal de la pila y a una profundidad de aproximadamente 1,5 m. Los resultados térmicos que se muestran en la Tabla 3.1. constituyen la media de dichas determinaciones. De acuerdo con ello, las pilas 4, 6 y 9 se encuentran en la fase termófila del proceso. Las dos primeras, pilas 4 y 6, tuvieron el mismo tiempo de residencia (44 días), pero distinto régimen de volteo, siendo más frecuente en la 6 que en la 4. La pila 9, tuvo un tiempo de residencia menor que las dos anteriores (26 días). La pila 1 presentó el mayor tiempo de residencia (106 días), y el menor valor térmico, de lo que se deduce que se encontraba en fase de enfriamiento o maduración. Las otras pilas no fueron seleccionadas porque bien replicaban las condiciones de las seleccionadas; o bien fueron

sometidas a alguna operación que impedía establecer una comparativa adecuada, tal y como se indica en las observaciones de la Tabla 3.1.

Adicionalmente se tomaron muestras del material inicial (muestra 0) y terminado (muestra F) al objeto de establecer los cambios operados en el material desde el inicio hasta el producto terminado.

Tabla 3.1. Datos de las pilas de compostaje

Nº Pila	Días residencia	Dimensiones (lxaxh) m	Frecuencia Volteos	Nº volteos	Tª (°C)	Observaciones/Fase
Pila 1	106	(35x3.5x3)	cada 3 semanas	4	50,8	Maduración o enfriamiento
Pila 2	106	(35x3.5x3)	cada 3 semanas	3	64,1	Parte de pila 2 incorporada a pila 3 (problemas de espacio)
Pila 3	106	(35x3.5x3)	cada 3 semanas	4	66,3	Parte de pila 2 incorporada a pila 3 (problemas de espacio)
Pila 4	44	(35x3.5x3)	1 cada 2 semanas	3	68,8	Termófila
Pila 5	44	(35x3.5x3)	1 cada 2 semanas	3	67,4	Termófila
Pila 6	44	(35x3.5x3)	1 cada 4 semanas	2	61,2	Termófila
Pila 7	42	(35x3.5x3)	1 cada 3 semanas	2	64,7	Termófila
Pila 8	36	(40x3x3)	1 cada 3 semanas	1	60,6	Termófila
Pila 9	26	(35x3.5x3)	1 cada 2 semanas	1	65,5	Termófila

En todos los casos se recogieron 9 o 10 muestras (en bolsas tipo “compra”) de distintos puntos de las pilas, al objeto de obtener una muestra representativa del conjunto del material. Los puntos de muestreo estuvieron determinados por las dimensiones de las pilas o de la zona de almacenaje de las materias primas o del compost terminado. Estos se concretaron en los siguientes:

- En el material de partida las muestras se recogieron de tres puntos distribuidos longitudinalmente en la zona de acopio: dos puntos situados a 8 m de cada uno de los extremos y el otro punto en el centro de la pila de acopio. En cada uno de dichos

puntos se tomaron muestras de la zona más externa (muestra superficial), a 0,5 m de la superficie y a 1 m de la superficie. Por lo tanto se tomaron 9 muestras.

- En las pilas de compostaje las muestras se recogieron en tres puntos distribuidos en sentido longitudinal de la pila. Dos de ellas a 8,75 m de cada uno de los extremos y la tercera se localizó en el centro de la pila. En cada uno de estos puntos se recogieron muestras en el punto intermedio de la pila (1,60m de altura desde el borde) a tres profundidades diferentes: en el exterior, a 1 m de la superficie y a 1,75 m de la superficie (centro de la pila). En total el número de muestras recogidas en cada pila fue de 9.
- En el producto final se tomaron 10 muestras. Para ello, con la ayuda de la pala se realizó un corte transversal de la pila en un punto central. Se tomaron dos muestras de cinco profundidades: superficie; a 1m de profundidad; a 2m de profundidad; a 3m de profundidad; a 4m de profundidad.

3.3 PROCESADO DE MUESTRAS Y ANALÍTICA

A continuación se indica la metodología utilizada para la preparación de las muestras, de forma previa a la realización de los análisis, así como los métodos analíticos utilizados para ello.

En todas las muestras se realizó un recuento de la microbiota presente, y se determinó la humedad, el pH, la densidad aparente, la conductividad, materia orgánica y cenizas y la relación C/N. En el producto final se determinó adicionalmente la madurez mediante un test de autocalentamiento. Las determinaciones se realizaron por triplicado o quintuplicado.

3.3.1 PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS PARA ANALÍTICA

Las distintas submuestras (9-10) recogidas a partir de las pilas, materias primas o producto terminado se mezclaron a partes iguales en peso seco. Al objeto de disponer de un material mezclado lo más homogéneo, se realizaron cortes en aquellos fragmentos excesivamente largos (aprox > 5cm) y se procedió a mezclar de forma manual. Finalmente se dispuso de 1500 g de muestra compuesta (Figura 3.2). A partir de ella se procedió de tres formas distintas dependiendo de la analítica a aplicar:

- *Material fresco*: Para el análisis microbiológico y determinaciones de pH y humedad se tomaron 400 g material fresco recién recogido.
- *Material desecado*: El resto de material (1100 g) se desecó en bandejas a una temperatura de 40°C durante 3 a 5 días. Este material se utilizó para determinar la densidad aparente y la conductividad.
- *Material desecado y triturado*: El material desecado se trituró en un molino SK 100/C (Retsch-Gmbh-Alemania) hasta obtener un tamaño de partícula inferior a 2 mm. Este material desecado y triturado se utilizó para determinar la relación C/N y el contenido en materia orgánica y cenizas.



Figura 3.2. Aspecto del material.

3.3.2 ANÁLISIS MICROBIOLÓGICOS

En las muestras indicadas en la Tabla 3.1 se cuantificaron bacterias y hongos mesófilos y termófilos. Para ello las muestras compuestas frescas se suspendieron en proporción 1/10 en solución salina (NaCl 0,9%, v/v) estéril. Esta suspensión se mantuvo en agitación magnética durante 30 minutos para favorecer la liberación de las células microbianas desde la matriz

vegetal. A continuación se realizaron tantas diluciones decimales sobre solución salina estéril como fueron necesarias para alcanzar una carga microbiana susceptible de ser contada.

Las diluciones adecuadas se sembraron en superficie (0,1 mL) de placas de Agar Nutritivo (Cultimed, Panreac, Barcelona), para la cuantificación de bacterias, y de Rosa de Bengala (Cultimed, Panreac, Barcelona), para la cuantificación de hongos. Las bacterias y los hongos mesófilos se incubaron a 30 °C, mientras que las bacterias y los hongos termófilos se incubaron a 50 °C. Tras incubar durante 24-48 horas las bacterias, y entre 3 y 5 días los hongos, se realizó la lectura contando las colonias formadas (nº colonias).

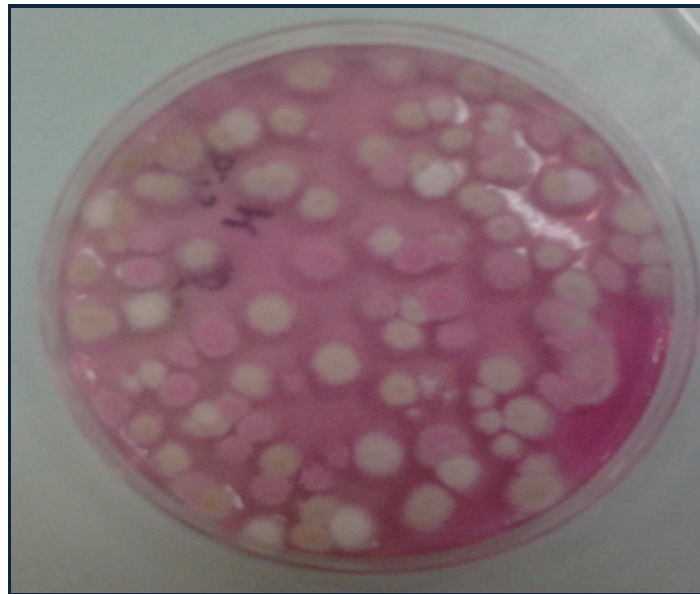


Figura 3.3. Placa de recuento de hongos.

Los datos se expresaron como unidades formadoras de colonias (UFC) por gramo de material (UFC/g), para cuyo cálculo se utilizó la siguiente fórmula:

$$UFC / g = \frac{(dilución)^{-1} \times (n^{\circ} colonias)}{0,1mL}$$

3.3.3 ANÁLISIS FÍSICOS

pH

El pH se determinó a partir de 5 g de muestra fresca, sin desecar y sin moler, dispuestos en vasos de precipitado de 50 ml adicionados de 45 ml de agua destilada. La

medida se tomó con un pHmetro Crison Basic 30 (Crison Instruments S.A., Barcelona) tras someter la muestra a 5 minutos de agitación magnética.

Humedad

La humedad se cuantificó mediante técnicas gravimétricas, para ello el material fresco se pesó en un recipiente de vidrio de 50 mL previamente pesado, y se desecó en un horno durante 24 horas a 105 °C o hasta peso seco constante. La humedad se calculó por diferencia de peso y los datos se presentan en porcentaje.

Conductividad

La conductividad se determinó en 20 g de muestra desecada y no triturada. El material se suspendió en 180 mL de agua destilada en un vaso de precipitado de 500 mL. Tras agitación magnética durante 30 minutos, se midió la conductividad con un conductivímetro Crison Basic 30 (Crison Instruments S.A., Barcelona).

Densidad aparente

Para la determinación de la densidad aparente se utilizó material desecado no triturado, con el que se rellenó un recipiente de volumen conocido. Se pesó el material con el que se rellenó el recipiente utilizado, y el valor de la densidad aparente se obtuvo considerando el volumen del recipiente y el peso del material. La densidad aparente resulta de dividir el peso de material por el volumen del recipiente y se expresó en g/mL.

3.3.4 ANÁLISIS QUÍMICOS

En todas las muestras se analizó el contenido en materia orgánica y cenizas, Carbono y Nitrógeno. Para los análisis químicos se utilizaron muestras desecadas y trituradas según la metodología previamente descrita.

Materia orgánica y cenizas

Para el análisis del contenido en cenizas se pesó 1 g de muestra desecada y molida en una cápsula de porcelana previamente desecada y tarada (Picápsula). La muestra se incineró en horno Mufla a 550 °C durante 3 horas. Tras dejar enfriar en desecador se pesó la cápsula con el material ya incinerado. El contenido en materia orgánica se determinó por sustracción de las cenizas obtenidas del total de la muestra y los datos se expresaron como porcentaje del peso seco total.

C/N

El análisis de C y N fue realizado en material secado y triturado mediante un Analizador elemental ELEMENTAR Vario Micro CHNS (Elementar Analysensysteme GmbH, Alemania). Este análisis fue efectuado por los Servicios Centrales de Investigación de la Universidad de Almería.

3.3.5 TEST DE AUTOCALENTAMIENTO

El test de autocalentamiento permite determinar el grado de madurez del producto final, mediante la estimación del incremento de temperatura en una muestra dispuesta en condiciones de laboratorio, tomando como referencia la temperatura ambiente. Para este análisis se utilizó el método 05.08-D (US Department of Agriculture and US Composting Council, 2001) y se realizó exclusivamente en el material terminado.

Antes de realizar el análisis se determinó la humedad del material que debe estar alrededor del 50% para el test, y en su caso ajustarlo. La humedad del material final analizado en este TFM tuvo que corregirse añadiendo agua destilada, ya que la humedad inicial era del 18 %. Tras ajustar la humedad se rellenaron frascos Dewar de 2L de capacidad (KGW Isotherm, Alemania) con el material, compactando levemente para evitar la presencia de zonas huecas. Se prepararon tres réplicas y uno de los frascos Dewar se dejó vacío para utilizarlo como control (temperatura ambiente de referencia). En todas las réplicas y en el control se introdujeron sendas sondas de temperatura TP472 Pt 100 (Delta OHM, Italia), cuyos valores fueron registrados cada 15 minutos mediante un datalogger HD 32.7 (Delta OHM, Italia). El ensayo se mantuvo durante 7 días.

3.3.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis de los resultados obtenidos se utilizó el paquete estadístico Statgraphics Centurion XVI version 16.1.17 (StatPoint, Inc., Virginia). Para la determinación del efecto de la fase del proceso sobre los correspondientes parámetros o variables dependientes se realizó un análisis de la varianza (ANOVA). En todos los casos, para el cálculo de la suma de cuadrados que mide la cantidad de variación para cada factor en el ANOVA se utilizó el método de medida de tipo III y un nivel de significación del 0,05 %. De acuerdo con este análisis, una vez identificados los factores que influyeron significativamente en la variabilidad de cada parámetro, se aplicó un análisis de rangos múltiples mediante el método del cálculo de las mínimas diferencias significativas (MDS) para la comparación entre medias de los distintos niveles de cada factor, considerando también en este caso un nivel de confianza del 95% .

