



Estudio de parámetros de calidad en materiales de naturaleza orgánica con potencial uso en agricultura

— Tesis Doctoral de la Universidad Miguel Hernández de Elche —

Carmen Torrecillas Martínez

**Universidad Miguel Hernández de Elche
Escuela Politécnica Superior de Orihuela
Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente**

2015

Estudio de parámetros de calidad en materiales de naturaleza orgánica con potencial uso en agricultura

Study of quality parameters in materials of organic nature with potential use in agriculture

Tesis presentada por: Carmen Torrecillas Martínez

Para optar al título de doctor

Directores: Aurelia Pérez Espinosa

Concepción Paredes Gil

María de los Ángeles Bustamante Muñoz

Se autoriza la reproducción del contenido de esta tesis, siempre y cuando se cite la fuente.
Impreso en España / Printed in Spain.



Dr. Ignacio Gómez Lucas, Director del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche,

CERTIFICA

Que la Tesis Doctoral titulada **“Estudio de parámetros de calidad en materiales de naturaleza orgánica con potencial uso en agricultura”**, presentada por **Dña. Carmen Torrecillas Martínez**, ha sido realizada en el Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

El presente ejemplar ha sido revisado por el profesor que certifica

Fdo. Dr. Ignacio Gómez Lucas

Profesor Titular de Edafología y Química Agrícola

Elche, 15 de Junio de 2015

Esta memoria ha sido presentada por **Dña. Carmen Torrecillas Martínez**, Licenciada en Farmacia, para optar al grado de Doctor por la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Fdo. Carmen Torrecillas Martínez

Esta Tesis Doctoral ha sido dirigida por la **Dra. Aurelia Pérez Espinosa**, profesora Titular de Universidad, la **Dra. Concepción Paredes Gil**, profesora Titular de Universidad y por la **Dra. María de los Ángeles Bustamante Muñoz**, profesora Ayudante Doctor, pertenecientes al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Dra. Aurelia Pérez Espinosa

Profesora Titular de Edafología y
Química Agrícola de la Universidad
Miguel Hernández de Elche

Dra. Concepción Paredes Gil

Profesora Titular de Edafología y
Química Agrícola de la Universidad
Miguel Hernández de Elche

Dra. María de los Ángeles Bustamante Muñoz

Profesora Ayudante Doctor de Ingeniería
Química de la Universidad Miguel Hernández
de Elche

Elche, 15 de Junio de 2015

Agradecimientos

Para comenzar, me gustaría agradecer a mis directoras, la Dra. Aurelia Pérez Espinosa, la Dra. Concepción Paredes Gil y la Dra. M^a Ángeles Bustamante Muñoz, el haber hecho posible la realización de esta tesis con su apoyo y dedicación a lo largo de todos estos años, así como la imprescindible ayuda que me han brindado durante todo este tiempo.

Además, me gustaría agradecer también al resto de profesores del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, al Dr. Raúl Moral Herrero, la Dra. M^a Dolores Pérez Murcia y al Dr. Joaquín Moreno Caselles, por su amabilidad y disposición.

A continuación, quiero dar las gracias a mis compañeros de laboratorio, ya doctores, Luis Gálvez, Enrique Agulló y Eva María Medina por hacerme tener unas agradables jornadas de trabajo y por toda esa ayuda que me han prestado.

También he de agradecer a mis compañeros de trabajo de la Dirección General de Salud Pública, sobre todo a Pilar, Leti, Gemma, Inés, Jose, Silvia y Paco, por sus ánimos y apoyo, y por demostrarme que el trabajar duro puede ser también muy divertido. Así como a todos aquellos compañeros y amigos que me han ayudado en los momentos difíciles.

Me gustaría acabar agradeciendo a mi familia la complicidad que me ofrece en mis proyectos. Gracias a Paco, a mi suegra Mary, a mi padre, a mi hermano y, sobre todo, a mi madre, por enseñarme lo que de verdad importa. Gracias a Jose, por ese apoyo incondicional y gracias a mis hijos, a los que espero aportar algo en sus vidas.



“La verdad es sólo una pequeña parte de otra gran verdad”

A los míos...

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Residuos orgánicos de aplicación agrícola.....	2
1.1.1 Residuos agrícolas.....	5
1.1.2 Residuos ganaderos.....	7
1.1.3 Residuos agroindustriales.....	11
1.1.3.1 Residuos procedentes de la industria vitivinícola.....	12
1.1.3.2 Residuos de la industria de obtención del aceite.....	17
1.1.3.3 Residuos de la industria de procesados vegetales.....	21
1.1.4 Lodos de depuradora.....	25
1.2. La materia orgánica en los sistemas agrícolas.....	31
1.2.1 Definición y composición de la materia orgánica.....	31
1.2.2. Interacciones suelo-planta-materia orgánica.....	34
1.2.3. Factores limitantes asociados al uso de la materia orgánica en el suelo.....	36
1.3. Compostaje.....	37
1.3.1. Proceso de compostaje.....	37
1.3.2. Sistemas de compostaje.....	41
1.3.3 Madurez y estabilidad del compost.....	42
1.3.4 Valorización agrícola de los compost y normativa asociada.....	46
2. OBJETIVOS.....	51
3. PUBLICACIONES.....	53
3.1. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial waste.....	54
3.2. Study of the organic fraction in biosolids.....	63
4. RESUMEN DE RESULTADOS, DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	75
5. BIBLIOGRAFÍA.....	89



1. Introducción

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Residuos orgánicos de aplicación agrícola

En los últimos años, coincidiendo con el desarrollo económico, se ha incrementado la generación de residuos orgánicos hasta tal punto que resulta de vital importancia llevar a cabo una adecuada gestión y valorización de dichos residuos, con el fin de prevenir y limitar, en la medida de lo posible, incidencias negativas para el medio ambiente y para la salud humana. Con este fin, se avanza legislativamente y el 28 de Julio de 2011 entraba en vigor la nueva Ley 22/2011 de Residuos y suelos contaminados, que transpone la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 19 de Noviembre de 2008 sobre residuos (DOUE, 2008), comúnmente llamada directiva *marco* de residuos. En dicha Ley se establece el concepto «residuo» como cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o tenga la intención o la obligación de desprenderse.

Todos los residuos están catalogados en la Lista Europea de Residuos (LER). El Ministerio de Medio Ambiente mediante la orden MAM/304/2002 publicó la Lista Europea de Residuos, que clasifica los residuos en 20 apartados, en función de su origen. Esta lista se revisa de forma periódica para actualizarla en función de resultados posteriores de investigación. La Directiva formula una nueva jerarquía de residuos que explicita el orden de prioridad en las actuaciones en la política de residuos:

- 1) PREVENCIÓN: entendida como el conjunto de medidas adoptadas antes de que un producto se convierta en residuo, para reducir tanto la cantidad y contenido en sustancias peligrosas, así como los impactos adversos de los residuos generados sobre la salud humana y en el medio ambiente.
- 2) PREPARACIÓN PARA LA REUTILIZACIÓN: consiste en la comprobación, limpieza o reparación de los residuos para la reutilización de éstos o sus componentes.
- 3) RECICLADO: entendido como toda operación de valorización mediante la cual los materiales de residuos son transformados de nuevo en productos, materiales o sustancias, tanto si es con la finalidad original como con cualquier otra finalidad. Incluye la transformación del material orgánico, pero no la valorización energética ni la transformación en materiales que se vayan a usar como combustibles o para operaciones de relleno.
- 4) OTROS TIPOS DE VALORIZACIÓN, como la energética.

5) ELIMINACIÓN DE RESIDUOS: consiste en cualquier operación que no sea la valorización, incluso cuando la operación tenga como consecuencia secundaria el aprovechamiento de sustancias o energía. En el anexo I de esta Directiva se recoge una lista no exhaustiva de operaciones de eliminación.

La Ley 22/2011 propone que se desarrollen planes y programas de gestión de residuos a nivel nacional, autonómico y local. A nivel nacional existe el Plan Nacional Integral de Residuos 2008-2015 (PNIR), en el cual se detallan los objetivos marcados y las medidas necesarias para cumplirlos. Respecto al tema de reciclaje, la recogida selectiva es un elemento esencial, por lo que este Plan incide de forma especial en esta etapa y se pretende incrementar notablemente la cantidad de fracción orgánica recogida selectivamente para ser empleada en compostaje.

Por Comunidades Autónomas también existen planes específicos. En concreto, en la Comunidad Valenciana el nuevo Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana (PIRCV), aprobado en el 2013 (Decreto 81/2013, de 21 de junio, del Consell, de aprobación definitiva del Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana) apuesta por la valorización energética de residuos y prevé la construcción de plantas incineradoras. Este decreto aprueba de forma definitiva el nuevo PIR, que actualiza el de 1997 (modificado en 1999).

Una de las formas de mejorar la fertilidad del suelo se realiza mediante la incorporación de diferentes enmiendas orgánicas, procedentes de materiales carbonados de origen vegetal o animal, lo cual fundamentalmente permite mantener o aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, mejorando así sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

La naturaleza de los materiales aportados también determina el efecto de la adición de la enmienda sobre la potencial reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, ya que la presencia de fracciones resistentes a la descomposición en este tipo de enmiendas contribuye al secuestro del carbono, y por tanto, a la reducción de emisiones de CO₂ de naturaleza edáfica (Fabrizio y col., 2009). Una enmienda orgánica es cualquier sustancia o producto orgánico capaz de modificar o mejorar las propiedades y las características físicas, químicas, biológicas o mecánicas del suelo. Las diferentes fuentes de materia orgánica son (Bernal y Gondar, 2008):

- *Turba*: material natural producido por la degradación natural prolongada de residuos vegetales. Contiene hasta el 98% de materia orgánica y es muy rico en sustancias húmicas. Las turbas de buena calidad tienen un elevado coste, y además tienen unas limitaciones ambientales, sobre todo en países con escasez de reservas de turba, como es España, por lo que la utilización de residuos como enmienda orgánica supone una solución a estas limitaciones.
- *Residuos agrícolas*: se producen principalmente en los cultivos intensivos, en las etapas de cosecha y procesado.
- *Residuos ganaderos (estiércoles y purines)*: el estiércol es la mezcla de deyecciones sólidas y líquidas con la cama de paja del ganado estabulado. Cuando el residuo es recogido en forma semisólida, sin la presencia de cama, se llama purín.
- *Lodos de depuradora*: denominados también biosólidos, se refiere al producto final del tratamiento biológico de las aguas residuales municipales. Las nuevas técnicas de depuración de aguas residuales y posterior estabilidad de los lodos han permitido obtener biosólidos con mayor calidad para su uso agrícola.
- *Residuos sólidos urbanos*: su uso está limitado por la presencia de metales pesados y compuestos orgánicos potencialmente tóxicos, pero la mejora de los procesos de separación en origen y el procesado individualizado de los residuos en las plantas de tratamiento han permitido la producción de enmiendas de gran calidad que pueden ser utilizadas con gran seguridad en los suelos.
- *Residuos de la industria agroalimentaria*: este sector de producción tiene una gran importancia en los países mediterráneos, lo cual supone que se generan grandes cantidades de subproductos y residuos. En los países mediterráneos y especialmente, en España, entre las industrias agroalimentarias más importantes se encuentran la industria productora de aceite de oliva, la industria vitícola y alcoholera asociada, y la industria de procesado de vegetales. Muchos de los residuos producidos se utilizan como materiales de partida para la elaboración de compost.
- *Compost*: es el resultado de la transformación aerobia controlada de residuos orgánicos, que es utilizado como enmienda orgánica para el suelo.

La adición de enmiendas orgánicas contribuye a la minimización de los daños ocasionados en el suelo y al retorno de su capacidad para seguir generando riqueza (Senesi y Plaza, 2007). No obstante, los materiales orgánicos utilizados deben tener un adecuado grado de estabilidad y madurez, ya que la incorporación al suelo de residuos orgánicos frescos puede ocasionar diversos efectos no deseados,

entre los que cabe destacar la incorporación al suelo de sustancias de naturaleza fitotóxica, que puedan inhibir la germinación de las semillas y/o afectar al crecimiento vegetal, la dispersión de agentes patógenos, la inmovilización del nitrógeno en el suelo, la limitación del oxígeno disponible por las raíces o el incremento de los niveles térmicos en la rizosfera, entre otros efectos adversos (Pascual y col., 1998; Baddi, 2004; Thermorshuizen y col., 2004; Hanifi y Hadrami, 2008).

1.1.1. Residuos agrícolas

La agricultura representa una actividad económica muy importante en muchos países del mundo y genera grandes cantidades de residuos. Los distintos residuos generados se pueden clasificar en función de la etapa en la que se producen; así, existen residuos de campo o restos de cosecha (paja, tallos, vainas y hojas) y residuos del procesado (cáscara, mazorca y bagazo, entre otros).

La mayor parte de los residuos vegetales generados corresponden a los cultivos de cereales, tanto a nivel mundial, en la UE, así como en España (Tabla 1). Los cultivos que le siguen a éstos en producción de restos vegetales serían los oleaginosos, en el ámbito mundial y nacional. Los cultivos hortícolas y frutícolas son los segundos con mayor producción de residuos a nivel europeo. Respecto a la evolución en el tiempo de la producción de residuos vegetales, en general, se ha visto un aumento de la producción de estos residuos a nivel mundial y europeo. Sin embargo, en los últimos años, a nivel nacional se ha producido sólo un aumento apreciable en la producción de residuos procedentes de cultivos oleaginosos. El resto de tipos de cultivo han tenido una reducción en la producción de residuos, o su producción no ha cambiado prácticamente en el tiempo.

Los residuos agrícolas pueden eliminarse mediante una incineración sin recuperación de energía o en vertederos, lo que supone una pérdida de biomasa y una contaminación atmosférica, por lo que es más viable la opción de su reciclado y/o recuperación. Los residuos de cultivos de cereales se utilizan con frecuencia en ganadería para la alimentación animal, y en la cama del ganado; en aplicación directa como biofiltros, en el cultivo del champiñón o como combustible; en el abonado directamente o tras tratamiento biológico, mediante la preparación de composts; y para la fabricación de biocombustibles, como bioetanol, biohidrógeno, biodiesel o biogás, así como otros bioproductos.

Tabla 1. Cantidad de residuos vegetales generados de los principales cultivos de cada tipo, estimados mediante la relación residuo producido/producción de cultivo y la producción total (López y Boluda, 2008; Bernal y Gondar, 2008; FAO, 2014).

Cultivo	2007	2008	2009	2010	2011
<i>Producción mundial de residuos (x 10³ toneladas)</i>					
Cereales	4538156	4843553	4802203	4818684	5031381
Hortícolas y Frutícolas	426541	337502	345110	345214	392073
Oleaginosos	1210513	1256254	1211641	1381324	1419695
Otros	28562	29662	29863	29895	30874
<i>Producción de residuos de la Unión Europea (x 10³ toneladas)</i>					
Cereales	418549	513597	481045	463687	485015
Hortícolas y Frutícolas	127345	115518	127467	116881	130279
Oleaginosos	64279	68674	73123	72410	74373
Otros	339	354	338	308	293
<i>Producción de residuos de España (x 10³ toneladas)</i>					
Cereales	36730	36174	28098	29961	34041
Hortícolas y Frutícolas	8029	7659	7997	7410	7840
Oleaginosos	8942	8288	8548	9825	10776
Otros	35	37	37	39	39

La producción de residuos vegetales derivados de la propia actividad agrícola es considerable. Una práctica que podría contribuir a paliar el déficit húmico de nuestros suelos es la incorporación de estos subproductos, que podrían aumentar el nivel de materia orgánica del suelo y su fertilidad (López y Boluda, 2008).

Los residuos verdes de plantas no leguminosas, como las hortícolas, son susceptibles de ser empleados de forma casi inmediata como abono. Deben ser triturados y secados previamente, lo que facilita su fermentación rápida y posterior aplicación. Hay que tener en cuenta que la horticultura intensiva produce una considerable cantidad de biomasa que debe ser aprovechada.

Por otra parte, destaca de manera notable que los restos de cereales presentan una mayor relación C/N, lo que se puede interpretar como que precisarán nitrógeno extra para su

mineralización; en cambio, hay que resaltar que los residuos de hortícolas suelen presentar una relación C/N más baja, corroborando este hecho que, después de un secado y triturado, su aplicación a los suelos pueda realizarse de forma inmediata. Los residuos de cosechas pueden aportar, tras un proceso adecuado de humificación, es decir, de descomposición y formación de sustancias húmicas, una cantidad importante de humus beneficioso para el suelo (Martínez, 2006). En general, el gran problema que pueden plantear estos residuos es su elevada relación C/N, que puede ser en parte paliada si se complementa con la presencia de N inorgánico.

Se ha comprobado que la adición de estos residuos produce efectos beneficiosos sobre otras propiedades del suelo, como la capacidad de retención hídrica y la de intercambio catiónico. Ambas son favorecidas por este tipo de práctica (abonado con restos de cosechas), destacando la disminución del riego realizado en posteriores etapas de cultivo y consiguiente ahorro de agua (, 2006). Curiosamente, en zonas donde se padecen situaciones de deficiencia hídrica, se poseen suelos con bajos contenidos en materia orgánica, como en el sureste de España. Los residuos agrícolas pueden someterse además a tratamiento físico-químico y de extracción de productos químicos útiles para las industrias alimentaria, química, agroquímica, cosmética, farmacéutica, textil y papelera.

1.1.2. Residuos ganaderos

La actividad ganadera aporta en España un 39 % de la Producción Final Agraria y tiene, en el conjunto de la UE, mayor peso relativo que en España, donde aporta más del 50 % de la Producción Final Agraria. Nuestro país aporta de media el 15,8 % de la producción ganadera de la UE-15, porcentaje inferior al correspondiente a la producción agrícola. En España se produce el 7,6 % del ganado bovino, el 13,7 % de las aves, el 18,0% de ganado porcino y el 24,6 % del ganado caprino y ovino en comparación con la producción de este tipo de animales en Europa (Tabla 2).

El ganado vacuno y el equino son los que mayor producción de residuos frescos generan en las explotaciones ganaderas. Por otro lado, la contribución del ganado vacuno en la producción total de residuo sólido en España es pequeña en comparación con otros países europeos. Según el Anuario de Estadística del Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente (2013), los efectivos ganaderos de las principales especies de nuestro país fueron, en miles de animales, de 5697 (bovino), 16119 (ovino), 2610 (caprino) y 25495 (porcino). En la Tabla 2., se muestran los efectivos y

producciones ganaderas de España y Europa, así como el porcentaje que representa España respecto al total de Europa.

Tabla 2. Efectivos y producciones ganaderas en UE-15. Participación de España
(Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2011).

Efectivos y producciones	Unidades (miles)	UE-15	España	% España en UE-15
<u>Efectivos:</u>				
Bovinos	nº animales	59747	6291	7,61
Caprinos y Ovinos	nº animales	108131	26591	24,59
Porcinos	nº animales	124287	22418	18,04
Aves (2)	nº animales	305266	41718	13,67
<u>Producciones:</u>				
Leche de vaca (1)	Miles de t	114680	5685	4,96
Huevos (3)	Docenas .10 ³	5337	820000	11,47
<u>Carne:</u>				
Bovinos	Miles de t	7697	679	8,82
Ovinos y Caprinos	Miles de t	1120	239	21,34
Porcinos	Miles de t	17990	2892	16,08
Aves	Miles de t	8268	1001	12,11

(1) Recogida en la industria.

(2) Gallinas ponedoras.

(3) Huevos de consumo e incubación.

Tradicionalmente, los residuos ganaderos se han utilizado en la agricultura como abono por su elevado valor fertilizante y su naturaleza mayoritariamente sólida. Sin embargo, la intensificación de la cría de ganado ha modificado localmente las cantidades y la naturaleza de los efluentes producidos. La carga de ganado y la producción de deyecciones líquidas (estiércol licuado) son tales que la capacidad de absorción de las tierras en determinadas zonas sometidas a intensificación ganadera está rebasada.

La intensificación ganadera conlleva una mayor concentración de animales en una zona reducida del territorio, lo que ha supuesto el cambio de tener unas explotaciones que utilizaban el estiércol producido en la explotación como fertilizante natural en los campos de cultivo, en un marco de equilibrio entre ganadería y agricultura, a ocasionar en determinadas ocasiones un problema claro de gestión de estos materiales.

La acumulación de estiércol en áreas determinadas de ganadería intensiva genera problemas como la emisión de malos olores, lixiviación a aguas subterráneas y superficiales, contaminación del suelo por aplicación de dosis excesivas, e incluso riesgo de enfermedades para los animales y para la salud humana (Burton y Turner, 2003). Esos excedentes de estiércol licuado plantean problemas ecológicos sobre todo en los países del norte de Europa. Además del problema de la cantidad producida, también se añaden problemas de almacenaje adecuado y suficiente, sistemas de transporte y dispersión sobre los campos, lo que provoca una contaminación de las aguas, bien por el vertido incontrolado directo, bien por un uso agrícola excesivo o inadecuado que conlleva a la contaminación difusa a través del agua de lluvia. En ambos casos la contaminación puede afectar tanto a las aguas subterráneas como a las superficiales. En las Tablas 3 y 4 se muestran las principales características de los principales tipos de residuos ganaderos.

La gestión de los residuos ganaderos es compleja. En la mayoría de los casos, la gestión de los residuos ganaderos se puede agrupar en función de su estado físico. Los residuos sólidos o estiércoles poseen un valor añadido que permite su comercialización al tratarse de un material apreciado para su incorporación directa al suelo, así como para su uso tras someterse a compostaje. La cantidad y calidad de un compost producido a partir de un residuo ganadero depende fundamentalmente del nivel de producción de residuos de los animales, la disponibilidad de espacio, el tipo y la cantidad de materiales ricos en carbono (paja, restos de poda y otros) utilizadas para adecuar la relación C/N que facilite el compostaje, así como otro tipo de factores condicionan mucho la naturaleza del compost final obtenido.

De forma general, la degradación aeróbica del estiércol sólido, que se produce durante el proceso de compostaje, ocasiona pérdidas de elementos como agua, carbono y nitrógeno. El nitrógeno se pierde bajo la forma de amoníaco y el carbono bajo la forma de dióxido de carbono. El comportamiento y contenido del agua en el residuo sólido fresco puede producir que la degradación

de éste se produzca en condiciones aerobias o anaerobias, siendo no aconsejable esta última. Esta incidencia puede condicionar la composición del compost final. En cuanto a la capacidad fertilizante del compost obtenido, dependerá de la concentración de nutrientes para plantas de los estiércoles respecto a materia fresca. La gallinaza es uno de los estiércoles que presentan mayor contenido de macronutrientes (Tablas 3 y 4).

Tabla 3. Composición media de estiércoles de diferentes especies (Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España, MMARM, 2010).

Origen	Humedad (%)	Materia seca (%)	N (kg/t)	P ₂ O ₅ (kg/t)	K ₂ O (kg/t)	MgO (kg/t)	CaO (kg/t)
<i>Vacuno</i>	80-60	20-40	0,3-0,6	0,1-0,4	0,4-1,0	0,1-0,3	0,2-0,3
<i>Porcino</i>	85-65	15-35	0,4-0,7	0,1-0,3	0,6-1,6	0,2-0,3	0,08-0,1
<i>Equino</i>	75-60	25-40	0,4-0,7	0,2-0,3	0,5-0,8	0,2-0,4	0,2-0,3
<i>Ovino</i>	70-60	30-40	0,5-0,7	0,2-0,5	0,5-1,5	0,3-0,4	0,1-0,3

Sin embargo, la elevada presencia de agua asociada a estos residuos (Tablas 3 y 4), hace aconsejable que no se use el contenido de materia fresca como parámetro estimativo del valor fertilizante de los estiércoles sólidos, sino en todo caso expresado sobre materia seca y corregido en el momento de la aplicación con la humedad del estiércol en ese momento.

Tabla 4. Media e intervalo de valores de composición de diferentes tipos de residuos ganaderos (kg/m³ de residuo) (Burton y Turner, 2003).

	Materia seca		Nitrógeno Total		Nitrógeno Amoniacal		Fósforo (P ₂ O ₅)	
	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango
Residuo Líquido/purín								
<i>Vacuno</i>	65	15-123	3,9	2,0-7,0	2,3	1,0-4,9	1,3	0,2-6,0
<i>Porcino</i>	51	15-92	4,8	1,2-8,2	3,5	1,9-6,1	2	0,3-5,0
<i>Avícola</i>	170	10-300	11,1	2,0-18	5,2	1,9-7,8	8,9	0,9-15
Residuo Sólido								
<i>Vacuno</i>	208	140-300	5,3	4,2-8,1	1,2	0,3-2,0	2,4	1,1-4,8
<i>Porcino</i>	243	150-330	6,9	3,5-11	2,2	0,5-6,0	5,6	1,7-15
<i>Avícola</i>	455	220-700	22,5	10,0-58	6,2	2,4-18	16,7	6,2-39

Por otra parte, uno de los factores que va a condicionar el comportamiento del estiércol en el suelo, además de su composición, va a ser su manejo en la aplicación agrícola. Por manejo en este caso entenderemos los pasos que ha seguido el material desde la granja hasta su distribución en el campo. Un mal manejo se va a traducir en:

- Pérdidas de compuestos fertilizantes tales como el amoníaco (por difusión a la atmósfera), de materia orgánica por oxidación en forma de CO_2 y H_2O y de otros nutrientes por lixiviación. Estas pérdidas están relacionadas con factores tales como la temperatura, la humedad y la aireación.
- Incorporación al suelo de semillas y de malas hierbas, pre-digeridas por los animales y se encuentran intactas en las deyecciones.
- Inoculación de determinadas poblaciones de microorganismos patógenos, presentes en las heces, tanto al suelo, como en las aguas de riego subterráneas.
- Fuente de sustancias fitotóxicas para los vegetales, por desequilibrios en la composición mineral, por reacciones unidas a estados de anaerobiosis locales, por exceso de metales pesados, etc.

1.1.3. Residuos agroindustriales

En nuestro país, el sector agroalimentario es clave en los sectores económicos, ocupando un primer lugar en la rama industrial. La industria agroalimentaria es la principal actividad de la industria manufacturera europea, representando el 14,9% de su facturación total y un valor superior a los 1.017.000 millones de euros, lo que supone un incremento del 6,8% respecto al año anterior (Food Drink Europa, 2012). Por otro lado, la industria alimentaria española ocupa el quinto puesto en valor de ventas tras Alemania, Francia, Italia y Reino Unido.

La industria agroalimentaria genera, por su naturaleza predominantemente orgánica, residuos potencialmente susceptibles de ser utilizados en agricultura como enmendantes y/o fertilizantes del suelo. Dentro de este sector industrial, son destacables en nuestro país por su importancia, la industria vitivinícola, la industria de extracción del aceite de oliva y la industria de procesados de vegetales.

1.1.3.1. Residuos procedentes de la industria vitivinícola

La Unión Europea ocupa un lugar preferente en el mercado vinícola mundial: representa el 45% de la superficie vitícola mundial, el 65% de la producción, el 57% del consumo y el 70% de las exportaciones. El sector vinícola en España es uno de los más importantes dentro de la industria agroalimentaria, tanto por su volumen de producción como por el número de establecimientos industriales existentes (OIV, 2014).

España, con la mayor extensión de viñedo de la Unión Europea y del mundo (Figura 1) y con una producción de vino (sin contar mostos) de 33×10^6 hL durante el año 2011, es uno de los principales productores de la Unión Europea, junto con Italia y Francia, así como del mundo (Figura 2).

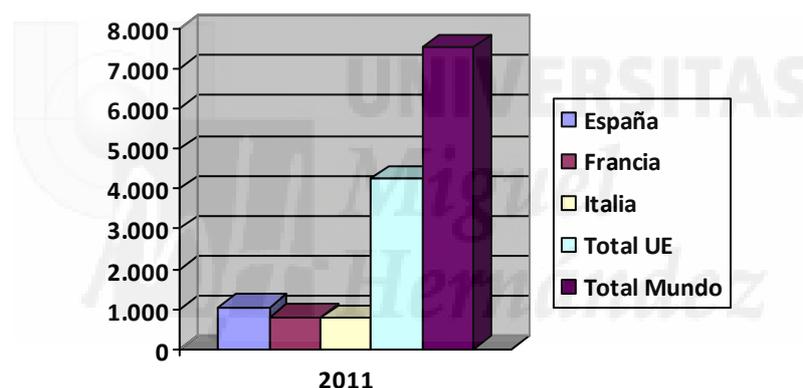


Figura 1. Superficie media de viñedo en el mundo en el año 2011 (en 1000 ha) (OIV, 2015).

Dentro del sector vitivinícola se pueden distinguir dos actividades principales: la elaboración de los vinos, realizada en las bodegas y la elaboración de alcohol vínico a partir de subproductos procedentes de las bodegas, realizadas en las alcoholeras, tal y como establece el Real Decreto 1079/2014, de 19 de diciembre, el cual traspone a la legislación española el Reglamento (UE) Nº 1308/2013.

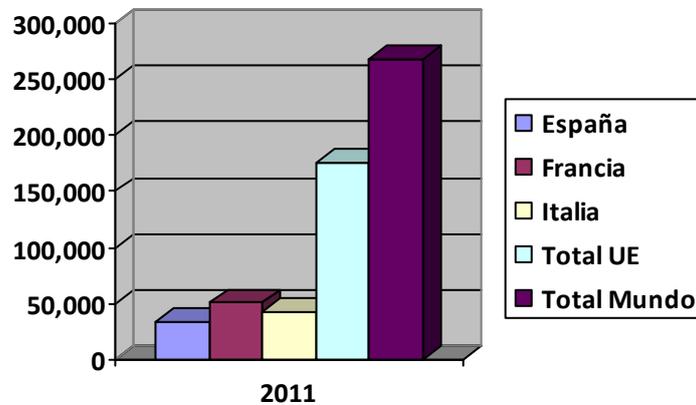


Figura 2. Producción media de vino (sin contar mostos) en el mundo durante 2011 (en1000 hl) (OIV, 2015).

La obtención del vino comienza con la recolección de las uvas, la vendimia, y el proceso a seguir depende del tipo de vino a elaborar (básicamente tinto o blanco). Las características del vino obtenido dependerán básicamente de las condiciones climáticas, la clase de uva y el grado de madurez de la uva, el cual vendrá determinado por el contenido de azúcares, la acidez y la concentración y extractabilidad de los compuestos fenólicos. Una vez recolectada la uva, ya sea a mano o a máquina, es transportada a la bodega. Allí es seleccionada antes de pasar a unas tolvas desde las cuales van a las despalladoras, donde se separa el raspón de los granos de uva, los cuales son estrujados ligeramente en una estrujadora, rompiendo los hollejos de los granos para liberar el jugo (Delteil y col., 2000).

Los procesos de despallado-estrujado son similares para la elaboración de los vinos blancos o rosados que para la de vinos tintos. Sin embargo, los procesos posteriores son diferentes tal y como puede observarse en la Figura 3, que también muestra los diferentes subproductos y residuos generados en las distintas etapas de obtención del vino.

