

**Elaboración a escala pre-industrial de  
enmiendas y abonos orgánicos sólidos  
y líquidos mediante co-compostaje de  
orujo de oliva de dos fases o  
“Alperujo”**

**Tesis Doctoral  
Germán Tortosa Muñoz  
Murcia, 2011**







Departamento de Ingeniería  
Química  
Facultad de Química  
Universidad de Murcia



**CSIC**

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

Departamento de Conservación de  
Suelos y Agua y Manejo de Residuos  
Orgánicos  
Centro de Edafología y Biología  
Aplicada del Segura (CEBAS)  
Consejo Superior de  
Investigaciones Científicas  
(CSIC)

# **ELABORACIÓN A ESCALA PRE-INDUSTRIAL DE ENMIENDAS Y ABONOS ORGÁNICOS SÓLIDOS Y LÍQUIDOS MEDIANTE CO-COMPOSTAJE DE ORUJO DE OLIVA DE DOS FASES O "ALPERUJO"**

Memoria de la Tesis Doctoral que presenta

*Germán Tortosa Muñoz*

Murcia, mayo de 2011



---

## MIEMBROS DEL TRIBUNAL

*PRESIDENTE:*

*D.*

*SECRETARIO:*

*D.*

*VOCAL:*

*D.*

*VOCAL:*

*D.*

*VOCAL:*

*D.*

*SUPLENTE:*

*D.*

*SUPLENTE:*

*D.*

---





MINISTERIO  
DE CIENCIA  
E INNOVACIÓN



**D. Juan Cegarra Rosique**, Doctor en Ciencias Químicas y Profesor de Investigación y **D. José Antonio Alburquerque Méndez**, Doctor en Ciencias Químicas e Investigador Contratado, ambos del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), con destino en el Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), AUTORIZAN:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada "ELABORACIÓN A ESCALA PREINDUSTRIAL DE ENMIENDAS Y ABONOS ORGÁNICOS SÓLIDOS Y LÍQUIDOS MEDIANTE CO-COMPOSTAJE DE ORUJO DE OLIVA DE DOS FASES O "ALPERUJO", realizada por **D. Germán Tortosa Muñoz**, bajo nuestra inmediata dirección y supervisión, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a 25 de marzo de 2011

Director

Fdo. D. Juan Cegarra Rosique



Co-director

Fdo. D. José Antonio Alburquerque Méndez





**D. Demetrio Gómez Pérez**, Profesor Titular de Universidad del Área de Ingeniería Química y Director del Departamento de Ingeniería Química, INFORMA:

Que la Tesis Doctoral titulada "ELABORACIÓN A ESCALA PREINDUSTRIAL DE ENMIENDAS Y ABONOS ORGÁNICOS SÓLIDOS Y LÍQUIDOS MEDIANTE CO-COMPOSTAJE DE ORUJO DE OLIVA DE DOS FASES O "ALPERUJO", ha sido realizada por **D. Germán Tortosa Muñoz**, bajo la inmediata dirección y supervisión de **D. Juan Cegarra Rosique** y **D. Jose Antonio Albuquerque Méndez**, en el Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos del Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC), y que el Departamento ha dado su conformidad para que sea presentada ante la Comisión de Doctorado.

En Murcia, a 14 de abril de 2011





# **AGRADECIMIENTOS**

## Agradecimientos

---

Esta Tesis Doctoral está dedicada a mi familia: A mis padres Juan y Trinidad, a mis hermanas Natalia y Virginia, a mi cuñado Sayo y a mis sobrinos Adriana, Mercedes y Santiago.

También al gran amor de mi vida, Paloma, la cual es el principal motivo de mi existencia.

## Agradecimientos

---

**-“Una Tesis Doctoral sin erratas es como un jardín sin flores”-  
Miembro de un Tribunal de Tesis.  
Granada, 12 de diciembre de 2008.**

Amigo lector:

Como bien sabrá, escribir Ciencia necesita de un lenguaje objetivo, conciso y exacto para plasmar las teorías y conclusiones obtenidas. Para leer Ciencia ya tiene usted las 200 páginas que dura esta Memoria de Investigación. Déjeme pues, usar un lenguaje más subjetivo, más literario y más emocional para reflejar algunas de las experiencias y vivencias que se ocultan detrás de cada Tabla y Gráfica de datos, de la imaginación e ilusión que han desarrollado las teorías que aquí se defienden y demuestran, así como de la sabiduría, la enorme paciencia y amor propio que ido adquiriendo en el transcurso del tiempo que ha durado esta Tesis.