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se describen los resultados obtenidos en el desarrollo de este trabajo de investigación organizados en dos bloques principales: el primero de ellos incluye todos aquellos parámetros que fueron determinados en pilas de compostaje representativas de la evolución del proceso y que permitieron realizar un seguimiento del mismo; el segundo, se encuadra bajo el epígrafe “características del compost”, y consta de los análisis efectuados únicamente a tiempo final en el compost terminado. En ambos casos se realiza una descripción individualizada de cada parámetro, en los que tras el comentario correspondiente de los datos, se aportan las representaciones gráficas de los mismos. A continuación se muestran las Tablas que reflejan el análisis estadístico, que incluye un análisis factorial de la varianza (ANOVA), para la evaluación del efecto de los factores estudiados sobre el parámetro correspondiente y un Test de rangos múltiples. Los factores considerados en este estudio fueron la pila ensayada y la repetición de la analítica. El primero de ellos permite efectuar una comparativa dependiente del estado evolutivo del material, y el segundo establecer la bondad de la analítica aplicada. En las Pruebas de Rangos Múltiples se utilizó un test de mínimas diferencias significativas de Fisher (MDS), para la comparación entre los distintos niveles de cada factor con influencia significativa. Esta tabla aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar qué medias son significativamente diferentes de otras.

En el caso del producto final se presenta adicionalmente un estudio comparativo de las características del compost obtenido con las obtenidas en otros trabajos, así como su ajuste a la normativa vigente en la materia.

Finalmente se incluye un apartado en el que se valora el proceso de compostaje de acuerdo con los datos obtenidos y se ofrecen algunas alternativas de mejora en su caso.

4.1 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE

Tal y como se describió en el apartado de Material y Métodos (apartado 3.2), la primera parte del trabajo consistió en seleccionar pilas de compostaje activas en la planta industrial, de acuerdo con la fase del proceso en la que se encontraban o su tiempo de residencia, y con las operaciones realizadas en ellas (volteos). Considerando dichos criterios se seleccionaron cuatro pilas (pila 1, 4, 6 y 9) que diferían en la fase del proceso, volteos aplicados y tiempo de residencia (Tabla 4.1). El análisis de estas muestras conjuntamente con el de las materias primas utilizadas para el compostaje (muestra 0) y el producto final (F) permite obtener una muestra representativa de cómo se estaba operando en la planta y de la

evolución del material durante el compostaje. Para ello se analizaron parámetros biológicos, físicos y químicos cuyos resultados se describen en los siguientes apartados.

Tabla 4.1. Códigos de muestras analizadas

Muestra	Días residencia	Frecuencia Volteos	Nº volteos	Tª (°C)	Fase	Factor 1	Factor 2	Factor 3
0	0	-	-	-	Materia prima	-	-	-
1	106	cada 3 semanas	4	50,8	Maduración/ Enfriamiento	Fase	Volteos	Días
4	44	cada 2 semanas	3	68,8	Termófila	Fase	Volteos	Días
6	44	cada 4 semanas	2	61,2	Termófila	Fase	Volteos	Días
9	26	cada 2 semanas	1	65,5	Termófila	Fase	Volteos	Días
F	-	-	-	-	-	-	-	-

4.1.1 PARÁMETROS BIOLÓGICOS

Los elementos claves del proceso de compostaje son los microorganismos, por ello es recomendable determinar la carga microbiana presente en el material. En este trabajo se cuantificaron las bacterias y hongos mesófilos y termófilos.

Bacterias mesófilas y termófilas

La Figura 4.1 muestra los resultados obtenidos en la cuantificación de bacterias termófilas y mesófilas en las distintas muestras. Los niveles de dichos microorganismos estuvieron en el rango de los descritos por otros autores en compostaje de residuos vegetales hortícolas (Vargas-García et al., 2010; López-González et al., 2013). Ambos parámetros fueron significativamente diferentes entre las distintas muestras analizadas, mientras que la repetición de la analítica no afectó significativamente a su varianza (Tablas 4.2 y 4.3). El menor valor se obtuvo en muestras procedentes de la pila en fase de enfriamiento/maduración (muestra 1), mientras que los valores más elevados correspondieron a las materias primas (muestra 0) (Figura 4.1). En general, a medida que disminuyó el tiempo de residencia del material en la pila aumentó la carga bacteriana de las muestras. Este resultado es lógico considerando que conforme se prolonga el proceso disminuyen los nutrientes fácilmente disponibles para el crecimiento microbiano (Moreno y Mormeneo, 2011; López-González et al.,

2013). Esta tendencia no se mantuvo en el producto final (muestra F) cuyos recuentos bacterianos, aunque inferiores a los de las materias primas (muestra 0), fueron significativamente superiores a los correspondientes a la pila de mayor antigüedad (Pila 1). Este resultado puede estar relacionado con la incorporación de material incompletamente compostado en la pila en la que se acumula el producto final, que aportaría nuevos nutrientes y reactivaría el crecimiento microbiano (Moreno y Mormeneo, 2009).

Las bacterias mesófilas alcanzaron valores similares a los iniciales en la pila 9, que corresponde a la de menor tiempo de residencia (26 días) y disminuyeron significativamente en las muestras de las pilas 6 (44 días) y 1 (106 días) (Tabla 4.2). La única excepción a esta tendencia se encontró en las muestras de la pila 4 (44 días), en las que se obtuvieron recuentos de bacterias mesófilas similares a los iniciales y a los alcanzados en muestras con 26 días de residencia (pila 9). A pesar del amplio error analítico obtenido en dicha muestra (Figura 4.1), la variación obtenida puede responder a las diferencias en operaciones de volteo aplicadas a dicho material respecto a la muestra con igual antigüedad (pila 6). La pila 4 fue volteada con menor frecuencia que la pila 6, cada dos semanas frente a 4 semanas. Es conocido que dicho procedimiento activa el crecimiento microbiano al incorporar material biodegradable al interior de la pila y proporcionar oxígeno (Vargas-García et al., 2010). Por tanto, el resultado obtenido es opuesto al esperado y su explicación respondería a factores no contemplados o informados durante la realización de este Trabajo.

En el caso de las bacterias termófilas, cabría esperar un enriquecimiento al prolongarse la exposición del material a elevadas temperaturas, sin embargo, los resultados obtenidos difirieron de dicho comportamiento. Los valores iniciales fueron muy elevados, incluso mayores que los de bacterias mesófilas (Figura 4.1), probablemente debido a que la técnica empleada para su análisis, que consiste en incubar las placas de recuento a 50°C, permite cuantificar tanto bacterias termófilas como termotolerantes, las cuales magnificarían los niveles. Al igual que se describió para bacterias mesófilas, este grupo microbiano alcanzó menores valores en muestras procedentes de pilas con mayores tiempos de residencia, y también se encontraron diferencias entre las dos pilas con igual tiempo de residencia, pero diferente frecuencia de volteo (pilas 4 y 6) (Tabla 4.3). La menor frecuencia de volteo ocasionó un descenso en los recuentos de este grupo microbiano, como los demuestran los valores significativamente inferiores obtenidos en las muestras de la pila 4 (volteo cada 2 semanas) respecto a los de la pila 6 (volteo cada 4 semanas), debido probablemente a que en esta última pila los niveles térmicos elevados se mantuvieron durante más tiempo, ya que el volteo reduce la temperatura (Moreno y Mormeneo, 2009).

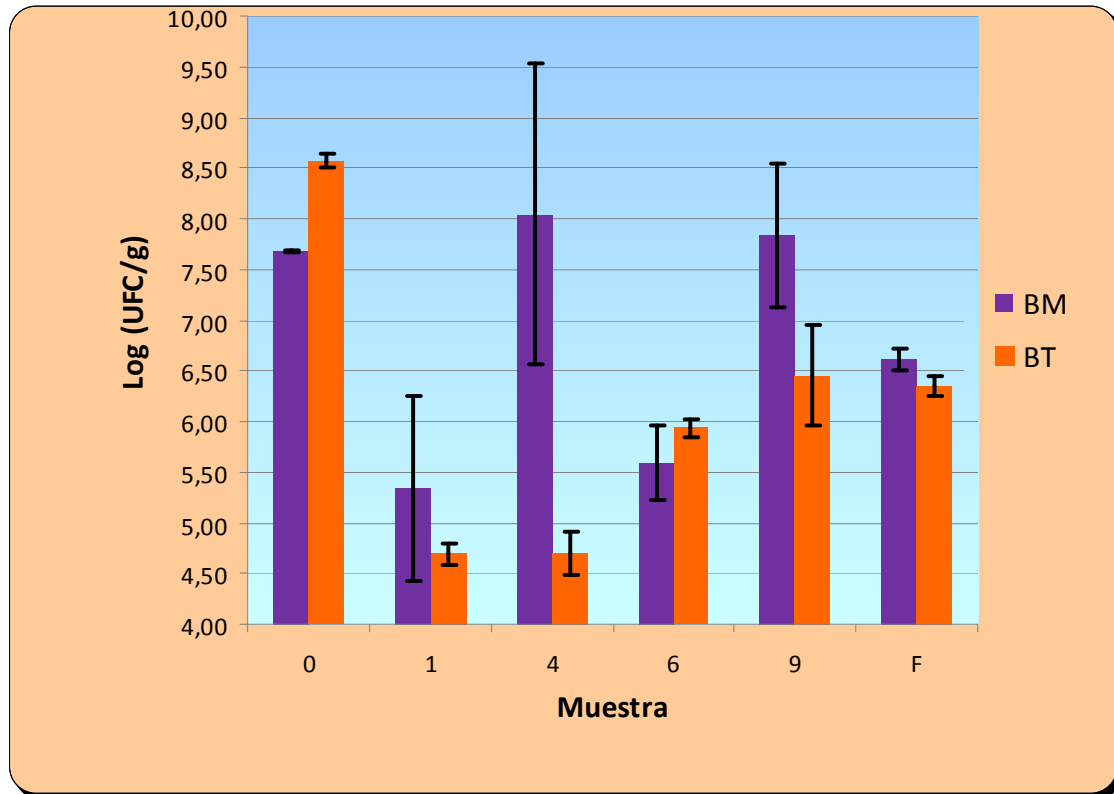


Figura 4.1. Recuentos de bacterias termófilas (BT) y mesófilas (BM) en las materias primas (0), producto final (F), y en pilas en fase termófila-26 días (9), termófila-44 días (6 y 4) y enfriamiento/maduración-106 días (1). Ver tabla 4.1 para detalles de muestras. Se representan los valores medios de tres repeticiones \pm desviación estándar.

Tabla 4.2. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para recuentos de bacterias mesófilas.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Muestra	21,03	5	4,21	7,88	0,0030
B:Repeticion	1,97	2	0,98	1,84	0,2084
RESIDUOS	5,34	10	0,53		
TOTAL (CORREGIDO)	28,33	17			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	3	5,34	0,42	A
6	3	5,60	0,42	A
F	3	6,62	0,42	AB
0	3	7,68	0,42	BC
9	3	7,84	0,42	BC
4	3	8,05	0,42	C

Tabla 4.3. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para recuentos de bacterias termófilas.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Muestra	30,84	5	6,17	116,98	0,0000
B:Repeticion	0,11	2	0,06	1,05	0,3844
RESIDUOS	0,53	10	0,05		
TOTAL (CORREGIDO)	31,48	17			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
4	3	4,69	0,13	A
1	3	4,70	0,13	A
6	3	5,93	0,13	B
F	3	6,35	0,13	C
9	3	6,45	0,13	C
0	3	8,57	0,13	D

Hongos mesófilos y termófilos

Los recuentos de hongos mesófilos y termófilos en las distintas muestras analizadas se muestran en la Figura 4.2. En todas las muestras los hongos mesófilos alcanzaron mayores valores que los termófilos, y en ambos casos se obtuvieron variaciones significativas dependiendo de la muestra analizada (Tablas 4.4 y 4.5).

Los hongos mesófilos alcanzaron valores en torno a 10^4 UFC/g, con escasas variaciones entre las distintas muestras (Tabla 4.4). Resultados similares han sido descritos por López-González et al. (2013) en el compostaje de residuos vegetales. Las muestras con menor carga fúngica fueron las procedentes de las pilas 4 y 6, que corresponden a material sometido a compostaje durante 44 días, y en las que el efecto prolongado de valores térmicos elevados pudiera haber causado dicha disminución (López-González et al., 2013).