Para la elaboración del vino tinto (vinificación en tinto por maceración tradicional, técnica de Burdeos) las uvas no son sometidas a prensado; después de estrujadas y despalladas, se mantienen en contacto los orujos con el mosto durante el proceso de fermentación (Razungles y col., 2000). En el caso de los vinos rosados, el proceso se puede realizar, o bien mediante el método del sangrado, consistente en extraer una parte del mosto en la primera parte de las etapas de la elaboración del

vino tinto, o mediante el prensado de las uvas tintas para proporcionar color al mosto, para posteriormente seguir el mismo proceso de vinificación que para los vinos blancos.

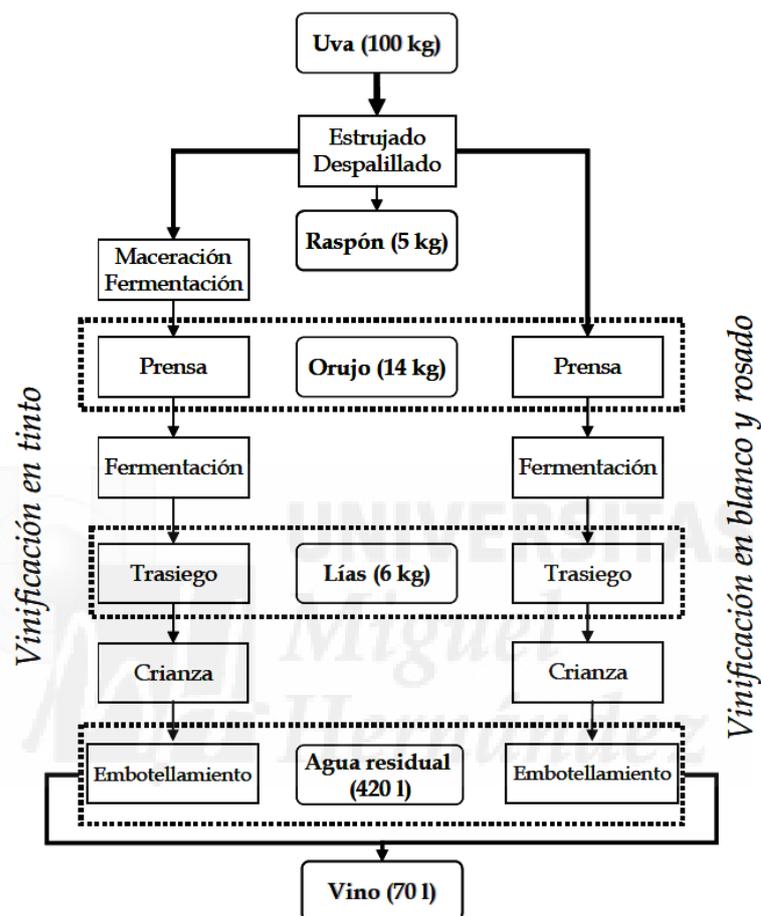


Figura.3 Esquema simplificado de los productos generados durante los procesos de vinificación (Vogt y col., 1986; KEPOS, 2000; Seóanez y col., 2000; Bustamante, 2007).

Los residuos y subproductos generados en la elaboración del vino son todos aquellos productos que se obtienen a lo largo del proceso que sufre la uva desde que entra en la bodega hasta que se transforma en vino. Los residuos líquidos no se producen directamente en la elaboración del vino, sino que se generan en el momento de la limpieza de las bodegas y de sus instalaciones, por lo que son considerados como aguas residuales. Algunos de estos productos son considerados subproductos, como los orujos y las lías, en lugar de residuos, ya que no se comercializan como tales, pero son materias primas para otros procesos productivos distintos, como su aprovechamiento en las alcoholeras, en las cuales se producen a su vez otros residuos. La actividad de las alcoholeras consiste

en recuperar fundamentalmente el alcohol y los tartratos presentes en los orujos, las lías y el vino de excedentes de producción procedentes de las bodegas, obteniéndose un residuo sólido, los orujos, y un residuo líquido, las vinazas de alcoholera. A modo de ejemplo, en el año 2011, España produjo unos 33×10^6 hL de vino (OIV, 2014), como se ha comentado anteriormente, suponiendo una generación de 23.570 t de raspón, 66.000 t de orujo, 28.280 t de lías y $1,98 \times 10^6$ m³ de aguas residuales (OIV, 2014)

A esta gran generación de residuos se unen los problemas de almacenamiento de los mismos debido a que tienen un marcado carácter estacional que está ligado a la actividad de las bodegas (septiembre-noviembre). La composición de los principales *residuos y subproductos sólidos* originados en la industria vinícola y alcoholera es la siguiente:

- *Raspón*: también llamado raspajo, procede del proceso de despallado y estrujado de los racimos de uva que se realiza en la bodega. El peso del raspajo oscila entre el 3 y el 8% del peso de los racimos (López y col., 1994).
- *Orujo*: está constituido por el hollejo o piel del grano de la uva, la pulpa, las simientes o semillas de los mismos y el pedicelo o rabillo del grano de uva. Este subproducto se genera en la etapa de prensado de las uvas para la obtención del mosto. Los constituyentes del orujo se reparten en hollejo (10%), pepitas (7%) y pulpa (83%) (López y col., 1994).
- *Lías*: también llamadas heces o fangos, según la etapa de vinificación en la que se generen. Las lías se definen como el residuo que se deposita en los recipientes que contienen mosto de uva o vino. Este residuo se genera por la precipitación de diferentes compuestos durante el almacenamiento o después de un tratamiento autorizado y después de los procesos de filtración o centrifugación de los productos vitivinícolas anteriores (Reglamento (UE) N° 1308/2013). Por lo tanto, las lías están compuestas por levaduras vivas o muertas y otros microorganismos, además de una amplia serie de otras sustancias como albúmina, pigmentos, sales tartáricas (bitartrato de potasio y tartrato de calcio), así como componentes de la pulpa y las pepitas de la uva. La cantidad de las heces posadas oscila generalmente entre el 3 y el 5% de los jugos de uva o frutas fermentados.

- *Orujo desalcoholizado*: también llamado orujo agotado, es el residuo obtenido del lavado a alta temperatura de los orujos de bodega para la recuperación del alcohol y los tartratos. Contiene una menor cantidad de sales y compuestos orgánicos solubles que el orujo de bodega, quedando estos compuestos en las aguas de lavado, llamada piqueta (Bustamante, 2007).

Por otra parte, los *residuos líquidos* generados en el proceso de elaboración del vino están constituidos por:

- *Aguas residuales de bodega*: proceden de las operaciones de lavado efectuadas en diferentes etapas de la vinificación, son fuente de vertidos orgánicos y ocasionalmente químicos (Chandraraj y Gunasekaran, 2004).
- *Vinazas*: son las aguas residuales obtenidas durante la realización de los procesos realizados en la alcoholera para la obtención del alcohol y los tartratos a partir de los orujos y las lías. Existen tres tipos de vinazas vinícolas: las vinazas de vino, las vinazas de lías y las vinazas de piquetas (Torrijos y Moletta, 2000). Las vinazas de piqueta son producidas después de las vendimias, mientras que las vinazas de lías se generan durante todo el año. Las vinazas de vino son producidas en las destilaciones de vino para obtener aguardientes, así como en las destilaciones de intervención, las cuales son destilaciones de vino aprobadas por la UE (Reglamento (UE) N° 1308/2013) para sostener el mercado vinícola.

Se han propuesto diferentes métodos para el tratamiento y aprovechamiento de las aguas residuales de bodega, como su aplicación directa al suelo, siempre que las características del mismo sean apropiadas (baja permeabilidad, aguas subterráneas profundas, etc.) o métodos físico-químicos de tratamiento, como la evaporación en balsas de forma natural o forzada (Torrijos y Moletta, 2000); métodos biológicos, como la digestión aerobia, métodos de oxidación química y electrodiálisis (Arvanitoyannis y col., 2006b). Sin embargo, estos métodos tienen el inconveniente de la necesidad de grandes extensiones de terreno para la aplicación de este residuo líquido o para la construcción de las balsas de evaporación y en cuanto a los otros métodos propuestos, éstos necesitan por lo general instalaciones y mantenimiento muy costosos y no solucionan el problema completamente debido a que durante el proceso se generan lodos.

Respecto a las vinazas, también existen diferentes métodos para su tratamiento, como la concentración térmica en columnas de destilación o en evaporadores de múltiples efectos y la evaporación natural en balsas y, dentro de los tratamientos biológicos, el más utilizado es la digestión anaerobia (Torrijos y Moletta, 2000).

Respecto a la gestión de los residuos y subproductos sólidos, aparte de la producción de alcohol y tartratos en la alcoholera a partir de los orujos y las lías, existen otras formas de gestión de estos materiales. Los raspones se han utilizado en alimentación animal, como abono orgánico de forma directa (KEPOS, 2000; Bustamante y col., 2008), en la descontaminación de efluentes con metales pesados (Villaescusa y col., 2004) o han sido empleados para la obtención de compost (Ranalli y col., 2001, Bertran y col., 2004, Bustamante y col., 2009).

Por otra parte, los orujos se han empleado para la extracción de productos de alto valor tales como, etanol, sales tartáricas y málicas, ácido cítrico, hidrocoloides y fibras dietéticas (Arvanitoyannis y col., 2006a), la obtención de energía (Arvanitoyannis y col., 2006b) y la producción de aceite a partir de las semillas, empleado en la preparación de margarina, en la fabricación de pinturas al óleo, jabones, etc. (Vogt y col., 1986; Bustamante y col., 2008). Sin embargo, el uso potencial de estos materiales para la producción de diferentes sustancias vendrá condicionado por su valor en el mercado en relación al coste del proceso de obtención del producto.

1.1.3.2. Residuos de la industria de obtención del aceite

El cultivo del olivar y la industria de obtención del aceite de oliva tienen una extraordinaria importancia económica y social en los países de la Cuenca Mediterránea, siendo España el primer productor de aceite de oliva del mundo (Figuras 4 y 5) (FAO, 2014). En 2011, España produjo 1.577.500 millones de t de aceite de oliva (FAO, 2014). Esta actividad genera grandes cantidades de subproductos y/o residuos cuya eliminación constituye uno de los mayores problemas medioambientales en las áreas de producción.

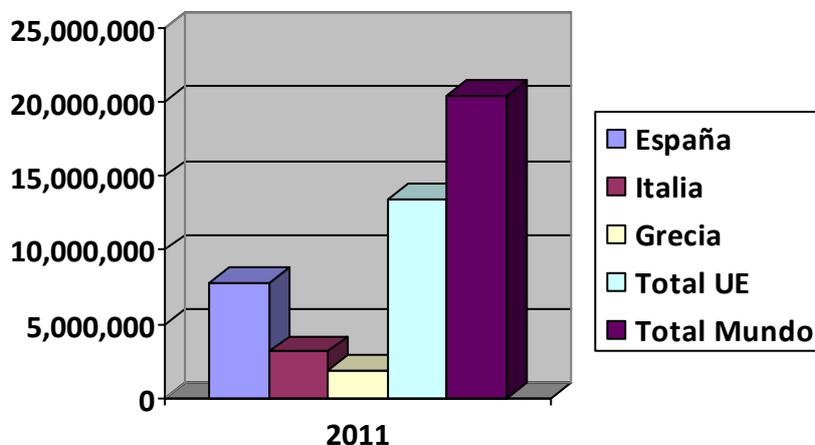


Figura 4. Producción de oliva en el 2011 (en millones de toneladas) (FAO, 2015).

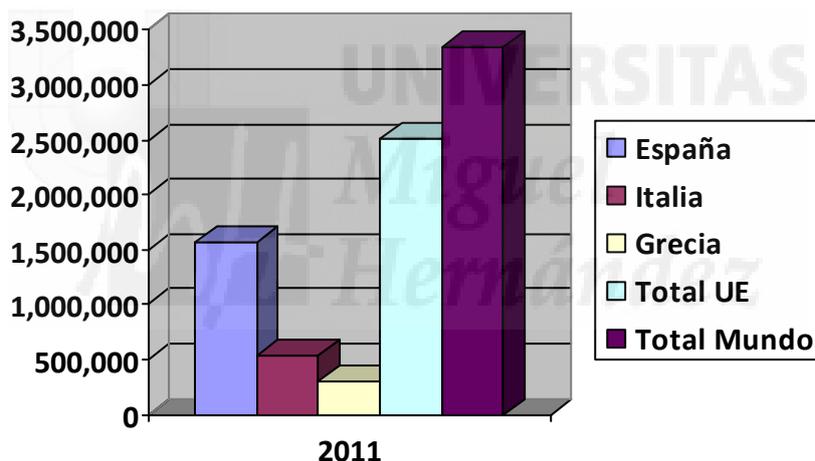


Figura 5. Producción de aceite de oliva virgen en el 2011 (en millones de toneladas) (FAO, 2015).

En los últimos años se ha experimentado un notable auge y avance en el desarrollo tecnológico de los sistemas de extracción de aceite de oliva, pasando de la centrifugación en tres fases a la de dos fases. Estos sistemas evitan la producción de alpechines, generando únicamente un subproducto "orujo 2 fases o alperujo" que presenta un mayor contenido hídrico que los tradicionales orujos de 3 fases (Figura 6). Los orujos de 2 fases son utilizados como materia prima para la extracción del aceite de orujo, tras lo cual se obtiene un nuevo subproducto denominado "orujo seco y extractado".

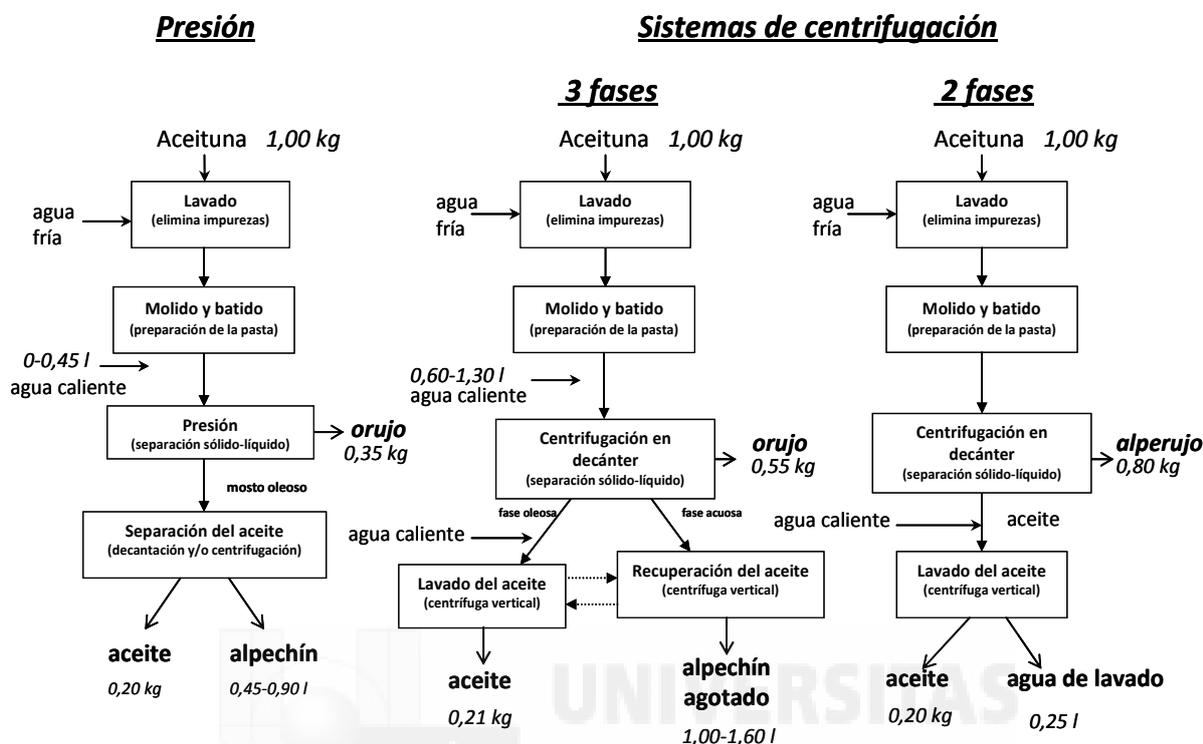


Figura 6. Proceso de elaboración del aceite de oliva (Alburquerque y col., 2004).

Los orujos secos y extractados pueden ser utilizados como combustible, aunque generalmente son depositados en vertederos cercanos a las orujeras, lo que representa un problema medioambiental y económico para esas industrias. Además, esta solución no permite aprovechar las sustancias contenidas en los orujos secos y extractados que pueden tener un gran interés desde un punto de vista agrícola. Por ello, y como alternativa a su abandono en vertedero, se plantea su utilización como abonos o enmiendas del suelo, aunque ello puede plantear problemas debidos a la alta relación C/N (45-50) y a la presencia de sustancias fitotóxicas (grasas, compuestos fenólicos) en esos subproductos; factores que pueden repercutir negativamente en el desarrollo de los cultivos. Por tales motivos y previamente a su aplicación al suelo, los orujos secos y extractados deben ser biotransformados y madurados con objeto que su uso agrícola no plantee problemas. Entre otros, presentan un gran interés los procesos de vermicompostaje (Sainz y col, 2000).

En el sistema actual de obtención de aceite de oliva, mediante centrifugación en dos fases, cuando la aceituna llega a la almazara, se clasifica en función de su calidad y se limpia, lo que ya

genera gran cantidad de residuo. Posteriormente, el acondicionamiento o preparación de la pasta se realiza mediante las operaciones de molienda y batido. A partir de la masa batida, se separa la fase líquida de la sólida mediante centrifugación. En la Figura 6 se muestra los diferentes productos obtenidos según el sistema de extracción de aceite de oliva empleado.

El subproducto mayoritario que se produce en la industria oleícola española es el “alperujo”: Este subproducto tiene un elevado contenido de agua, superior al 56%, lo que le confiere una escasa consistencia como sólido y, junto con su reducido tamaño de partícula, bajo pH y poca presencia de nutrientes, lo hacen poco viable como enmienda orgánica y como material inicial para compostaje, dependiendo su utilización en este proceso de la adición de agentes estructurantes (Alburquerque y col., 2004) (Tabla 5).

Tabla 5. Características del alperujo (Alburquerque y col., 2004).

Parámetros	Media	Intervalo
%Peso Fresco	64.0	55.6-74.5
pH ^a	5.32	4.86-6.45
CE ^a (dSm ⁻¹)	3.42	0.88-4.76
Ash(gKg ⁻¹)	67.4	24.0-151.1
COT(gKg ⁻¹)	519.8	495.0-539.2
C/N	47.8	28.2-72.9
NT(gKg ⁻¹)	11.4	7.0-18.4
P(gKg ⁻¹)	1.2	0.7-2.2
K(gKg ⁻¹)	19.8	7.7-29.7
Ca(gKg ⁻¹)	4.5	1.7-9.2
Mg(gKg ⁻¹)	1.7	0.7-3.08
Na (gKg ⁻¹)	0.8	0.5-1.6
Fe(mgKg ⁻¹)	614	78-1462
Cu(mgKg ⁻¹)	17	12-29
Mn(mgKg ⁻¹)	16	5.39
Zn(mgKg ⁻¹)	21	10.37

^a extracto acuoso 1/10

Se han propuesto diferentes métodos para la valorización y reciclado del alperujo. La alternativa de aprovechamiento energético de los subproductos del olivar está bien afianzada en el sector, al beneficiarse de las primas por la producción de energía eléctrica a partir de fuentes renovables. El aprovechamiento energético contempla la combustión directa, la generación de energía eléctrica, la metanización por procedimientos de digestión anaeróbica y la gasificación (Cegarra y Paredes, 2008). Algunas industrias del sector suelen utilizar la cogeneración en su proceso productivo, bien mediante motor alternativo o turbina de gas, generando de forma simultánea energía eléctrica y térmica y aprovechando esta última en el secado del orujo.

Otras vías alternativas para el aprovechamiento del alperujo se basan en ensayos para evaluar su empleo en alimentación animal (Molina y col., 2001), para aplicación directa al suelo determinando sus efectos sobre las propiedades del mismo (Saviozzi y col., 2001), como enmienda orgánica en el control de la erosión (Giráldez y col., 1999) y como sustrato para la producción de hongos comestibles (Pardo Núñez y López Mondejar, 2001). Igualmente se ha ensayado como sustrato para la obtención de polímeros de origen microbiano (Ramos-Cormenzana y col., 2001) y se ha sometido a procesos biológicos, como el vermicompostaje (Labrador y col., 2001) y el compostaje (Filippi y col., 2002; Baeta-Hall y col., 2005; Albuquerque y col., 2006). En particular, esta última alternativa puede resultar atractiva para zonas geográficas mal comunicadas, con elevados costes de transporte del alperujo hasta las extractoras, y todavía puede serlo más para elaborar abonos orgánicos utilizables en las propias explotaciones de olivo ecológico, ya que éstas soportan los elevados costes derivados de la utilización de abonos producidos a partir de materias primas “limpias” procedentes de explotaciones ecológicas agrícolas y ganaderas.

1.1.3.3. Residuos de la industria de procesados vegetales

La industria de transformados vegetales tiene unas características específicas propias, como son su complejidad debido a la gran variedad de materias primas y técnicas que se utilizan, así como a la diversidad de productos que se elaboran. Dentro de este sector se engloban las industrias que procesan materia prima vegetal mediante cualquier técnica de conservación: esterilización por calor, congelación, desecación, refrigeración, atmósferas modificadas, etc.

Las principales actividades que se incluyen dentro del sector son la fabricación de conservas de frutas y hortalizas, de congelados de frutas y hortalizas y de zumos, concentrados y néctares de frutas y hortalizas (Canales y col., 2006).

La producción extensiva de hortalizas está concentrada en los países del norte de Europa, concentrando los países mediterráneos la producción de derivados del tomate y las conservas de frutas (CEIN, 1998). La producción mundial de frutas y hortalizas durante el año 2010 se situó en aproximadamente $1,64 \times 10^9$ toneladas, generando la Unión Europea generó más de 122×10^6 toneladas, representando Italia y España el 25 y el 23% de dicha producción (FAO, 2012) (Figura 7), por lo que España ocupa un lugar importante dentro de este sector de producción.

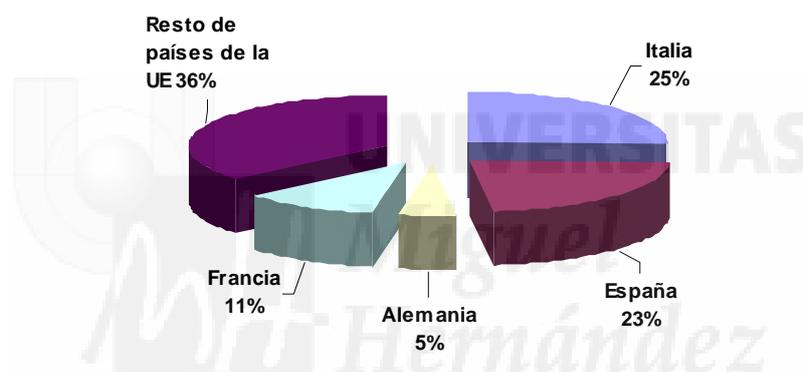


Figura 7. Distribución de la producción de frutas y hortalizas en la UE durante el año 2010 (FAO, 2012).

El sector de los transformados vegetales genera importantes cantidades de residuos orgánicos, los cuales se producen principalmente en las etapas iniciales de acondicionamiento de la materia prima, y dependiendo de la operación, se generarán residuos sólidos (hojas, pieles, semillas, etc.) o bien pueden eliminarse fragmentos de sólidos orgánicos junto con el agua empleada. En la Figura 8 se muestran los diagramas de flujo asociados a los procesos de elaboración de conservas, congelados, zumos y salsas vegetales, en los que se describen los aspectos ambientales, mostrando las entradas de recursos y la generación de emisiones para cada etapa del proceso (Canales y col., 2006).

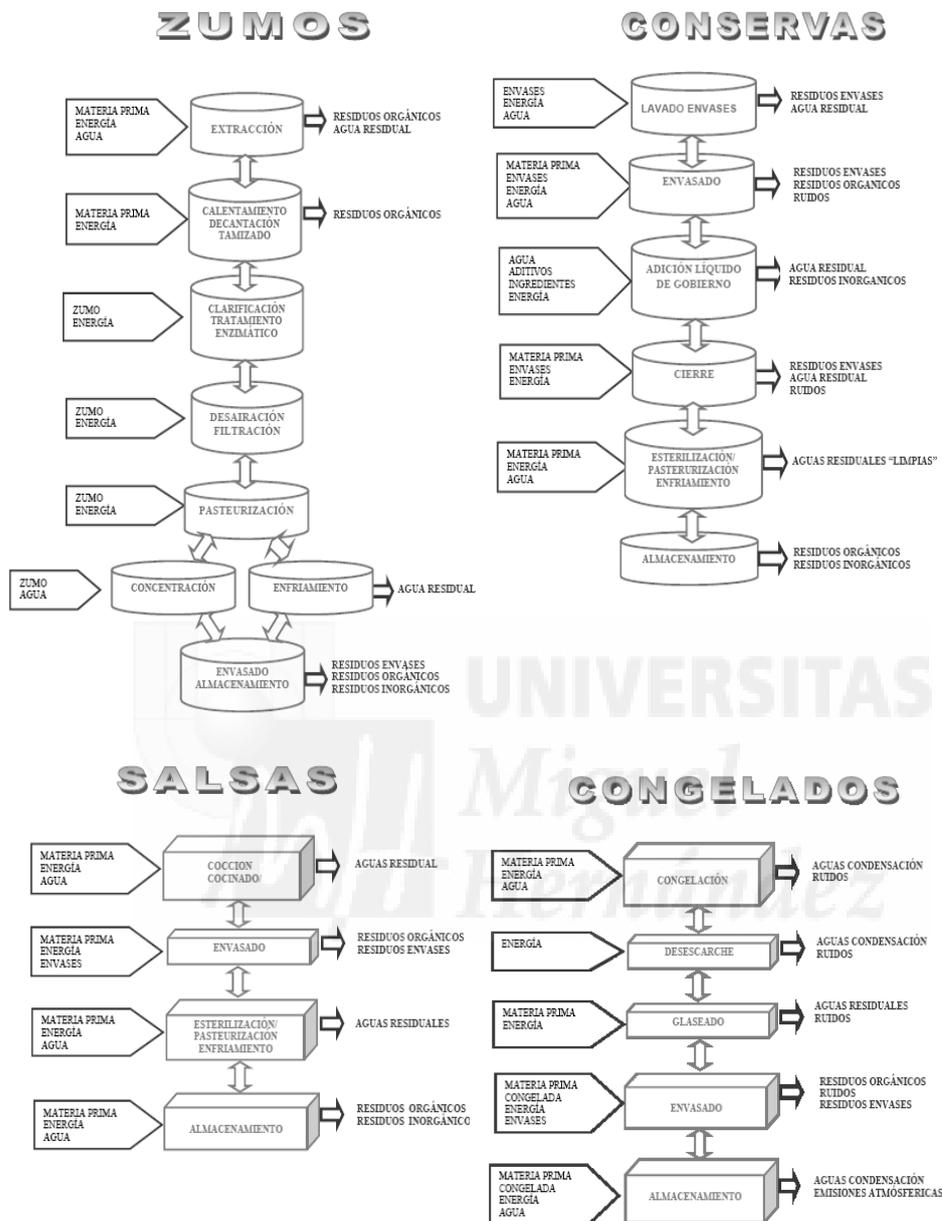


Figura 8. Diagramas de flujo correspondientes a los procesos de elaboración de conservas, congelados, zumos y salsas vegetales (Canales y col., 2006).

Los residuos orgánicos producidos en los procesos de transformación de vegetales pueden ser considerados en algunos casos como subproductos, puesto que pueden ser aprovechados para la elaboración de otros productos, como es el caso del espárrago y el puerro, en los que a partir del proceso principal de obtención del producto entero se obtiene un subproducto destinado a la fabricación de tallos en conserva o congelados, productos deshidratados, etc. (Viniegra, 2001). Los

residuos restantes que quedan tras el máximo aprovechamiento en la industria transformadora también se pueden utilizar con otros fines (alimentación animal, fertilizante, obtención de productos comercializables, etc.) o ser tratados utilizando diferentes métodos dependiendo de si es sólido o líquido, como son: procesos térmicos, evaporación, procesos de membrana, digestión y/o co-digestión anaerobia, obtención de biodiesel, transesterificación, coagulación y compostaje (Arvanitoyannis y Varzakas, 2008).

Respecto a la gestión de este tipo de materiales, en el caso de las aguas residuales producidas en este tipo de industrias, generalmente son sometidas a un ajuste de pH y a procesos químicos/físicos que provocan que los contaminantes formen flóculos para su posterior eliminación. Los tratamientos aerobios (reactor discontinuo en serie, método aerobio-anaerobio, reactor de lecho móvil y método de medios atrapados) son los mayoritarios para el tratamiento de este tipo de efluentes, así como los sistemas anaeróbicos (Ukita y col., 2008).

En el caso de los residuos sólidos, existe una fracción importante que va a vertedero e incrementa el problema existente de falta de espacio (Elias, 2009). Sin embargo, para poder aprovechar los recursos contenidos en dichos materiales, así como para contribuir a la sostenibilidad del medio, existen diferentes alternativas de aprovechamiento y/o tratamiento de estos residuos tales como, la producción de piensos para animales (Viniegra, 2001), la obtención de productos de valor añadido (pectinas, compuestos fenólicos, aceites esenciales, azúcares, enzimas y levaduras, etc.) (Eliás, 2009; Kosseva, 2009), la obtención de bioalcohol (Elias, 2009) o su tratamiento anaerobio con producción de biogás (Ukita y col., 2008).

Adicionalmente, este tipo de residuos también puede ser reciclado mediante compostaje, para ello son pre-tratados para eliminar la gran cantidad del agua que contienen y para neutralizar su pH, de forma que se optimizan las condiciones para el crecimiento y desarrollo de los microorganismos involucrados en el proceso de compostaje (Arvanitoyannis y Varzakas, 2009). Además, se añaden agentes estructurantes (viruta de madera, paja, residuos de café, compost maduro, etc.) para mejorar la porosidad y favorecer así un adecuado drenaje de agua y de intercambio gaseoso (Thassitou y Arvanitoyannis, 2001).

1.1.4. Lodos de depuradora

Los lodos de depuradora se pueden definir como los residuos urbanos que se originan de la depuración de aguas residuales. Constituyen un material semisólido, heterogéneo, cuya composición es muy variable en función de las características del agua residual a tratar, de los procesos de depuración empleados y del tratamiento posterior al que es sometido el lodo. Dichos materiales se consideran “Residuos orgánicos biodegradables”. Los lodos se generan como resultado de las distintas etapas de depuración de las aguas residuales, como se observa en la Figura 9. Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) son productores de lodos y como tales productores de residuos deben asegurar su correcta gestión, y pueden realizarla directamente o encargarla a gestores autorizados.