Déjeme pues, mostrarle como se inició mi viaje por la aventura de la investigación científica, como ha ido cambiado la filosofía de mi vida y como he llegado a la conclusión de que *“La Ciencia es la poesía de la realidad”* o al menos de mi realidad.

Todo empezó en la **Facultad de Química** de la **Universidad de Murcia**. De aquella andadura tengo muchos recuerdos y sobre todo me gustaría destacar la distinta perspectiva de la Ciencia que se tiene cuando uno es solo un estudiante universitario (bastante diferente de cuando uno empieza a hacer investigación). Grandes profesores de Química tuve en aquella época, algunos muy buenos, otros muy duros e injustos (todo sea dicho). Como si fuera propio del Síndrome de Estocolmo, con el tiempo he sabido apreciar realmente el esfuerzo y el conocimiento transmitido por aquellos profesores. Realmente lo que aprendí de aquella carrera altamente científica fue el entrenamiento intelectual que desarrollé y que tan valioso me resultó posteriormente, además de la cultura química que conseguí. Entre ellos está el Dr. Manuel Rubio, al cual agradezco su eterna predisposición en todo lo concerniente a este trabajo de investigación. Además, también tuve la oportunidad de relacionarme con “futuros” químicos, de los cuales he seguido mantenimiento una estupenda relación. Me refiero a José Francisco Zaragoza y José Antonio Mira, dos grandes filósofos y oradores perpetuos. Ellos me han enseñado la importancia de la documentación y de la exposición dialéctica de las ideas. Posiblemente he presenciado más de un centenar de sus “luchas” dialécticas sobre todos los asuntos (incluso de los más absurdos). Eso me ha hecho reflexionar en una de las cualidades que debe tener un científico, la oratoria.

Después llegó mi etapa en el **Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC)** de manos del Dr. Juan Cegarra Rosique, al cual agradezco que me permitiese realizar este trabajo de Tesis, aún no teniéndolo todo a mi favor. Después se incorporó mi querido Dr. José Antonio Alburquerque, el cual lo considero como mi hermano mayor en lo científico (y en lo humano). Sin duda, el ha sido el faro

## Agradecimientos

---

que me ha iluminado y el cual he seguido cuando el desánimo y la frustración oscurecía mi camino. Esta Tesis no existiría sin él y así quiero dejarlo plasmado. También quiero agradecer a M<sup>a</sup> Ángeles López Bermejo todo lo que me ayudó con su labor con el laboratorio. Durante todo ese tiempo, muchas han sido las anécdotas que he vivido y compartido con mucha gente. Algunos de ellos son Rafa, M<sup>a</sup> Luz, Miguel Ángel, Antonia, Isabel, Dora, Jorge, Felipe, Keiyi, Ghita, Lola, Marili, Eva, Antonio, Jose, Nacho, Gonzalo, Josef, Fuensanta, Antonio, Manolo, Diego, Carolina, Mariela, María, Claudia, Manolo, Gonzalo, Nuria, toda la gente de la revista PA'CIENCIA, Cristina, Cristina Nieto, M<sup>a</sup> Ángeles, Sonia y un largo etc. (seguro que me dejo a muchos, por lo que de antemano les pido perdón).