Los hongos termófilos mostraron mayores diferencias entre las distintas muestras que los mesófilos. Los niveles de estos microorganismos fueron significativamente superiores en el material sometido a compostaje durante 26 días (pila 9) o 44 días (pila 6) que en las materias primas (muestra 0) (Figura 4.2. y Tabla 4.5). Este resultado es razonable considerando que la exposición de la pila a temperatura elevada produce un enriquecimiento en microorganismos de dicho tipo (López-González et al., 2013). No obstante, en el otro material con tiempo de residencia de 44 días (Pila 4), se obtuvieron niveles significativamente inferiores y desaparecieron completamente en la pila con mayor tiempo de residencia (Pila 1). En el primer caso el descenso acusado puede estar relacionado con los elevados valores térmicos de la pila 4 (69 °C), ya que es conocido que temperaturas elevadas, superiores a 65 °C, tienen un efecto deletéreo en el crecimiento de hongos termófilos (Moreno y Mormeneo, 2011) y probablemente estén en el origen de la desaparición de éstos microorganismos del material en fase de maduración.

Los dos tipos de hongos evaluados alcanzaron niveles similares o superiores a los iniciales en el producto final (F), causados por la incorporación de material inmaduro a la pila de acopio, tal y como se indicó previamente para bacterias.

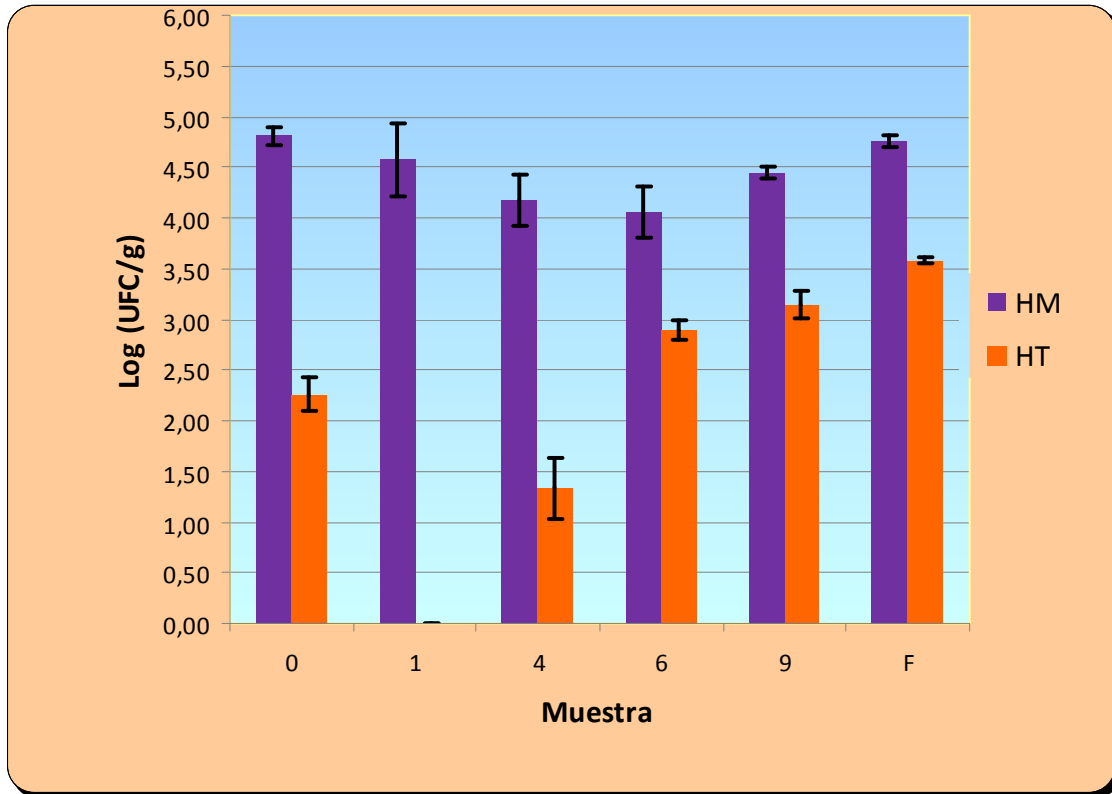


Figura 4.2. Recuentos de hongos mesófilos (HM) y termófilos (HT) en las materias primas (0), producto final (F), y en pilas en fase termófila-26 días (9), termófila-44 días (6 y 4) y enfriamiento/maduración-106 días (1). Ver tabla 4.1 para detalles de muestras. Se representan los valores medios de tres repeticiones ± desviación estándar.

Tabla 4.4. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para recuentos de hongos mesófilos.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Muestra	1,42	5	0,28	10,58	0,0010
B:Repeticion	0,26	2	0,13	4,84	0,0339
RESIDUOS	0,27	10	0,027		
TOTAL (CORREGIDO)	1,95	17			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
6	3	4,06	0,09	A
4	3	4,17	0,09	AB
9	3	4,45	0,09	BC
1	3	4,58	0,09	CD
F	3	4,77	0,09	D
0	3	4,81	0,09	D

Tabla 4.5. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para recuentos de hongos termófilos.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Muestra	26,63	5	5,33	180,74	0,0000
B:Repeticion	0	2	0	0,04	0,9644
RESIDUOS	0,29	10	0,03		
TOTAL (CORREGIDO)	26,92	17			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
1	3	0	0,10	A
4	3	1,33	0,10	B
0	3	2,26	0,10	C
6	3	2,89	0,10	D
9	3	3,15	0,10	D
F	3	3,58	0,10	E

4.1.2 PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS

Los parámetros físicos y químicos analizados en el proceso de compostaje fueron: Humedad, pH, Conductividad, Densidad aparente, Materia Orgánica y relación Carbono Nitrógeno. Los resultados obtenidos para cada uno de ellos se describen a continuación.

Humedad

Los valores de contenido en humedad de las distintas muestras analizadas y su comparativa estadística se muestran en la Figura 4.3 y Tabla 4.6, respectivamente. La presencia de agua durante el compostaje es imprescindible para el transporte de sustancias y nutrientes, de modo que los hace más accesibles para los microorganismos.

Se considera que la humedad óptima para que se desarrolle un proceso de compostaje está en torno al 50-60%, aunque estos valores varían en función de la naturaleza de los residuos que se van a compostar, oscilando entre un 75-85% para residuos más fibrosos y un 50-60 % para material vegetal fresco (Moreno y Mormeneo, 2011).

En este trabajo la humedad de las materias primas fue de 53,5%, valor que según Bueno et al. (2011) se considera adecuado para sustratos utilizados en compostaje. Según dichos autores, los sustratos de este tipo deben contener entre un 40% y un 60% de humedad.

La humedad disminuyó a medida que aumentó el tiempo de residencia, es decir la humedad de la pila 9 (26 días) fue la de mayor contenido en humedad y las pilas 4 (44 días) y 1

(106 días) contuvieron el porcentaje en humedad más bajo. Según Bueno et al. (2011) cuando se alcanza un número de volteos determinado, el contenido en humedad aumenta, ésta puede ser la causa de las diferencias detectadas entre la pila 4 y la 6, ambas con igual tiempo de residencia pero la última con mayor número de volteos que la anterior.

En general, la disminución de la humedad durante el compostaje suele estar provocada por la evaporación de agua como consecuencia de la temperatura externa a la pila, la cual se acentúa con los volteos. No obstante, en ninguna de las muestras procedentes de pilas activas la humedad fue inferior al 40%, límite a por debajo del cual puede descender la actividad microbiana de la pila, principalmente la bacteriana (Bueno et al., 2011). Dichos resultados concuerdan con los elevados recuentos microbianos obtenidos.

El producto final tuvo unos niveles humedad muy bajos, alrededor del 20 %. Aunque dicho nivel está por debajo del rango de 30% a 40% indicado en el Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes (BOE 171 de 19/07/2005), este parámetro no supone ningún problema ya que pude ajustarse sin problemas para la comercialización del producto.

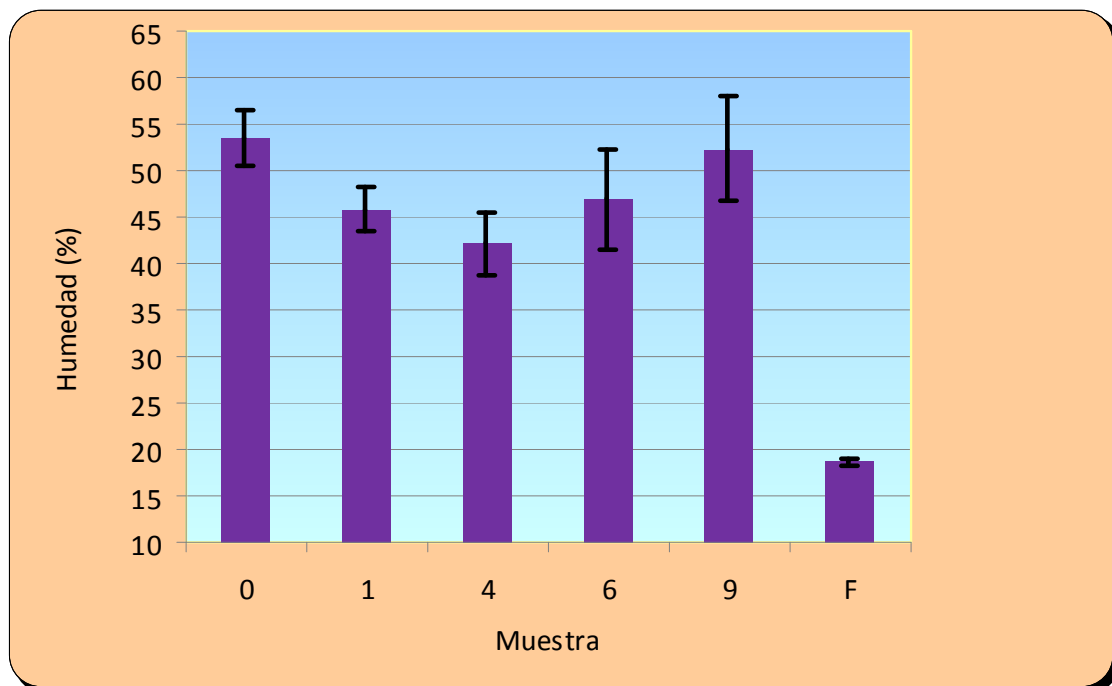


Figura 4.3. Comparativa de humedad (%) en las materias primas (0), producto final (F), y en pilas en fase termófila-26 días (9), termófila-44 días (6 y 4) y enfriamiento/maduración-106 días (1). Ver tabla 4.1 para detalles de muestras. Se representan los valores medios de tres repeticiones \pm desviación estándar.

Tabla 4.6. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para humedad.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Muestra	2440,3	5	488,06	35,11	0,0000
B:Repeticion	32,45	2	16,23	1,17	0,3502
RESIDUOS	138,99	10	13,90		
TOTAL (CORREGIDO)	2611,76	17			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
F	3	18,67	2,15	A
4	3	42,19	2,15	B
1	3	45,80	2,15	BC
6	3	46,97	2,15	BCD
9	3	52,37	2,15	CD
0	3	53,48	2,15	D

pH

La evolución del pH a lo largo del compostaje, al igual que la temperatura, sigue una curva típica en función de la etapa. Normalmente se suele producir una acidificación inicial durante la primera fase mesófila como consecuencia de la producción microbiana de ácidos orgánicos, seguida de una alcalinización durante la fase termófila por el consumo y volatilización de dichos ácidos y la hidrólisis de proteínas, que libera amonio, y finalmente el pH vuelve a reducirse hasta alcanzar valores cercanos a la neutralidad en el producto final debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón (Kutzner, 2000; Bueno et al, 2011). Sin embargo, este no fue el perfil obtenido en este trabajo de investigación, por el contrario, los niveles de pH se mantuvieron siempre alcalinos experimentando un leve incremento con el tiempo de compostaje (Figura 4.4, Tabla 4.7). Esto puede deberse a los valores ligeramente alcalinos, del material de partida. Estos niveles alcalinos pudieron anular el efecto inicial de los ácidos orgánicos y, posteriormente, la producción de amonio probablemente condujo a un incremento de dicho parámetro. Otros autores encontraron resultados similares utilizando materiales lignocelulósicos y residuos orgánicos urbanos (López et al., 2002; Tognetti et al., 2007). Sin embargo, tal y como lo demuestra la curva de temperatura y la evolución de otros parámetros, esta circunstancia no indujo una eliminación de la actividad microbiana, pero tuvo sin duda cierto efecto en el tipo de poblaciones predominantes. Por otra parte, Suler y Finstein (1977) establecieron que si el pH se mantiene por encima de 7,5 durante el proceso es síntoma de una buena descomposición.