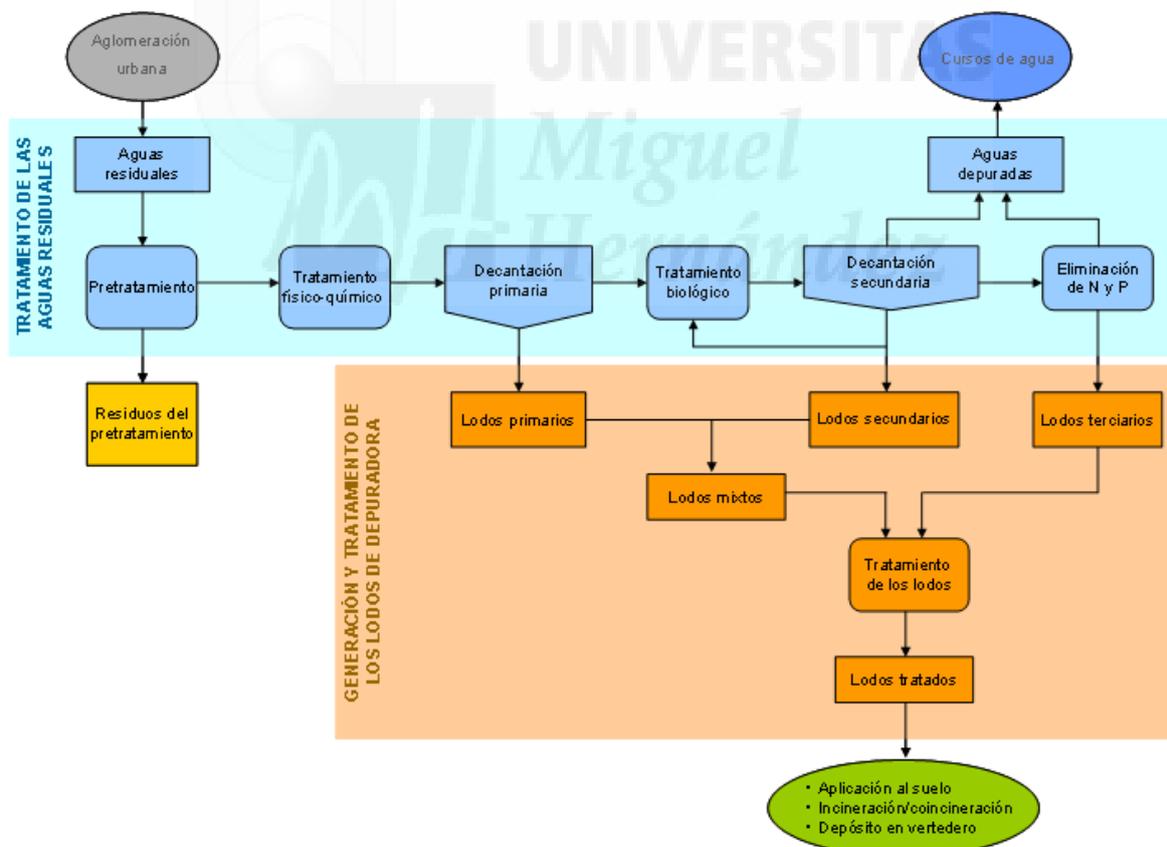


Figura 9. Esquema de la depuración de las aguas residuales (MARM, 2013)

En nuestro país tal y como se puede ver en la Tabla 6, se produjeron en el año 2012, 1.130.781 t m.s. de lodos de depuración, siendo la Comunidad Valenciana, la que mayor cantidad de lodos generó, seguida de Madrid y Cataluña. Según el Plan Nacional Integrado de Residuos para el periodo 2007-2015, los tratamientos a los cuales pueden ser sometidos los lodos de depuradora son:

- Digestión anaerobia mesófila con o sin aprovechamiento energético
- Digestión anaerobia mesófila con o sin aprovechamiento energético del metano seguida en algunos casos de compostaje y en otros de secado térmico, que puede ser seguido a veces por la incineración.
- Deshidratación y compostaje.
- Deshidratación y secado térmico.
- Deshidratación, secado térmico y compostaje.
- Estabilización aerobia con o sin compostaje posterior.
- Estabilización química.
- Secado térmico e incineración.
- Secado térmico y co-incineración en cementeras.

Los lodos generados en el proceso de depuración de las aguas residuales urbanas se espesan, en un primer lugar, para reducir su contenido en agua; los lodos físico-químicos se decantan por gravedad y los biológicos suelen ir a un espesador por flotación. Seguidamente se realiza el acondicionamiento para preparar al lodo para su deshidratación rompiendo la afinidad del agua con el resto de la materia que contiene. Por último, se realiza una deshidratación para reducir su volumen y el coste de su transporte. A veces es conveniente someter al fango a un secado térmico, previo a su destino final: compostaje, aplicación al suelo, vertedero, etc.

La orientación de su gestión debe realizarse respetando los principios de la política de residuos relativos a la protección del medio ambiente y la salud humana y aplicando la jerarquía en las opciones de gestión, marcada en la Directiva 2008/98/CE sobre residuos, directiva marco de residuos, priorizando la prevención sobre el reciclado, otros tipos de valorización incluida la energética y quedando en último lugar el depósito en vertedero.

Tabla 6. Producción y destino de lodos en el 2012 (Registro Nacional de Lodos MAAMA).

CC.AA.	Lodos generados	Aplicados en suelos agrícolas		Eliminados en vertedero		Incinerados	
		t m.s.	%	t m.s.	%	t m.s.	%
ANDALUCÍA	110.109	93.892	85	14.315	13	0	0
ARAGÓN	29.537	9.106	31	431	1	20.000	68
NAVARRA	12.631	12.313	97	0	0	0	0
CANARIAS	31.422	0	0	30.966	99	0	0
CANTABRIA	27.800	18.127	65	3.827	14	0	0
CASTILLA-LA MANCHA	58.112	51.970	89	1.132	2	0	0
CASTILLA-LEON	64.910	60.686	93	3.929	6	0	0
CATALUÑA	135.058	107.320	79	1.231	1	24.668	18
CEUTA-MELILLA	982	0	0	0	0	982	100
MADRID	197.345	185.656	94	5.373	3	1.234	1
C.VALENCIANA	198.690	184.583	93	1.802	1	163	0
EXREMADURA	14.357	11.423	80	2.892	20	0	0
GALICIA	110.346	96.318	87	5.030	5	2.693	2
ISLAS BALEARES	44.221	20.796	47	4.122	9	0	0
LA RIOJA	19.040	19.022	100	0	0	0	0
ASTURIAS	2.548	1.688	66	836	33	0	0
PAIS VASCO	39.138	8.838	23	3.505	9	25.518	65
MURCIA	34.515	33.194	96	1.098	3	0	0
ESPAÑA	1.130.781	814.829	81	80.480	7	76.268	7

La generación de lodos se ha ido incrementando a lo largo de los años, siendo la utilización agrícola el único destino donde se produce un aumento (Perfil Ambiental de España, MARM, 2012). En los últimos datos del 2012, la gestión de los lodos en nuestro país se distribuye tal y como se muestra en la Tabla 6, el 81 % se destina a aplicación agrícola, 7% a vertedero, 7% a incineración y a otros destinos un 5%.

Según se indica en el Perfil Ambiental de España (2012), una buena parte de los suelos agrícolas españoles se puede beneficiar de la aplicación de lodos siempre que ésta se realice conforme a la legislación vigente y se elaboren planes de fertilización adecuados que tengan en cuenta la composición de los lodos y las necesidades de los cultivos para el cálculo de la dosis a aplicar. La materia orgánica contenida en los lodos de depuradora, puede variar entre el 25-70% sobre materia seca y es la responsable directa de las mejoras de las propiedades fisicoquímicas de los

suelos sobre los que se aplican, además de producir una mejora de su fertilidad y productividad. La aplicación a los suelos agrícolas debe realizarse correctamente, prestando especial atención a la forma y al momento de aplicación en función de las características de cada caso (pendiente del terreno, distancia a los cursos de agua, previsión de lluvias, etc.). Así, se puede mejorar la estructura y contenido en nutrientes del suelo, protegiendo el medio ambiente y la salud humana. Existen una serie de factores limitantes para la aplicación de lodos como son:

- La salinidad, ya que es variable en función del tratamiento y del origen del agua tratada. Hay que tener mayor precaución con los lodos en cuyo tratamiento se han utilizado floculantes por la presencia de cloruros.
- El riesgo biológico hay que tenerlo en cuenta en la aplicación de lodos, sobre todo en lodos frescos, ya que es más frecuente en éstos la presencia de organismos causantes de enfermedades.
- Los niveles elevados de conductividad eléctrica, de metales pesados y contaminantes orgánicos, así como las acumulaciones y riesgos de lixiviación de nitratos.
- El contenido en metales pesados implica riesgos de toxicidad para las plantas, animales y personas. El mayor peligro del uso de éstos como enmienda es la acumulación de metales pesados en el suelo, lo que ha sido causa de una legislación restrictiva de su uso. Las nuevas técnicas para el tratamiento de aguas residuales han permitido la disminución de esta acumulación y la obtención de lodos de alta calidad para su uso como enmienda del suelo.

La aplicación de los lodos de depuradora al suelo se puede realizar mediante aplicación directa del lodo al suelo o tras haber sido sometido previamente a un proceso de compostaje. Las propiedades de la materia incorporada determinan, desde un punto de vista temporal, la inmediatez y persistencia del tratamiento. Así, lodos de depuradora escasamente tratados propician una rápida adquisición de estabilidad, mientras que los mismos materiales compostados ejercen efecto a más largo plazo. En general, los procesos de compostaje son una alternativa con perspectivas de futuro para la estabilización y evacuación final del lodo (Elías, 2009). Además de la aplicación agrícola de los lodos de depuradora, encontramos otros posibles destinos para éstos materiales tal y como se ha indicado:

a) Uso como enmienda orgánica en suelos degradados

La disminución de materia orgánica que sufre gran parte de los suelos del área mediterránea provoca una disminución de su fertilidad y acentúa los riesgos de pérdidas de suelo por erosión. Este hecho lleva a considerar el uso de lodos de depuradora como una de las principales alternativas para incrementar la presencia de materia orgánica en dichos suelos, con fines de fertilización, enmienda orgánica y reciclaje de los nutrientes. Los lodos de depuradora, así como otros materiales orgánicos, se están empleando para la revegetación del terreno que ha sido contaminado químicamente, destruido por el fuego o sometido a otros desastres naturales. De esta forma se contribuye a la mejora de estos suelos degradados (García Izquierdo, 2008).

b) Valorización energética

La valorización energética de los lodos puede llevarse a cabo en todas sus variantes, como la incineración o la digestión anaerobia, obteniendo energía o una fuente de energía, como el biogás obtenido en la digestión anaerobia (Hospido, 2005).

c) Depósito en vertederos controlados

Aunque este destino es considerado como el destino menos deseable, la existencia de lodos con concentraciones de metales pesados superiores a las permitidas en la legislación u otras sustancias tóxicas obliga, en ciertas ocasiones, a un destino final en vertedero controlado.

Legislación aplicable al uso agrícola de los lodos de depuradora

La utilización agrícola de estos lodos viene regulada por la Directiva 86/278/CEE, relativa a la protección del medio ambiente, por la que se regula su aplicación al suelo con fines agrícolas de los lodos de depuradora. Esta Directiva se traspone al ordenamiento jurídico español en el Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre por el que se regula la utilización de los lodos de depuradora en el sector agrario y se establece un RNL (Registro Nacional de Lodos). Este Real Decreto impone unas disposiciones administrativas sobre el control de la producción y comercialización de los lodos tratados que deberán ser controlados por cada C.C.A.A. La *Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre*

utilización de lodos de depuración en el sector agrario, ha establecido un nuevo régimen jurídico que promueve la transparencia en materia de producción y gestión de residuos y asegura su trazabilidad. Esta orden tiene por objeto actualizar el contenido del Registro Nacional de Lodos y la información que deben proporcionar las instalaciones depuradoras de aguas residuales, las instalaciones de tratamiento de los lodos de depuración y los gestores que realizan la aplicación en las explotaciones agrícolas de los lodos de depuración tratados, de acuerdo con lo dispuesto en el Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario.

La importancia de proteger al suelo de los posibles efectos nocivos de la aplicación de lodos se deriva de la presencia de elevadas concentraciones de metales pesados así como de los límites en otros parámetros. En el Real Decreto 1310/1990, se establecen unos límites en diferentes parámetros para su uso agrícola. El valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria. (mg/kg de materia seca) queda reflejado en la tabla 8.

Tabla 8. Valor límite de concentración (mg kg^{-1}), de metales pesados en lodos para uso agrícola (R.D. 1310/1990)

Metales pesados	Valores límite	
	Suelos con pH < 7	Suelos con pH >7
Cadmio	20	40
Cobre	1.000	1.750
Níquel	300	400
Plomo	750	1.200
Zinc	2.500	4.000
Mercurio	16	25
Cromo	1.000	1.500

1.2. La materia orgánica en los sistemas agrícolas

1.2.1. Definición y composición de la materia orgánica

Materia orgánica y componentes orgánicos del suelo son términos equivalentes que se utilizan para designar una mezcla heterogénea compleja de materiales orgánicos que se presentan de forma natural en el suelo o bien son incorporados por el hombre. Estos materiales incluyen:

- Materia orgánica no humificada

La biomasa vegetal y animal senescente está formada por restos vegetales y animales en diversos estados de descomposición.

La biomasa microbiana del suelo está formada por los microorganismos y microfauna que tienen un tamaño inferior a $5 \times 10^3 \mu\text{m}$ (Jenkinson y Ladd, 1981). La importancia de esta fracción radica en dos funciones fundamentales: la capacidad que posee para transformar e interrelacionar las distintas fracciones de la materia orgánica que llegan al suelo y también como una reserva lábil de N, P, y S (Bonde y col., 1988).

- Humus

El término *humus* en sentido amplio, se utiliza para designar las sustancias orgánicas que resultan de procesos de humificación (descomposición, degradación y síntesis). Es un constituyente de la fase sólida del suelo y se compone de una mezcla de materiales orgánicos: las sustancias no húmicas (compuestos de estructura molecular específica) y las sustancias húmicas (compuestos de estructura molecular no específica).

Las *sustancias no húmicas* incluyen aquellos materiales cuyas características químicas resultan todavía identificables, tales como glúcidos, proteínas, aminoácidos, grasas, ceras y ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Schnitzer y Khan, 1978). La mayoría de estos compuestos son fácilmente biodegradables y tienen una vida corta en los suelos ya que son utilizados como sustratos por los microorganismos. También se incluyen en este grupo a los organismos vivos del suelo (microflora y micro y mesofauna).

Las *sustancias húmicas*, se caracterizan por no presentar unas características físicas y químicas específicas. Son de color oscuro, con carga predominantemente negativa y carácter ácido. En su estructura suelen poseer compuestos aromáticos, son hidrófilas, químicamente muy complejas y de elevado peso molecular. Son compuestos relativamente oxidados:

- Ácidos fúlvicos: materiales orgánicos extraíbles con reactivos alcalinos, no son precipitables por los ácidos después de su extracción. Su tamaño molecular es inferior a 2000 Da.
- Ácidos húmicos: materiales amorfos de color oscuro que se extraen del suelo con reactivos alcalinos y precipitan con ácidos en forma de flóculos pardos.
- Humina: grupo de sustancias húmicas no extraíbles y difíciles de aislar. Existen numerosas formas de humina, de naturaleza diferente.

El suelo está integrado por cuatro grandes componentes, como podemos observar en la Figura 10, todos ellos importantes para el crecimiento vegetal, los cuales, de acuerdo con Brady (1990) son: agua, aire, materia mineral y materia orgánica. Un suelo agrícola que presente unas condiciones favorables para el desarrollo de las plantas debería tener un porcentaje en volumen de materia orgánica, en torno al 5 %. En los suelos de secano el porcentaje de materia orgánica oscila entre el 1-2 % y en los de regadío entre el 2-4 %. En zonas áridas y semiáridas debido a las particulares condiciones edafoclimáticas el contenido en materia orgánica de los suelos no supera el 2 %.

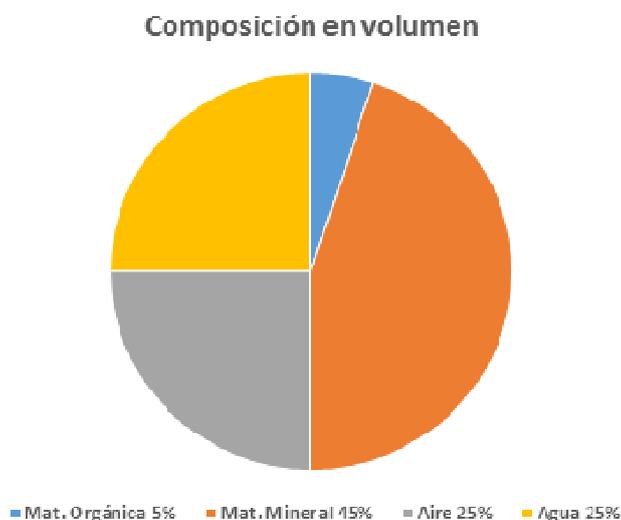


Figura 10. Componentes de un suelo franco-arcilloso en volumen (Brady ,1990).

La materia orgánica influye a nivel biológico, químico y físico sobre el suelo (Okalebo y col, 2006). La materia orgánica es un componente de la fase sólida del suelo y a pesar de no ser un constituyente mayoritario del mismo (del 1 al 8 % del total), desempeña un papel muy importante en el funcionamiento de los ecosistemas. Interviene de forma activa en la formación del suelo, condiciona su comportamiento en relación al crecimiento de las plantas y microorganismos, al influir en el movimiento y almacenamiento del agua, intercambio catiónico y constituir una fuente de nutrientes, entre otros aspectos. Por otra parte, es un indicador clave de la calidad del suelo, tanto en sus funciones agrícolas (p. e. producción y economía) como en sus funciones ambientales, entre ellas captura de carbono y calidad del aire. La materia orgánica del suelo es el principal determinante de su actividad biológica. La cantidad, la diversidad y la actividad de la fauna del suelo y de los microorganismos están directamente relacionadas con la materia orgánica. La materia orgánica y la actividad biológica que ésta genera tienen gran influencia sobre las propiedades químicas y físicas de los suelos (Six, 2004). La agregación y la estabilidad de la estructura del suelo aumentan con el contenido de materia orgánica. Estas a su vez, incrementan la tasa de infiltración y la capacidad de agua disponible en el suelo así como la resistencia contra la erosión hídrica y eólica. La materia orgánica del suelo también mejora la dinámica y la biodisponibilidad de los principales nutrientes de las plantas.

La materia orgánica es esencial para la fertilidad del suelo, por tanto, se podría pensar que si hay un aporte continuado de restos orgánicos al suelo por parte de las plantas, año tras año, el contenido de materia orgánica en el suelo aumentaría de forma indefinida, pero por el contrario, se llega a alcanzar un estadio de equilibrio dinámico, para unas condiciones ecológicas del medio determinadas, entre la tasa de aporte y la tasa de descomposición (mineralización). Cuando se equilibran, el contenido de materia orgánica no aumentará más, en tanto perduren las mismas condiciones ecológicas. El tiempo para que ello tenga lugar varía de unos medios a otros y define la duración ecológica del proceso de acumulación de materia orgánica. Un aspecto igualmente importante reside en el hecho que los restos orgánicos que llegan al suelo no perduran tal cual, sino que están sometidos a la acción microbiana y de la fauna del suelo, cuya actividad conduce a la descomposición y transformación de la materia orgánica del suelo. Por ello, es de esperar que en el suelo haya restos orgánicos recientes de diferentes procedencias, junto con materiales orgánicos en distinto grado de descomposición, así como raíces, microorganismos vivos, restos muertos, entre otros. Por consiguiente, resulta fácil inferir, que lo que se denomina materia orgánica del suelo

constituye un material heterogéneo bastante complejo (Porta, 2008). Por otro lado, la materia orgánica del suelo tiene un papel fundamental en el desarrollo y funcionamiento de los ecosistemas terrestres, pues el contenido y dinámica de la misma determina la productividad potencial, tanto de los ecosistemas naturales como de los cultivados, siendo necesario proteger al máximo el contenido de materia orgánica en los suelos a través del desarrollo de prácticas de manejo que favorezcan su mantenimiento (García y Lobo, 2008).

1.2.2. Interacciones suelo-planta-materia orgánica

La materia orgánica incorporada al suelo experimenta una serie de transformaciones que dependen de la naturaleza del material orgánico y de las condiciones ecológicas (Porta, 2008). Estas transformaciones se pueden agrupar en procesos de:

- Descomposición con efectos de fragmentación y catabolismo.
- Mineralización (paso a formas inorgánicas).
- Humificación (reorganización y neoformación de productos orgánicos).

El modelo conceptual para describir los procesos que experimentan los materiales orgánicos desde su incorporación al suelo y las interrelaciones que se producen pueden observarse en la Figura 11.

Las interacciones entre componentes orgánicos e inorgánicos del suelo tienen una gran importancia en el estudio del suelo, ya que condicionan el conjunto de propiedades del mismo y de los procesos de edafogénesis que en él tienen lugar. Estas interacciones reciben el nombre de *complejos órgano-minerales* y resultan de la unión entre componentes orgánicos e inorgánicos del suelo. Los complejos órgano-minerales más comunes y estables del suelo son los complejos arcillo-húmicos (muy estables, insolubles y de tamaño grande) y complejos órgano-metálicos (con estabilidad variable y tamaño pequeño). Tales interacciones afectan a la estructura del suelo, la movilidad de elementos químicos, los procesos edafogénicos, la nutrición de las plantas y la contaminación del ecosistema considerado.

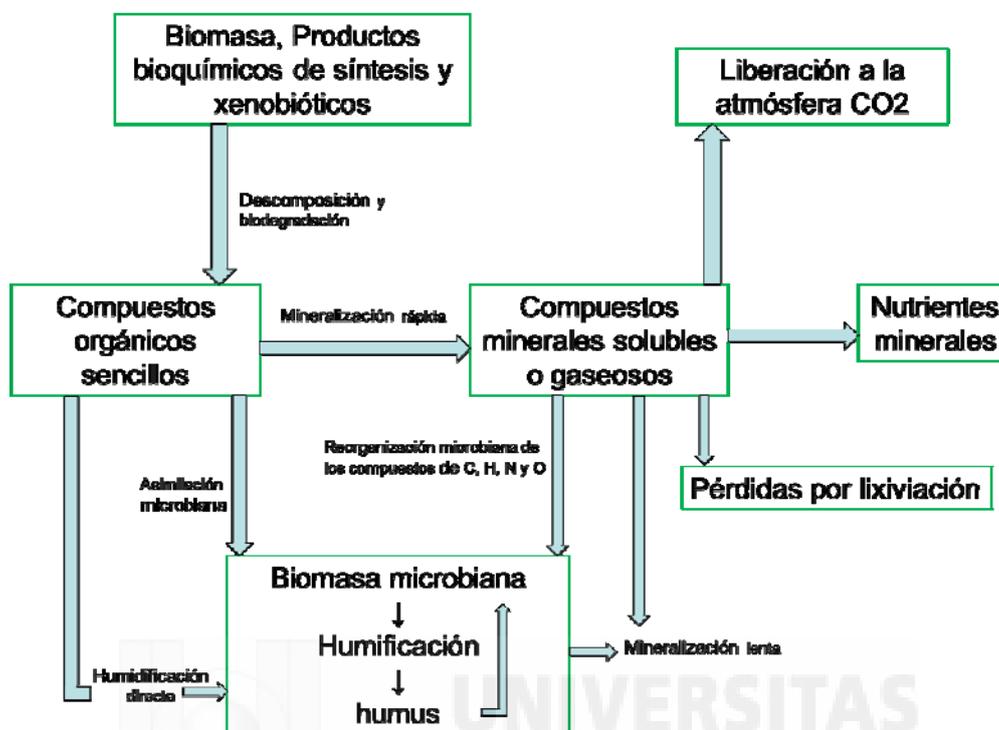


Figura 11. Transformación y evolución de la materia orgánica del suelo (Porta y col., 2008)

Las funciones que tiene el suelo se ven directamente afectadas por la cantidad y calidad de la materia orgánica que contiene. Por ello la materia orgánica es un constituyente y un indicador de la calidad del suelo (Mondini y col., 2008), ya que tiene incidencia sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas y da lugar a múltiples interrelaciones:

► **Propiedades físicas:** la materia orgánica contribuye a incrementar la estabilidad de los agregados del suelo (Papadopolous y col., 2009), y por tanto, dota a éste de una mayor capacidad para resistir posibles alteraciones provocadas por situaciones de estrés, de origen fundamentalmente humano. La presencia de materia orgánica en los suelos mejora y previene la degradación de las principales características físicas de los suelos: *Color, Cohesión, Estabilidad estructural, Permeabilidad, Capacidad de retención de agua.*

► **Propiedades químicas:**

La materia orgánica mejora las propiedades químicas de los suelos por su capacidad de almacenar y ceder nutrientes a las plantas, por su capacidad de intercambio iónico así como por su efecto amortiguador (Wolf y Snyder, 2003).

▸ **Propiedades biológicas**

El papel que la materia orgánica desempeña en el suelo es fundamental. No sólo porque a través de su influencia en parámetros físico-químicos contribuye a crear un entorno adecuado para el desarrollo de las funciones biológicas, sino porque existe además un claro efecto directo, concretado en su acción como reservorio energético y nutricional (Trumbore y Czimczik, 2008).

1.2.3. Factores limitantes asociados al uso de la materia orgánica en el suelo

El suelo agrícola es un recurso inestimable y limitado. Para evitar la degradación irreversible de éste se deberá priorizar la protección del suelo, que se centrará en un buen abonado del mismo, que garantice su fertilidad y valor agronómico, presente y futuro, así como evitar las posibles repercusiones en la salud y seguridad de las personas y del medio ambiente, por lo que procede regular la utilización de los mismos, de modo que se eviten los potenciales efectos nocivos en el agua, el suelo, la flora, la fauna y el ser humano.

El aporte inadecuado de los residuos orgánicos en un suelo agrícola puede causar efectos potencialmente degradativos que afectan (Porta, 2008):

- ✓ A nivel físico:
 - *Pérdida de su estructura*, por formación de costras, saturación de poros y erosión superficial.
 - *Compactación del suelo* debida a la maquinaria de aplicación así como a un inadecuado manejo del suelo.

- ✓ A nivel químico:
 - *Contaminación del suelo*, por agentes tales como metales pesados, cuyo grado de peligrosidad de los metales pesados va ligado a dos propiedades principales con son su toxicidad y persistencia (Walter, 1992), compuestos orgánicos, tales como plaguicidas, y xenobióticos, contenidos en los residuos aplicados al suelo.
 - *Demanda o exceso de nutrientes*. La demanda de nutrientes aparece al producirse una

competencia entre microorganismos y nutrientes, derivada de la hiperactividad microbiana debida a la adición de materia orgánica poco estabilizada. El exceso de N y P conlleva problemas de eutrofización de aguas superficiales o de contaminación por nitratos en aguas subterráneas.

- *Salinización del suelo*, por acumulación de sales solubles presentes en la composición de los residuos, principalmente aniones (cloruros y sulfatos) y cationes monovalentes (Na).

✓ A nivel biológico:

- *Alteración de la población biológica del suelo* (macrofauna, mesofauna y microorganismos).
- *Alteración de los procesos edáficos* donde intervienen los microorganismos.
- *Entrada de microorganismos ajenos y patógenos* al sistema ecológico natural, procedentes de los residuos.

1.3. Compostaje

1.3.1. Proceso de compostaje

El compostaje es un tratamiento biológico al que se pueden someter los residuos, consistente en un proceso bio-oxidativo controlado sobre un sustrato orgánico, sólido y heterogéneo, que evoluciona a través de una fase termófila y temporal, liberando fitotoxinas, y es descompuesto por la acción de los microorganismos, obteniéndose como productos CO_2 , H_2O , minerales y materia estabilizada, libre de compuestos fitotóxicos y patógenos (Soliva y col, 2008). El resultado del proceso de compostaje es la formación de un producto llamado *compost*, relativamente estable como el humus, conservando los nutrientes químicos del residuo fresco, a la vez que intensifica su asimilabilidad para las plantas y destruye los microorganismos patógenos, las malas hierbas y las larvas de insectos. La biodiversidad de la fauna edáfica aumenta con la incorporación del compost al suelo. Sin embargo, este aumento de biodiversidad microbiana estará en función del grado de estabilización de la materia orgánica.

Durante el compostaje se producen de forma simultánea dos procesos interdependientes, la descomposición y la estabilización o humificación de la materia orgánica. La descomposición es un proceso de simplificación, en el que la materia orgánica se degrada en moléculas orgánicas e inorgánicas más sencillas, depende, principalmente, de la actividad biológica y es exotérmico. El

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

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

En la Figura 12 se muestran las fases del proceso de compostaje y las poblaciones microbianas asociadas.