Sin duda me gustaría destacar varias personas, a las cuales esta tesis también les debe mucho. La primera de ellas es la Dra. Pilar Bernal, la cual me ayudó enormemente ofreciéndome una oportunidad de seguir soñando en el mundo de la investigación científica. Aquello supuso mucho y se lo agradezco enormemente. También a mis grandes amigos y compañeros de sufrimiento, la Dra. Lucía Carrasco y el Dr. Carlos de la Fuente, que solo ellos saben lo que hemos pasado y disfrutado juntos. Me emocioné tanto cuando les vi encima del estrado defendiendo sus Tesis como seguro que ellos harán cuando me vean a mí. Pues si chicos, todo llega... más tarde que temprano

Y como la vida da muchas vueltas, terminé en mi segunda tierra, Granada. Aquí llegué en busca de un sueño y lo encontré de mano de mis compañeros de la **Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC)**. Todavía tengo el recuerdo grabado en mi retina cuando atravesé por primera vez el camino de las palmeras que me llevaron a un antiguo palacete del siglo XX pintado de amarillo, y la posterior visita la Casa Roja, un edificio digno de vivir, lleno de recovecos y sorpresas. Allí encontré a mis compañeros del grupo del "Metabolismo del Nitrógeno". Allí encontré al Dr. Eulogio J. Bedmar, el cual me ha ayudado enormemente a seguir en el mundo de la investigación ofreciéndome su apoyo en todos los sentidos. También la Dra. María Jesús Delgado, la cual fue la primera persona que conocí en la EEZ. Sin duda, su sonrisa y su forma de ser me impactaron tanto mi primer día como hoy en día. Y no menos importantes son el resto de mis amigos y compañeros del laboratorio, Cristina, Silvia, David, Sergio, Gregorio, Alba, Chudi, Juan, Manolo, Belén, Soco, Chouhra, Diana, Nadia, Rajaa, Cinta, Emilio, Maribel y Eduardo (espero no dejarme a ninguno), con los cuales he podido compartir muy buenos momentos. También al Dr. Juan A. Sánchez Raya, con el cual he mantenido más de una estupenda conversación sobre la Ciencia y los Científicos. Todos ellos han influido en gran medida de que siga en Granada...

Y para finalizar, tengo una deuda moral que debo saldar. Agradezco a mi querida Eva María Barba Corbalán su ayuda en el pasado, sin la cual no podría haber presentado mi Tesina de Licenciatura. Ella me ayudó mucho, sobre todo con los trámites burocráticos y después de todo, se me olvidó invitarla a la presentación. Un olvido imperdonable que esta vez no pasará ya que me encargaré personalmente de que avisarla.

## **RESUMEN Y ABSTRACT**



El cultivo del olivo y, especialmente, la actividad de la industria oleícola asociada tienen una gran importancia económica y social en los países de la Cuenca Mediterránea, siendo España el principal país productor de aceite de oliva a nivel mundial. El alperujo (AL), subproducto del proceso de extracción del aceite por el sistema de dos fases, es uno de los principales residuos agroindustriales que se generan actualmente en España, habiéndose producido cerca de 5 millones de toneladas en la pasada campaña. Su tratamiento mediante compostaje ha demostrado ser suficientemente viable para su revalorización y utilización agrícola, conduciendo a la producción de composts ricos en materia orgánica humificada de clara naturaleza lignocelulósica, que pueden constituir una excelente materia prima para la producción industrial de abonos orgánicos y órgano-minerales de calidad. Esto se constata en la última actualización de la normativa legal española referente a los productos fertilizantes (Real Decreto 824/2005), en la que el compost de AL tiene su propia categoría como producto fertilizante.

En el presente trabajo se ha estudiado a escala pre-industrial la viabilidad del compostaje de AL con dos agentes estructurantes, un estiércol avícola (gallinaza, G) y, alternativamente, con otro de origen ovino (sirle, S), añadiendo a ambos tipos de mezclas un aditivo mineral ácido rico en hierro u otro rico en fósforo, a fin de rebajar la alcalinidad de los sustratos y enriquecerlos en uno u otro de estos nutrientes. Se elaboraron así seis mezclas (AL+G, AL+G+Fe, AL+G+P, AL+S, AL+S+Fe y AL+S+P) cuyo compostaje se efectuó utilizando el sistema abierto de volteos mecánicos periódicos.