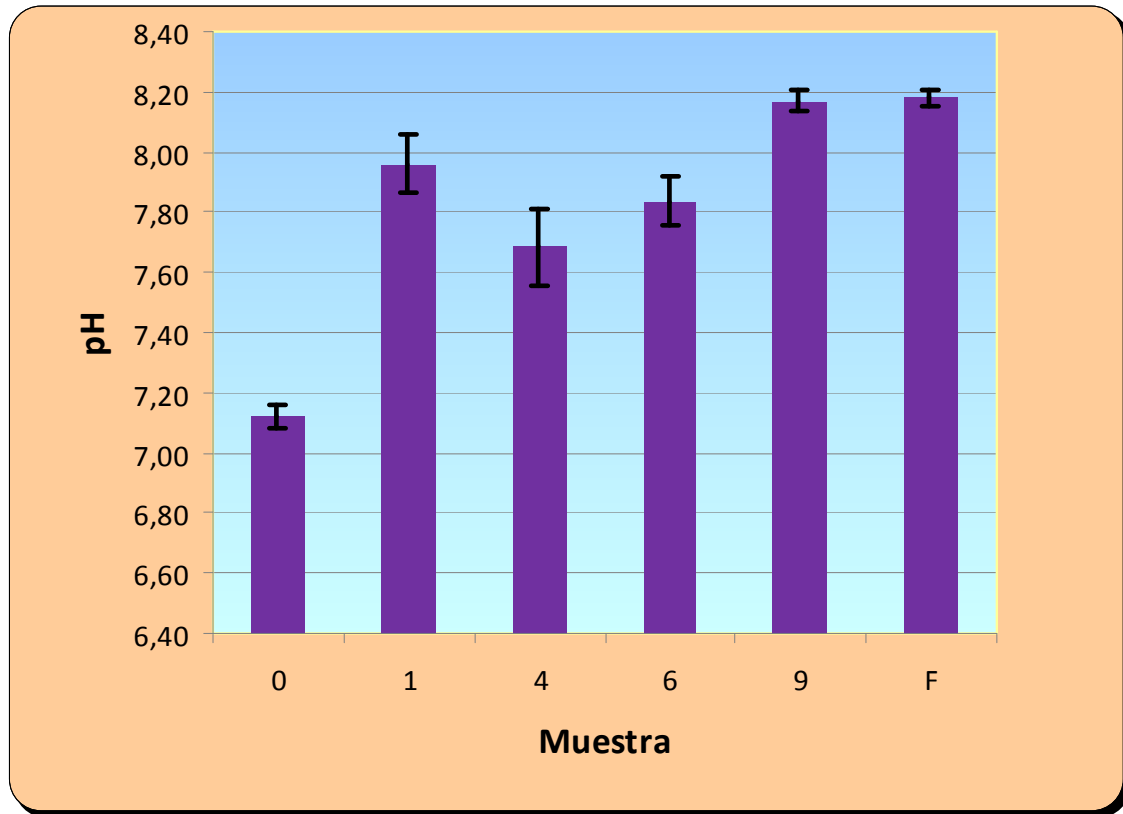


Figura 4.4. Comparativa de pH en las materias primas (0), producto final (F), y en pilas en fase termófila-26 días (9), termófila-44 días (6 y 4) y enfriamiento/maduración-106 días (1). Ver Tabla 4.1 para detalles de muestras. Se representan los valores medios de tres repeticiones \pm desviación estándar.

Tabla 4.7. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para pH.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Muestra	2,34	5	0,47	188,07	0,0000
B:Repeticion	0,04	2	0,02	9,04	0,0057
RESIDUOS	0,02	10	0		
TOTAL (CORREGIDO)	2,41	17			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
0	3	7,12	0,03	A
4	3	7,68	0,03	B
6	3	7,84	0,03	C
1	3	7,96	0,03	D
9	3	8,17	0,03	E
F	3	8,18	0,03	E

Conductividad

La conductividad eléctrica mide la cantidad de sales solubles, dado que durante el compostaje una buena fracción de la materia orgánica es mineralizada hasta sus componentes inorgánicos, este parámetro tiende a incrementarse en un proceso de compostaje (Wong et al., 1997; Kutzner, 2000). Este fue precisamente el comportamiento general observado en nuestros ensayos (Figura 4.5, Tabla 4.8) y similar al obtenido por otros autores (Guerra-Rodríguez et al., 2003).

No obstante, cabe destacar que diferencias en volteos ocasionaron nuevamente resultados diferentes. Así las pilas 4 y 6, ambas con 44 días de residencia y diferentes pautas de volteo tuvieron valores distintos. La pila 4, a la que se aplicaron volteos cada dos semanas, tuvo una conductividad significativamente superior que la 6, con volteos cada cuatro semanas. Según Bueno et al. (2011) fenómenos de lixiviación en la masa, provocados por una humectación excesiva de la misma pueden ocasionar descensos en la conductividad eléctrica que pudieran explicar el efecto encontrado. Además, los lixiviados de los residuos vegetales hortícolas suelen tener una elevada salinidad (López et al., 2002).

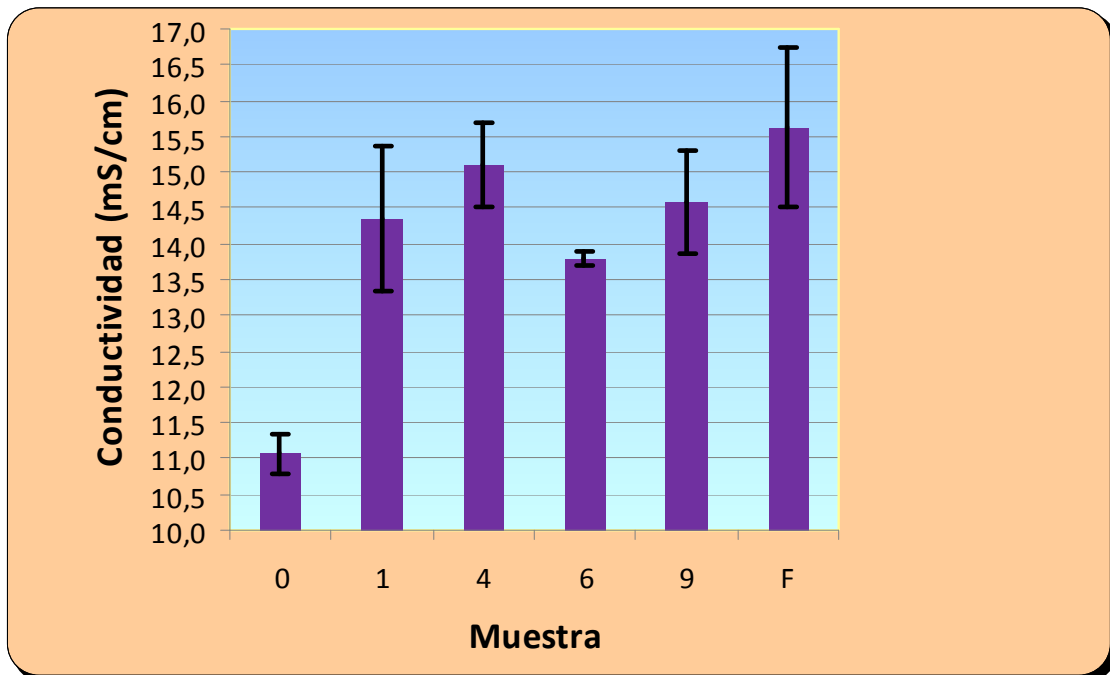


Figura 4.5. Comparativa de conductividad en las materias primas (0), producto final (F), y en pilas en fase termófila-26 días (9), termófila-44 días (6 y 4) y enfriamiento/maduración-106 días (1). Ver Tabla 4.1 para detalles de muestras. Se representan los valores medios de tres repeticiones \pm desviación estándar.

Tabla 4.8. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para conductividad.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Muestra	38,73	5	7,75	17,86	0,0001
B:Repeticion	1,97	2	0,98	2,27	0,1543
RESIDUOS	4,34	10	0,43		
TOTAL (CORREGIDO)	45,04	17			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
0	3	11,07	0,38	A
6	3	13,79	0,38	B
1	3	14,34	0,38	BC
9	3	14,58	0,38	BCD
4	3	15,10	0,38	CD
F	3	15,63	0,38	D

Materia orgánica

La pérdida de materia orgánica y su transformación son características inherentes al compostaje activo (Zucconi et al., 1987; Adani et al., 1997, Brewer y Sullivan, 2003; Tremier et al., 2005). Durante el proceso parte de la materia orgánica es mineralizada, liberándose entre otros CO₂, con la consiguiente reducción en el contenido en materia orgánica, y otra parte es biotransformada hasta generar los constituyentes finales del compost. Consecuentemente, la mayor o menor pérdida de materia orgánica no es indicativa de la evolución favorable del proceso, si no, simplemente de la existencia de un proceso biotransformativo activo.

En las muestras analizadas en este trabajo el contenido en materia orgánica osciló entre un 30 y un 50 % (Figura 4.6 y Tabla 4.9), valores similares a los obtenidos por Tiquia y Tam (2000) y Fang et al. (1999), pero en contra de lo esperado no se obtuvo una tendencia decreciente en este parámetro con el tiempo de compostaje. Por el contrario, la muestra que presentó los valores inferiores de materia orgánica fue la correspondiente al material de partida (muestra 0) y el resto alcanzaron valores significativamente superiores sin que existiera un patrón típico dependiendo del tiempo de residencia o de la aplicación de volteos. Este fenómeno puede estar ocasionado por la enorme heterogeneidad del material de partida, que podría diferir de una pila de compostaje a otra.

Adicionalmente, la escasa pérdida de materia orgánica, asociada a liberación reducida de CO₂, se atribuye a la utilización de materiales con baja relación C/N (Horwath y Elliot, 1996) o con componentes escasamente biodegradables (Guerra-Rodríguez et al., 2003). Esta circunstancia, tal y como se comentará seguidamente, puede haber ocasionado los resultados obtenidos, ya que los materiales de partida no presentaban una relación óptima para el

proceso. Por tanto, cabe inferir que la mineralización de la materia orgánica fue escasa y la mayor parte se biotransformó.

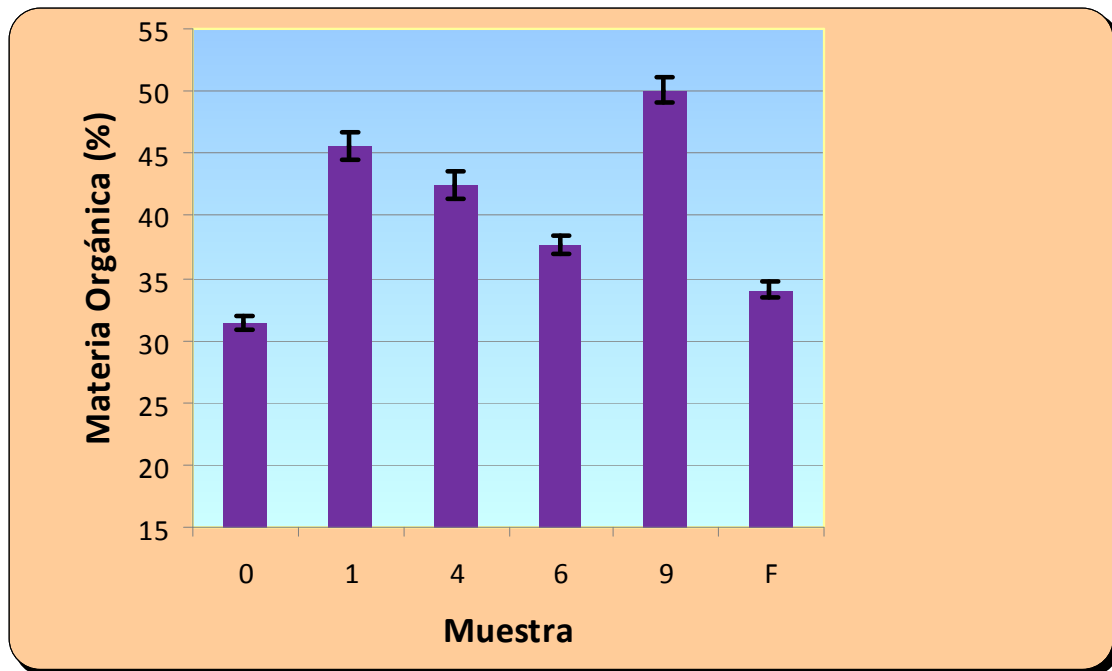


Figura 4.6. Comparativa de materia orgánica (%) en las materias primas (0), producto final (F), y en pilas en fase termófila-26 días (9), termófila-44 días (6 y 4) y enfriamiento/maduración-106 días (1). Ver Tabla 4.1 para detalles de muestras. Se representan los valores medios de tres repeticiones \pm desviación estándar.