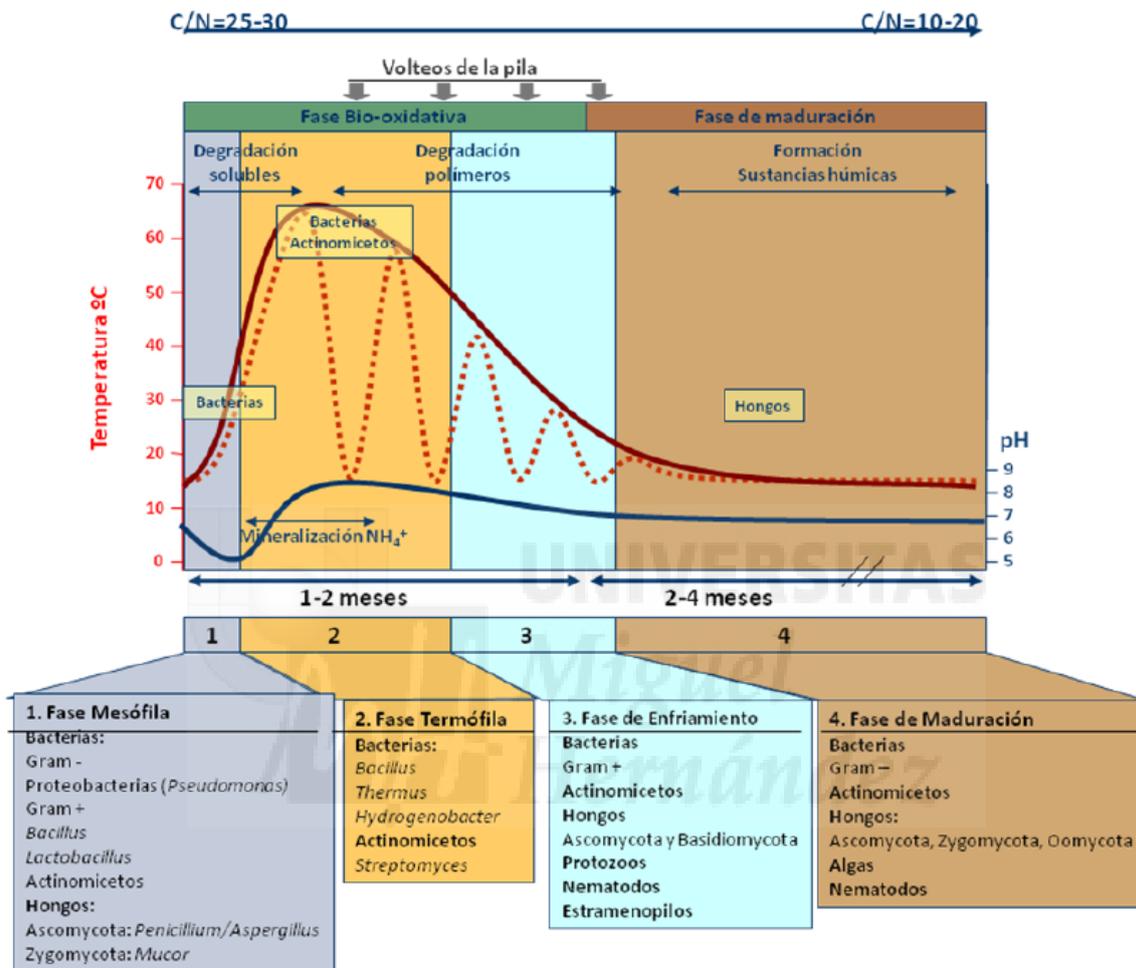


Figura 12. Fases del proceso de compostaje y las poblaciones microbianas asociadas (Moreno y Mormeneo, 2008)

El proceso de compostaje puede verse afectado por una serie de variables. Estos factores se pueden dividir en dos grupos:

➤ *Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato*

El residuo utilizado deberá cumplir una serie de requisitos para que el compostaje pueda desarrollarse adecuadamente, como son (Bueno-Márquez y col., 2008):

- El tamaño de partícula, que deberá estar comprendido entre diferentes rangos según autores, siendo el más general entre 1-5 cm.
 - Relaciones C/N y C/P: la relación C/N del material de partida debe tener unos valores entre 25-35 para que el compostaje se desarrolle de forma adecuada. El P es el nutriente más importante después del C y N. La relación C/P para el compostaje es óptima entre 75 y 150, mientras que la relación N/P debe estar entre 5 y 20.
 - Los nutrientes del sustrato, ya que la característica química más importante es la composición elemental. Los microorganismos sólo pueden aprovechar compuestos simples, por lo que las moléculas más complejas se rompen en otras más sencillas para poder ser asimiladas.
 - Materia orgánica: el contenido de los compost en materia orgánica se considera como el principal factor para determinar su calidad agronómica.
 - La conductividad eléctrica, que tiende a aumentar durante el proceso, determina la dosis de compost que puede añadirse al suelo, ya que un exceso de salinidad en la disolución del suelo dificulta la absorción de agua por las raíces de las plantas.
- *Parámetros relativos al proceso de compostaje*
- Estos parámetros han de ser seguidos durante todo el proceso y adecuados, en caso de ser necesario, para que sus valores se encuentren en los intervalos considerados correctos para cada fase del proceso (Bueno Márquez y col., 2008):
- La temperatura: es función de la mayor o menor actividad microbiana, ya que se libera calor a través de las reacciones implicadas en la descomposición de la materia orgánica llevadas a cabo por los microorganismos. Las temperaturas desarrolladas durante el proceso de compostaje generalmente se encuentran en el intervalo de 35-60°C.
 - El contenido de humedad, considerándose como nivel óptimo los valores comprendidos en el intervalo 40-60%.
 - pH: tiene una influencia directa en el compostaje debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos. El rango más adecuado y que no supone una inhibición de la actividad de los microorganismos oscila entre 6 y 8.

Los microorganismos que intervienen en el proceso de compostaje varían según las fases, como se ha mostrado en la Figura 11. El proceso de compostaje se llevará a cabo de forma adecuada y en el menor tiempo posible dependiendo de la actividad de los microorganismos. Por lo tanto, las condiciones a controlar serán aquellas que afecten de forma directa o indirecta al metabolismo microbiano.

1.3.2. Sistemas de compostaje

Existen diferentes sistemas de compostaje en función de su nivel de complejidad, grado de control del proceso, método de ventilación empleado y que sean abiertos o cerrados, como se observa en la Figura 13.

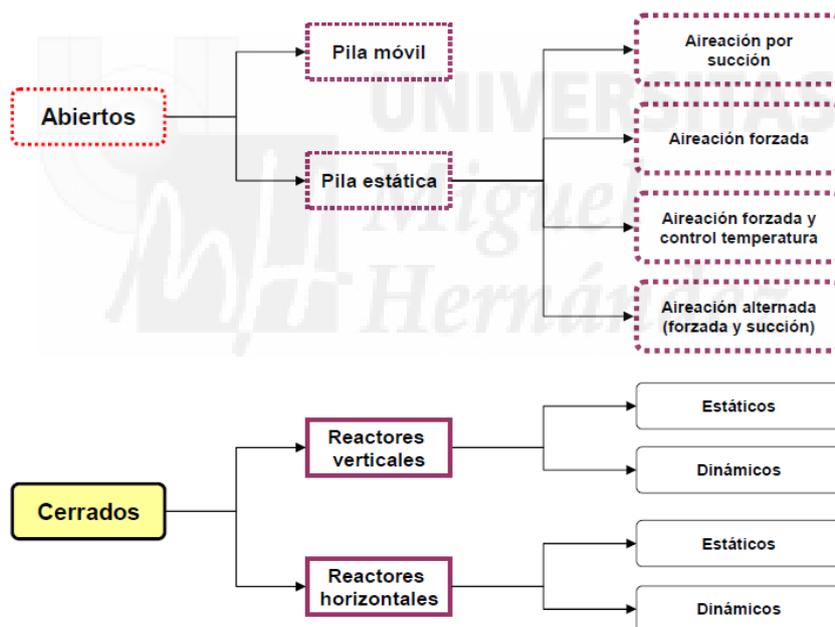


Figura 13. Sistemas de compostaje.

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

Por otra parte, los sistemas de compostaje *abiertos* se basan en el apilamiento de los materiales a compostar en pilas trapezoidales y son de dos tipos: de pila móvil y de pila estática. En los de *pila móvil* la aireación de la pila se realiza de forma periódica mediante volteos. Entre sus limitaciones cabe citar que la ventilación de la pila solo se hace de manera periódica y por lo tanto, el nivel de oxígeno no se mantiene constante, impidiéndose el aumento de las oxidaciones biológicas y haciendo que el proceso de compostaje sea más lento. Por otro lado, las instalaciones requieren mayor espacio que en otros métodos, porque las pilas se voltean lateralmente. También debe añadirse que este sistema es menos efectivo en la inactivación de patógenos que los métodos de pila estática (de Bertoldi y col., 1985). Dentro de los sistemas de compostaje de pila estática, se distinguen cuatro tipos según el método de ventilación empleado:

- Sistemas de aireación por succión o de Beltsville.
- Sistemas de aireación forzada.
- Sistemas de aireación forzada con succión.
- Sistemas de ventilación forzada a demanda de temperatura (Rutgers). Este es el método más aconsejable porque se consigue un producto final más seco y con una materia orgánica más estabilizada (Finstein y col., 1985).

1.3.3. Madurez y estabilidad del compost

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

- Debe ser un producto estabilizado.
- Debe ser un producto inocuo, sin organismos patógenos.
- Debe haberse sometido a una etapa inicial de descomposición.
- Será el resultado de un proceso de humificación. Durante la fase de estabilización del producto (maduración) se producirá una humificación, acompañada de un lento proceso de mineralización.

Por todas estas razones, es necesario valorar el grado de madurez y calidad de los compost. La aplicación agrícola de los compost empleados sin un adecuado grado de madurez, puede ocasionar efectos negativos graves:

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

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

a) Métodos físicos (indicadores sensoriales de la madurez)

- Olor: la presencia de ácidos grasos de bajo peso molecular: butírico, acético, etc., puede ser indicativo de falta de madurez (Iglesias-Jiménez, 2014)
- Temperatura durante el compostaje (test de autocalentamiento): indicativa del desarrollo del proceso, ya que en la fase final la temperatura debe igualar a la ambiente (Brinton y col, 1995). Actualmente el más utilizado es el test Dewar.
- Color (grado de luminosidad, valor Y): la descomposición de los materiales frescos implica un cambio en el color y la estructura de compuestos, provocando un oscurecimiento a medida que transcurre el proceso, debido a la formación de grupos cromóforos, pudiendo ser la evaluación colorimétrica utilizada como criterio de madurez para determinados materiales (Paradelo, 2010).

b) Métodos basados en el estudio de la evolución de parámetros de la biomasa microbiana (se basan en la relación existente entre la madurez de la masa y la estabilidad biológica de los materiales):

- Cuantificación de la microbiota y biomarcadores de la diversidad microbiana: se han realizado estudios sobre la evolución de los distintos grupos de microorganismos en el proceso de compostaje y se han propuesto distintos test específicos (Iglesias Jiménez, 1991a). Los más utilizados son las técnicas PLFA (perfil de ácidos grasos de fosfolípidos) y QP (perfil de quinonas).
- Métodos respirométricos, que estudian la absorción de oxígeno o el desprendimiento de anhídrido carbónico del compost (Iglesias-Jiménez, 1991b). El más utilizado por su sencillez y operatividad es el test comercial Solvita^R
- Parámetros bioquímicos de la actividad microbiana: se evalúa la madurez del compost con la concentración de ATP y la actividad de enzimas hidrolíticas (Mondini, 2004), la fosfatasa alcalina (Dick y Tabatabai, 1984), la ureasa (Castaldi, 2008), la proteasa (Goyal, 2005) o en otras determinaciones como la determinación de ATP o la identificación de la microflora específica de cada fase del compostaje. Se llega a proponer la determinación exclusiva de la actividad deshidrogenasa como índice de madurez universal (Tiquia, 2005).
- Análisis de sustancias orgánicas fácilmente biodegradables, indican que el parámetro que caracteriza en mayor medida el estado de maduración del compost es la relación existente entre el carbono orgánico total (Cot), que representa todos los compuestos orgánicos del compost, y el porcentaje de carbohidratos solubles en agua caliente (PHs) (Defrieri, 2005).

c) Parámetros basados en el estudio de la materia orgánica humificada del compost basados en una evaluación cualitativa o cuantitativa de las sustancias que durante el proceso de compostaje experimentan una fermentación o humificación:

- Carbono extraíble (Cex): se ha determinado la riqueza total en C húmico (tasa de extracción total en medio alcalino, ácidos húmicos (AH)+ácidos fúlvicos (AF), o la relación de humificación Cex/Cot) como índice de madurez. Estos índices se incrementan durante el proceso de compostaje en el caso de residuos agrícolas y estiércoles, no observándose esta tendencia en estudios realizados sobre el proceso de compostaje de RSU, lodos de depuradora y otros residuos agroindustriales (Roig y col, 1988; Paredes y col, 2000).

- Relación AH/AF: considerado como índice de humificación, ya que los ácidos húmicos se forman por procesos de transformación, reestructuración y condensación a partir de los ácidos fúlvicos (Iglesias Jiménez, 1992a).

d) Métodos químicos (indicadores químicos de la madurez):

- Relación C/N en fase sólida (Cot/Not), es el índice de madurez utilizado tradicionalmente, siendo necesario un valor de 30 en el producto inicial y un valor menor de 15 en el producto final, o lo más aproximado posible a 10, valor de los suelos con un contenido en materia orgánica altamente humificada (Roig y col., 1988).
- Contenido de carbono hidrosoluble (Cw), se ha propuesto debido a que se observa un descenso paulatino hasta su estabilización. Así se propone como un valor máximo de 5 g kg^{-1} (Jiménez y García, 1992b).
- Relación C/N en el extracto acuoso (Cw/nitrógeno hidrosoluble (Nw) y Cw/nitrógeno orgánico total), se puede establecer que un compost es lo suficientemente maduro cuando Cw/Nw es menor a 6 (Chang y col., 2006).
- Relación amonio/nitratos, cuando en el proceso de compostaje aparecen cantidades apreciables de nitratos se puede considerar que el compost está suficientemente maduro. Bernal y col. (1998c) establecieron un valor de esta relación <0.16 para compost altamente maduro.
- Capacidad de intercambio catiónico (CIC), (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992b), ya que aumenta progresivamente a medida que avanza el proceso de humificación, alcanzando diferentes valores según la procedencia del sustrato.
- Presencia de compuestos reductores, como amoníaco y sulfhídrico. Puede emplearse el test Solvita^R para detectar la presencia de amoníaco.

e) Métodos biológicos (ensayos sobre la inhibición del crecimiento vegetal por la presencia de compost): ponen de manifiesto la presencia de productos fitotóxicos por diferentes métodos analíticos. Entre estos métodos, los más utilizados son:

- Test de germinación (Zucconi y col., 1985), que calcula un índice de germinación de semillas de berro en laboratorio, que combina el porcentaje de germinación y la longitud media de las raíces.
- Siembra directa, se basa en la germinación de semillas depositadas sobre el compost (Cendón y col., 2005).
- Test de crecimiento, en un cultivo de plantas en macetas, (Cendón y col., 2005), que evalúa el efecto del compost sobre distintos vegetales.

1.3.4. Valorización agrícola de los compost y normativa asociada

Las aplicaciones de los compost en agricultura son muy variadas, incluyéndose usos como componente de medios de cultivo sustitutivo de la turba en cultivos sin suelo, enmienda orgánica en suelos degradados, fuente de nutrientes para las plantas y como aspecto más novedoso, el efecto supresor de agentes patógenos para las plantas. La adición de compost ejerce un efecto beneficioso sobre el estado sanitario del suelo, actuando tanto sobre los niveles disponibles de sustancias potencialmente fitotóxicas, además de sobre las poblaciones de especies fitopatógenas, en lo que se puede considerar una acción supresora directa, llevada a cabo por las especies antagonistas presentes en el material compostado. Esta capacidad supresiva se realiza en un segundo nivel, a través de la inducción de resistencia sistémica, gracias a la cual las plantas adquieren un mayor grado de respuesta frente a especies patógenas.

Desde el punto de vista biológico existen grandes diferencias en el suelo ante la incorporación de materia orgánica no estabilizada o la incorporación de materia orgánica estabilizada (compost), ya que la materia no estabilizada propicia un incremento más acusado en nematodos que se alimentan de bacterias, mientras que el compost favorece de forma similar el incremento de especies que se nutren de bacterias y hongos (Barrios, 2007). También se ve afectado el desarrollo vegetal, y al igual que en el caso de las poblaciones microbianas, tal efecto alcanza dos ámbitos diferentes. Por un lado, existe una influencia directa sobre el crecimiento vegetal, derivado de la mejora de las propiedades físico-químicas del suelo y el aumento de la disponibilidad de los nutrientes.

El compost también se puede emplear para la rehabilitación de suelos contaminados por elementos trazas. Este material aporta un consorcio microbiano-enzimático en un sistema de biorremediación de metales pesados, que aunque no se reducen con el proceso de compostaje, tras reacciones redox, se produce una disminución de su biodisponibilidad (Moreno, 2005), y consecuentemente, una disminución de su toxicidad.

Por otra parte, entre los distintos materiales orgánicos que se pueden emplear como componentes de los sustratos de cultivos se encuentran compost de lodos de depuradora (Pérez-Murcia y col, 2006; Sánchez Monedero y col., 2004), residuos del cultivo del champiñón (Medina y col., 2009), residuos vitivinícolas (Bustamante, 2007; Bustamante y col., 2008, Agulló, 2012) y algunos más novedosos tales como los materiales digeridos procedentes de la digestión anaeróbica (Tambone, 2005; Troy y col, 2012; Bustamante y col., 2012, 2013).

Siempre que los compost cumplan con la normativa, pueden usarse en agricultura con gran variedad de beneficios en las propiedades del suelo:

- ✓ *Físicas*, como disminuir la compactación del suelo (Kay y Angers, 2002), el aumento de la estabilidad estructural, el aumento de la capacidad de almacenamiento de agua para evitar el estrés hídrico temporal, mejorando así la capacidad de infiltración que retarda los riesgos de encharcamiento y pérdida de suelo por erosión hídrica (Ingelmo, 2003).
- ✓ *Químicas*, como aumento de los contenidos de materia orgánica y de macro y micronutrientes, que dan lugar a un aumento de la capacidad de intercambio catiónico (Plaza y col., 2005), estabilización del pH en valores neutros o ligeramente básicos, que incrementan la productividad agrícola.
- ✓ *Biológicas* del suelo, como incrementos en la población microbiana del suelo y, por tanto, de actividad metabólica a través de enzimas como la ureasa, proteasa o fosfatasa (García-Gil y col, 2000; Crecchio y col., 2004).

También, el empleo de compost suficientemente maduros como abonos orgánicos ha mostrado una efectividad comparable e incluso superior a la del fertilizante mineral sobre el rendimiento de cosecha y para cubrir los requerimientos nutricionales de los cultivos (López-Real y col., 1989; Cegarra y col., 1996; Paredes y col., 2005, Zawadzińska y col, 2014), además de mostrar

propiedades que intervienen en el control biológico de enfermedades en cultivos hortícolas (Hoitink y col., 1997; Hoitink y Boehm, 1999; Clercq, 2004; Suárez-Estrella y col., 2007, Suárez-Estrella y col., 2010), especialmente cuando se usan en sustratos para contenedores (Gorodecki y Hadar, 1990, Raviv y col, 2005).

Sin embargo, el uso de compost no suficientemente maduros encuentra serias dificultades por factores que afectan a la calidad y riesgos asociados. Los factores que limitan la aplicación de compost están relacionados con el tamaño de partícula, la presencia de metales pesados, la producción de malos olores tras su aplicación, la presencia de microorganismos patógenos, semillas de malas hierbas, y de materiales inertes como vidrio, plásticos y metales, siendo la mayoría de estos factores limitados en la legislación como se ha visto anteriormente.

En ensayos realizados por Pérez-Murcia y col. (2006), sobre aplicación de lodos compostados como sustratos de germinación y de cultivo de brócoli, se concluye que la dosis óptima de aplicación de compost, se encuentra entre el 15-30% respecto al volumen total. Así mismo se vio que la presencia de lodo en el sustrato aumentó la producción de biomasa. Estudios de diferentes sustratos de cultivo para la producción de plantas ornamentales, entre los que se formulaba con lodos de depuradora, dieron como adecuado este material para el crecimiento de dichas plantas en contenedor, dando lugar a unas plantas con mayor desarrollo y precocidad (López Cuadrado, 2006).

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

En el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, clasifica los compost en diferentes grupos. En este RD además de establecer otros aspectos, se legislan los límites de determinados parámetros y metales pesados, para poder clasificar los compost en distintas categorías A, B y C, en función del contenido en metales pesados (tabla 9). Como aspectos más novedosos de la

valoración agrícola, se están compostando además de materiales procedentes de RSU, estiércoles, lodos de depuradora o residuos agroindustriales, también se emplean la agricultura materiales denominados digeridos procedentes de la fase sólida de la digestión anaeróbica.

Tabla 9. Requisitos mínimos exigidos para considerar a un producto como compost de acuerdo a la legislación española sobre productos fertilizantes.

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

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

La Comisión Europea ha publicado el documento *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost and digestate): Technical proposal*, EC JRC 87124 (European Commission, 2014), donde se propone una propuesta sobre los parámetros de calidad

para el compost. En esta propuesta se establecen un contenido mínimo de materia orgánica del 15 % m.s., menor que el considerado en la actualidad además de otros parámetros, tal y como se indica en la siguiente tabla.

Tabla 10. Requisitos mínimos exigidos para considerar a un producto como compost según el Informe Final sobre Criterios Europeos para Compost y Digeridos (European Commission, 2014).

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

CFU: unidades formadoras de colonias.



2. Objetivos

2. OBJETIVOS

Esta tesis doctoral por conjunto de publicaciones pretende estudiar las diferentes variables y correlaciones entre dichas variables que mejor definen a diversos materiales de naturaleza orgánica con un alto potencial de uso agrícola, y así establecer determinaciones a partir de variables óptimas que permitan caracterizar los diferentes materiales para poder establecer su óptimo uso agrícola.

Para ello, se han propuesto dos estudios mostrados en los dos artículos que se utilizarán para la Defensa de la Tesis Doctoral. Los objetivos de cada uno de ellos han sido:

- Determinar las características físico-químicas, químicas y microbiológicas de compost obtenidos a partir de residuos agroindustriales usando técnicas estadísticas multivariantes, como análisis jerárquico de clúster (HCA) y análisis factorial (FA), para establecer las relaciones entre todos los parámetros estudiados y de esta forma clasificar los compost obtenidos. Esto nos permitirá evaluar su grado de estabilidad y madurez, que determinará su posible uso como enmienda orgánica.
- Profundizar en el estudio de las formas de carbono y nitrógeno presentes en lodos de diferentes depuradoras del sureste de España. También, analizar la relación de la composición de estos biosólidos con variables como el tipo de tratamiento realizado a las aguas residuales, tipo de estabilización del lodo o número de habitantes equivalentes tratado. De este modo, se podrá determinar la posible evolución en el suelo de estos materiales orgánicos y por lo tanto, cuál será su empleo agrícola más adecuado.



3. Publicaciones

**3.1 USE OF CHEMOMETRICS IN THE CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL
CHARACTERIZATION OF COMPOSTS FROM AGROINDUSTRIAL WASTES.
Bioresource Technology 101 (2010) 4068-4074.**

Provided for non-commercial research and education use.
Not for reproduction, distribution or commercial use.



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/copyright>

Bioresource Technology 101 (2010) 4068–4074



Contents lists available at ScienceDirect

Bioresource Technology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biortech



Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes

M.A. Bustamante^{a,*}, F. Suárez-Estrella^b, C. Torrecillas^a, C. Paredes^a, R. Moral^a, J. Moreno^b

^a Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche, EPS-Orihuela, ctra. Beniel Km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), Spain

^b Unidad de Microbiología, Departamento de Biología Aplicada, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Almería, 04120 Almería, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 17 November 2009

Received in revised form 19 January 2010

Accepted 20 January 2010

Available online 10 February 2010

Keywords:

Composting
Chemical properties
Microbial population
Hierarchical cluster analysis
Factorial analysis

ABSTRACT

Physico-chemical, chemical and microbiological parameters were studied in a set of fifteen different composts elaborated with agroindustrial wastes using two different composting systems (turning and static pile composting). To carry out the chemometric evaluation, multivariate statistical analysis techniques, such as hierarchical cluster analysis (HCA) and factorial analysis (FA) were used. Composts obtained showed suitable physico-chemical and chemical properties for their use as organic amendment and a good maturity degree. HCA allowed to classify the organic materials mainly in four groups: cluster A, cluster B, cluster C and unclustered composts; also, this statistical tool showed the lack of influence of the composting system in the final characteristics of these composts. On the other hand, through FA, it was possible to identify the principal variables associated to the composting of agroindustrial wastes in four factors that explained 72.3% of the variability.

© 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Composting is defined as the microbial degradation of heterogeneous solid organic materials under moist, self-heating and aerobic conditions to obtain a stable material that can be used as organic fertiliser (Amir et al., 2008). Therefore, composting constitutes a useful treatment to convert organic wastes into valuable final products with different applications, including the improvement of soil fertility and the suppression of certain phytopathogens (Nakasaki et al., 1998; Termorshuizen et al., 2006; Suárez-Estrella et al., 2007). However, the composting of organic wastes with different origin, e.g. livestock wastes or wastes from the agro-food industry, produces end-products that strongly differ in their characteristics and then, in their quality (Gómez-Brandón et al., 2008; Bustamante et al., 2008b; Tejada et al., 2009). On the other hand, the standards established for a safe use of compost usually only refer to sanitization criteria related to human pathogen contents and limit values for certain substances, such as heavy metals and/or organic pollutants (PCBs, PAHs) (Hogg et al., 2002). However, the use of these parameters is not enough to determine compost quality, which is generally based in two criteria: stability and maturity. Compost stability is strongly related to the rate of microbial activity in compost (Eggen and Vethe, 2001) and to the resistance of compost organic matter for further rapid degradation (Hue and

Liu, 1995). Compost maturity refers to the suitability for plant growth, related to the degree of decomposition of phytotoxic compounds, and to the production of humic-like substances (Wu et al., 2000). In addition, the composting process involved a resident microbial population composed of a wide variety of mesophilic, thermotolerant and thermophilic aerobic microorganisms (e.g. bacteria, yeasts and fungi), this microbial diversity being also considered a prerequisite for a satisfactory composting process, since the presence of certain microorganisms can reflect the quality of the maturing compost (Beffa et al., 1996; Takaku et al., 2006). Different authors have suggested numerous parameters to assess the maturity and stability degree of the composts obtained (Bernal et al., 1998, 2009; Wu et al., 2000; Eggen and Vethe, 2001; Said-Pullicino et al., 2007). However, compost stability and/or maturity are difficult to assess using a single parameter, mainly because of the great variety of raw materials and composting practices. Therefore, physical, physico-chemical, chemical and microbiological parameters are necessary to evaluate the maturity and/or stability of the final product obtained after composting, which is difficult and time-consuming. Chemometric methods have been used by different authors to obtain a classification of different organic materials (Campitelli and Ceppi, 2008; Bustamante et al., 2009) or to compare compost organic matter and naturally occurring organic matter (Zbytynowski et al., 2002). On the other hand, several researches are available regarding to the characteristics of composts from different materials, such as manures, municipal solid wastes or vegetal wastes (Bernal et al., 2009; Farrell and Jones,

* Corresponding author. Tel.: +34 966749655; fax: +34 966749711.
E-mail address: marian.bustamante@umh.es (M.A. Bustamante).

2009; Som et al., 2009), but little is known about the microbial and chemical properties of composts from different agroindustrial wastes.

Therefore, the main objective of this study was to determine the physico-chemical, chemical and microbiological characteristics of the composts obtained from agroindustrial wastes, in order to evaluate, using multivariate techniques, the relationships among all the parameters studied and to classify the composts obtained.

2. Methods

2.1. Samples

In this study, a set of fifteen samples of mature compost were evaluated. Composts were obtained using manures, agricultural and agroindustrial wastes as raw materials, such as cattle and sheep manures, winery and distillery wastes (grape stalk, exhausted grape marc and vinasse), wastes from the orange juice and tomato-soap production, “alperujo” (solid waste obtained from olive oil production), almond peel, exhausted peat and spent mushroom substrate. Composts were prepared using different composting systems, the static pile composting system (Rutgers system) in four of the composts and the turning composting system in the rest. Table 1 shows the composition and proportion of the different composts, as well as the composting system used. In piles 11 and 12, a pH correction of the initial mixture was carried out using 0.1% CaO in order to avoid an initial inhibition of the thermophilic microorganisms (Sundberg et al., 2004).

Samples, three replicates for compost, were taken by mixing seven sub-samples from seven sites of the pile, from the whole profile (from the top to the bottom of the pile). Each sample was divided into two parts: one was air-dried and ground to 0.5 mm

for analysis and the other was immediately frozen and kept for microbiological analysis.

2.2. Physico-chemical and chemical methods

Compost samples were analysed for electrical conductivity (EC) and pH in a 1:10 (w/v) water-soluble extract. Dry matter of the samples was determined after 12 h at 105 °C. Organic matter (OM) was assessed by determining the loss-on ignition at 430 °C for 24 h (Navarro et al., 1993). Total nitrogen (TN) and total organic carbon (TOC) were determined by automatic microanalysis (Navarro et al., 1991), as were the 0.1 M NaOH-extractable organic carbon (Cex), water-soluble carbon (WSC) and fulvic acid-like carbon (Cfa), the latter after precipitation of the humic acid-like carbon (Cha) from the NaOH-extraction at pH 2.0 (Sánchez-Monedero et al., 1996). Cha was calculated by subtracting Cfa from Cex. Water-soluble phenols (POL) were determined by the modified Folin-Ciocalteu method in a 1:20 (w/v) water extract (Beltrán et al., 1999) and germination index (GI) was calculated using seeds of *Lepidium sativum* L. (Zucconi et al., 1981). The humification parameters (humification ratio (HR), percentage of humic acid-like carbon (PHA), humification index (HI), polymerisation ratio (PR)) were calculated according to Bustamante et al. (2008b). After HNO₃/HClO₄ digestion, P was assessed colorimetrically as molybdovanadate phosphoric acid, Na and K were determined by flame photometry and other nutrients (Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn) and toxic heavy metals (Cr, Ni, Cd, Hg, Pb) by atomic absorption spectrometry.

2.3. Microbiological determinations

Microbial populations (mesophilic and thermophilic aerobic bacteria, mesophilic and thermophilic actinomycetes and mesophilic fungi) in the compost samples were determined using agar plate dilution methods. Initial suspensions were prepared by the addition of 10 g (wet weight) of a compost sample to 90 ml of 0.9% (w/v) sterile saline solution in 250 ml Erlenmeyer flasks. The suspensions were shaken at 120 rpm for 20 min at room temperature and were serially diluted with sterile saline solution. Aliquots of 0.1 ml of each diluted suspension were spread on prepared agar plates. Three plates were used per dilution. Aerobic bacteria were enumerated on Nutrient Agar plates; mesophilic fungi were enumerated on Rose Bengal Chloramphenicol Agar and actinomycetes on Actinomycete Isolation Agar.

Incubation was at 30 °C for mesophilic microorganisms and at 60 °C for thermophilic microorganisms. After 24 h of incubation, mesophilic aerobic bacteria were enumerated. Thermophilic aerobic bacteria and actinomycetes were counted after 48 h and 72 h of incubation, respectively. The rest of microorganisms were enumerated after 5 days of incubation. The number of microorganisms was expressed as colony forming units (CFU) per gram of compost.

2.4. Multivariate statistical analysis

The chemometric analysis was carried out using hierarchical cluster analysis (HCA) and factorial analysis (FA). HCA is a technique used for classifying objects, which have been characterized by the values of a set of variables, into different groups. The clusters are formed by grouping objects according to similarity, and the results are presented in the form of dendograms, which allow visualizing the distances between objects (Gil et al., 2008). Data was clustered by the between-groups linkage or Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean (UPGMA) technique, which defines the distance between two clusters as the average of all the pairs of distances between elements of both clusters; similarities and dissimilarities were quantified by Square Euclidean dis-

Table 1
Characteristics of the composting piles and type of composting system used (percentages on dry weight basis).

Pile	Proportion of the raw materials	Composting time (days) ^a	Maximum temperature (°C) ^b	Composting system used
P1	20% GS + 80% CM	86	56	Turning pile
P2	40% GS + 60% CM	86	42	Turning pile
P3	60% GS + 40% CM	86	32	Turning pile
P4	80% GS + 20% CM	86	29	Turning pile
P5	60% EGM + 40% OJW	102	41	Turning pile
P6	60% EGM + 40% ALP	167	53	Turning pile
P7	60% EGM + 40% AW	102	64	Turning pile
P8	60% EGM + 40% EP	72	38	Turning pile
P9	60% EGM + 40% SPS	96	57	Turning pile
P10	60% EGM + 40% SPS + V	96	66	Turning pile
P11	60% EGM + 40% OJW	246	53	Static pile (Rutgers)
P12	60% EGM + 40% TSW	161	55	Static pile (Rutgers)
P13	60% EGM + 40% CM	154	54	Static pile (Rutgers)
P14	60% EGM + 40% SM	197	55	Static pile (Rutgers)
P15	50% EGM + 25% SM + 25% TSW	147	50	Turning pile

GS: grape stalk; CM: cattle manure; EGM: exhausted grape marc; OJW: orange juice waste; ALP: alperujo; AW: almond waste; EP: exhausted peat; SPS: spent mushroom substrate; V: vinasse; TSW: tomato soap waste; SM: sheep manure.

^a The composting time includes both bio-oxidative and curing phase.
^b Maximum temperature values reached during the bio-oxidative phase.