La evolución del compostaje se caracterizó por un aumento del pH y una disminución del contenido graso y del carbono orgánico, carbohidratos y polifenoles en la fracción hidrosoluble de los sustratos. Las pérdidas de MO fueron importantes y siguieron dos modelos cinéticos bien diferenciados, lineal para el grupo AL+G y exponencial para el grupo AL+S. También lo fueron las de los principales biopolímeros constituyentes de la MO (lignina, celulosa y hemicelulosa), principalmente durante la etapa más activa del proceso (termófila), si bien fueron más moderadas para la lignina. El contenido de N total aumentó durante el proceso de compostaje debido al efecto de concentración provocado por la fuerte biodegradación de la MO, apreciándose un claro predominio de su forma orgánica. Sin embargo, se detectaron pérdidas apreciables tomando como referencia el contenido inicial de N, cuya mayor intensidad coincidió con una fuerte volatilización de amoníaco debida a los incrementos de pH y las temperaturas altas.

La evolución de los índices de humificación fue claro indicativo de los procesos de reorganización y condensación molecular propios de este proceso que

conllevo al progresivo predominio de los AH como fracción más polimerizada de la MO. También se redujo significativamente el carácter fitotóxico inicial de los sustratos.

Los aditivos minerales ácidos causaron un ligero y persistente descenso del pH hasta el final del compostaje en ambas mezclas AL+G y AL+S, a la vez que propiciaron una mayor reducción del contenido de hemicelulosa y de los contenidos de C orgánico y polifenoles en la fracción hidrosoluble. Por el contrario, limitaron las pérdidas de N y la degradación de lignina y celulosa, contribuyendo así a incrementar el valor fertilizante de los composts.

Los composts, exentos de fitotoxicidad, mostraron un importante contenido de MO predominantemente de naturaleza lignocelulósica y parcialmente humificada, siendo el valor de  $C_{OT}/N_T$  claramente superior en los del grupo AL+G debido a su mayor riqueza en MO y lignina. Por su contenido de nutrientes, destacó el N en todos los composts y el Fe en los que se enriquecieron con el aditivo mineral, mientras que se clasificaron como Clase B por su contenido en metales pesados, excepto el compost AL+G que lo fue como Clase A.

Todos los composts obtenidos cumplieron con los requisitos exigidos para la categoría Composts de AL. Además, los dos composts obtenidos sin los aditivos minerales pudieron ser catalogados como Enmienda orgánica húmica y Enmienda orgánica compost y para el caso de AL+S, también como Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal (Real Decreto 824/2005). Por otra parte, ninguno de los tres protocolos de extracción evaluados, con agua y con álcali en frío y en caliente, permitieron la obtención directa de Abonos órgano-minerales líquidos a partir de ninguno de los seis composts, debido a la baja concentración de N y P en los extractos. No obstante, cabe afirmar que tanto los composts de AL como sus extractos alcalinos constituyen una excelente materia prima para la preparación industrial de Abonos órgano-minerales sólidos y líquidos, si bien será necesaria su mezcla o combinación con otros abonos orgánicos y/o minerales para ello.

Olive cultivation and, especially, the olive oil extraction industry have a great economic and social importance in the Mediterranean countries, and Spain is the largest producer worldwide of olive oil. The “alperujo” (AL), the main by-product of the two-phase olive oil extraction process, is one of the most-abundant agroindustrial wastes generated nowadays in Spain with about 5 million tons produced in the last season. Composting has been demonstrated to be an effective treatment in “alperujo” recycling, adding value and producing composts rich in humified organic matter with a clear lignocellulosic nature. They may constitute excellent raw materials for the industrial production of quality organo-mineral fertilisers, as it is registered in the Spanish fertilizers legislation (RD 824/2005) where AL Compost is grouped in a specific category.

In the present study, the feasibility of AL composting at the pre-industrial scale has been evaluated by mixing AL with two bulking agents: poultry (G) and sheep (S) manure; and two acidic mineral additives rich in iron and in phosphorus, respectively, in order to reduce the pH and increase the fertilising value of the obtained composts. Six piles were prepared (AL+G, AL+G+Fe, AL+G+P, AL+S, AL+S+Fe and AL+S+P) and the composting was performed using the mechanical turning (windrow) system.