Tabla 4.9. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para materia orgánica.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:B.Muestra	1266,53	5	253,31	294,73	0,0000
B:B.Repeticion	1,32	4	0,33	0,38	0,8171
RESIDUOS	17,19	20	0,86		
TOTAL (CORREGIDO)	1285,04	29			

B.Muestra	Casos	Media	LS	Sigma	LS	Grupos Homogéneos
0	5	31,46	0,41			A
F	5	34,05	0,41			B
6	5	37,72	0,41			C
4	5	42,50	0,41			D
1	5	45,67	0,41			E
9	5	50,09	0,41			F

Relación C/N

La dinámica de la relación C/N se muestra en la Figura 4.7 y el análisis estadístico correspondiente en la Tabla 4.10. En ninguna de las muestras analizadas dicho parámetro fue mayor de 20. Cabe destacar que el material de partida tenía una relación C/N de 12, valor muy por debajo del intervalo considerado óptimo para un proceso de compostaje, entre 25 y 35 (Moreno y Mormeneo, 2011).

Algunos autores como Golueke et al. (1987) y Zhu (2006) indican que si los productos que se compostan poseen una relación C/N inferior a 18-19, el compostaje se lleva a cabo con mayor rapidez, pero se pierde nitrógeno en forma de amoníaco el N, produciéndose una autorregulación de la relación C/N (Jhorar et al.,1991). Este último efecto es indeseable y, además, contribuye a generar malos olores. Dicha pérdida de Nitrógeno fué la causa del incremento significativo en la relación C/N registrada en materiales sometidos a 44 días (Pilas 4 y 6) o 106 días (Pila 1) de compostaje, respecto a los valores obtenidos en materiales compostados durante 26 días (Pila 9).

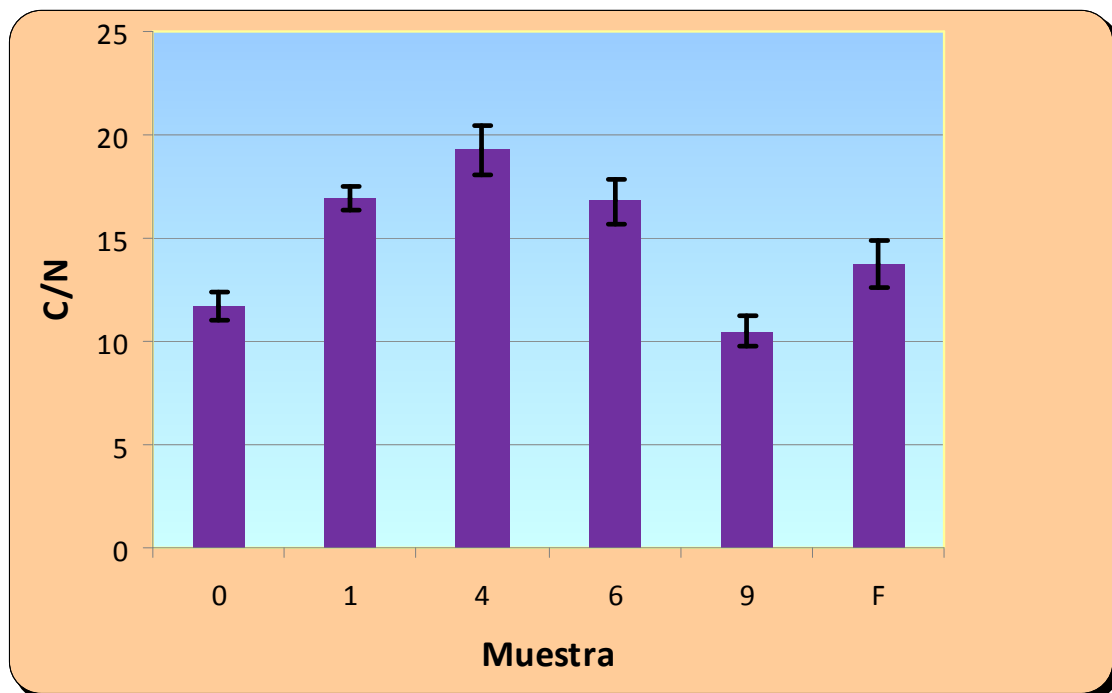


Figura 4.7. Comparativa de la relación C/N en las materias primas (0), producto final (F), y en pilas en fase termófila-26 días (9), termófila-44 días (6 y 4) y enfriamiento/maduración-106 días (1). Ver Tabla 4.1 para detalles de muestras. Se representan los valores medios de tres repeticiones \pm desviación estándar.

Tabla 4.10. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para la relación C/N.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Muestra	173,32	5	34,66	414,42	0,0000
B:Repeticion	9,63	2	4,81	57,54	0,0000
RESIDUOS	0,84	10	0,08		
TOTAL (CORREGIDO)	183,78	17			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
9	3	10,47	0,17	A
0	3	11,76	0,17	B
F	3	13,73	0,17	C
6	3	16,80	0,17	D
1	3	16,94	0,17	D
4	3	19,28	0,17	E

Densidad aparente

El tamaño, forma y densidad de las partículas de los sustratos para compostaje afectan al proceso debido a que influyen sobre la aireación y la disponibilidad de nutrientes. Además del tamaño, factores como la porosidad y la densidad del material determinan también la accesibilidad hacia los nutrientes y el intercambio de gases. Estos factores junto con la forma de las partículas afectan el modo en que las distintas partículas se empaquetan, de modo que se puede reducir el espacio libre entre partículas limitando de esta forma el intercambio gaseoso (Moreno y Mormeneo, 2011).

Las materias primas analizadas tuvieron una densidad inferior a las descritas por otros autores en procesos de compostaje de residuos hortícolas (Galiano, 2007). Por otra parte, este parámetro suele disminuir con el proceso de compostaje debido a la disgregación del material causada por el proceso biotransformativo (Abad et al., 1992; Moreno y Mormeneo, 2011). En las muestras analizadas no se detectó dicha tendencia, por el contrario, se incrementó significativamente a partir de los 44 días de residencia (Figura 4.8, Tabla 4.11). Si bien debe considerarse que el rango en el que varió la densidad fue muy pequeño, entre 0,04 y 0,08 g/mL. Por tanto, los resultados obtenidos en este ensayo no siguen un patrón coherente, lo que puede atribuirse nuevamente a la heterogeneidad de los materiales utilizados para compostaje en la planta.

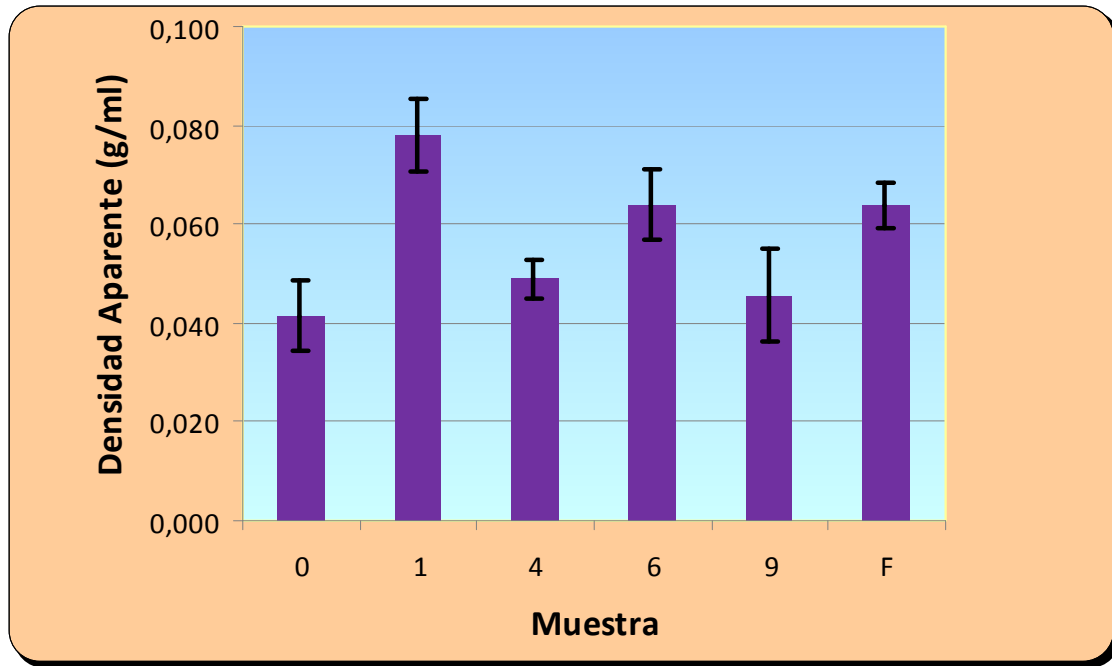


Figura 4.8. Comparativa de la densidad aparente en las materias primas (0), producto final (F), y en pilas en fase termófila-26 días (9), termófila-44 días (6 y 4) y enfriamiento/maduración-106 días (1). Ver Tabla 4.1 para detalles de muestras. Se representan los valores medios de tres repeticiones \pm desviación estándar.

Tabla 4.11. Análisis de Varianza y test de rangos múltiples para la densidad aparente.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:B.Muestra	0	5	0	16,00	0,0000
B:B.Repeticion	0	4	0	1,51	0,2382
RESIDUOS	0	20	0		
TOTAL (CORREGIDO)	0,01	29			

Muestra	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
0	5	0,04	0	A
9	5	0,05	0	A
4	5	0,05	0	A
F	5	0,06	0	B
6	5	0,06	0	B
1	5	0,08	0	C

4.2 CARACTERÍSTICAS DEL COMPOST FINAL

El principal requerimiento para que un sustrato orgánico pueda ser utilizado de forma eficaz y segura como enmienda orgánica es el grado de madurez alcanzado tras el tratamiento (Beffa et al. 1996). Para su evaluación en los compost finales se han propuesto varios índices físicos y químicos, test enzimáticos y microbiológicos, bioensayos y parámetros fisicoquímicos (Riffaldi et al., 1986; Zucconi y De Bertoldi, 1987).

Compost inmaduros o generados de forma inadecuada pueden inducir descomposición anaeróbica y liberación de compuestos fitotóxicos, inmovilizar nitrógeno o aportar fitopatógenos o contaminantes ambientales (Forster et al. 1993). Sin embargo, no existe una regulación clara sobre índices de madurez y estabilidad del compost.

La estabilidad hace referencia a la resistencia del compost a la degradación rápida de la materia orgánica que la integra, lo que normalmente se mide mediante técnicas respirométricas (Eggen y Vethe, 2001, Hue y Liu, 1995 y Sullivan y Miller, 2001).

La madurez alude a la adecuación del compost para el crecimiento vegetal, aunque algunos autores también la relacionan con el grado de humificación (Adani et al., 1997, Hue y Liu, 1995, Sullivan y Miller, 2001; Tomati et al., 2000). Hasta el momento no se ha encontrado un único parámetro que defina la madurez, principalmente debido a la existencia de una gran variedad de materias primas, técnicas de compostaje y a las diferentes aplicaciones finales del compost (Brewer y Sullivan, 2003, Eggen y Vethe, 2001, Rynk, 2003; Wu y Ma, 2002).

En este trabajo, además de los parámetros previamente descritos, en el compost final se realizó un test de autocalentamiento para evaluar la madurez del mismo. Según el protocolo utilizado, método 05.08-D (US Department of Agriculture and US Composting Council, 2001), el incremento máximo de temperatura para catalogar un compost como maduro debe ser muy cercana a 10. Los resultados obtenidos en este análisis se muestran en la Figuras 4.9 para cada una de las repeticiones. El incremento máximo fue de 19,32 °C a las 39,5 h para la repetición 1, de 20,3 °C a las 39,25 h para la repetición 2, y de 27,5 °C a las 33.25 h para la repetición 3. Como se puede comprobar con los resultados obtenidos en el test de autocalentamiento, en todas las repeticiones el valor del incremento de temperatura, entre la temperatura ambiente y la temperatura de las muestras, no está cercano a 10°C, por tanto se puede concluir que el compost no está totalmente maduro.