4070

M.A. Bustamante et al./Bioresource Technology 101 (2010) 4068–4074

tance measurements (Visauta and Martori, 2003). FA is a multivariate technique, whose aim is to reduce an original set of variables into a smaller set of non-correlated components, called factorial components (Fs), which represent most of the information found in the original variables (Gil et al., 2008; Bustamante et al., 2009). Usually, only the first few Fs in a descending order explain the maximum of the total variance of all original variables (Zbyt-niewski and Buszewski, 2005). The factorial loadings of the data were analysed after the application of Varimax normalised rotation of Fs coordinate system and four principal components were established (F1, F2, F3 and F4). Multivariate methods were applied to the mean values of three replicates from each parameter studied. The parameters considered in the statistical analysis were: pH, electrical conductivity (EC), phosphorous (P), water-soluble carbon (WSC), water-soluble phenols (POL), organic matter contents (OM), total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), carbon to nitrogen ratio (C/N), extractable organic carbon (Cex), humic acid-like carbon (Cha), fulvic acid-like carbon (Cfa), polymerisation ratio (PR), humification index (HI), humification ratio (HR), percentage of humic acid-like carbon (PAH), germination index (GI) and macronutrients (Ca, P, Mg, K, Na), micronutrients (Fe, Cu, Mn, Zn), heavy metals (Ni, Cr, Cd, Hg, Pb), thermophilic aerobic bacteria (TAB), mesophilic aerobic bacteria (MAB), thermophilic actinomycete (TA), mesophilic actinomycete (MA), mesophilic fungi (F). Data analysis was carried out using the SPSS v. 15.0 statistical software package.

3. Results and discussion

3.1. Compost classification by HCA

HCA were applied to the data obtained of the characteristics of the composts in order to classify these organic materials. The

dendrogram (Fig. 1) displays the similarities and dissimilarities among the different compost samples. The compost samples linked in one cluster are more similar to themselves than to the compost samples in the other clusters. In addition, the lower the Square Euclidean distances (x -axis) among samples, the more similar samples are. In Fig. 1, mainly three clusters are observed, as well as three composts are distant from these clusters and do not constitute any cluster. The composts P9, P10, P13, P15 and P14 constitute one of these clusters (cluster A) and seem to be different from the rest of compost samples. The lowest Square Euclidean distance was observed between P9 and P10, indicating that these two samples did not strongly differ. The only difference between these two composts was the use of vinasse (V) in P10; however, as HCA has shown, the use of V does not seem to produce a notable effect in the characteristics of the mature compost P10 compared to P9. Cluster A seems to group mainly the composts that are constituted by agro-food wastes (exhausted grape marc, tomato soap waste, spent mushroom substrate) and manures (cattle and sheep manure). P9 and P10 apparently are the only composts that do not contain manure as ingredient; however, spent mushroom substrate is a waste constituted by a composted mixture of cereal straw and manure (poultry and/or horse manure and/or pig slurry), calcium sulphate, soil and residues of inorganic nutrients and pesticides (Medina et al., 2009).

The composts P6, P12, P7 and P8 form the cluster B, where P6 and P12 show the highest similarity. All the composts included in this cluster were elaborated using only agro-food wastes (exhausted grape marc, alperujo, almond waste, exhausted peat, tomato soap waste). Clusters A and B seem to constitute other group that shows similarities with the third cluster, cluster C, which clustered only three composts, P3, P4 and P2. These composts have the same ingredients in their composition (grape stalk and cattle manure), but in different proportion (40:60, 60:40 and 80:20 for P2, P3 and P4, respectively). In this cluster, P3 and P4

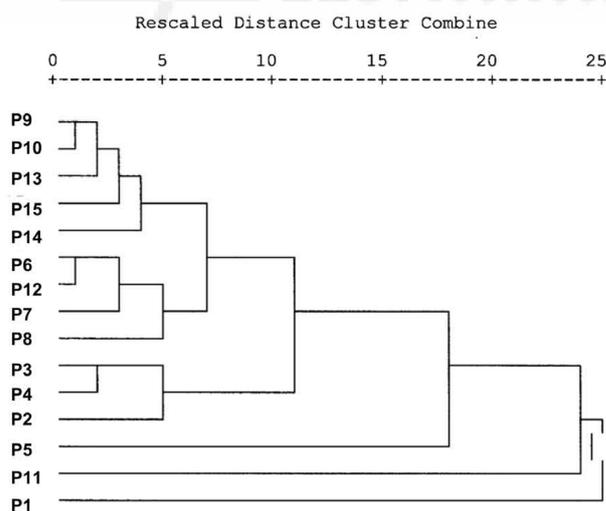


Fig. 1. Dendrogram obtained by HCA based on data of the different physico-chemical, chemical and microbiological parameters studied in the composts: P1 (grape stalk + cattle manure (in different proportions)); P2 (exhausted grape marc + orange juice waste); P3 (exhausted grape marc + alperujo); P4 (exhausted grape marc + almond waste); P5 (exhausted grape marc + exhausted peat); P6 (exhausted grape marc + alperujo); P7 (exhausted grape marc + almond waste); P8 (exhausted grape marc + exhausted peat); P9 (exhausted grape marc + spent mushroom substrate); P10 (exhausted grape marc + spent mushroom substrate + vinasse); P11 (exhausted grape marc + orange juice waste); P12 (exhausted grape marc + tomato soap waste); P13 (exhausted grape marc + cattle manure); P14 (exhausted grape marc + sheep manure); P15 (exhausted grape marc + sheep manure + tomato soap waste). The x -axis represents the Square Euclidean distances.

are the most similar composts, this fact showing that the proportions of the raw materials in these composts could have not influence in their final properties.

On the other hand, composts P1, P5 and P11 are not clustered among them and do not display substantial similarities between themselves and to other composts. These composts are mainly constituted by wastes from the agro-food industry (winery-distillery and citrus industry) and for P5 and P11, the only differences were the composting system used and the pH correction in P11. In addition, HCA has formed clusters that contain composts elaborated using the turning and the Rutgers composting system; thus, the composting system seems not to influence in the final characteristics of the composts elaborated using manures, agricultural and agroindustrial wastes.

3.2. Physico-chemical and chemical characteristics

The mean values, range and coefficient of variation of the physico-chemical and chemical parameters studied in the clusters (A, B, C) and in the unclustered samples of the mature composts obtained by HCA are shown in Table 2. All the clusters showed similar pH values and within the range (6.0–8.5) suggested as suitable for compost (Miller, 1993; Hogg et al., 2002). However, the electrical conductivity values were different depending on the cluster, cluster A showing the highest levels, probably due to the presence of spent mushroom substrate and vinasse in this group of composts, since these wastes have a high salt content (Bustamante et al., 2005; Paredes et al., 2006). The rest of clusters and also the composts not grouped displayed electrical conductivity values lower than the limit value considered tolerable by plants with medium salt-sensitivity (Lasaridi et al., 2006). Organic matter (OM) contents were similar in all the clusters and also in the group of unclustered composts, except for the composts included in cluster A, which showed the lowest values. However, all composts had OM values higher than the minimum values established by the Spanish and the European legislation (35% and 30%, respectively for OM) (BOE, 2008; European Commission, 2001).

Total nitrogen mean values were greater than 2% and similar among the clusters, which indicates a low variability of this parameter between organic materials elaborated using agroindustrial

wastes. This fact was not observed in composts elaborated using only other wastes, such as municipal solid wastes or manures, as Campitelli and Ceppi (2008) observed in a study of characterization of composts and vermicomposts with different origin.

The concentration of water-soluble phenols was similar in all the composts, except for those included in cluster C that showed the highest contents, probably because this group was formed by composts elaborated using grape stalk in high proportions (40%, 60% and 80%), a waste characterized by a high content of polyphenolic compounds (Bustamante et al., 2008a).

Regarding the macronutrient and sodium concentrations, the presence of manures in the initial composition of the composts clearly influenced on the final characteristics and classification of the composts obtained, as the clusters have shown; clusters A and C, mainly constituted by composts elaborated using manures (cattle and sheep manure), in general, displayed the highest contents in Na and macronutrients, especially K. On the other hand, the concentration in micronutrient and heavy metals were, in general, similar between the groups of composts, heavy metal contents being lower than the limits established for compost by the Spanish and European legislation (BOE, 2008; European Commission, 2001).

3.3. Compost maturity and microbial population

Table 3 shows the mean, range and coefficient of variation of the parameters commonly used to estimate compost stability and/or maturity, as well as the values or ranges recommended by other authors. Comparing the values obtained among the different clusters, the highest differences among the groups of composts were observed in the C/N ratio. The greatest values of the C/N ratio were observed in the clusters B and C, mainly formed by raw materials with a high lignocellulosic character, such as grape stalk, or practically stabilised, such as exhausted peat.

WSC is the most active fraction of carbon and is indicative of compost stability (Wu et al., 2000). The WSC values in the composts analysed did not show noticeable differences. These values were included within the range recommended for all the clusters, even for the unclustered composts, which indicates the stability of the final composts obtained.

Table 2
Physico-chemical and chemical characteristics of the groups of composts (A, B, C and unclustered) obtained by HCA.

Parameter	Cluster A			Cluster B			Cluster C			Unclustered		
	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV
pH	7.5	6.7–8.0	7	6.8	6.5–7.3	5	7.8	7.5–8.1	4	7.3	6.2–8.4	15
EC (dS/m)	5.30	4.69–6.15	11	2.63	2.24–2.93	11	2.94	2.38–3.34	17	2.85	1.98–3.83	33
OM (%)	68.4	61.3–74.2	7	87.7	85.6–91.2	3	82.2	75.7–87.4	7	81.4	68.3–92.3	15
TOC (%)	39.5	33.9–42.2	9	49.6	44.5–56.1	10	44.0	41.7–45.5	5	44.6	34.5–51.8	20
TN (g N/kg)	2.61	2.34–2.92	9	2.46	2.05–2.95	19	2.04	1.53–2.43	23	2.78	2.62–2.86	5
POL (g/kg)	1.54	1.20–2.26	27	1.39	1.23–1.70	15	2.45	2.28–2.73	10	1.72	1.59–1.95	12
P (g/kg)	5.35	4.37–6.46	15	3.36	2.01–4.85	36	5.63	3.39–8.62	48	5.63	2.33–11.5	90
Na (g/kg)	3.04	0.81–6.71	80	0.82	0.50–1.54	59	1.54	0.93–2.19	41	1.34	0.23–3.15	118
K (g/kg)	15.0	12.1–18.6	18	12.3	6.48–17.7	38	17.6	14.7–19.6	15	11.4	7.12–16.8	44
Ca (g/kg)	47.5	34.5–72.4	35	17.3	11.5–22.0	29	27.2	17.5–38.9	40	30.1	12.8–51.2	65
Mg (g/kg)	4.58	2.70–5.91	36	2.83	1.89–4.82	48	7.15	4.42–10.4	42	5.96	1.45–14.4	123
Fe (g/kg)	2.79	1.91–3.70	25	1.39	0.41–2.68	74	1.42	0.83–2.13	47	1.40	0.49–3.01	99
Mn (mg/kg)	109	98.7–121	8	47.3	31.0–76.6	43	153	84.3–241	52	127	20.5–338	143
Cu (mg/kg)	19.2	16.7–25.1	18	21.3	16.1–25.6	19	29.6	20.7–41.5	36	29.9	14.0–56.8	78
Zn (mg/kg)	78.2	45.9–137	48	78.6	29.0–179	87	157	90.2–245	51	233	56.1–367	69
Cr (mg/kg)	5.40	4.25–6.92	21	4.55	2.58–8.24	55	7.71	4.92–10.4	36	8.98	6.46–10.7	25
Cd (mg/kg)	0.19	0.13–0.25	25	0.20	0.13–0.24	26	0.25	0.18–0.37	44	0.27	0.13–0.46	62
Pb (mg/kg)	3.53	1.56–6.50	71	2.91	1.29–5.78	73	2.05	1.22–2.64	36	1.95	1.03–3.42	66
Ni (mg/kg)	4.21	2.77–7.74	48	2.21	1.29–3.48	41	8.60	4.72–13.2	50	7.77	1.57–18.2	117
Hg (mg/kg)	0.36	0.25–0.51	26	0.36	0.2–0.49	33	0.38	0.36–0.40	6	0.38	0.34–0.43	12

EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen; POL: water-soluble phenols; CV: coefficient of variation. Cluster A: P9, P10, P13, P15, P14; Cluster B: P6, P12, P7, P8; Cluster C: P3, P4, P2; Composts not clustered: P5, P11, P1. For the composting pile abbreviations, see Table 1.

4072

M.A. Bustamante et al. / Bioresource Technology 101 (2010) 4068–4074

Table 3
Maturity values of the groups of composts (A, B, C and unclustered) obtained by HCA.

Parameter	Recommended range	Cluster A			Cluster B			Cluster C			Unclustered		
		Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV
C/N	<10–20 ^a	15.1	14.5–16.4	6	20.6	16.8–23.6	14	22.5	17.2–29.8	29	16.2	12.1–19.9	24
WSC (%)	<1.0–1.7 ^{b,c}	1.11	0.91–1.32	16	1.01	0.73–1.36	26	1.27	1.13–1.43	12	1.17	1.04–1.34	13
Cext (%)	–	3.73	3.18–4.09	10	4.42	3.80–4.99	11	3.16	3.04–3.30	4	4.77	3.55–7.02	41
Cha (%)	–	2.19	1.62–2.69	19	2.91	2.59–3.19	9	1.67	1.64–1.71	2	3.02	1.99–4.97	56
Cfa (%)	–	1.54	1.26–1.99	18	1.51	1.22–1.79	17	1.49	1.40–1.60	7	1.76	1.56–2.05	15
HI (%)	>3.5 ^d	5.50	4.78–6.39	12	5.90	5.22–6.67	10	3.80	3.72–3.93	3	6.61	4.19–9.60	42
HR (%)	>7 ^d	9.46	8.18–10.7	10	8.95	7.68–9.81	10	7.18	6.99–7.28	2	10.6	7.49–13.6	29
PHA (%)	≥50 ^d	58.5	44.8–66.0	14	66.0	63.8–68.0	4	52.9	51.7–53.8	2	60.8	55.7–70.9	14
PR (%)	>1 ^d	1.48	0.82–1.94	28	1.95	1.77–2.12	10	1.13	1.07–1.17	4	1.65	1.25–2.43	41
GI (%)	>50 ^e	77.0	67.7–84.2	8	88.1	79.8–97.1	9	87.7	83.3–92.6	5	79.5	72.9–91.7	13

C/N: total organic carbon/total nitrogen ratio; WSC: water-soluble organic C; Cext: extractable organic C; Cha: humic acid-like C; Cfa: fulvic acid-like C; HI: humification index; HR: humification ratio; PHA: percentage of humic acids; PR: polymerisation ratio; GI: germination index; CV: coefficient of variation.

Cluster A: P9, P10, P13, P15, P14; Cluster B: P6, P12, P7, P8; Cluster C: P3, P4, P2; Composts not clustered: P5, P11, P1. For the composting pile abbreviations, see Table 1.

^a Mathur et al. (1993);

^b Hue and Liu (1995);

^c Bernal et al. (1998);

^d Roleto et al. (1985);

^e Zucconi et al. (1981).

On the other hand, humic-like substances in mature compost must constitute the most important fraction of its organic matter. The C contents of humic-like acid and fulvic-like acid substances, as well as the humification parameters are usually employed as maturity indicators (Zbyszewski and Buszewski, 2005). Great differences have not been observed in the mean values and ranges of Cha, Cfa and Cext for the different clusters obtained, while composts unclustered showed a great variability among the values of these parameters, which suggests that the humification degree was similar in all the clustered composts, but it widely varied among the composts not classified. As a consequence, the humification parameters also showed the same variability, although all the composts, clustered and unclustered, displayed values of the humification parameters within the recommended range for mature compost.

Germination index (GI) is one of the most sensitive parameters to evaluate phytotoxicity and thus, the degree of compost maturity, the value 50% being the maker of phytotoxin-free compost (Zucconi et al., 1981). All the composts (clustered and unclustered) showed GI values higher than 50%, indicating absence of phytotoxicity. However, the lowest GI values were obtained in the composts grouped by cluster A, probably because this group of composts also displayed the highest salinity.

Compost is the result of a microbial degradation and thus, the optimisation of compost quality is directly linked to the composition and succession of the microbial community in the composting process (Amir et al., 2008). The composition of the microbial com-

munity changes considerably during composting (Beffa et al., 1996). The initial decomposers are mesophilic organisms (bacteria and fungi). In the next stage, thermophilic organisms appear, especially actinomycetes, and the fungal populations decline. The final phase of composting is characterized by the development of a new mesophilic community; the actinomycetes remain and the fungi reappear along with cellulose-decomposing bacteria (Herrmann and Shann, 1997; Amir et al., 2008). Therefore, the determination of the microbial population in the final compost could be indicative of the stability and/or maturity degree of the organic material obtained. Microbial population in the final composts clustered was dominated by mesophilic organisms (MAB, MA and F), as it can be seen in Table 4. Great differences in the microbial populations studied were not observed among the clusters; however, the TA contents in the unclustered composts were higher than in the composts included in clusters. On the other hand, in all the clusters and in the unclustered composts, except for the composts grouped in cluster A, mesophilic aerobic bacteria constitute the microorganisms in the highest proportion, which can be indicative of a good development of the composting process, since the size and composition of microbial population determine the rate and extent of compost activity (Saludes et al., 2008).

3.4. Factorial analysis

FA was conducted for all data obtained corresponding to the parameters analysed in all the mature compost samples. Table 5

Table 4
Means and value ranges of the microbial groups in the clusters (A, B, C) and in the unclustered group of mature composts obtained by HCA.

Parameter	Cluster A			Cluster B			Cluster C			Unclustered		
	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV
MAB	7.23×10^7	5.07×10^7 – 1.06×10^8	32	1.03×10^8	4.32×10^7 – 1.78×10^8	59	1.83×10^8	4.17×10^7 – 4.31×10^8	117	3.45×10^7	1.78×10^7 – 4.50×10^7	43
TAB	3.53×10^5	1.63×10^5 – 6.14×10^5	56	1.62×10^5	2.23×10^5 – 4.04×10^5	114	5.63×10^4	7.33×10^4 – 1.42×10^5	133	1.12×10^5	1.10×10^4 – 2.90×10^5	139
MA	9.75×10^7	3.97×10^7 – 1.64×10^8	50	8.08×10^7	1.21×10^7 – 1.15×10^8	58	1.67×10^8	7.57×10^7 – 3.35×10^8	87	8.08×10^4	1.65×10^4 – 2.01×10^5	24
TA	6.28×10^5	6.67×10^4 – 1.46×10^6	90	2.26×10^5	2.13×10^4 – 5.20×10^5	109	1.35×10^4	4.53×10^3 – 2.80×10^4	94	1.76×10^7	1.35×10^7 – 2.19×10^7	129
F	2.18×10^6	9.87×10^5 – 3.73×10^6	53	2.61×10^6	2.13×10^5 – 6.13×10^6	96	3.24×10^7	3.57×10^5 – 9.41×10^7	165	2.35×10^5	2.17×10^4 – 6.00×10^5	135

MAB: mesophilic aerobic bacteria; TAB: thermophilic aerobic bacteria; MA: mesophilic actinomycete; TA: thermophilic actinomycete; F: mesophilic fungi; CV: coefficient of variation. All the values are expressed as CFU/g compost.

Cluster A: P9, P10, P13, P15, P14; Cluster B: P6, P12, P7, P8; Cluster C: P3, P4, P2; Composts not clustered: P5, P11, P1. For the composting pile abbreviations, see Table 1.

MA. Bustamante et al./Bioresour. Technology 101 (2010) 4068–4074

4073

Table 5
Principal component loadings of the original data obtained in the analysis.

Parameter	Principal components			
	PC1	PC2	PC3	PC4
Ni	0.978	0.076	-0.098	-0.055
Cu	0.970	-0.049	0.011	-0.015
Mg	0.910	0.224	-0.259	-0.032
Mn	0.902	0.256	-0.232	-0.072
P	0.865	0.416	-0.119	0.079
Zn	0.728	0.088	-0.157	-0.062
pH	0.646	0.396	-0.488	0.274
Cd	0.600	-0.257	-0.050	-0.360
Cr	0.578	-0.130	0.137	-0.334
WSC	0.510	0.141	-0.302	0.293
EC	0.032	0.901	-0.099	0.122
OM	-0.248	-0.880	0.261	0.044
Ca	-0.248	0.864	-0.529	-0.088
CN	-0.317	-0.821	-0.291	-0.029
Fe	0.243	0.728	-0.162	0.010
TOC	-0.394	-0.715	0.402	0.262
TA	-0.405	0.706	0.107	0.010
Na	0.337	0.653	-0.038	0.176
TAB	-0.228	0.651	0.201	0.202
Pb	-0.022	0.563	-0.215	0.161
GI	0.395	-0.483	-0.103	0.057
PR	-0.236	-0.242	0.888	0.096
HI	-0.059	-0.031	0.881	-0.369
PHA	-0.201	-0.252	0.875	0.152
Cha	-0.214	-0.308	0.867	-0.205
Cext	-0.210	-0.282	0.792	-0.321
POL	0.173	-0.282	-0.716	-0.039
HR	0.041	0.201	0.651	-0.587
TN	0.175	0.473	0.590	0.193
MAB	-0.085	0.007	0.097	0.899
MA	-0.116	0.233	-0.219	0.764
F	-0.123	0.035	0.001	0.681
Cfulv	-0.093	-0.053	0.132	-0.590
K	0.467	0.243	-0.376	0.569
Hg	-0.127	-0.292	0.206	0.377

For the abbreviations, see Tables 2–4.

shows the factorial loadings, using four factors (F1, F2, F3 and F4) for this analysis. Those factors explained 72.3% of the total explained variance, where F1 explained 32.9% of the variance, F2 explained 16.2%, F3 explained 14.6% and F4 explained 8.6% of the variance.

The different variables grouped in each component are represented in bold type in relation to their highest absolute value (Table 5). The variables that better defined F1 were Ni, Cu, Mg, Mn, P, Zn, pH, Cd, Cr and WSC. This factor seemed to group the properties associated to the water-soluble fraction, micronutrients and heavy metals; all parameters were positively correlated and this factor did not include any microbial group. The positive correlation between WSC and pH supposes that high pH values could solubilise organic compounds, this fact being also observed by Campitelli and Ceppi (2008).

F2 was essentially defined by the variables EC, OM, Ca, C/N, Fe, TOC, TA, Na, TAB, Pb and GI. In this factor, OM, C/N, GI and TOC were negatively correlated with the rest of variables and positively related between them. This factor could be related to compost stability; the negative correlations between the GI, OM, C/N and TOC, parameters associated to compost stability and maturity (absence of phytotoxicity, OM degradation and C/N decrease during composting) with the rest of parameters indicates that compost stability and maturity in composts from agroindustrial wastes is negatively related not only with the contents in certain elements, such as Ca, Fe or especially Na and thus, with EC, but also with determined microbial groups associated to the main stage of degradation of the composting process, such as TA and TAB.

The variables included in F3 were PR, HI, PHA, Cha, Cext, POL, HR and TN. This factor seemed to be defined by variables mainly

related to the humification process and thus, to the maturity degree of compost. All these parameters were positively related among them, except for POL, which showed a negative relation to the rest, probably due to all these parameters increase during the composting process, showing phenols the opposite behaviour.

And finally, F4 was essentially defined by the mesophilic microbial groups (MAB, MA, F) and the parameters Cfa, K and Hg. All the variables were positively correlated between them, except for Cfa. All these parameters increase during composting, while the content in fulvic-like substances decreases. On the other hand, the negative correlation of Cfa with the mesophilic microbial groups could be indicative of a good development of the composting process, because in the final stage of composting, the composting mass is recolonized by mesophilic microorganisms, especially actinomycetes, fungi and cellulose-decomposing bacteria (Herrmann and Shann, 1997).

4. Conclusions

The agroindustrial waste composts obtained showed suitable physico-chemical and chemical properties for their use as organic amendment and a good degree of stability and maturity. The use of statistical techniques, such as HCA and FA, allowed to distinguish and classify the different organic materials obtained, as well as to identify the main parameters related to the composting process of agroindustrial wastes. HCA classified the composts mainly in four groups and showed that the composting system did not influence on their final characteristics. Also, four factors that explained 72.3% of the variability were obtained by FA to classify the principal variables associated to the composting of agroindustrial wastes.

Acknowledgements

This work has been supported by a post-doctoral grant from the Fundación Cajamurcia and has been financed by the Ministerio de Educación y Ciencia of Spain (CICYT CTM2006-01363/TECNO Project).

References

- Amir, S., Merlina, G., Pinelli, E., Winterton, P., Revel, J.C., Hafidi, M., 2008. Microbial community dynamics during composting of sewage sludge and straw studied through phospholipid and neutral lipid analysis. *J. Hazard. Mater.* 159, 593–601.
- Beffa, T., Blanc, M., Lyon, P.F., Vogt, G., Marchiani, M., Fischer, J.L., Aragno, M., 1996. Isolation of *Thermus* strains from hot composts (60 to 80 °C). *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 1723–1727.
- Beltrán, F.J., García-Araya, J.F., Álvarez, P.M., 1999. Wine distillery wastewater degradation. I. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *J. Agric. Food Chem.* 47, 3911–3918.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63, 91–99.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453.
- BOE, 2008. Orden APA/863/2008, de 25, por la que se modifican los anexos I, II, III, y VI del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes y afines. *Boletín Oficial del Estado* 79, 18145–18180.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinoza, A., Pérez-Murcia, M.D., 2005. Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterisation of nutrient and hazardous components. *Water Sci. Technol.* 51, 145–151.
- Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., Pérez-Espinoza, A., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., 2008a. Agrochemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. *Waste Manage.* 28, 372–380.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinoza, A., Bernal, M.P., Moral, R., 2008b. Co-composting distillery wastes with animal manure: Carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551–557.

4074

M.A. Bustamante et al./Bioresour. Technol. 101 (2010) 4068–4074

- Bustamante, M.A., Paredes, C., Morales, J., Mayoral, A.M., Moral, R., 2009. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. *Bioresour. Technol.* 100, 4766–4772.
- Campitelli, P., Ceppi, S., 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 90, 64–71.
- Eggen, T., Vethe, O., 2001. Stability indices for different composts. *Compos. Sci. Util.* 9 (2), 27–37.
- European Commission, 2001. Working Document. Biological treatment of Biowaste. 2nd draft. Available in: http://europa.eu.int/comm/environment/waste/facts_en.htm.
- Farrell, M., Jones, D.L., 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresour. Technol.* 100, 4301–4310.
- Gil, M.V., Calvo, L.F., Blanco, D., Sánchez, M.E., 2008. Assessing the agronomic and environmental effects of the application of cattle manure compost on soil by multivariate methods. *Bioresour. Technol.* 99, 5763–5772.
- Gómez-Brandón, M., Lázcano, C., Domínguez, J., 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere* 70, 436–444.
- Herrmann, R.F., Shann, J.F., 1997. Microbial community changes during the composting of municipal solid waste. *Microb. Ecol.* 33, 78–85.
- Hogg, D., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S., 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australia. The Waste and Resources Programme (WRAP). Oxon.
- Hue, N.V., Liu, J., 1995. Predicting compost stability. *Compos. Sci. Util.* 3 (2), 8–15.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, G., Kyriacou, A., 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *J. Environ. Manage.* 80, 58–65.
- Mathur, S.P., Owen, G., Dinel, H., Schnitzer, M., 1993. Determination of compost biomaturation. Literature review. *Biol. Agric. Hortic.* 10, 65–85.
- Medina, E., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R., 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. *Bioresour. Technol.* 100, 4227–4232.
- Miller, F.C., 1993. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Meeting, F.B. (Ed.), *Soil Microb. Ecol.* Marcel Dekker, Inc., New York, United States of America, pp. 515–544.
- Nakasaka, K., Hiraoka, S., Nagata, H., 1998. A new operation for producing disease-suppressive compost from grass clippings. *Appl. Environ. Microbiol.* 64, 4015–4020.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Commun. Soil Sci. Plant* 22, 2137–2144.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 44, 203–207.
- Paredes, C., Moral, R., Pérez-Murcia, M.D., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinoza, A., 2006. Agricultural value of the spent mushroom substrate. In: Petersen, S.O. (Ed.), *Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole-Farm Perspective (Volume II)*. Danish Institute of Agricultural Sciences. Ministry of Food, Agricultural Sciences, Tjele, pp. 301–304.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26 (2), 46–47.
- Said-Pullichino, D., Erriquets, F.G., Gigliotti, G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresour. Technol.* 98, 1822–1831.
- Saludes, R.B., Iwabuchi, K., Miyatake, F., Abe, Y., Honda, Y., 2008. Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture. *Bioresour. Technol.* 99, 7285–7290.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Martínez-Pardo, C., Cegarra, J., Paredes, C., 1996. A microanalysis methods for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidizable carbon. *Bioresour. Technol.* 57, 291–295.
- Som, M.P., Lemée, L., Amblès, A., 2009. Stability and maturity of a green waste and biowaste compost assessed on the basis of a molecular study using spectroscopy, thermal analysis, thermodesorption and thermochemolysis. *Bioresour. Technol.* 100, 4404–4416.
- Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., Capel, C., Moreno, J., 2007. Antagonistic activity of bacteria and fungi from horticultural compost against *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis*. *Crop Prot.* 26, 46–53.
- Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* 95, 145–150.
- Takaku, H., Kodaira, S., Kimoto, A., Nashimoto, M., Takagi, M., 2006. Microbial communities in the garbage composting with rice hull as an amendment revealed by culture-dependent and -independent approaches. *J. Biosci. Bioeng.* 101, 42–50.
- Tejada, M., García-Martínez, A.M., Parrado, J., 2009. Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 100, 4062–4065.
- Termorshuizen, A.J., van Rijn, E., van der Gaag, D.J., Alabouvette, C., Chen, Y., Lagerlöf, J., Malandrakis, A.A., Paplomatas, E.J., Rämert, B., Ryckeboer, J., Steinberg, C., Zmora-Nahum, S., 2006. Suppressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: variability in pathogen response. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2461–2477.
- Visauta, B., Martori, J.C., 2003. Análisis Estadístico con SPSS para Windows. Volumen II. Estadística multivariante. Segunda edición. Ed. McGraw-Hill, Madrid.
- Wu, L., Ma, L.Q., Martínez, G.A., 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.* 29, 424–429.
- Zbytyniewski, R., Buszewski, B., 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part I: chemical and spectroscopic properties. *Bioresour. Technol.* 96, 471–478.
- Zbytyniewski, R., Kosobucki, P., Kowalkowski, T., Buszewski, B., 2002. The comparison study of compost to natural organic matter samples. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 1, 68–74.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Bio Cycle* 22, 54–57.