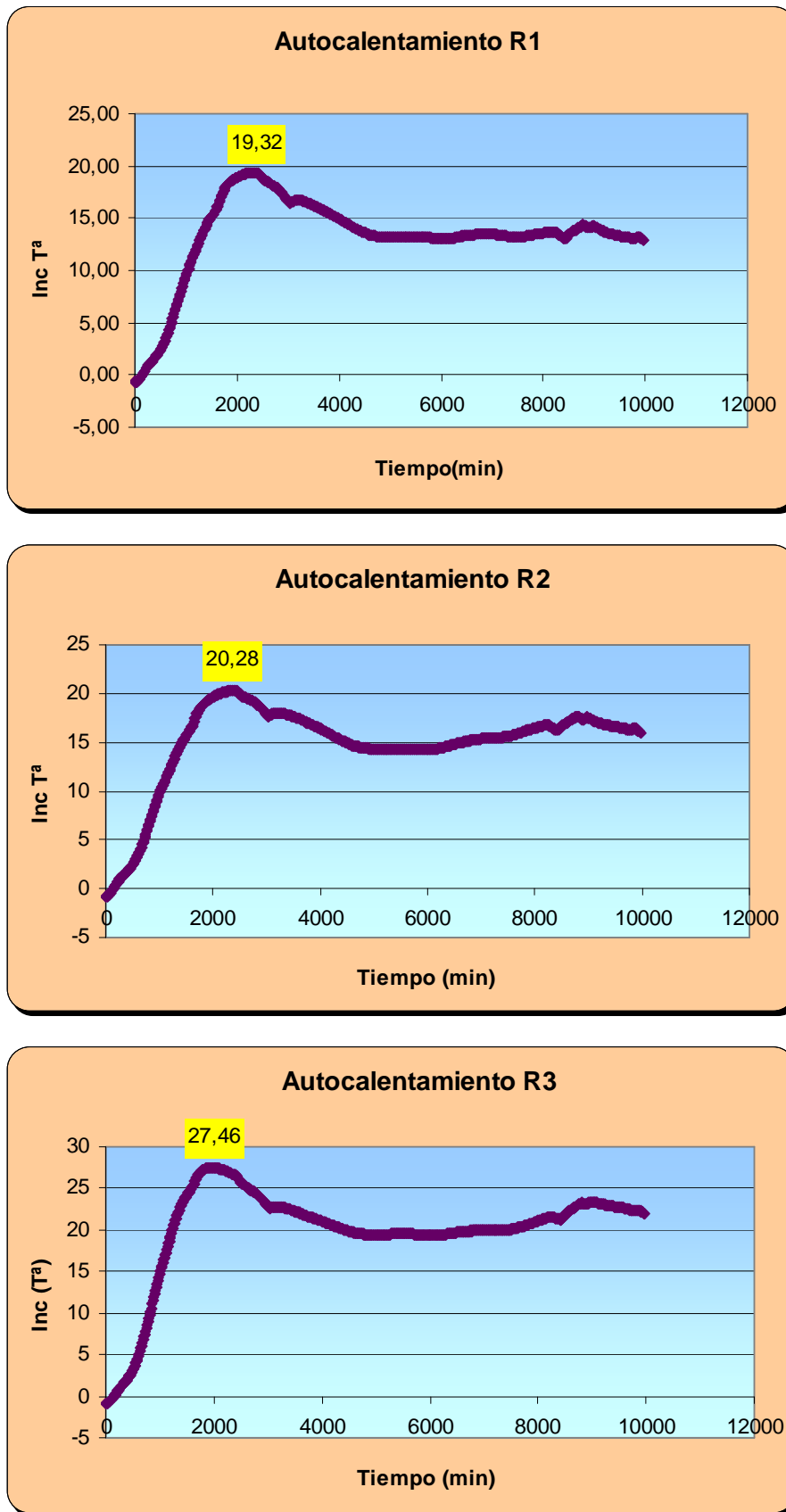


Figura 4.9. Resultados del test de auto calentamiento en el producto final (F) para las tres repeticiones realizadas. Se marca el máximo incremento de temperatura registrado.

En relación con otras características del compost final producido en la planta industrial, en la Tabla 4.12 se resumen los resultados obtenidos y se comparan con las descritas por otros autores que utilizan sustratos similares y con las especificaciones de la normativa vigente en materia de sustratos y afines.

Tabla 4.12. Características del compost final y comparativa con otros descritos en bibliografía y normativa vigente.

Parámetro	Este trabajo	Fornes et al., 2011	Bustamante et al., 2009	Galiano, 2007	BOE 865, 2010
pH	8,18	8,90	8,14	8,33	*
Conductividad Eléctrica (mS/cm)	15,63	2,52	2,34	10,74	*
Humedad (%)	18,67	38,9	-	23,82	30-40
Densidad Aparente (g/ml)	0,06	0,32	-	0,56	*
Materia Orgánica (%)	34,05	73,4	73,9	57,04	>40
C/N	13,73	11,1	10,5	10,49	<15

* Valores no regulados por la normativa pero que deben ser declarados.

Aunque no existe un rango indicado en la normativa, según Bueno et al. (2011), el valor óptimo para un compost maduro debería estar entre 7 y 8. El compost producido en la planta tuvo un pH de 8,2, valor similar al descrito en los otros trabajos especificados en la Tabla 4.12. No obstante, supera los niveles de 5,2 a 6,3, recomendados por Abad et al. (1992), como óptimos para los sustratos de cultivo. Otros autores también han encontrado niveles alcalinos en compost (Inbar et al., 1990). Para su utilización como sustrato se debe ajustar los valores a los óptimos, lo que implica la adición de compuestos específicos antes de su utilización como sustrato para el crecimiento de plantas (Marfa et al., 1998; Chong, 2000) o alternativamente, encontrar aplicaciones que no hagan necesaria tal operación.

El valor de conductividad eléctrica obtenido es superior al descrito en otros trabajos, pero se asemeja bastante al indicado por Galiano (2007), quien también utilizó residuos de plantas hortícolas. La conductividad eléctrica refleja la evolución en el grado de salinidad e indica tal característica en el producto final y su posible efecto fitotóxico o fitoinhibitorio sobre el crecimiento de las plantas cuando es aplicado al suelo.

Según la normativa vigente el grado de humedad correcto del compost debería estar entre el 30 y el 40 %, rango muy por encima del nivel obtenido en el compost de este trabajo, cuyo valor es de 19%. No obstante, este parámetro no presenta problemas, ya que puede ajustarse convenientemente antes de la comercialización del producto. La densidad aparente

tiene cierta relación con la humedad, ya que al tener escasa humedad, el material tiene una densidad aparente baja. Por ello el valor obtenido en este trabajo es bastante más bajo que el de otras referencias bibliográficas, pero al igual que aquel puede ajustarse humectando el material.

El contenido en materia orgánica del compost terminado (34%) estuvo por debajo del límite inferior del 40% establecido por la normativa vigente y de los valores descritos en otros trabajos para productos obtenidos a partir de sustratos similares (Tabla 4.12). En cambio, la relación C/N alcanzó un valor adecuado, aunque sensiblemente superior al descrito en otros trabajos.

De acuerdo con los resultados previamente descritos, el compost obtenido en la planta no se ajusta los límites establecidos en la normativa vigente, principalmente debido a su reducido contenido en materia orgánica. Otros parámetros tales como la humedad pueden ajustarse fácilmente y la relación C/N entran dentro de los límites aceptables, sin embargo, no es posible modificar el contenido en materia orgánica a menos que se incorpore otro sustrato orgánico, con lo cual el producto no podría catalogarse como compost vegetal, tal y como se indica en la normativa. Adicionalmente, el test de autocalentamiento puso de manifiesto que el producto no está maduro y, por tanto, se desaconseja su utilización como fertilizante.

4.3 VALORACIÓN GLOBAL DEL PROCESO DE COMPOSTAJE

En este TFM se ha evaluado un proceso de compostaje industrial, tanto en lo relativo a las operaciones que se llevan a cabo en la planta como en la calidad del producto que se obtiene. Lo recomendable para hacer una valoración integral del proceso habría sido realizar un seguimiento del material, desde que entra en la planta hasta que el producto final es obtenido. Este estudio requeriría de una temporalización que no se puede cumplir en el contexto del TFM que se presenta. Por ello, se optó por seleccionar materiales en los que realizar una toma de muestra simultánea y que permitieran determinar los aspectos previamente planteados. De acuerdo con ello, además de analizar las materias primas y el producto final en el momento de la toma de muestras, se seleccionaron cuatro pilas activas en distintos estados evolutivos tal y como se resume en la Tabla 4.1. Aunque la analítica realizada a las muestras indicadas puede ofrecer información sobre el funcionamiento de la planta, debe considerarse que no permite obtener resultados concluyentes ya que el estudio es puntual.

La primera valoración del proceso fue meramente descriptiva. En general, los materiales analizados presentaron unas características organolépticas indeseables. Las materias primas y las muestra sometidas a compostaje desprendían malos olores, no así el

producto terminado. Dicha característica está relacionada con la presencia de condiciones anaeróbicas, en las cuales actúan microorganismos anaerobios estrictos o facultativos que degradan la materia orgánica generando compuestos volátiles causantes del mal olor (Moreno y Mormeneo, 2011). Esta situación ocurre principalmente en los materiales de partida que están frescos y son acumulados en pilas de gran tamaño sin ser volteados, hasta que son trasladados a la zona de compostaje activo. Las transformaciones que ocurren en el material de partida previas a su compostaje, lógicamente tiene un impacto en el proceso. Adicionalmente, el propio proceso de compostaje, al realizarse con material verde, con baja relación C/N, y sin ningún tipo de agente acondicionador que amortigüe la deficiencia en carbono y el exceso de humedad, también se realiza en condiciones relativamente anaerobias. Así, para evitar estos efectos indeseables es recomendable, por una parte que el material tenga un mínimo de tiempo de residencia en la zona de acopio o que dicho acopio se realice en pilas de gran superficie para evitar degradaciones anaerobias; por otra parte, el material debiera mezclarse con otro residuo con elevado contenido en carbono que contribuyese a ajustar la relación C/N, facilitar la aireación y absorber el agua generada durante el compostaje. En relación con esta opción, es recomendable utilizar residuos que se encuentren en la zona, para no encarecer el proceso, por ello se podrían utilizar residuos ricos en carbono tales como restos de poda, residuos forestales o cáscara de almendra.

Otros aspectos a destacar se relacionan con el tamaño de partícula y la presencia de impropios en el material de partida. En la planta no se realiza ningún procedimiento de cribado selectivo del material ni de trituración antes de ser compostado. Es conocido que los impropios (restos de rafia, restos de plástico,...) afectan al proceso y que un tamaño de partícula inadecuado puede impedir que ocurra de forma adecuada (Moreno y Mormeneo, 2011). Así, se recomienda eliminar impropios mediante trommels y triturar los residuos hasta un tamaño de partícula adecuado (1-5cm). Esta última operación, conjuntamente con la incorporación del acondicionador contribuirá aumentando la velocidad del proceso y evitando la generación de malos olores.

A pesar de las deficiencias indicadas, los resultados térmicos obtenidos en las pilas y algunos de los parámetros analizados demostraron que los materiales se estaban compostando, o al menos sucediéndose etapas termófilas con microbiota activa, transformándose la materia orgánica y generando un producto relativamente estabilizado. No obstante, el compostaje no se estaba realizando de forma óptima o, con la repetitividad requerida en un proceso industrial. Esto se puso de manifiesto en la heterogeneidad de valores obtenidos para parámetros como materia orgánica y relación C/N. Estos aspectos pueden corregirse realizando un pretratamiento adecuado de las materias primas, tal y como se ha

indicado previamente, y estandarizando operaciones tales como los volteos. De esta forma es posible obtener un producto con características más o menos homogéneas si siempre se utiliza el mismo tipo de sustrato y las mismas pautas de operación. Adicionalmente, contribuirá a obtener un producto terminado, cosa que actualmente no se consigue.

En relación con las operaciones de volteo que se realizan en la planta, cabe destacar que, el hecho de que no se realicen de forma racional dependientes del estado evolutivo del material, también contribuye a que los productos teóricamente terminados tengan características diferentes y, al integrarse con el resto de material en la zona de acopio de compost terminado, aporten materia orgánica no estilizada que influye probablemente en los elevados recuentos microbianos obtenidos para el compost final y en otras características indeseables del mismo que merman su calidad. Así es recomendable establecer una pauta de volteo racional, determinada principalmente por los valores térmicos y el tiempo de residencia, e igual para todas las pilas operativas. Aunque los datos obtenidos no permiten distinguir cuál de las dos pautas aplicadas es más adecuada (cada dos semanas o cada cuatro semanas), de acuerdo con las características del material verde, parece más adecuado aplicar una mayor frecuencia de volteos que eviten la generación de zonas anaerobias y contribuyan a homogeneizar el material. Alternativamente o adicionalmente, la planta podría adecuarse con un sistema de aireación forzada que asegurase la aireación y permitiese reducir ligeramente el número de volteos.

5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este TFM permitieron obtener las siguientes conclusiones

1. La planta de compostaje industrial realiza un proceso inefectivo debido a la ausencia de pretratamiento y acondicionamiento de los residuos vegetales que trata.
2. Aunque se suceden las fases típicas del compostaje y algunos parámetros como la temperatura y cantidad de microorganismos muestran una evolución adecuada, la aleatoriedad de las operaciones aplicadas condicionan una nula predictibilidad de resultados.
3. En las condiciones actuales de operación no se obtiene un compost estabilizado y sus características no se ajustan a los niveles mínimos estipulados por la legislación vigente en materia de fertilizantes.
4. Para un compostaje efectivo las materias primas debieran ser limpiadas de impropios, trituradas y mezcladas con otro residuo rico en carbono.
5. La aplicación de volteos pautados dependientes de valores térmicos y tiempos de residencia puede contribuir a la obtención de productos con mayor calidad.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M. y Puchades, R. 2002. Compostaje de residuos orgánicos generados en la Hoya de Buñol (Valencia) con fines hortícolas. Ed. Asociación para la Promoción Socio-Económica Interior Hoya de Buñol. Valencia.
- Abad, M., Martínez-Herrero, M.D., Martínez-García, P.F., Martínez-García, P.F., Martínez-Corts, J. 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. I Jornadas de Sustratos. Actas Horticultura 11, 141-154.
- Adams, J.D.W. y Frostick, L.E. 2009. Analysis of bacterial activity, biomass and diversity during windrow composting. *Waste Manag.* 29: 598–605.
- Adani, F., Genevini, P.L., Gasperi, F., Zorzi, G. 1997. Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Sci. Util.* 5: 5-62.
- Albadalejo, J., Díaz, E. 1993. Utilización de residuos sólidos urbanos para el control de la desertización. *Tecnoambiente* 30: 55-57.
- Albrecht, R., Périsso, C., Ruau, F., Le Petit, J. y Terrom, G. 2010. Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: carbon source utilization and co-metabolism. *Waste Manag.* 30: 764–770.
- Antón, F.A. 1992. El compostaje de los residuos orgánicos: Urbanos y agrarios. I. Problemática de los residuos orgánicos. *Cuadernos Fitop.* 1: 110-121.
- Avnimelech, Y. 1986. Modelling the accumulation of organic matter in the sediments of a newly constructed reservoir. *Water Res.* 23: 1327-1329.
- Barrena, R., Canovas, C., Sánchez, A. 2006. Prediction of temperature and thermal inertia effect in the maturation stage and stockpiling of a large composting mass. *Waste Manag.* 2:, 953-959.
- Beffa, T., Blanc, M., Aragno, M. 1996. Obligately and facultatively autotrophic, sulfur- and hydrogen-oxidizing thermophilic bacteria isolated from hot composts. *Arch. Microbiol.* 165: 34-40.
- Bellapart, C. 1988. Agricultura biológica en equilibrio con la agricultura química. Aedos, Barcelona.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A. y Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100: 5444-5453.
- Blázquez, M.A. 2003. Los residuos agrícolas y de origen animal. En: Los residuos urbanos y asimilables (Llamas, J.M. y Soria, J.M., Ed.) pp.436-457. Consejería de Medio Ambiente- Junta de Andalucía.
- BOE, Boletín Oficial del Estado. 2005. Ley 824/2005, de 19 de julio, sobre productos fertilizantes Boletín Oficial del Estado núm. 171. Madrid.
- BOE, Boletín Oficial del Estado. 2010. Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre sustratos de cultivo Boletín Oficial del Estado núm. 170. Madrid.
- BOE, Boletín Oficial del Estado. 2011. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados Boletín Oficial del Estado núm. 181. Madrid.

- Boulter, J.I., Boland, G.J. y Trevors, J.T. 2000. Compost: a study of the development process and end-product potential for suppression of turfgrass disease. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 16: 115-134.
- Brewer, L., Sullivan, D.M. 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost. Sci. Util.* 11: 96-112.
- Brown, A. 1985. Review of lignin in biomass. *J. Appl. Biochem.* 7: 371-387.
- Bueno, P., Díaz, M.J. y Cabrera, F. 2011. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: *Compostaje* (Moreno, J. y Moral, R. Eds.), pp. 111-140. Mundi Prensa: Madrid.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Morales, J. Mayoral, A.M. y Moral. 2009. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. *Bioresour. Technol.* 100: 4766: 4772.
- Cabre Fontserre, J., Arraez Escrig, J. y Aragoneses Casals, R. 1990. Eliminación de Lodos de Aguas Residuales. La EDAR de Reuss: Un ejemplo de aprovechamiento mediante compostaje. *Química e Industria* 36: 537-541.
- Cánovas Fernández, A., Hilgers, M., Jiménez, R., Mendizábal, M. y Sánchez, F. 1993. *Tratado de Agricultura Ecológica*. Departamento de Ecología y Medio Ambiente. Instituto de Estudios Almerienses de la Diputación de Almería. Almería, España.
- Cara, G. y Rivera, J. 1999. *Los residuos agrícolas en el Poniente almeriense*. Ed. Grupo Ecologista Mediterráneo. Almería, España.
- Carrión, C., Abad, M. y Puchades, R. 2006. Desarrollo de nuevos sustratos de cultivo para la producción de planta ornamental en maceta, a partir de compost de residuos de cultivos hortícolas. Tesis Doctorales. Universidad Politécnica de Valencia.
- Chen, Y., Inbar, Y. 1993. Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. En: *Science and Engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects* (Hoitink, H.A., Keener, H., Eds.). The Ohio State University.
- Chong, C. 2000. Relationship of soluble salts content in MSW compost media and rooting of evergreen cuttings. *Compost Sci. Util.* 8: 29–35.
- Climent, M.D., Abad M. y Aragón P. 1996. El compost de residuos sólidos urbanos (R.S.U.). Sus características y aprovechamiento en la agricultura. Ed. Ediciones y Promociones LAV S.L. Diputación de Valencia. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. España.
- Colberg, P.J. 1988. Anaerobic microbial degradation of cellulosa, lignin, oligolignols, and monoaromatic lignin derivates. En: *Biology of Anaerobic Microorganisms* (Zehnder, A.J.B. Ed.), pp. 333-372. Wiley, Estados Unidos.
- Consejería de Agricultura y Pesca. 1997. *Agricultura y Pesca. Estadísticas Agrarias. Avance Superficies y Producciones*. <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca>
- Conway, K.E. 1996. An overview of the influence of sustainable agricultural systems on plant microbial degradation of lignins. *Enzyme Microb. Technol.* 6: 434-442.
- Cuadros García, S. 1990. Técnicas de Transformación de Residuos, Fermentación y Fabricación de Compost. Programa Master de Ingeniería y Gestión Medioambiental (Ministerio de Industria y Energía), Modulo III: Residuos, 51.
- Darby, F.M. 1983. Conservation tillage: An important, adaptable tool for soil and water conservation. En: *Soil erosion and conservation* (El-Swaife, S.A., Moldenhauer, W.C. y Lo, A., Eds.). Soil Cons. Soc. Amer., Ankeny, Estados Unidos.

- Davis, M.W., Glaser, J.A., Evans, J.W., y Lamar, R.T. 1993. Field evaluation of the lignin-degrading fungus *Phanerochaete chrysosporium* under ligninolytic and non-ligninolytic conditions. Arch. Microbiol. 163: 254-258.
- De Guardia, A., Mallard, P., Teglia, C., Marin, A., Le Pape, C., Launay, M., Benoist, J.C. y Petiot, C. 2010. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. Waste Manag. 30: 402-414.
- De Haro-Martínez, E., Martínez, T. y Moyano, F.J. 1998. Estrategia para el aprovechamiento ganadero de subproductos agrícolas en la provincia de Almería. Encuentro Medioambiental Almeriense: en busca de soluciones. Gestión de residuos. Almería, España.
- Demirbas, A.H., Sahin-Demirbas, A. y Demirbas, A. 2004 Liquid fuels from agricultural residues via conventional pyrolysis. Energy Sources 26:, 821-827.
- Dick, W.A. y McCoy, E.L. 1993. Enhancing soil fertility by addition of compost. En: Science and Engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects (Hoitink, H.A., Keener, H., Eds.). The Ohio State University.
- Eggen, T., Vethe, O., 2001. Stability indices for different composts. Compost. Sci. Util. 9: 27-37.
- Escobar, A. 1998. Residuos agrícolas. Encuentro Medioambiental Almeriense: En Busca de Soluciones. Gestión de Residuos, pp. 23-47. Almería, España.
- Fang, M., Wong, J.W.C., Ma, K.K. y Wong, M.H. 1999. Co-composting of sewage sludge and coal ash: nutrient transformation. Bioresour. Technol. 67: 19-24.
- Fengel, D., Wegener, G. 1984. Wood -chemistry, ultrastructure, reactions. Walter de Gruyter. Berlin.
- Fernández Marín, E., Castro, H., Aguilera, P. y López, E. 1998. Residuos sólidos agrícolas. Impactos ambientales. Encuentro Medioambiental Almeriense: En Busca de Soluciones. Gestión de Residuos, pp. 90-98. Almería, España.
- Fogarty, A.M. y Tuovinen, O.H. 1991. Microbiological Degradation of Pesticides in Yard Waste Composting. Microbiol. Rev. 55: 225-233.
- Fornes, F., Mendoza-Hernández, D., García de la Fuente, R., Abad, M. y Belda, R.M. 2012. Composting versus vermicomposting: A Comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. Bioresour. Technol. 118: 296-305.
- Forster, J.C., Zech, W. y Wurdinger, E. 1993. Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. Biol. Fertil. Soils 16: 93-99.
- Galiano, J. 2007. Compostaje de residuos hortícolas mediante inoculación con microorganismos lignocelulolíticos: efecto de acondicionadores y de la variación estacional. Proyecto Fin de Carrera Agrónomos. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Almería.
- Gati, F. 1983. La materia orgánica del suelo, su importancia y formas de mantenerla. En: El reciclaje de la materia orgánica en la agricultura de América Latina (FAO Ed.), pp. 126-152. Roma.
- Golueke, C.G. 1992. Bacteriology of composting. BioCycle 1: 55-57.
- Golueke, C.G. y Díaz, L.F. 1987. Composting and the limiting factors principle. Biocycle 28: 22-25.
- Grant, W.D. y Long, P.E. 1989. Microorganisms and Enzymes in the Soil. En: Environmental Microbiology, pp. 24-36. Blackie & Son Ltd. Glasgow, Reino Unido.

- Greenbaum, P.J. 2006. Forest biorefinery: A new business model. *Pulp Pap. Can.* 107: 19.
- Guerra-Rodríguez, E., Vázquez, M. y Díaz-Raviña, M. 2003. Dynamics of the co-composting of barley waste with liquid poultry manure. *J. Sci. Food Agric.* 83: 166-172.
- Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, T., Chen, T., Zhao, Y. y Shen, Y. 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresour. Technol.* 112: 171-178.
- Haider, K. 1992. Problems related to the humification process in soils of temperate climates. En: *Soil Biochemistry* (Stotzky, G. y Bollag Eds.), Vol. 7, pp. 55-94. Dekker, Nueva York, Estados Unidos.
- Haug, R.T. 1980. *Compost engineering principles and practice*. Ann Arbor Science publishers, Inc., Michigan.
- Higuchi, T. 1990. Lignin biochemistry: Biosynthesis and biodegradation. *Wood Sci. Technol.* 24: 23-63.
- Hoitink, H.A.J., Imbar, Y. y Boehm, M.J. 1991. Status of composted-amended potting mixes naturally suppressive to soilborne diseases of floricultural crops. *Plant Dis.* 75: 869-873.
- Hon, D.N.S. 2000. Pragmatic Approaches to Utilization of Natural Polymers: Challenges and Opportunities. En: *Natural Polymers and Agrofibers Composites* (Frollini, E., Leao, A.L., Mattoso, L.H.C. Eds.) pp. 1-14. Embrapa, Brasil.
- Horwath, W.R. y Elliot, L.F. 1996. Microbial C and N, dynamics during mesophilic and thermophilic incubations of ryegrass. *Biol. Fert. Soils.* 22: 1-9.
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T. y Nagar, B.B. 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Manag.* 24: 805-813.
- Hue, N.V. y Liu, J. 1995. Predicting compost stability. *Compost. Sci. Util.* 3: 8-15.
- Iannotti, D.A., Grebus, M.E., Toth, B.L., Madden, L.V. y Hoitink, H.A.J. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 23: 1177-1183.
- Ichida, J.M., Krizova, L., LeFreve, C.A., Keener, H.M., Elwell, D.L. y Burt, E.H. 2001. Bacterial inoculum enhances keratin degradation and biofilm formation in poultry compost. *J. Microbiol. Meth.* 47: 199-208.
- Iglesias, E. 1991. Estudio del compostaje termófilo y aerobio de los residuos sólidos urbanos de Tenerife. Poder fertilizante del compost y dinámica de los nutrientes aportados en un sistema suelo-planta. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna, Tenerife.
- Iglesias-Jiménez, E. y Pérez-García, V. 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosys. Environ.* 38: 331-343.
- Imbar, Y., Chen, Y. y Hadar, Y. 1991. Carbon-13 CP/MAS NMR and FTIR spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of solid waste from wineries. *Soil Sci.* 152: 272-282.
- Jeffries, T.W. 1994. Biodegradation of lignin and hemicelluloses. En: *Biochemistry of Microbial Degradation* (Ratledge, C. Ed.), pp. 233-277. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda.
- Jhorar, B.S., Phogat, V. y Malik, E. 1991. Kinetics of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Rest. Rehabil.* 5: 297-306.
- Jokova, M., Kostov, O. y VanCleemput, O. 1997. Cation exchange and reducing capacities as criteria for compost quality. *Biol. Agric. Hort.* 14: 187-197.