3.2 STUDY OF THE ORGANIC FRACTION IN BIOSOLIDS

Communications in Soil Science and Plant Analysis 44 (2013) 492-501

This article was downloaded by: [Universitario Miguel Hernandez], [R. Moral]
On: 20 February 2013, At: 00:59
Publisher: Taylor & Francis
Informa Ltd Registered in England and Wales Registered Number: 1072954 Registered
office: Mortimer House, 37-41 Mortimer Street, London W1T 3JH, UK



Communications in Soil Science and Plant Analysis

Publication details, including instructions for authors and
subscription information:

<http://www.tandfonline.com/doi/acs20>

Study of the Organic Fraction in Biosolids

C. Torrecillas^a, E. Martínez-Sabater^a, L. Gálvez-Sola^a, E. Agulló^a
, A. Pérez-Espínosa^a, J. Morales^b, A. M. Mayoral^b & R. Moral^a

^a Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez
University, Orihuela, Alicante, Spain

^b Research Institute "Operation Research Centre," Miguel Hernandez
University, Elche, Alicante, Spain

To cite this article: C. Torrecillas, E. Martínez-Sabater, L. Gálvez-Sola, E. Agulló, A. Pérez-Espínosa, J. Morales, A. M. Mayoral & R. Moral (2013): Study of the Organic Fraction in Biosolids, Communications in Soil Science and Plant Analysis, 44:1-4, 492-501

To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2013.744150>

PLEASE SCROLL DOWN FOR ARTICLE

Full terms and conditions of use: <http://www.tandfonline.com/page/terms-and-conditions>

This article may be used for research, teaching, and private study purposes. Any substantial or systematic reproduction, redistribution, reselling, loan, sub-licensing, systematic supply, or distribution in any form to anyone is expressly forbidden.

The publisher does not give any warranty express or implied or make any representation that the contents will be complete or accurate or up to date. The accuracy of any instructions, formulae, and drug doses should be independently verified with primary sources. The publisher shall not be liable for any loss, actions, claims, proceedings, demand, or costs or damages whatsoever or howsoever caused arising directly or indirectly in connection with or arising out of the use of this material.

Communications in Soil Science and Plant Analysis, 44:492–501, 2013
Copyright © Taylor & Francis Group, LLC
ISSN: 0010-3624 print / 1532-2416 online
DOI: 10.1080/00103624.2013.744150



Study of the Organic Fraction in Biosolids

C. TORRECILLAS,¹ E. MARTÍNEZ-SABATER,¹
L. GÁLVEZ-SOLA,¹ E. AGULLÓ,¹ A. PÉREZ-ESPINOSA,¹
J. MORALES,² A. M. MAYORAL,² AND R. MORAL¹

¹Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, Orihuela, Alicante, Spain

²Research Institute “Operation Research Centre,” Miguel Hernandez University, Elche, Alicante, Spain

Biosolids are commonly used in agriculture in the European Union, especially in the Mediterranean countries. Because biosolids can act both as fertilizer and organic amendment, the application dose is based on the specific composition of the waste product according to the European legislation of sewage sludge. Organic compounds in biosolids are extremely complex depending on the use of flocculants and/or coadjuncts in wastewater treatments, and therefore the classification into labile, nonlabile, humic-like compounds, etc., categories is necessary to elucidate the potential dynamics in the soil–biosolid systems. In addition, long-term studies are needed to evaluate the effects of biosolids on soil properties, especially considering soil organic-matter pools. In this study, more than 390 biosolids samples were collected and analyzed from 80 different wastewater treatment plants in southern Spain, during the period 2001–2008 (accumulated equivalent population > 500,000 inhabitants 200 hm³ of wastewater treated). The biosolids samples were originated by aerobic or anaerobic stabilization using different wastewater treatments (64.46% by prolonged aeration, 29.75% by active sludge, 1.37% from percolator filters, 1.37% from biocylinders, and 3.03% from biodisks). Total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), water-soluble C and N, humic acid-like (HA), and fulvic acid-like (FA) compounds were determined in all the samples and correlated with the scale and type of the wastewater treatment and also with the biosolid stabilization procedure used. Considering all the scenarios, biosolids from low-scale treatment plants, active sludge wastewater system, and aerobically stabilization of biosolids seemed to be the most efficient for mineralization and therefore for agricultural purposes. However, it is also necessary to take into account the potential N volatilization from calcareous amended soils and thus, more research must be done to ascertain the biosolid behavior in agriculture.

Keywords Biosolids, C pools, humic substances, N pools, organic matter, wastewater treatments

Introduction

In recent years, the problems of storage and disposal of sewage sludge have been exacerbated by the increased volume of treated water. This trend has been rising each year, especially since January 2006 when Directive 91/271 became enforced, which concerns urban

Address correspondence to R. Moral, Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante, Spain. E-mail: raul.moral@umh.es

wastewater treatment (transposed into Spanish law through Law 11/1995) and requires wastewater treatment in urban populations of more than 2,000 equivalent population before discharge into inland waters.

Sewage sludge recycling is a preferred concept in sludge management in Europe (Zbytniewski and Buszewski 2005), considering the significant environmental impacts associated with landfills, incineration, and to a lesser degree disposition in the sea (Hospido et al. 2005; Sponza 2004; Garcia-Becerra, Acosta, and Allen 2010). These biosolids can be a source of carbon (C)-based compounds, mainly microbial biopolymers (Jahn and Nielsen 1998; Garnier et al. 2005; Garcia-Becerra, Acosta, and Allen 2010). Humic substances contain a variety of functional groups, including COOH, phenolic OH, alcoholic OH, quinone, hydroxyquinone, lactone, and ether (Stevenson 1994). According to Veeken et al. (2000), the humic substances play an important role in the physicochemical properties of soil through (1) a positive effect on the structure of soil (Stevenson 1994); (2) a source of nutrients and trace metals and regulation of the supply of nutrients from other sources in the soil (Vaughan and Malcolm 1985); and (3) a positive effect on the activity of microfloral and microfaunal organisms (Burns et al. 1986). Humic acids are involved in numerous reactions with a wide range of substances, including metals and organic and inorganic pollutants in soils and waters (Yates et al. 1997; Riggle and von Wandruska 2002; Zhou, Yan, and Gu 2005). Several researchers (Senesi 1989; Veeken et al. 2000) have reported different combinations of humic substances and their fractions (i.e., fulvic acids, humic acids, and humins) to establish indexes for maturity of compost; however, in many cases, the extraction techniques for humic substances are nonspecific, and nonhumic material is extracted during extraction with sodium hydroxide (NaOH) (Adani, Genevini, and Tambone 1995).

The aim of this study was to determine the nature of the C and nitrogen (N) forms in biosolids produced in the southeast of Spain and establish the possible relationship between organic pools and the wastewater treatment-biosolid stabilization strategies used.

Materials and Methods

Sewage sludge samples were collected at different Spanish municipal wastewater treatment plants. Three hundred ninety-four samples of sewage sludge were collected from 80 different wastewater treatment plants in southern Spain, during the period 2001–2008. The samples were originated by aerobic or anaerobic stabilization using different wastewater treatments (prolonged aeration, active sludge, percolator filters, biocylinders, and biodisks). All samples were dried, ground, dried again at 60 °C, and stored prior to their analysis.

The following chemical analysis were done in triplicate: total organic C (C_T), water-soluble C (C_w), total extractable C (C_{ex}), fulvic acid-like C (C_{fa}), and humic acid-like C (C_{ha}). The dry-matter contents of the samples were determined after drying for 12 h at 105 °C, and organic matter (OM) was determined by loss on ignition at 430 °C for 24 h (Navarro et al. 1993). To extract the humic substances, the samples were treated with 0.1 M NaOH (1:20 w/v ratio) and shaken for 4 h (Garcia et al. 1993). After centrifugation, the supernatants were divided into two fractions, one of which was stored for later analysis (total extractable fraction, C_{ex}), and the other was adjusted to pH 2 by adding concentrated sulfuric acid (H_2SO_4). The precipitates formed at pH 2, the humic acid-like fractions (C_{ha}), were allowed to coagulate for 24 h at 4 °C. The dissolved fulvic acid-like fraction (C_{fa}) was separated by centrifugation, as before, and stored for C analyses. The C concentration of

494

C. Torrecillas et al.

the humic acid-like fractions (C_{ha}) was calculated by subtracting the C of the fulvic acid-like fraction (C_{fa}) from the C of the total extractable fraction (C_{ex}). Oxidizable organic C (C_{ox}) and Kjeldahl N (KN) were determined by the Walkley-Black and Kjeldahl methods, respectively.

The C_T and total N (N_T) were determined using a TOC-VCSN (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan) analyzer. The water-soluble forms [C_w and N_w] were determined in the same way but using distilled water as extractant and with shaking for 2 h. The C/N ratio is calculated by dividing the C_T/N_T . The humification indices were calculated using the following expressions (Roletto et al. 1985; Ciavatta, Vittori Antisari, and Sequi 1988):

$$\text{Humification ratio (HR)} = 100 C_{ex}/C_T$$

$$\text{Humification index (HI)} = 100 C_{ha}/C_T$$

$$\text{Percentage of humic acids (Pha)} = 100C_{ha}/C_{ex}$$

$$\text{Polymerization rate} = C_{ha}/C_{fa}$$

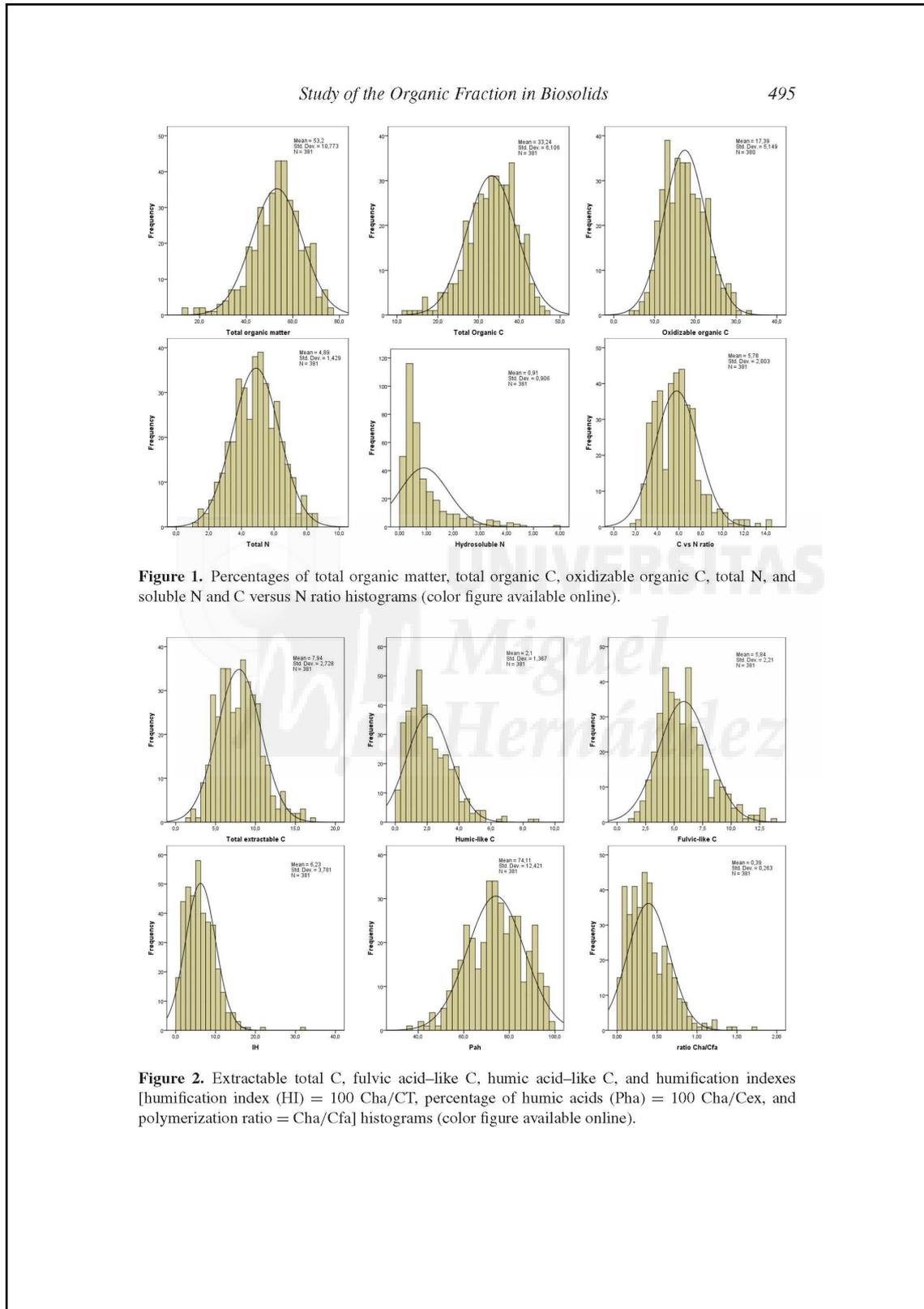
One-way analysis of variance (ANOVA) of each parameter was used to test the statistically significant differences among the treatments, depending on the following aspects: (i) the scale of the treatment plants (four categories based on equivalent inhabitants treated); (ii) type of the wastewater treatment (activated sludge, percolator filters, biocylinders or biodisks, and prolonged aeration), and the biosolid stabilization used (aerobic or anaerobic procedure).

Normality and homogeneity of the variances were checked using the Shapiro-Wilk and Levene tests, respectively, before ANOVA. To compare the differences between specific treatments, the Tukey's b-test was used ($P < 0.05$). Chemometric analysis was carried out using factorial analysis (FA). Data analysis was carried out using the SPSS v. 18.0 statistical software package (SPSS Inc., Chicago, Ill.).

Results and Discussion

Biosolids Nature

In Figs. 1 and 2 the histograms for almost all the studied analytes in the biosolids samples are shown, linked to the organic pool nature. Most of these parameters followed a Gaussian distribution: organic matter, with a mean value of 53.2%; total C, 33.2%; oxidizable organic C, 17.4%; total N, 4.89%; extractable C, 7.94%; and fulvic acid-like C, 5.34%. The most frequent values of these parameters are congruent with the findings of Sánchez-Monedero et al. (1996) in a previous survey of biosolids in southeastern Spain, except for total N, which was greater in our study. In the biosolids samples, greater values of fulvic acid-like C were obtained compared to humic acid-like C, in accordance to the findings of Moral et al. (2005) in manures. However, Campitelli and Ceppi (2008) reported the opposite in composts and vermicompost, with predominance of humic acid-like compounds to fulvic acid-like compounds. This indicates the greater stability that these materials have compared to biosolids. Water-soluble and humic acid-like C showed an irregular distribution of values, with the majority of the samples below to the average value (0.91% and 2.1%, respectively). Also, the humification indexes IH and C_{ha}/C_{fa} ratio reported irregular behavior. For the C/N ratio, two distribution groups seemed to be formed into the histogram, probably linked to the variability sources (scale and type of the wastewater treatment and biosolid stabilization).



496

C. Torrecillas et al.

Evaluation of the Scale of the Treatment Plants on the Biosolid Nature

The scale of the treatment plants was classified depending on the equivalent inhabitants treated (He) into four categories ($He < 1000$; $1.000 < He < 10.000$; $10.000 < He < 100.000$; and $100.000 < He$) to establish its influence on the organic pool of biosolids. The organic-matter content (OM) was not statistically influenced by the number of He (Table 1). However, by using Pearson's bivariate correlation, most of the C forms studied were significantly influenced by He at $P \leq 0.01$. In addition, direct correlations were observed for total organic C, C_T (0.312***); oxidizable organic C, C_{ox} (0.263***); water-soluble C, C_w (0.255***); total extractable C, C_{ex} (0.159***); and fulvic acid-like C, C_{fa} (0.230***) at the 0.01 level (two-tailed). Humic acid-like C (C_{ha}) did not correlate with He and showed a negative response, with lower values related to greater He values in the treatment plants. Regarding the humification indexes studied, decreases of IH and C_{ha}/C_{fa} with increasing He were reported, whereas P_{sh} index increased with He.

Concerning N forms in the biosolids samples, low-scale treatment plants showed the lowest values for all the studied N forms, with maximum values in the $10.000 < He < 100.000$ category. The ratio C/N ranged between 5.5 and 6.8, with a direct and significant Pearson correlation with He (0.205***), showing the prevalence of the mineralization of these materials, especially in low-scale treatment plants with the associated risk of quick losses of N if biosolids are applied to soils. Campitelli and Ceppi (2008) reported values of C/N ratio around 10–20 in composts and vermicomposts, and Bustamante et al. (2008) reported values ranging between 10 and 15 in a wide survey of agro-food composts.

Evaluation of the Type of Wastewater Treatment on the Biosolid Nature

In this section, the variability of the characteristics of the biosolids on the basis of wastewater treatment was studied (Table 2), in all the cases being biological-based procedures: (i) activated sludge treatment, (ii) percolator filters, biocylinders, or biodisks (PF-BIOC-BIOD), and (iii) prolonged aeration. Activated sludge treatment is generally used for urban water treatment, whereas the prolonged aeration is a variation used by small towns for the treatment by activated sludge. Prolonged aeration treatment favors endogenous respiration of the biomass and thus reduces sludge production and increases nitrification in the effluent. This procedure is well adapted to changes in flow and composition. The most significant difference of treatment by PF-BIOC-BIOD compared to the others is that this methodology allows the biological denitrification of nitrates.

Wastewater treatments did not affect the OM content in biosolids. However, C_T and C_{ox} were lower for prolonged ventilation compared to the other treatments. The C_w had significantly greater values for activated sludge treatments (more than 80% of increase) compared to the rest of treatments. Using C_w suggested limit values to evaluate stability in compost (Eggen and Vethe 2001, $C_w < 0.5\%$; Bernal et al. 1998, $C_w < 1.7\%$; Hue and Liu 1995, $C_w < 1\%$) in our biosolids, it can be concluded that PF-BIOC-BIOD and prolonged aeration treatments reduced the biodegradability of the sludge and also the labile C forms. This is congruent also with C_{ex} , C_{ha} , and C_{fa} values, especially for PF-BIOC-BIOD strategy. Concerning the N forms, the lowest values in total, Kjeldahl, and water-soluble N were reported for the PF-BIOC-BIOD, in accordance with its denitrification capacities. In addition, water-soluble N in activated sludge was significantly greater, meaning this treatment strategy gave the greatest biodegradability considering the extractable and water-soluble C and N pools.

Table 1
Analysis of C and N pools and humification indices in biosolids depending on the treatment plant scale

Treatment plant scale	N	OM (%)	C _T (%)	Cox (%)	N _T (%)	TKN (%)	N (%)	C _w (%)	C _{ex} (%)	C _{ln} (%)	C _{ha} (%)	N _w (%)	N (%)	C/N	RH	HI	P _{ah}	C _{ha} /C _{ln}
He ^a < 1000	164	52.3 a	30.8 a	15.3 a	4.55 a	4.44 a	164	2.71 a	7.29 a	5.01 a	2.28 b	0.48 a	164	5.67 a	23.6 a	7.17 c	70.9 a	0.46 c
1.000 < He	100	54.9 a	33.5 b	17.2 b	5.29 b	5.05 bc	100	4.04 b	8.22 ab	5.99 b	2.24 b	0.94 b	100	5.34 a	24.0 a	6.48 bc	73.8 ab	0.40 bc
10.000 < He	42	52.9 a	36.4 c	20.9 c	5.49 b	5.33 c	42	6.95 d	9.14 b	7.53 c	1.61 a	1.66 d	42	5.46 a	25.2 a	4.38 a	82.1 c	0.24 a
100.000 < He	44	54.4 a	37.6 c	20.2 c	4.91 a	4.71 ab	44	5.78 c	8.98 b	6.96 c	2.02 ab	1.28 c	44	6.84 b	23.9 a	5.29 ab	77.5 bc	0.33 ab
F ANOVA		1.4 ns	23***	25***	8.7***	7.9***		37***	8.9***	25***	2.9*	38***		7.1***	0.9 ns	7.6***	11***	9.2***

* Significant at $P < 0.05$.

** Significant at $P < 0.01$.

*** Significant at $P < 0.001$.

Notes: ns, not significant; OM, organic matter; C_T, total organic C; Cox, oxidizable organic C; N_T, total N; TKN, total Kjeldahl N; C_w, water-soluble organic C; N_w, water-soluble organic N; C_{ex}, extractable total C; C_{ar}, fulvic acid-like C; and C_{ah}, humic acid-like C.

^aEquivalent inhabitants treated.

Table 2
Analysis of C and N pools and humification indices in biosolids depending on the wastewater treatment

Wastewater treatment	N	OM (%)	C _T (%)	Cox (%)	N _T (%)	TKN (%)	N	C _w (%)	C _{ex} (%)	C _h (%)	C _{ha} (%)	N _w (%)	N	C/N	RH	HI	P _{ah}	C _{ha} /C _{la}
Active sludge	113	52.1 a	35.3 B	19.4 b	5.06 b	4.90 b	113	6.03 b	8.64 B	6.78 c	1.86 ab	1.36 b	113	5.89 a	24.4 B	5.22 a	78.2 b	0.32 a
PF-BIOC-BIOD	24	50.4 a	34.1 Ab	18.9 b	3.47 a	3.33 a	24	3.21 a	5.98 A	4.57 a	1.41 a	0.66 a	24	8.37 b	18.2 A	4.46 a	75.9 ab	0.35 ab
Prolonged aeration	242	54.0 a	32.2 A	16.3 a	4.95 b	4.79 b	242	3.42 a	7.80 B	5.53 b	2.27 b	0.72 a	242	5.46 a	23.8 B	6.84 b	72.3 a	0.43 b
F ANOVA		2.1 ns	10.5***	16***	14***	16***		25***	11***	18***	6.7***	22***		26***	11***	10***	8.7***	7.3**

* Significant at $P < 0.05$.

** Significant at $P < 0.01$.

*** Significant at $P < 0.001$.

Notes: ns, not significant; OM, organic matter; C_T, total organic C; Cox, oxidizable organic C; N_T, total N; TKN, total Kjeldahl N; C_w, water-soluble organic C; N_w, water-soluble organic N; C_{ex}, extractable total C; C_{ar}, fulvic acid-like C; C_{ah}, humic acid-like C; and PF-BIOC-BIOD, percolator filters, biocylinders, and biodisks.

Table 3
Analysis of C and N pools and humification indices in biosolids depending on the type of biosolids stabilization

	N	OM(%)	C _T (%)	C _{ox} (%)	N _T (%)	TKN(%)	N	C _w (%)	C _{ex} (%)	C _{fa} (%)	C _{ha} (%)	N _w (%)	N	C/N	RH	HI	P _{ah}	C _{ha} /C _{fa}	
Biosolids stabilization	347	53.1 a	32.9 a	17.2 a	4.94 b	4.77 b	347	4.13 a	7.96 a	5.84 a	2.12 a	0.89 a	347	5.63 a	23.9 b	6.33 b	74.0 a	0.39 a	
Aerobic stabilization	42	54.9 a	36.9 b	19.4 b	4.39 a	4.35 a	42	4.81 a	7.64 a	5.84 a	1.82 a	1.09 a	42	7.39 b	20.7 a	4.86 a	76.8 a	0.34 a	
Anaerobic stabilization		0.9 ns	13***	5.2*	4.3*	2.9*		1.1 ns	0.4 ns	0.0 ns	1.4 ns	1.4 ns		24***	7.9**	4.3*	1.4 ns	1.08 ns	
F ANOVA																			

* Significant at $P < 0.05$.

** Significant at $P < 0.01$.

*** Significant at $P < 0.001$.

Notes: ns, not significant; OM, organic matter; C_T, total organic C; C_{ox}, oxidizable organic C; N_T, total N; TKN, total Kjeldahl N; C_w, water-soluble organic C; N_w, water-soluble organic N; C_{ex}, extractable total C; C_{ar}, fulvic acid-like C; and C_{ah}, humic acid-like C.

500

C. Torrecillas et al.

Evaluation of the Type of Biosolid Stabilization Used on the Biosolid Nature

The sludge treatment processes for stabilization are mainly carried out by aerobic or anaerobic processes (Table 3). In the studied treatment plants, aerobic stabilization was the most commonly used process (90% of total samples). In this study, the type of stabilization of the sludge influenced only C_T , C_{ox} , N_T , TKN, and the C/N ratio significantly. Anaerobically stabilized biosolids showed greater total content of C; however, it was not in available forms such as water-soluble or extractable pools. Greater N pools (N_T and TKN) were reported in aerobic biosolids, whereas the C/N ratio was significantly lower for aerobically stabilized biosolids, with an expected greater degradability into the amended soil and therefore a greater risk of N losses to atmosphere if they are applied in calcareous soils. The maturity index RH was affected by the type of stabilization, showing relatively greater values of extractable C versus total C for aerobic biosolids.

Conclusions

The studied biosolids in the southeast of Spain showed an organic composition with an organic-matter average of 53.2%, total organic C, 33.2%; oxidizable organic C, 17.4%; total N, 4.89%; extractable C, 7.94%; and fulvic acid-like C, 5.34%. Almost all the studied parameters followed a Gaussian distribution, with greater values of fulvic acid-like C compared to humic acid-like C. Most of the C forms studied and the C/N ratio were significantly influenced and directly correlated by the scale of the wastewater treatment plant.

The treatments based on percolator filters–biocylinders–biodisks or prolonged aeration reduced the biodegradability of the sludge and also the labile C and the total and labile N forms. Aerobic stabilization of sludge was the major strategy in this batch of samples in which lower C total contents and greater N contents were found.

Considering all the scenarios, biosolids from low-scale treatment plants, active sludge wastewater system, and aerobically stabilization of biosolids seemed to be the most efficient for mineralization and therefore for agricultural purposes. However, the potential N volatilization when applied to calcareous soils must be considered, and therefore more research must be done to ascertain the biosolid behavior in agriculture.

Acknowledgments

This work has been financed by the Ministerio de Ciencia e Innovación of Spain and European Regional Development Funds (ERDF) (AGL2009-12371-C02-01).

References

- Adani, F., P. L. Genevini, and F. Tambone. 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization* 3:25–37.
- Bernal, M. P., C. Paredes, M. A. Sánchez-Monedero, and J. Cegarra. 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63:91–99.
- Burns, R. G., G. Dell'Agnola, S. Miele, S. Nardi, G. Savoini, M. Schnitzer, P. Sequi, D. Vaughan, and S. A. Visser. 1986. *Humic substances: Effects on soil and plants*. Rome, Italy: REDA.
- Bustamante, M. A., C. Paredes, F. C. Marhuenda-Egea, A. Pérez-Espinosa, M. P. Bernal, and R. Moral. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72:551–557.

- Campitelli, P., and S. Ceppi. 2008. Effects of composting technologies on the chemical and physicochemical properties of humic acids. *Geoderma* 144:325–333.
- Ciavatta, C., V. Vittori Antisari, and P. Sequi. 1988. A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica* 32:510–517.
- Eggen, T., and O. Vethe. 2001. Stability indices for different composts. *Compost Science and Utilization* 9:19–26.
- García, D., J. Cegarra, M. P. Bernal, and A. F. Navarro. 1993. Comparative evaluation of methods employing alkali and sodium pyrophosphate to extract humic substances from peat. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 24 (13–14): 1481–1494.
- García Becerra, F. Y., E. J. Acosta, and D. G. Allen. 2010. Alkaline extraction of wastewater activated sludge biosolids. *Bioresource Technology* 101:6972–6980.
- Garnier, C., T. Görner, B. S. Lartiges, S. Abdelouhab, and P. de Donato. 2005. Characterization of activated sludge exopolymers from various origins: A combined size-exclusion chromatography and infrared microscopy study. *Water Research* 39:3044–3054.
- Hospido, A., T. Moreira, M. Martín, M. Rigola, and G. Feijoo. 2005. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10:336–345.
- Hue, N. V., and J. Liu. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3:8–15.
- Jahn, A., and P. H. Nielsen. 1998. Cell biomass and exopolymer composition in sewer biofilms. *Water Science Technology* 37:17–24.
- Moral, R., J. Moreno-Caselles, M. D. Pérez-Murcia, A. Pérez-Espinosa, B. Rufete, and C. Paredes. 2005. Characterisation of the organic matter pool in manures. *Bioresource Technology* 96:153–158.
- Navarro, A. F., J. Cegarra, A. Roig, and D. García. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology* 44:203–207.
- Riggle, J., and R. von Wandruska. 2002. Conductometric characterization of dissolved humic materials. *Talanta* 57:519–526.
- Roletto, E., R. Barberis, M. Consiglio, and R. Jodice. 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26:46–47.
- Sánchez-Monedero, M. A., A. Roig, C. Martínez-Pardo, J. Cegarra, and C. Paredes. 1996. A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances: Relationships between total organic carbon and oxidizable carbon. *Bioresource Technology* 57:291–295.
- Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilizers. *Science for the Total Environment* (81/82):521–542.
- Sponza, D. T. 2004. Properties of four biological flocs as related to settling. *Journal of Environmental Engineering* 130:1289–1300.
- Stevenson, F. J. 1994. *Humus chemistry: Genesis, composition, reactions*, 2nd ed. New York: John Wiley & Sons.
- Vaughan, D., and R. E. Malcolm. 1985. Soil organic matter and biological activity. In *Developments in plant and soil sciences*, vol. 16. Dordrecht, the Netherlands: Martinus Nijhof.
- Veeken, A., K. Nierop, V. Wilde, and B. Hamelers. 2000. Characterization of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology* 72:33–41.
- Yates, L. M., R. R. Engebreston, T. J. Haakenson, and R. Von Wandruszka. 1997. Immobilization of aqueous pyrene by dissolved humic acid. *Analytica Chimica Acta* 356:295–300.
- Zbytniewski, R., and B. Buszewski. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost, part 1: Chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology* 96:471–478.
- Zhou, P., H. Yan, and B. Gu. 2005. Competitive complexation of metal ions with humic substances. *Chemosphere* 58:1327–1337.



4. Resumen de Resultados, Discusión y Conclusiones

4. Resumen de Resultados, Discusión y Conclusiones

USE OF CHEMOMETRICS IN THE CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL CHARACTERIZATION OF COMPOSTS FROM AGROINDUSTRIAL WASTE

USO DE LA QUIMIOMETRÍA EN LA CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DE COMPOST PROCEDENTES DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES

M.A. Bustamante, F. Suárez-Estrella, C. Torrecillas, C. Paredes, R. Moral, J. Moreno.

Bioresource Technology 101 (2010) 4068-4074

El **objetivo** de este trabajo fue determinar las características físico-químicas, químicas y microbiológicas de compost obtenidos a partir de residuos agroindustriales, usando técnicas multivariantes, para evaluar las relaciones entre los parámetros estudiados y de esta forma clasificar dichos compost.

En este estudio se evaluaron quince muestras de compost maduros, elaborados con distintos materiales: residuos ganaderos (estiércol de vaca y de oveja), residuos agrícolas y residuos agroindustriales, procedentes de la industria vitivinícola y alcohólica (raspón, orujo desalcoholizado y vinaza), residuos procedentes de la extracción de zumo de naranja y de la producción de gazpacho, alperujo (residuo de la industria oleícola), cáscara de almendra, turba agotada y sustrato residual del cultivo de champiñón.

Los compost analizados se elaboraron utilizando dos sistemas de compostaje diferentes: el sistema Rutgers de pila estática y aireación forzada, en cuatro de los compost, y el sistema de pila móvil con ventilación mediante volteos, en el resto de compost. Se tomaron tres muestras por compost, las cuales resultaron de la mezcla de siete submuestras procedentes de siete sitios diferentes de la pila. Cada muestra fue dividida en dos partes: una se secó al aire y se molió a través de un tamiz de 0,5 mm de haz de luz, para su análisis químico y físico-químico, y la otra se congeló inmediatamente para realizarle posteriormente el análisis microbiológico.