- Kalscheuer, R., Stölting, T. y Steinbüchel, A. 2006. Microdiesel: *Escherichia coli* engineered for fuel production. *Microbiology* 152: 2529-2536.
- Keeling, A.A., Paton, I.K. y Mullett, J.A.J. 1994. Germination and growth of the plants in media containing unstable refuse derived compost. *Soil Biol. Biochem.* 26: 767-772.
- Kim, S. y Dale, B.E. 2004. Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. *Biomass Bioenerg.* 26: 361-375.
- Kononova, M. 1964. *Soil Organic Matter*. Pergamon Press. Oxford, Reino Unido.
- Kudakasseril Kurian, J., Raveendran Nair, G., Hussain, A. y Vijaya Raghavan, G.S. 2013. Feedstocks, logistics and pre-treatment processes for sustainable lignocellulosic biorefineries: A comprehensive review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 25: 205-219.
- Kutzner, H.J. 2000. Microbiology of composting. En: *Biotechnology, A multi-volume comprehensive treatise* (Klein, J., Winter, J. Eds), vol. 11c, *Environmental Processes III*, 2nd Ed., pp. 518. John Wiley and Sons, Inc.
- Ladisich, M.R., Lin, K.W., Voloch, M. y Tsao, G.T. 1983. Process considerations in the enzymatic hydrolysis of biomass. *Enzyme Microb. Technol.* 5: 82-102.
- Leonowicz, A., Matuszewska, A., Luterek, J., Ziegenhagen, D., Wojtas-Wasilewska, M., Cho, N. y Hofrichter, M. 1999. Biodegradation of Lignin by White Rot Fungi. *Fungal Gen. Biol.* 27: 175-185.
- López, M.J. y Boluda, R. 2011. Residuos agrícolas. En: *Compostaje* (Moreno, J. y Moral, R. Eds.) pp. 489-518. Mundi Prensa, Madrid.
- López, M.J., Elorrieta, M.A., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., Moreno, J. 2002. The effect of aeration on the biotransformation of lignocellulosic wastes by white rot fungi. *Bioresour. Technol.* 81: 123-129.
- López-González, J.A., López, M.J., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., Jurado, M. y Moreno, J. 2013. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. *Bioresour. Technol.* 146: 574-584.
- Lynch, J.M. 1992. Substrate availability in the production of composts. En: *Proceedings of the International Composting Research Symposium* (Hoitink, H.A.J. y Keener, H., Eds.), pp. 24-35. The Ohio State University Press. Columbia, Estados Unidos.
- Marfa, O., Tort, J.M., Olivella, C., Cáceres, R. y Martínez, F.X. 1998. Cattle manure compost as substrate II. Conditioning and formulation of growing media for cut flower cultures. *Acta Horticulturae* 469: 305-312.
- Martínez, F.X. 2006. Gestión y tratamiento de residuos agrícolas. *infoAgro.com*. http://www.infoagro.com/hortalizas/residuos_agricolas.htm.
- Misra, D.K. 1993. Cereal Straw. Pulp and paper manufacture. Vol 3. *Secondary Fibers and Non Wood Pulping*. Joint Text book Committee of the paper Industry, Atlanta. 82-98.
- Montgomery, R. 2004. Development of biobased products. *Bioresour. Technol.* 91: 1-29.
- Moreno, J. 2005. *Compostaje*. En: *Biotecnología y Medio ambiente* (Marín, I., Sanz, J.L., Amils, R. Eds.). Ephemera, Madrid.
- Moreno, J. y Moral, R. (Eds.) 2008. *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Moreno, J. y Mormeneo, S. 2011. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: *Compostaje* (Moreno, J. y Moral, R., Eds), pp. 111-140. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

- Navarro, J. 1995. Residuos orgánicos y agricultura. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante, España.
- Oggiano, N., Angelini, L.G. y Cappeletto, P. 1997. Pulping and paper properties of some fiber crops. *Ind. Crops Products* 7: 59-67.
- Ohmiya, K., Sakka, K., Kimura, T. 2005. Anaerobic bacterial degradation for the effective utilization of biomass. *Biotechnol. Bioprocess Eng.* 10: 482-493.
- Otero, L. 1998. Residuos sólidos urbanos. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Unidades temáticas ambientales. Dirección General del Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Paino, V., Peillex, J.P., Montlahuc, O., Cambon, A. y Bianchini, J.P. 1996. Municipal tropical compost: effects on crops and soil properties. *Compost Sci. Util.* 4: 62-69.
- Paul, E. y Clark, F. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*, 2ª ed. Academia Press. Londres, Reino Unido.
- Pera, A., Vallini, G., Sireno, I. y Biachin, M.L., de Bertoldi, M. 1983. Effects of organic matter on rhizosphere microorganisms and root development of sorghum plants in two different soils. *Plant Soil* 74: 3-18.
- Reddy, N. y Yang, Y. 2005. Biofibers from agricultural byproducts for industrial applications. *Trends Biotechnol.* 23: 22-27.
- Reguant, J. y Rinaudo, M. 2000. Fibras Lignocelulosicas. En: *Iniciación a la Química et a la Químico-Física de Macromoléculas*, Volumen 13. Les polímers naturals: Estructura, modificacions, aplicacions. Grup Francès d'Estudis i d'Aplicacions dels polímers, França.
- Reid, I.D. 1995. Biodegradation of lignin. *Can. J. Botany* 37: 1011-1018.
- Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., Pera, A., de Bertoldi, M. 1986. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. *Waste Manag. Res.* 4: 387-396.
- Rodríguez, M.S., López-Real, J.M. y Lee, H.C. 1994. Composted organic wastes for spring wheat (*Triticum aestivum*, cv Canon) production. En: *Proceedings of the Third Congress of the European Society for Agronomy* (Borin, M. y Sattin, M., Eds.). Padova, Italia.
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., de Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H. y Swings, J. 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Ann. Microbiol.* 53: 349-410.
- Rynk, R. 2003. The art in the science of compost maturity. *Compost. Sci. Util.* 11: 94-95.
- Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., García, D. y Roig, A. 2002. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. *Biodegradation* 13: 361-371.
- Saña, J., Soliva, M., Cucurull, D. y Lumbreras, F. 1987. El compostatge: procés, sistemes i aplicacions. *Quaderns d'ecologia aplicada*, núm. 11. Diputació de Barcelona, Servei del Medi Ambient, Barcelona.
- Sasaki, H., Yano, H., Sasaki, T. y Nakai, Y. 2005. A survey of ammonia-assimilating micro-organisms in cattle manure composting. *J. Appl. Microbiol.* 99: 1356-1363.
- Sjöström, E. 1981. *Wood Chemistry. Fundamentals and applications*. Academic Press. London.
- Soliva, M. 2001. *Compostatge i gestió de residus orgànics*. Estudis i Monografies 21. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient. Barcelona.

- Soliva, M., López, M. y Huerta, O. 2008. Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje. En: *Compostaje* (Moreno, J. y Moral, R., Ed.), pp. 75-92. Mundi Prensa, Madrid.
- Stewart, D., Azzini, A., Hall, A., Morrison, I. 1997. Sisal Fibers and their constituent non-cellulosic polymers. *Ind. Crops Products* 6: 17-26.
- Stoffella, P.J. y Kahn, B.A. 2005. Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J. y Moreno, J. 2007. Effect of horticulture waste composting on infected plant residues with pathogenic bacteria and fungi. Integrated and localized sanitation. *Waste Manag.* 27: 886-892.
- Suler, D.J. y Finstein, M.S. 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Appl. Environ. Microbiol.* 33: 345-350.
- Sullivan, D.M. y Miller, R.O., 2001. Compost quality attributes, measurements, and variability. En: *Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems* (Stoffella, P.J., Kahn, B.A., Eds.), pp. 97-120. Lewis Publishers, New York.
- Tian, G., Kang, B.T. y Brussard, L. 1992. Biological effects of planta residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions-decomposition and nutrient release. *Soil Biol. Biochem.* 24: 1051-1060.
- Tiquia, S.M. y Tam, N.F.Y. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environ. Pol.* 110: 535-541.
- Tognetti, C., Mazzarino, M.J. y Laos, F. 2007. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresour. Technol.* 98: 1067-1076.
- Tolón Becerra, A. y Lastra Bravo, X. 2010. La agricultura intensiva del poniente almeriense. Diagnóstico e instrumentos de gestión ambiental. *Revista Electrónica de Medio Ambiente UCM*, 8: 18-40. (<http://www.ucm.es/BUCM/revistas/ghi/18863329/articulos/MARE1010120018A.PDF>)
- Tomati, U., Madejon, E., Galli, E. 2000. Evolution of humic acid molecular weight as an index of compost stability. *Compost. Sci. Util.* 8: 108-115.
- Tremier, A., de Guardia, A., Massiani, C., Paul, E. y Martel, J.L. 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be cocomposted. *Bioresour. Technol.* 96: 169-180.
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A. y Itävaara, M. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresour. Technol.* 72: 169-183.
- US Department of Agriculture and US Composting Council (2001). *Test Methods for the Examination of Composting and Compost*. US Composting Council. Bethesda, MD, Estados Unidos.
- Van der Plank, J.E. 1963. *Disease: Epidemics and control*. Ed. Academic Press. Nueva York, Estados Unidos.
- Vargas García, M.C., Suárez Estrella, F., López, M.J. y Moreno, J. 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Manag.* 30: 771-778.
- Vargas-García, Suárez-Estrella, F., López, M.J. y Moreno, J. 2006. Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes. *Proc. Biochem.* 41: 1438-1443.

- Verdonck, O. 1988. Composts from organic waste materials as substitutes for the usual horticultural substrates. *Biol. Wastes* 26: 325-330.
- Wong, J.W.C., Fang, M., Li, G.X. y Wong, M.H. 1997. Feasibility of using coal ash residues as co-composting materials for sewage sludge. *Environ. Technol.* 18: 563-568.
- Wong, M.H., 1985. Phytotoxicity of refuse compost during the process of maturation. *Environ. Pollut. Ser. A* 37, 159-174.
- Wu, L. y Ma, L.Q., 2002. Relationship between compost stability and extractable organic carbon. *J. Environ. Qual.* 31: 1323-1328.
- Wu, L., Ma, L.Q. y Martínez, G.A. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.* 29: 424-429.
- Zeikus, J.G. 1982. Lignin metabolism and the carbon cycle. En: *Advances in Microbial Ecology* (Alexander, M. Ed.), Vol. 5, pp. 211-243. Plenum Press, Nueva York, Estados Unidos.
- Zeng, G., Huang D., Huang, G., Hu, T., Jiang, X., Feng, C., Chen, Y., Tang, L. y Liu, H. 2007. Composting of lead-contaminated solid waste with inocula of white-rot fungus. *Bioresour. Technol.* 98: 320-326.
- Zhu, N.W. 2006. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Biores. Technol.* 97: 1870-1875.
- Zucconi, F. y de Bertoldi, M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: *Compost: Production, Quality and Use* (de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F., Eds.), pp. 30-50. Elsevier Applied Science, Essex, Reino Unido.