Las *propiedades físico-químicas y químicas* analizadas fueron la conductividad eléctrica (CE), el pH, la materia orgánica (MO), el nitrógeno total (NT), el carbono orgánico total (COT), el carbono orgánico extraíble (Cex), el carbono hidrosoluble (Ch), el carbono de ácidos fúlvicos (Caf), el carbono de ácidos húmicos (Cah), los fenoles solubles en agua (POL) y el índice de germinación (IG). También, se determinaron parámetros de humificación, como la relación de humificación (RH), el porcentaje de carbono de ácidos húmicos (PAH), el índice de humificación (IH) y la relación de polimerización (RP). Finalmente, en los compost también se analizaron los macro y micronutrientes (K, P, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn) y el contenido de sodio (Na), así como metales pesados (Cr, Ni, Cd, Hg, Pb). Respecto a *las determinaciones microbiológicas*, en las muestras de compost se determinaron las bacterias aerobias mesófilas y termófilas (BAM y BAT, respectivamente) y los actinomicetos mesófilos y termófilos (AM y AT, respectivamente) y los hongos mesófilos (F).

Para el *análisis estadístico multivariante* se realizó un análisis quimiométrico utilizando el análisis jerárquico de clúster (hierarchical cluster analysis-HCA) y el análisis factorial (factorial analysis-FA), ambos para obtener una clasificación de los compost estudiados de acuerdo a sus propiedades. El HCA es una técnica usada para clasificar objetos, los cuales se han caracterizado por medio de los valores de un conjunto de variables, dentro de diferentes grupos. Los clúster se forman por el agrupamiento de objetos de acuerdo a sus similitudes y los resultados son presentados en forma de dendogramas, que permiten visualizar las distancias entre objetos. Los datos fueron agrupados mediante la técnica de vinculación entre grupos o clúster, la cual define la distancia entre dos grupos como el promedio de todos los pares de distancias entre elementos de ambos grupos. Las similitudes y diferencias se cuantificaron por medio de las medidas del cuadrado de las distancias euclídeas.

FA es una técnica multivariante, cuyo objetivo es reducir el conjunto original de variables a un conjunto más pequeño de componentes no correlacionados que representan la mayoría de la información contenida en las variables originales. Las nuevas variables calculadas se llaman "componentes factoriales" (CF). Por lo general, los primeros CF en orden descendente explican el máximo de la varianza total de todas las variables originales. Los componentes factoriales de los datos obtenidos fueron analizados después de la aplicación del método de rotación normalizada Varimax. Los métodos multivariantes se aplicaron a los valores promedio de tres repeticiones para cada parámetro estudiado. Los variables considerados en el análisis estadístico fueron todos los

Carmen Torrecillas Martínez

parámetros físico-químicos, químicos y microbiológicos analizados, indicados anteriormente. El análisis de datos se realizó utilizando el programa SPSS v. 15.0, paquete de software estadístico.

Clasificación de los compost por Análisis Jerárquico de Clúster (HCA)

El análisis jerárquico de clúster permitió clasificar los materiales orgánicos, principalmente en cuatro grupos: tres clúster (grupo A, grupo B y grupo C), así como un conjunto de tres compost distantes que no constituyen un clúster. El grupo A parece agrupar los compost elaborados con residuos agroindustriales (orujo desalcoholizado, gazpacho, sustrato residual del cultivo de champiñones) y estiércoles (estiércol de vaca y oveja); el grupo B agrupó a los compost elaborados sólo con residuos agroindustriales (orujo desalcoholizado, alperujo, cáscara de almendra, turba agotada y residuo procedente de la producción de gazpacho); el grupo C agrupó a los compost elaborados con los mismos ingredientes (orujo desalcoholizado y estiércol de vaca), pero en diferentes proporciones. Finalmente, los compost no agrupados estaban constituidos principalmente de residuos vitivinícolas y de la extracción de zumo de naranja. El HCA también demostró la falta de influencia del sistema de compostaje en las características finales de los compost.

Todos los grupos obtenidos con este análisis mostraron valores similares de **pH** y dentro del rango (6,0-8,5) sugerido como adecuado para compost (Miller, 1993; Hogg y col., 2002). Sin embargo, los valores de **conductividad eléctrica** (CE) eran diferentes en función de la agrupación, el grupo A mostró los niveles más altos de este parámetro, probablemente debido a la presencia de sustrato residual del cultivo de champiñón y de vinaza en este grupo de compost, ya que estos dos residuos tienen un alto contenido de sales (Bustamante y col., 2005; Paredes y col., 2006). El resto de grupos y también los compost no agrupados presentaron valores de conductividad eléctrica por debajo del valor límite considerado aceptable por las plantas, con tolerancia media a la salinidad (Lasaridi y col., 2006).

Los contenidos de **materia orgánica** (MO) fueron similares en todos los grupos y también en el grupo de compost no agrupados, con excepción de los compost incluidos en el grupo A, que mostraron los valores más bajos. Sin embargo, todos los compost tenían valores de MO superiores a los valores mínimos establecidos por la legislación española y europea (MO = 35% y 30%, respectivamente) (BOE, 2008, Comisión Europea, 2001).

Los valores medios de **nitrógeno** fueron mayores del 2% y similares entre los grupos, lo que indica una baja variabilidad de este parámetro entre los materiales orgánicos elaborados, utilizando residuos agroindustriales. Este hecho no se observó en compost elaborados a partir de sólo otros residuos, tales como residuos sólidos urbanos o estiércoles, como Campitelli y Ceppi (2008) observaron en un estudio de caracterización de compost y vermicompost de diferente origen.

La concentración de **polifenoles hidrosolubles** fue similar en todos los compost, a excepción de los incluidos en el grupo C, que mostraron los contenidos más altos, probablemente porque este grupo se formó con compost elaborados con raspón en altas proporciones (40%, 60% y 80%). Este residuo se caracteriza por un alto contenido de compuestos polifenólicos (Bustamante y col., 2008a).

En cuanto a las concentraciones de **macronutrientes** y **sodio**, la presencia de estiércol en la composición inicial de los compost influyó claramente en las características finales y la clasificación de los compost obtenidos, como se ha demostrado en los grupos A y C, compuestos por compost elaborados con estiércol (vacuno y ovino). Estos grupos de compost tuvieron los contenidos más altos en Na y macronutrientes, especialmente K. Por otro lado, las concentraciones de metales pesados y micronutrientes fueron, en general, similares entre los grupos de compost, siendo el contenido de metales pesados inferior a los límites establecidos para compost por la legislación española y europea (BOE de 2008, Comisión Europea, 2001).

Al comparar los valores obtenidos entre los distintos grupos, las mayores diferencias entre los grupos de compost se observaron en la **relación C/N**. Los mayores valores de la relación C/N se observaron en los grupos B y C, formados principalmente por materias primas con un alto carácter lignocelulósico, como raspones de uva, o prácticamente estabilizada, como la turba agotada. El **carbono hidrosoluble** (Ch) es la fracción más activa de carbono y es indicativo de estabilidad del compost (Wu y col., 2000). Los valores de Ch en los compost no mostraron diferencias notables. Estos valores se incluyeron dentro del rango recomendado para todos los grupos, incluso para los compost no agrupados, lo que indica la estabilidad de los compost finales obtenidos.

Los indicadores de madurez como el **carbono de ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y extraíble** (Cah, Caf y Cext) (Zbytniewski y Buszewski, 2005) no presentaron grandes diferencias en los valores medios y tampoco en el intervalo de valores en cada uno de los diferentes grupos obtenidos. Sin

embargo, los compost no agrupados mostraron una gran variabilidad entre los valores de estos parámetros. Este hecho sugirió que el grado de humificación fue similar en todos los compost agrupados, pero varió ampliamente entre los compost no agrupados. Como consecuencia de ello, los parámetros de humificación también mostraron la misma variabilidad, aunque todos los compost, agrupados o no agrupados, presentaron valores de los parámetros de humificación dentro del intervalo para compost maduros.

El **índice de germinación (IG)** es uno de los parámetros más sensibles para evaluar la fitotoxicidad y por lo tanto, el grado de madurez de compost (Zuconi et al., 1981). Todos los compost (agrupados y no agrupados) mostraron valores de IG superior al 50%, lo que indica ausencia de fitotoxicidad. Sin embargo, los valores más bajos de IG se obtuvieron en los compost agrupados en el grupo A, probablemente debido a que este grupo de compost también muestra la más alta salinidad.

La **población microbiana** en los compost agrupados estuvo dominada por organismos mesófilos: bacterias aerobias mesófilas (BAT), actinomicetos mesófilos (AM) y hongos (F). No se observaron grandes diferencias en las poblaciones microbianas entre los grupos de compost, sin embargo, los contenidos de **actinomicetos termófilos (AT)** en los compost no agrupados fueron mayores que en los compost incluidos en los grupos. Por otro lado, en todos los grupos de compost y en los compost no agrupados, a excepción de los compost del grupo A, las **bacterias aerobias mesófilas (BAM)** constituyeron los microorganismos en la proporción más alta. Este hecho podría ser indicativo de un buen desarrollo del proceso de compostaje, ya que el tamaño y la composición de la población microbiana puede determinar la velocidad y extensión de la actividad del compost (Saludes y col., 2008).

Clasificación de los compost por Análisis Factorial (FA)

A través del Análisis Factorial fue posible identificar las principales variables asociadas las distintas muestras de compost maduros y agruparlas en cuatro factores (F1, F2, F3 y F4) que explicaron el 72,3% de la variabilidad, donde la F1 explicó el 32,9% de la varianza, F2 el 16,2%, F3 el 14,6% y F4 el 8,6% de la varianza. Las variables que mejor definieron **F1** fueron Ni, Cu, Mg, Mn, P, Zn, el pH, Cd, Cr y Ch. Este factor agrupó las propiedades asociadas a la fracción soluble en agua,

micronutrientes y metales pesados; todos los parámetros se correlacionaron positivamente y este factor no incluyó ningún grupo microbiano. La correlación positiva entre Ch y el pH supone que los valores altos de pH pueden solubilizar compuestos orgánicos, este hecho también fue observado por Campitelli y Ceppi (2008).

El factor **F2** se definió esencialmente por las variables CE, MO, Ca, C/N, Fe, COT, AT, Na, BAT, Pb e IG. En este factor, MO, C/N, IG y el COT se correlacionaron negativamente con el resto de variables y de forma positiva entre sí. Este factor podría estar relacionado con la estabilidad del compost. Las correlaciones negativas entre el IG, MO, C/N y COT, parámetros asociados a la estabilidad y madurez de compost, con el resto de parámetros indicó que la estabilidad y la madurez de compost estuvo relacionado negativamente no sólo con el contenido de ciertos elementos, tales como Ca, Fe o especialmente Na y por lo tanto, con CE, sino también con determinados grupos microbianos asociados a la etapa principal donde se produce la degradación de la MO durante el proceso de compostaje, tales como actinomicetos termófilos (AT) y bacterias aerobias termófilas (BAT).

Las variables incluidas en **F3** fueron RP, IH, PHA, Cah, Cext, POL, RH y NT. Este factor estuvo definido por las variables principalmente relacionado con el proceso de humificación y por lo tanto, al grado de madurez del compost. Todos estos parámetros se relacionaron positivamente entre ellos, a excepción de POL, que mostró una relación negativa con el resto de parámetros, probablemente debido a que todos estos parámetros aumentan durante el proceso de compostaje, mostrando los fenoles el comportamiento opuesto.

Finalmente, **F4** se definió esencialmente por los grupos microbianos mesófilos (BAM, AM, F) y los parámetros del Caf, K y Hg. Todas las variables se correlacionaron positivamente entre ellas, a excepción del Caf. Todos estos parámetros aumentan durante el compostaje, mientras que el contenido de Caf disminuye. Por otro lado, la correlación negativa de Caf con los grupos microbianos mesófilos podría ser indicativa de un buen desarrollo del proceso de compostaje, porque en la etapa final de compostaje, la masa es recolonizada por microorganismos mesófilos, especialmente actinomicetos, hongos y bacterias que descomponen la celulosa (Herrmann y Shann, 1997).

Conclusiones

Los compost obtenidos de residuos agroindustriales mostraron propiedades químicas y físico-químicas adecuadas para su uso como enmiendas orgánicas y un buen grado de estabilidad y madurez. El uso de técnicas estadísticas, como HCA y FA, permitieron distinguir y clasificar los diferentes materiales orgánicos obtenidos, así como identificar los principales parámetros relacionados con el proceso de compostaje de residuos agroindustriales. El HCA permitió clasificar los compost, principalmente en cuatro grupos, y mostró que el sistema de compostaje no influyó en las características finales de los compost. También, a través de FA fue posible identificar las principales variables asociadas las distintas muestras de compost maduros estudiados y agruparlas en cuatro factores (F1, F2, F3 y F4) que explicaron el 72,3% de la variabilidad.



STUDY OF THE ORGANIC FRACTION IN BIOSOLIDS

ESTUDIO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA EN BIOSÓLIDOS

***C. Torrecillas, E. Martínez-Sabater, L. Gálvez-Sola, E. Agulló, A. Pérez-Espinosa, J. Morales,
A.M. Mayoral, and R. Moral***

Communications in Soil Science and Plant Analysis 44 (2013) 492-501

El **objetivo** de este trabajo fue profundizar en el estudio de las formas de carbono y nitrógeno presentes en biosólidos producidos en diferentes estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) del sureste español, así como establecer las potenciales relaciones entre estos parámetros y variables asociadas al tratamiento del agua residual, como el tipo de tratamiento de estabilización del lodo y la escala de la estación depuradora. De este modo, se podrá concluir qué biosólidos podrán sufrir una mayor mineralización en el suelo y por lo tanto, será más eficiente su empleo agrícola.

Para llevar a cabo este objetivo, se muestrearon 394 lodos en el período 2001-2008, procedentes de 80 EDAR diferentes situadas en el sureste de España. Estos biosólidos se clasificaron en función del tipo de tratamiento realizado en el agua residual de origen (aireación prolongada, lodos activos, filtros percoladores y biocilindros o biodiscos), el tipo de estabilización realizada en el lodo obtenido (aerobia o anaerobia) y la escala de la estación depuradora.

Los parámetros analizados fueron los siguientes: carbono orgánico total (C_{ot}), carbono hidrosoluble (C_h), carbono total extraíble (C_{ex}), carbono de los ácidos fúlvicos (C_{af}), carbono de los ácidos húmicos (C_{ah}), carbono orgánico oxidable (C_{ox}), nitrógeno hidrosoluble (N_h), nitrógeno total (N_t), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y materia orgánica total (MO). También se calculó la relación C_{ot}/N_t y diversos índices de humificación:

- Relación de humificación (RH) = $100 C_{ex}/C_{ot}$
- Índice de humificación (IH) = $100 C_{ah}/C_{ot}$
- Porcentaje de ácidos húmicos (P_{ah}) = $100 C_{ah}/C_{ex}$
- Tasa de polimerización = C_{ah}/C_{af}

A nivel estadístico, se ha hecho un análisis descriptivo de cada parámetro, calculando con un histograma de frecuencia la distribución de los rangos típicos de cada parámetro e indicando el valor medio y la desviación estándar. Adicionalmente, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de cada parámetro para determinar las diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos, en función de los siguientes aspectos: i) la escala de las plantas de tratamiento de aguas residuales (cuatro categorías basadas en el número de habitantes equivalentes (He) tratados); ii) el tipo de tratamiento de aguas residuales (lodos activos, filtros percoladores, biocilindros, biodiscos, y aireación prolongada), y iii) la estabilización realizada al biosólido obtenido (aerobia o anaerobia). Previamente a la realización del ANOVA, la normalidad y homogeneidad de las varianzas se comprobó mediante los test de Shapiro-Wilk y de Levene, respectivamente. Además, el test Tukey-b ($P < 0,05$) se utilizó para comparar las diferencias entre los tratamientos específicos. Finalmente, se realizaron correlaciones de Pearson entre los diferentes parámetros analizados en los biosólidos y la escala de la planta depuradora. El análisis de datos se realizó utilizando el paquete de software estadístico SPSS v. 18.0.

Naturaleza del biosólido

Los gráficos de histogramas de frecuencia mostraron que la mayoría de los parámetros analizados en los biosólidos siguieron una distribución Gaussiana. Los valores medios obtenidos para algunos de los parámetros analizados mediante este tratamiento estadístico fueron: 53,2 % para la MO; 33,2% para el C_{ot} ; 17,4 % para el C_{ox} ; 4,89 % para el N_t ; 7,94 % para el C_{ex} y 5,84 % para el C_{af} .

La mayoría de los valores obtenidos son similares a los encontrados por Sánchez-Monedero y col. (1996) en estudios previos de caracterización de biosólidos procedentes del sureste español, excepto para el caso del N_t , el cual fue mayor en nuestro estudio. En los biosólidos estudiados se obtuvieron valores mayores de C_{af} comparados con el C_{ah} , en concordancia con lo encontrado por Moral y col. (2005) en estiércoles de distinta tipología. Sin embargo, Campitelli and Ceppi (2008) observaron el comportamiento opuesto en muestras de compost y vermicompost, al predominar los ácidos húmicos sobre los ácidos fúlvicos, lo cual indica una mayor estabilidad de estos materiales con respecto a los lodos de depuradora.

Algunos parámetros no siguieron una distribución regular de valores, tales como el C_h o el C_{ah} , presentando la mayoría de las muestras valores medios por debajo de 0,91 y 2,1 %, respectivamente. Los valores del IH (porcentaje de C_{ah}/C_{ot}), así como la relación de polimerización (C_{ah}/C_{af}) presentaron también una distribución irregular. Para la relación C_{ot}/N_t , se formaron dos grupos de distribución dentro del histograma, probablemente vinculados a las fuentes de variabilidad (escala/tamaño de la planta, tipo de tratamiento de aguas residuales y tipo de estabilización del biosólido).

Evaluación del efecto de la escala de la estación depuradora sobre la naturaleza del biosólido

La escala de las plantas de tratamiento se clasificó en cuatro categorías según su tamaño, basado en el número de habitantes equivalentes tratados ($He < 1.000$ (47%); $1.000 < He < 10.000$ (28%), $10.000 < He < 100.000$ (12%) y $100.000 > He$ (13%) con el fin de establecer su influencia en los parámetros e índices analizados en los biosólidos, siendo las plantas de pequeña escala las predominantes en el estudio.

El contenido de MO del biosólido no estuvo estadísticamente influenciado por el número de He. Sin embargo, en todas las formas de carbono estudiadas se encontraron diferencias significativas en función del número de He, produciéndose un aumento de la concentración de estos parámetros con el incremento del número de He tratado, excepto en el caso del contenido de C_{ah} . Este hecho también fue observado tras el uso de la correlación bivariada de Pearson, en las correlaciones directas encontradas entre el número de He y todas las formas de C estudiadas (C_{ot} (0,312^{***}), C_{ox} (0,263^{***}), C_h (0,255^{***}), C_{ex} (0,159^{***}) y C_{af} (0,230^{***})), a excepción del C_{ah} que mostró una correlación negativa con este factor. Respecto a los índices de humificación estudiados, IH y C_{ah} / C_{af} se vieron influidos negativamente con el número He, mientras que el P_{ah} incrementó con el aumento de este factor.

En relación con las formas de nitrógeno en los biosólidos, las plantas de tratamiento de bajo tamaño mostraron los valores más bajos de todas las formas estudiadas de N, presentando los valores más altos las EDAR con número de He entre $10.000 < He < 100.000$. La relación C_{ot}/N_t varió entre 5,5 y 6,8, con una correlación directa y significativa con el número de He (0,205^{***}). Los bajos valores de esta relación mostraron la prevalencia de la mineralización de estos materiales, especialmente en plantas de tratamiento de baja escala, con el riesgo de rápidas pérdidas de N cuando los biosólidos se aplican al

suelo. Campitelli y Ceppi, (2008) encontraron valores de relación C/N alrededor de 10-20 en los compost y vermicompost y Bustamante y col. (2008) encontraron valores de este parámetro entre 10 y 15 en diversos compost de origen agroalimentario.

Evaluación del efecto del tipo de tratamiento del agua residual sobre la naturaleza del biosólido

En esta parte del estudio, se evaluó la variabilidad de las características de los biosólidos en función del tratamiento de aguas residuales empleado: i) fangos activos, ii) filtros percoladores, biocilindros o biodiscos (FP-BIOC-BIOD) y iii) aireación prolongada. El tratamiento con lodos activos se utiliza generalmente para el tratamiento de aguas residuales urbanas, mientras que la aireación prolongada es una variación del tratamiento de lodos activos empleada en pequeños núcleos urbanos. El tratamiento de aireación prolongada favorece la respiración endógena de la biomasa y, por lo tanto, reduce la producción de lodos y aumenta la nitrificación en el efluente. Este procedimiento está bien adaptado a los cambios en el flujo y la composición. En el caso del tratamiento con FP-BIOC-BIOD, la diferencia más significativa en comparación con los otros tratamientos es que permite la desnitrificación biológica de nitratos.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se puede observar que los tratamientos de aguas residuales no afectaron al contenido de materia orgánica total en los lodos de depuradora. Sin embargo, los contenidos de C_{ot} y C_{ox} fueron menores en los biosólidos procedentes del tratamiento con aireación prolongada en comparación con aquellos originados en los otros tratamientos. La concentración de C_h fue significativamente más alta en los biosólidos procedentes del tratamiento con lodos activos (más del 80 % de incremento) en comparación con los otros tratamientos.

El carbono hidrosoluble se emplea como índice de evaluación de la estabilidad de la materia orgánica, fundamentalmente en muestras de compost. Los valores límites establecidos para considerar que un compost está maduro, según este índice, son diferentes según el autor (Eggen y Vethe (2001), $C_h < 0,5$ %; Bernal y col., (1998), $C_h < 1,7$ %; Hue y Liu (1995), $C_h < 1$ %). De este modo, se pudo concluir que los tratamientos con los sistemas FP-BIOC-BIOD y la aireación prolongada redujeron la biodegradabilidad de los lodos y también las formas lábiles de C. Estos tratamientos también disminuyeron los contenidos de C_{ex} , C_{ah} y C_{af} , especialmente en el caso del tratamiento FP-BIOC-BIOD.

En relación a las formas de N, los valores más bajos de N_t , NTK y N_h se encontraron en los biosólidos originados con el tratamiento de FP-BIOC-BIOD, de acuerdo a su capacidad de desnitrificación. Además, el N_h presente en los lodos procedentes de las EDAR con proceso de fangos activos fue significativamente mayor que en los otros dos tratamientos. Esto indicó que con este sistema de tratamiento de aguas residuales se consiguió la mayor biodegradabilidad de los lodos obtenidos, teniendo en cuenta sus altos contenidos en formas de C y N hidrosolubles.

Evaluación del efecto del tipo de estabilización del lodo sobre la naturaleza del biosólido

La estabilización de lodos se lleva a cabo principalmente mediante procesos aeróbicos o anaeróbicos. En las plantas de tratamiento estudiadas, la estabilización aeróbica fue la principal estrategia utilizada (90% del total de muestras) frente a la estabilización anaeróbica, cuya diferencia esencial es la presencia o no de oxígeno en el tratamiento.

En este estudio, el tipo de estabilización de los lodos sólo influyó significativamente en las concentraciones de C_{ot} , C_{ox} , N_T , NTK, y en la relación C_{ot}/N_t . Los biosólidos estabilizados anaeróbicamente mostraron mayor contenido de C_{ot} y de C_{ox} . Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de C_h y C_{ex} en los biosólidos en función del tipo de estabilización.

Respecto a las formas nitrogenadas presentes en las muestras de biosólidos, aquellas que estaban estabilizadas aeróbicamente presentaron un mayor contenido de nitrógeno (N_t y NTK). En el caso de la relación C_{ot}/N_t , este parámetro fue significativamente menor para los biosólidos aeróbicamente estabilizados. Este hecho indicó la mayor degradabilidad de este tipo de lodos cuando se adicionen al suelo como enmiendas, y por lo tanto un mayor riesgo de pérdidas de nitrógeno a la atmósfera si se aplican en suelos calizos. Los índices de humificación RH e IH fueron mayores en los lodos con estabilización aeróbica, como consecuencia de una mayor presencia de carbono en forma de ácidos húmicos, así como un mayor contenido de C extraíble, en relación al C_{ot} .

Conclusiones

Los biosólidos estudiados en el sureste español mostraron una composición orgánica con valores promedio de materia orgánica total de 53,2%, C orgánico total de 33,2%; C orgánico oxidable de 17,4%, C extraíble de 7,94 %, C de los ácidos fúlvicos del 5,34% y N total de 4,89 %. La mayoría de los parámetros estudiados siguieron una distribución de frecuencia Gaussiana.

En las muestras analizadas se obtuvieron valores mayores de carbono de los ácidos fúlvicos comparados con el carbono de los ácidos húmicos. La mayoría de las formas de carbono estudiadas y la relación C_{ot}/N_t estuvieron influenciadas significativamente y se correlacionaron directamente con la escala de la planta de tratamiento de aguas residuales (número de He tratado).

Respecto a la influencia de los distintos tratamientos de aguas residuales estudiados en la composición de los lodos, se puede concluir que los tratamientos a base de filtros percoladores-biocilindros-biodiscos o aireación prolongada produjeron una reducción de la biodegradabilidad de los lodos y también de las formas lábiles de carbono y nitrógeno, así como disminuyeron el contenido de N total. La estabilización aeróbica de lodos fue la estrategia mayoritaria en las muestras estudiadas (90%), las cuales presentaron un contenido menor de C total y mayor de nitrógeno.

Como **conclusión general**, se podría indicar que, teniendo en cuenta todos los escenarios y en base a los resultados obtenidos, los biosólidos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales de pequeña escala, con sistema de tratamiento de aguas de fangos activos y estabilización aeróbica sufrirán una mayor mineralización cuando sean aplicados al suelo y por lo tanto, el uso agrícola de estos materiales será más eficiente. Sin embargo, se debe tener en cuenta otro aspecto de este uso agrícola, como es la potencial volatilización de N cuando sean aplicados en suelos calizos. De este modo, deben llevarse a cabo más investigaciones para evaluar el comportamiento de estos biosólidos en la agricultura.



5. Bibliografía

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abiven, S., Menasseri, Chenu, C. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability. *Soil Biology and Biochemistry*, 41:1-12
- Adani, F., Genevini, P.L., Tambone, F. 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization*, 3: 25-37.
- Agulló Ruiz, E. 2012. Compost vitivinícolas en agricultura: Uso como enmienda orgánica en cultivos extensivos y como ingrediente en medios de cultivo sin suelo. Tesis doctoral. Escuela Politécnica Superior de Orihuela. Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Albuquerque, J.A., González J., García, D., Cegarra, J., 2006. Effects of bulking agent on the composting of "alperujo", the solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Process Biochemistry*, 41(1): 127-132.
- Albuquerque, J.A., Gonzalez, J., García D., Cegarra, J. 2004. Agrochemical characterization of alperujo, a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology*, 91: 195-200.
- Amir, S., Merlina, G., Pinelli, E., Winterton, P., Revel, J.C., Hafidi, M. 2008. Microbial community dynamics during composting of sewage sludge and straw studied through phospholipid and neutral lipid analysis. *J. Hazard. Mater.*, 159: 593-601.
- Arvanitoyannis, I.S., Ladas, D., Mavromatis, A. 2006a. Wine waste treatment methodology. *Internacional Journal of Food Science and Technology*, 41: 1117-1151.
- Arvanitoyannis, I.S., Ladas, D., Mavromatis, A. 2006b. Potential uses and applications of treated wine waste: a review. *International Journal of Food Science and Technology*, 41: 475-487.
- Arvanitoyannis, I.S., Varzakas, T.H. 2008. Vegetable waste management: treatment methods and potential uses of treated waste. En: *Waste Management for the Food Industries*, pp. 703-752, Elsevier.
- Baddi, G. A., Albuquerque, J. A., González, J., Cegarra, J., Hafidi, M. 2004. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 54(1): 39-44.
- Baeta-Hall, L., Céu Sàágua, M., Lourdes Bartolomeu, M, Anselmo, A., Fernanda Rosa, M. 2005. Biodegradation of olive oil husks in composting aerated piles. *Bioresource Technology*, 96: 69-78.

- Balland, V., Pollacco, J.A.P., Arp, P.A. 2008. Modelling soil hydraulic properties for a wide range of soil conditions. *Ecological Modelling*, 219: 300-316
- Barrios, 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64: 269-285.
- Beffa, T., Blanc, M., Lyon, P.F., Vogt, G., Marchiani, M., Fischer, J.L., Aragno, M. 1996. Isolation of *Thermus* strains from hot composts (60 to 80 °C). *Appl. Environ. Microbiol.*, 62: 1723–1727.
- Beltrán, F.J., García-Araya, J.F., Álvarez, P.M. 1999. Wine distillery wastewater degradation. 1. Oxidative treatment using ozone and its effect on the wastewater biodegradability. *J. Agric. Food Chem.*, 47: 3911–3918.
- Berg, B., Laskowski, R. 2005. Decomposers: Soil microorganisms and animals. *Advances in Ecological Research*, 35: 73-100.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.*, 100: 5444–5453.
- Bernal, M.P., Gondar, D.M. 2008. Producción y gestión de los residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal. En: Moreno, J., Moral, R. (Eds.). *Compostaje*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España, pp 9-42.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.*, 63: 91–99.
- Bertrán, E., Sort, X., Soliva, M., Trillas, I. 2004. Composting winery waste: sludges and grape stalks. *Bioresour. Technol.*, 95: 203-208.
- BOE, 2008. Orden APA/863/2008, por la que se modifican los anexos I, II, III, y VI del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes y afines. *Boletín Oficial del Estado* 79, 18145–18180.
- Bonde, T.A., Schurer J., Roswall, T. 1988. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. *Soil Biol. Biochem.*, 20: 447-452
- Bot, A., Benítez, J. 2005. The importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food and production. *FAO Soils Bulletin*, 80.
- Brady, N.C. 1990. *The nature and properties of soil*. MacMillan Publishing Company, Nueva York.
- Brinton, W. F., Evans, E., Droffner, M. L., Brinton, R. B. 1995. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36, 1-16.
- Bueno Márquez, P., Díaz Blanco, M. J., Cabrera, F. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje.
- Burns, R.G., Dell'Agnola, G., Miele, S., Nardi, S., Savoini, G., Schnitzer, M., Sequi, P., Vaughan, D., Visser, S.A., 1986. *Humic Substances: Effects on Soil and Plants*. REDA, Italy.

- Burton, C., Turner, H. 2003. Manure Management. Treatment strategies for sustainable agriculture. "2nd Ed. Silsoe Research Institute, Bedford, p. 451
- Bustamante M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere*, 72: 551-557.
- Bustamante, M. A., Albuquerque, J. A., Restrepo, A. P., De la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M. P. 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass and Bioenergy*, 43: 26-35.
- Bustamante, M. A., Restrepo, A. P., Albuquerque, J. A., Pérez-Murcia, M. D., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P. 2013. Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *Journal of Cleaner Production*, 47: 61-69.
- Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D. 2008a. Agrochemical characterisation of the solid byproducts and residues from the winery and distillery industry. *Waste Manage.*, 28: 372–380.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M. 2008. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Res. Conserv. Recycl.*, 52: 792-799
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinosa, A., Pérez-Murcia, M.D. 2005. Uses of winery and distillery effluents in agriculture: Characterisation of nutrient and hazardous components. *Water Sci. Technol.*, 51: 145–151.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Morales, J., Mayoral, A.M., Moral, R. 2009. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. *Bioresour. Technol.*, 100: 4766–4772.
- Campitelli, P., Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 90: 64–71.
- Canales, C., Arnaiz, A., Viniegra, V., Ayuso, M., Peris, V., Eseberri, J.M., Díaz del Río, A., Orgaz, A., Gervás, C., Padula, C., Aguilar, J.M., Santamaría, M.P., Sánchez, P., Colmenares, M., 2006. Guía de mejores técnicas disponibles en España del sector de los transformados vegetales. Centro de publicaciones Secretaria General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 196p.
- Cao, X., M.L., Shiralipour, A, Harris, W. 2010. Biomass reduction and arsenic transformation during composting of arsenic-rich hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Environmental Science and Pollution Research*, 17: 586-594.

- Caracterización de los lodos de depuradora generados en España, 2009. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.
- Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., Melis, P. 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management*, 25: 209-213.
- Castaldi, P., Garau, G., Melis, P. 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Management*, 28(3): 534-540.
- Catalano, M., De Felice, M. 1991. Utilización de alpechines como fertilizantes. Actas de la Reunión Internacional sobre tratamiento de alpechines como fertilizantes. Actas de la Reunión Internacional sobre tratamiento de alpechines y alperujos. Córdoba.
- Cegarra Rosique, J, Paredes Gil, C., 2008. Residuos agroindustriales. En: Compostaje. (Eds.) Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. Ediciones Mundi-Prensa. pp. 519-552.
- Cegarra, J., Paredes, C., Roig, A., Bernal, M. P., Garcia, D. 1996. Use of olive mill wastewater compost for crop production. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 38(3): 193-203.
- CEIN, 1998. Informes Sectoriales. Conservas de Frutas y Hortalizas, 23, CEIN, S.A., Navarra, España.
- Cendón, Y., Moldes, A., Barral, M. T. 2005. Evaluation of municipal solid waste compost as a growing media component for potted plant production. In: *International Symposium on Growing Media* 779, pp. 591-598.
- Cerdán, M.A. 2004. Efectos de la adición de purín sobre las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo. Proyecto Fin de Carrera UMH.
- Chandraraj, K., Gunasekaran, P. 2004. Bacterial alcoholic fermentation. En: *Concise Encyclopedia of Bioresource Technology*; Pandey, A. (ed.), Food Products Press, the Haworth Reference Press. New York, USA, pp. 327-334.
- Chang, J.I., Tsai, J.J., Wu, K.H. 2006. Composting of vegetable waste. *Waste Management & Research*, 24(4): 354-362.
- Chave, J., Condit, R., Muller-Landau, H.C. et al. 2008. Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. *Plos Biology*, 6(3): 455-462.
- Chen, C., Wang J. 2010. Removal of heavy metal ions by waste biomass of *Saccharomyces cerevisiae*. *Journal of Environmental Engineering*, 136: 95-102.

- Chen, Y., Inbar, Y. 1993. Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. En: Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects, pp.550-600.
- Chroni, C., Kyriacou, A., Manios, T., Lasaridi, K.E. 2009. Investigation of the microbial community structure and activity as indicators of compost stability and composting process evolution. *Bioresource Technology*, 100: 3745-3750.
- Ciavatta, C., Vittori Antisari, V., Sequi, P. 1988. A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica*, 32: 510-517.
- Clercq, D. D., Vandesteene, L., Coosemans, J., Ryckeboer, J., Lens, P., Hamelers, B., Bidlingmaier, W. 2004. Use of compost as suppressor of plant diseases. *Resource, recovery and reuse in organic solid waste management*, pp.317-337.
- Coll, M. 2005. Tipos de sustratos en viveros. *Horticultura*, vol. extra, p. 74-75.
- Crecchio, C., Curci, M., Pizzigallo, M. D., Ricciuti, P., Ruggiero, P. 2004. Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10): 1595-1605.
- De Bertoldi, M., Vallini, G., Perea, A. 1985. Technological Aspects of composting including Modelling and Microbiology. En: J.K.R. Gasser (Ed.). *Composting of Agricultural and other wastes*, pp. 27-40. Elsevier Applied Science Publishers, Bruselas.
- Defrieri, R.L., Jimenez, M.D.L.P., Efron, D., Palma, M. 2005. Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de compostaje. *Agriscientia*, 22(1): 1-10.
- Delteil, D., Feuillat, M., Guilloux-Benatier, M., Sapis, J.C. 2000. Los vinos blancos secos. En: *Enología: fundamentos científicos y tecnológicos*. Ed. C. Flanzy. AMV Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, pp. 443-451.
- Dick, W. A., Tabatabai, M. 1984. Kinetic parameters of phosphatases in soils and organic waste materials. *Soil Science*, 137(1): 7-15.
- Díez, J.A. 1987. Dinámica del P en el suelo afectada por la aplicación de diferentes fertilizantes orgánicos. *An. Edafol. Agrobiol.*, 46 (3-4): 499-510.
- Eggen, T., Vethe, V. 2001. Stability indices for different composts. *Compost Sci. Util.*, 9: 19-26.

- Elias, X. 2009. Valorización de residuos procedentes de grandes industrias. En: Reciclaje de residuos industriales. Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora. (Ed.) Elias, X. Ediciones Díaz de Santos, Madrid, pp. 533-636.
- Espinoza, Y. 2004. Quality of soil organic matter under different management practices in a tropical acid soil Venezuela.
- European Commission, 2001. Working Document. Biological treatment of Biowaste. 2nd draft. Available in: http://europa.eu.int/comm/environment/waste/facts_en.htm.
- European Commission, 2014. Informe Final sobre Criterios Europeos para Compost y Digestatos. Disponible en la página WEB: <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869>
- Fabrizio, A., Tambone, F., Genevini, P. 2009. Effect of compost application rate on carbon degradation and retention in soils. Waste Management, 29(1): 174-179.
- FAO, 2012. Disponible en la página web: <http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>.
- FAO, 2014. FAOSTAT-Producción agrícola. Disponible en la página web: <http://faostat.fao.org>.
- Farrell, M., Jones, D.L. 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. Bioresour. Technol., 100: 4301–4310.
- Fassenber, H.W. 1972. Química del suelo. pp. 66-109. Ed. Turrialba. Costa Rica.
- Filippi, C., Bedini, S., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., Saviozzi, A. 2002. Co-composting of olive mill by-products: Chemical and microbiological evaluations. Compost Science & Utilization, 10 (1): 63-71.
- Finstein, M.S., Miller, F.C., MacGregor, S.T., Psarianos, K.M. 1985. The Rutgers strategy for composting: process design and control. EPA project summary (EPA 600/S2-85/059) U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Fuentes Yagüe, J.L. 2002. Manual práctico sobre utilización de suelo y fertilizantes. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Garcia, D., Cegarra, J., Bernal, M. P., Navarro, A.F. 1993. Comparative evaluation of methods employing alkali and sodium pyrophosphate to extract humic substances from peat. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 24 (13-14): 1481-1494.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biology and Biochemistry, 32: 1907–1913.
- Garcia-Izquierdo, C., Lobo-Bedmar, M.C. 2008. Rehabilitación de los suelos degradados y contaminados mediante aplicación de compost. Compostaje. Ed. Mundi-prensa, p.425-448.

- Garnier, C., Görner, T., Lartiges, B.S., Abdelouhab, S., de Donato, P. 2005. Characterization of activated sludge exopolymers from various origins: a combined size-exclusion chromatography and infrared microscopy study. *Water Res.*, 39: 3044–3054.
- Gil, M.V., Calvo, L.F., Blanco, D., Sánchez, M.E., 2008. Assessing the agronomic and environmental effects of the application of cattle manure compost on soil by multivariate methods. *Bioresour. Technol.*, 99: 5763–5772.
- Giráldez, J.V., De Luna, E., Venceslá, A. 1999. Análisis de la eficacia del alperujo en la protección del suelo contra la erosión. *Foro Olivar y Medio Ambiente. Actas IX Simposium Científico-Técnico Expoliva'99*. Jaén, España.
- Gisbert, J.M., Ibáñez, S. 2002. *Génesis de suelo*. Ed. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., Domínguez, J. 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere*, 70: 436–444.
- Gorodecki, B., Hadar, Y. 1990. Suppression of *Rhizoctonia solani* and *Sclerotium rolfsii* diseases in container media containing composted separated cattle manure and composted grape marc. *Crop Protection*, 9(4): 271-274.
- Goyal, S., Dhull, S.K., Kapoor, K.K. 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*, 96(14): 1584-1591.
- Hanifi, S., El Hadrami, I. 2008. Phytotoxicity and fertilising potential of olive mill wastewaters for maize cultivation. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (2): 313-319.
- Herrmann, R.F., Shann, J.F. 1997. Microbial community changes during the composting of municipal solid waste. *Microb. Ecol.*, 33: 78–85.
- Hogg, D., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australia, *The Waste and Resources Programme (WRAP)*, Oxon.
- Hoitink, H. A. J., Stone, A. G., Han, D. Y. 1997. Supresión de enfermedades de plantas mediante compost. *Agronomía Costarricense*, 21(1): 25-33.
- Hoitink, H.A.J., Boehm, M.J., Hadar, Y. 1999. Mechanisms of suppression of soilborne plant pathogens in compost-amended substrates. *Science and engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects*, pp. 601-621.

- Hospido, A., Moreira, T., Martín, M., Rigola, M., Feijoo, G. 2005. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: anaerobic digestion versus thermal processes. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 10: 336–345.
- Hue, N.V., Liu, J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Sci. Util.*, 3: 8–15.
- IDEA, 2011. Situación y potencial de generación de biogás. Estudio Técnico. PER 2011-2020.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V. 1992b. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 38: 331–343.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V. 1992a. Composting of domestic refuse and sewage sludge, II: Evolution of carbon and some “humification” indexes. *Resources, Conservation and Recycling*, 6: 243–257.
- Iglesias-Jiménez, E. 2014. Métodos y parámetros para evaluar la madurez del compost. En: Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. (Eds.). *Compostaje*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Ingelmo, F., Albiach, R., Gamón, S. 2003. Organic matter of a soil amended with composted sludges and affected by simulated processes of soil degradation. *Ecosystems and Sustainable Development*, vol. II, pp. 971-980.
- Jahn, A., Nielsen, P.H. 1998. Cell biomass and exopolymer composition in sewer biofilms. *Water Sci. Technol.*, 37: 17–24.
- Jenkinson, D.S., Ladd, J.N. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: *Soil Biochemistry Vol.5* (Paul & Ladd, Eds) Marcel Dekker: New York. P. 415-471.
- Jimenez, E.I., Garcia, V.P. 1991. Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity. *Resources, Conservation and Recycling*, 6(1): 45-60.
- Juma, P.D. 1999. The pedosphere and its dynamics a systems approach to Soil Science. Vol. 1. *Introduction to Soil Science and Soil Resources*. Ed. Salman productions. Edmonton. Alberta. Canada.
- Kay, B. D., Angers, D. A. 2002. Soil structure. In ‘Soil physics companion’ (Ed. AW Warrick) pp. 249–295. KEPOS (2000). *Impactos ambientales en la bodega*. Fundación Caja Rioja. Logroño. p.24.
- Kosseva, M.R. 2009. Processing of Food Wastes. In: *Advances in Food and Nutrition Research* 58, pp. 57-136, Elsevier.
- Labrador, J. 1996. *La materia orgánica en los agrosistemas*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Labrador, J., García, A., Fernández, P., Palos, E. 2001. Compost y vermicompost de orujos grasos húmedos para su uso como fertilizante orgánico en agricultura ecológica. *Actas I Encuentro*

- Internacional. Gestión de Residuos orgánicos en el Ámbito Rural Mediterráneo. Pamplona, España.
- Lal R., 2008. Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28: 57-64.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, G., Kyriacou, A. 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *J. Environ. Manage.*, 80: 58–65.
- López Cuadrado M.C., Masaguer, A. 2006. Sustratos para viveros: Conocer sus propiedades ayuda a su correcta utilización. *Horticultura*. Vol. extra, p. 44-50.
- López M.J., Boluda, R. 2008. Residuos agrícolas. En: Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. (Eds.). *Compostaje*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España, pp. 489-518.
- López Martín, M. 2011. Biorremediación de metales pesados con aislados microbianos procedentes de procesos de compostaje. Trabajo Fin de Master. Universidad Almería
- López, R., Cabrera, F., Murillo, J.M. 1992. Effect of beet vinasse on radish seedling emergence and fresh weight production. *Acta Horticulturae*, 335: 115-119.
- López, R., Martínez-Bordiu, A., Dupuyde-Lome, E., Cabrera, E. Murillo, J.M. 1992. Loud treatment of liquid wastes from the olive oil industry. *Fresenius Environmental Bulletin*, 1: 129-134.
- Lopez-Real, J.M., Witter, E., Midmer, F.N., Hewett, B.A.O. 1989. Evaluation of composted sewage sludge/straw mixture for horticultural utilization. *Water Science and Technology*, 21(8-9): 889-897.
- MAAMA, 2014. Anuario de estadística. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2013.
- Marcelo Canales, A., Elías, X., Herrero, M., 2009. Aprovechamiento de residuos agrícolas y forestales. En: *Reciclaje de residuos industriales. Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora*. (Ed.) Elías, X. Ed. Díaz de Santos, Madrid, pp 697-783.
- Martín, A.G., Labrador, J., Fernández, P. 2001. Compostaje con alpeorujos. *Agricultura: Revista agropecuaria*, (833), 789-792.
- Martín, J., Sampedro, I., García-Romera, I., García-Garrido, J.M., Ocampo J.A., 2002. Arbuscular mycorrhizal colonization and growth of soybean (*Glycine max*) and lettuce (*Lactuca sativa*) and phytotoxic effects of olive mill residues. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 1769–1775.

- Martínez, J., Burton, C., Béline, F., Daumer, M.L., Guiziou, F., 2006. Manure processing in Europe. State of the art overview. Technical Workshop on Manure Processing. CE-ENV, Brussels, 6-7 November 2006.
- Mathur, S.P., Owen, G., Dinel, H., Schnitzer, M. 1993. Determination of compost biomaturity. Literature review, *Biol. Agric. Hortic.*, 10: 65–85.
- Medina, E., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R., 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. *Bioresour. Technol.*, 100: 4227–4232.
- Miller, F.C., 1993. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Meeting, F.B. (Ed.), *Soil Microb. Ecol.* Marcel Dekker, Inc., New York, United States of America, pp. 515–544.
- Molina, E., Nogales, R., Martín, A.I., Yáñez, D.R., Moumen, A. 2001. Reutilización de los orujos procedentes de las nuevas tecnológicas de extracción en dos fases del aceite de oliva de aceituna en alimentación de rumiantes. *Actas I Encuentro Internacional. Gestión de Residuos orgánicos en el Ámbito Rural Mediterráneo.* Pamplona, España.
- Mondini, C., Cayuela, M.L., Sinicco, T., Sánchez-Monedero, M.A., Bertolone, E., Bardi, L. 2008. Soil application of meat and bone meal. Short-term effects on mineralization dynamics and soil biochemical and microbiological properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 462-474.
- Mondini, C., Fornasier, F., Sinicco, T. 2004. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10): 1587-1594.
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F., Bernal, M.P., 2009. Utilisation of manure composts by high-value crops: safety and environmental challenges. *Bioresour. Technol.*, 100: 5454–5460.
- Moreno Casco, J. M., Mormeneo, S. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso. En: *Compostaje*, pp. 111-140, Mundi-Prensa Libros.
- Moreno, J. 2005. *Compostaje. Biotecnología y Medioambiente.* Ephemera, Madrid.
- Moreno, R., Benitez, E., Melgar, R., Polo, A., Gomez, M., Nogales, R., 2000. Vermicomposting as an alternative for reusing by-products from the olive oil industry. *Fresenius Environmental Bulletin*, 9(1/2): 001-008.
- Nakasaki, K., Hiraoka, S., Nagata, H. 1998. A new operation for producing diseasesuppressive compost from grass clippings. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64: 4015– 4020.

- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P. 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 22: 2137-2144
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresour. Technol.*, 44: 203–207.
- Navarro Pedreño, J., Moral Herrero, R., Gómez Lucas, I., Mataix Beneyto, J. 1995. *Residuos Orgánicos y Agricultura*. Universidad de Alicante. Secretariado de Publicaciones.
- Odlare, M., Pell M., Svensson K. 2008. Changes in soil Chemical and microbiological properties Turing 4 years of application of various organic residues. *Waste Management*, 28: 1246-1253.
- Ohmiya, K, Sakka, K., Kimura, T. 2005. Anaerobic bacterial degradation for the effective utilization of biomass. *Biotechnol. Bioprocess Eng.*, 10:482-493.
- Okalebo, J.R., Othienko, C.O., Woomer, P.L., Karanja, N.K., Semoka, J.R.M., Bekunda, M.A., Mugendi, D.N., Muasya, R.M., Batiato, A., Mukhwana, E.J. 2006. Available technologies to replenish soil fertility in East Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 76: 153-170.
- Ordóñez Fernández, R., González Fernández, P., Aguilar Torres, M.A. 2010. Utilización de compost de lodos de depuradora en olivar. *Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía*.
- Papadopoulos, A., Bird, N.R.A., Whitmore, A.P., Money, S.J. 2009. Investing the effects of organic and conventional management on soil aggregate stability using X-ray computed tomography. *European Journal of Soil Science*, 60: 360-368.
- Paradelo, R., Prieto, B., Moldes, A.B., Barral, M.T. 2010. Seguimiento del compostaje de residuos vitivinícolas mediante medidas de color. *Óptica Pura Aplicada*, 43: 235-243.
- Pardo Núñez, J., López Mondejar, C. 2001. Aprovechamiento del alperujo de la industria del aceite de oliva para la producción de hongos comestibles. *Actas III Jornadas Técnicas del champiñón y otros hongos comestibles en Castilla-La Mancha*. Iniesta (Cuenca), España.
- Paredes Gil, C. 1997. *Compostaje del alpechín mediante el sistema Rutgers y evaluación agronómica de los composts*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- Paredes, C., Cegarra, J., Bernal, M. P., Roig, A. 2005. Influence of olive mill wastewater in composting and impact of the compost on a Swiss chard crop and soil properties. *Environment International*, 31(2): 305-312.
- Paredes, C., Cegarra, J., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A., Bernal M.P. 1999. Caracterización of olive mil wastewater (alpechín) and its sludge for agricultural purposes. *Bioresource Technology*, 67: 111-115.

- Paredes, C., Moral, R., Pérez-Murcia, M.D., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinosa, A. 2006. Agricultural value of the spent mushroom substrate. In: Petersen, S.O. (Ed.), Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole- Farm Perspective (Volume II). Danish Institute of Agricultural Sciences. Ministry of Food, Agricultural Sciences, Tjele, pp. 301–304.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M. P., Sánchez-Monedero, M. A., Cegarra, J. 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology and Fertility of Soils*, 32(3): 222-227.
- Pascual, J.A., Hernández, T., García, C., Ayuso, M. 1998. Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: Laboratory experiment. *Bioresource Technology*, 64: 131-138.
- Pérez-Murcia, M.D. 1999. Utilización integral de los lodos de depuradora en agricultura. Tesis doctoral. Universidad de Alicante
- Perez-Murcia, M.D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A., Paredes, C. 2006. Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresource Technology*, 97(1): 123-130.
- Plaster, Edward J. 2000. *La Ciencia del Suelo y su Manejo*. Ed. Paraninfo. Madrid.
- Plaza, C., Senesi, N., Polo, A., Brunetti, G. 2005. Acid-base properties of humic and fulvic acids formed during composting. *Environmental Science & Technology*, 39(18): 7141-7146.
- Porta, J., López Acevedo, M., Roquero, C. 2008. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Ramos-Cormenzana, A., Aguilera, M.A., Monteoliva-Sánchez, M. 2001. *Paenibacillus jamilae* una solución en la biorremediación de los residuos de la molturación de la aceituna. En: *Improve 2000. Presente y futuro del alpeorajo*. Editorial Complutense, S.A.
- Ranalli, A., Malfatti, A., Cabras, P. 2001. Composition and quality of pressed virgin olive oils extracted with a new enzyme processing aid. *Journal of Food Science*, 66(4), 592-603
- Raviv, M., Oka, Y., Katan, J., Hadar, Y., Yogev, A., Medina, S. Ziadna, H. 2005. High-nitrogen compost as a medium for organic container-grown crops. *Bioresource Technology*, 96(4): 419-427.
- Razungles, A., Blouin, J. Boulet, J.C., Escudier, J.L., Feuillat, M., Flanzy, C., Peyron, D. 2000. *Vinificación en tinto*. En: *Enología: fundamentos científicos y tecnológicos*. Ed. C. Flanzy. AMV Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, pp.462-494.
- Riggle, J., von Wandruska, R. 2002. Conductometric characterization of dissolved humic materials. *Talanta*, 57: 519–526.

- Rihani, M., Malamis, D., Bihaoui, B., Etahiri, S., Loizidou, M., Assobhei, O. 2010. In-vessel treatment of urban primary sludge by aerobic composting. *Bioresource Technology*, 101: 5988-5995.
- Roig, A., Lax, A., Cegarra, J., Costa, P., Hernandez, M.T. 1988. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Science*, 146(5): 311-316.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle*, 26: 46-47.
- Said-Pullicino, D., Erriquens, F.G., Gigliotti, G. 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresour. Technol.*, 98: 1822-1831.
- Sainz Sastre, J.A. 2005. *Tecnologías para la sostenibilidad. Procesos y operaciones unitarias en depuración de agua residuales*. Fundación EIO. Madrid.
- Sainz, H., Benítez, E., Melgar, R., Álvarez, R., Gómez, M., Nogales, R. 2000. Biotransformación y valorización agrícola de subproductos del olivar-orujos secos y extractados-mediante vermicompostaje. *Edafología*, 7(2): 103-111.
- Saludes, R.B., Iwabuchi, K., Miyatake, F., Abe, Y., Honda, Y. 2008. Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture. *Bioresour. Technol.*, 99: 7285-7290.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., Noguera, P., Abad, A., Antón, A. 2004. Composts as media constituents for vegetable transplant production. *Compost Science & Utilization*, 12 (2): 161-168.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Martínez-Pardo, C., Cegarra, J., Paredes, C. 1996. Microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresource Technology*, 57: 291-295.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Martínez-Pardo, C., Cegarra, J., Paredes, C. 1996. A microanalysis methods for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresour. Technol.*, 57: 291-295.
- Sarma, H. 2011. Metal hyperaccumulation in plants: a review focusing on phytoremediation technology. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4: 118-138.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., Biasci, A., Riffaldi, R. 2001. Suitability of moist olive pomace as soil amendment. *Water, Air and Soil Pollution*, 128: 13-22.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., Cardelli, R. 1994. Suitability of a winery-sludge as soil amendment. *Bioresource Technology*, 49: 173-178.
- Schnitzer, M., Khan, S.U. 1978. *Soil Organic Matter*. pp. 319. Elsevier Sc. Publ. Co. New York.

- Semple, K.T., Reid, B.J., Fermor, T.R. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environ. Pollut.*, 112(2): 269-283.
- Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilisers. *Sci. Total Environ.* (81/ 82): 521–542.
- Senesi, N., Plaza, C. 2007. Role of humification processes in recycling organic wastes of various nature and sources as soil amendments. *Clean Soil, Air, Water*, 35(1): 26-41.
- Seóanez, M., Bellas, E., Ladaira, P., Seoáñez, P. 2000. Tratado de reciclado y recuperación de productos de los residuos. Mundi-Prensa, Madrid, pp.605.
- Shokohifard, G. 1989. A comparative study on ion holding capacity of amending materials. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 20 (7-8): 817- 835.
- Shukla, O.P., Rai, U.N., Dubey, S. 2009. Involvement and interaction of microbial communities in the transformation and stabilization of chromium during the composting of tannery effluent treated biomass of *Vallisneria spiralis* L. *Bioresource Technology*, 100: 2198-2203.
- Sikora, L. J., Yakovchenko, V. 1996. Soil organic matter mineralization after compost amendment. *Soil Science Society of America Journal*, 60(5): 1401-1404.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryce, S., Deneb, K. 2004. A history of reseach on the link between (micro-aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics). *Soil and Tillage Research*, 79:7-31.
- Soliva, M., López, M., Huerta, O. 2008. Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje. En: Moreno J, Moral R (Eds.). *Compostaje*, pp. 75-92. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Som, M.P., Lemée, L., Amblès, A. 2009. Stability and maturity of a green waste and biowaste compost assessed on the basis of a molecular study using spectroscopy, thermal analysis, thermodesorption and thermochemolysis. *Bioresour. Technol.*, 100: 4404–4416.
- Sponza, D.T. 2004. Properties of four biological flocks as related to settling. *J. Environ. Eng.* 130, 1289–1300.
- Stentiford, E.I. (1996). *Composting control: principles and practice*. En: M. de Bertoldi (ed.). *The Science of Composting. Part I*. Blakie Academic and Professional, Glasgow, UK.
- Stevenson, F.J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*, second ed. John Wiley & Sons, New York.
- Suarez-Estrella, F.S., Casco, J.M. 2010. Los microorganismos al servicio de la agricultura: agentes microbianos de control biológico (AMCB). *Cuadernos de estudios agroalimentarios*, (1): 73-88.
- Suárez-Estrella, F.; Vargas-García, M.C.; López, M.J.; Capel, C. y Moreno, J. 2007. Antagonist activity of bacteria and fungi from horticultural compost against *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis*. *Crop Protection*, 26: 46-53.

- Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.*, 95: 145–150.
- Takaku, H., Kodaira, S., Kimoto, A., Nashimoto, M., Takagi, M. 2006. Microbial communities in the garbage composting with rice hull as an amendment revealed by culture-dependent and -independent approaches. *J. Biosci. Bioeng.*, 101: 42–50.
- Tambone, F., Terruzzi, L., Scaglia, B., Adani, F. 2015. Composting of the solid fraction of digestate derived from pig slurry: Biological processes and compost properties. *Waste Management*, 35: 55-61.
- Tejada, M., García-Martínez, A.M., Parrado, J. 2009. Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste. *Bioresour. Technol.*, 100: 4062–4065.
- Termorshuizen, A.J., Moolenaar, S. W., Veeken, A. H. M., Blok, W.J. 2004. The value of compost. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3(4), 343-347.
- Termorshuizen, A.J., van Rijn, E., van der Gaag, D.J., Alabouvette, C., Chen, Y., Lagerlöf, J., Malandrakis, A.A., Paplomatas, E.J., Rämert, B., Ryckeboer, J., Steinberg, C., Zmora-Nahum, S. 2006. Suppressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: variability in pathogen response. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 2461–2477.
- Thassitou, P.K., Arvanitoyannis, I.S. 2001. Bioremediation: a novel approach to food waste management. *Trends in Food Science and Technology*, 12: 185-196.
- Tiquia, S.M. 2005. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, 99(4): 816-828.
- Torrijos, M., Moletta, R. 2000. Efluentes vinícolas y procedimientos de tratamiento. En: *Enología: fundamentos científicos y tecnológicos*. Ed. C. Flanzky. AMV Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, pp.769-783.
- Troy, S.M., Nolan, T., Kwapinski, W., Leahy, J.J., Healy, M. G., Lawlor, P.G. 2012. Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure. *Journal of Environmental Management*, 111: 70-77.
- Trumbore, S.E., Czimczik, C.I. 2008. An uncertain future for soil carbon. *Science*, 321(5895): 1455-1456.
- Ukita, M., Imai, T., Hung, Y.T. 2008. Tratamiento de residuos de alimentos, en: *Tratamiento de los residuos de la industria del procesado de alimentos*. (Ed.) Wang, L.K., Hung, Y.T., Lo, H.H., Yapijakis, C. Editorial Acribia, S.A. Zaragoza, pp. 355-390.
- Vaughan, D., Malcolm, R.E. 1985. Soil organic matter and biological activity. In: *Developments in Plant and Soil Sciences*, vol. 16. Martinus Nijhof/Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherland.

- Veeken, A., Nierop, K., Wilde, V., Hamelers, B. 2000. Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology*, 72: 33-41.
- Veeken, A., Nierop, K., Wilde, V., Hamelers, B. 2000. Characterization of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology*, 72: 33–41.
- Villaescusa, I., Fiol, N., Martínez, M., Miralles, N., Poch, J., Serarols, J. 2004. Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. *Water Research*, 38(4): 992-1002.
- Viniegra, V. 2001. Gestión y tratamiento de residuos sólidos orgánicos de la industria de transformados vegetales. *Actas I Encuentro Internacional Gestión de Residuos Orgánicos en el ámbito Rural Mediterráneo*. Pamplona, España.
- Visauta, B., Martori, J.C. 2003. *Análisis Estadístico con SPSS para Windows. Volumen II. Estadística multivariante*. Segunda edición. Ed. McGraw-Hill, Madrid.
- Vogt, E., Jakob, L., Lemperle, E., Weiss, E. 1986. *El vino: obtención, elaboración y análisis*. Ed. Acribia S.A., Zaragoza. p. 294.
- Walkley, A., Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determination soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37: 29-38.
- Walter, I. 1992. *Contaminación por metales pesados de lodos de depuradora*. CSIC (ed.), Madrid.
- Wolf, B., Snyder, G.H. 2003. *Sustainable Soils: The place of organic matter in sustaining soils and their productivity*. Food Product Press, Nueva York.
- Wu, L., Ma, L.Q., Martínez, G.A. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.*, 29: 424–429.
- Yang, S., Fang, X., Li, J., An, Z., Chen, S., Fukusawa, H. 2001. Transformation functions of soil color and climate. *Science in China*, 44: 218-226
- Yates, L.M., Engebreston, R.R., Haakenson, T.J., Von wandruszka, R. 1997. Immobilization of aqueous pyrene by dissolved humic acid. *Anal. Chim. Acta*, 356: 295–300.
- Zawadzińska, A., Salachna, P. 2014. Sewage Sludge Compost as Potting Media Component for ivy Pelargonium (*Pelargonium peltatum* (L.) production. *Journal of Basic and Applied Sciences*, 10: 519-524.
- Zbytniewski, R. and Buszewski, B. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: Chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology*, 96: 471-478.
- Zbytniewski, R., Kosobucki, P., Kowalkowski, T., Buszewski, B. 2002. The comparison study of compost to natural organic matter samples. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 1: 68–74.

- Zhang, X.X., Cheng S.P., Zhu, C.J., Sunm S.L. 2006. Microbial PAH-degradation in soil: degradative pathways and contributing factors. *Pedosphere*, 16(5): 555-565
- Zhou, P., Yan, H., Gu, B. 2005. Competitive complexation of metal ions with humic substances. *Chemosphere*, 58: 1327–1337.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., Bertoldi, M.D. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. *Composting of agricultural and other wastes*/edited by JKR Gasser.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22: 54–57.