The evolution of the composting process was characterised by an increase of the substrate pH value and a decrease of the fat and organic carbon, as well as of the carbohydrate and phenol content in the water-soluble fraction. The OM-losses were significant and showed two different kinetic models, a zero-order for AL+G piles and first-order for AL+S piles. In addition, the major constituents of the OM (lignin, cellulose and hemicellulose) showed considerable losses, mainly during the most active phase (thermophilic), although the losses of lignin were more moderate.

The total N content increased during composting due to the concentration effect caused by the OM biodegradation, showing a clear predominance of its organic form. However, significant N-losses were detected associated with ammonia volatilisation, coinciding with pH increases and high substrate temperatures. The evolution of the humification indices provided a clear insight into the process of reorganisation and molecular condensation, leading to a gradual predominance of the humic acids as the most-polymerised OM fraction. Also, a significant reduction of the initial phytotoxicity of the substrates was detected as composting progressed.

The mineral acidic additives caused a slight and persistent decrease in pH until the end of composting in both mixtures AL+G and AL+ S, as also a higher reduction in hemicellulose and water-soluble organic C and polyphenol contents. By the contrary, their addition limited the N-losses and lignin and cellulose degradation, thus contributing to increased fertiliser values of the composts.

The composts obtained were non-phytotoxic, showed a high OM content with a predominance of the lignocellulosic matrix and were partially humified. The  $T_{oc}/N_r$  ratios were clearly higher in AL+G piles than AL+S due to their richness in OM and lignin. With respect to the nutrient content, all composts were rich in N and Fe when the mineral acidic additive was used. Due to their heavy metal content, the composts obtained were classified as B class and only the AL+G compost was A class.

The obtained composts fulfil the requirements "AL Compost". Also, only the composts without mineral additives (AL+G and AL+S) could be classified as "Humic Organic Amendment" and "Compost Organic Amendment" and the AL+S compost as "Organic NPK Fertiliser from Animal and Plant Origin" according to the Spanish legislation. None of the three extraction protocols evaluated (water, 1M KOH and 1M KOH+heat) allowed the production of "Liquid Organo-Mineral Fertilisers" from any of the six composts due to their low concentrations of N and P. However, both the composts and the alkali extracts constitute excellent raw materials for the industrial production of organo-mineral fertilisers (in solid and liquid forms), although mixing with other organic and/or mineral fertilisers would be necessary.

# ÍNDICE



---

<b>1. Introducción</b> .....	1
1.1. Agricultura, medio ambiente y sostenibilidad: Protección del suelo y empleo de fertilizantes .....	3
1.2. Importancia de la materia orgánica (MO) en el suelo .....	7
1.2.1. Influencia de la MO sobre las propiedades físicas del suelo ...	7
1.2.2. Influencia de la MO sobre las propiedades químicas del suelo .....	7
1.2.3. Influencia de la MO sobre los organismos del suelo .....	8
1.2.4. Características de las sustancias húmicas (SH) y su efecto sobre el sistema suelo-planta .....	8
1.3. Utilización de residuos orgánicos como fuente de MO en agricultura .....	12
1.4. Subproductos generados por la industria extractiva del aceite de oliva en España .....	14
1.4.1. Proceso extractivo del aceite de oliva mediante el sistema de dos fases: generación de residuos y subproductos .....	15
1.4.2. Gestión y aprovechamiento del alperujo (AL) .....	18
1.5. El compostaje como método de obtención de abonos orgánicos y enmendantes orgánicos para suelos .....	24
1.5.1. Definición y utilidad del proceso.....	24
1.5.2. Aspectos microbiológicos y etapas del compostaje .....	26
1.5.3. Factores que influyen en el proceso de compostaje.....	28
1.5.4. Estudio de las fracciones de naturaleza húmica .....	31
1.6. Aplicación agrícola de los composts .....	32
1.7. Criterios de calidad para una posible producción industrial de abonos y enmiendas orgánicas .....	35
<b>2. Antecedentes y objetivos</b> .....	43
2.1. Antecedentes.....	45
2.2. Objetivos y plan de trabajo .....	47
<b>3. Parte experimental</b> .....	51
3.1. Caracterización de los materiales iniciales .....	53
3.2. Preparación y manejo de las pilas de compostaje .....	58
3.3. Muestreo y tratamiento estadístico de los resultados .....	59
<b>4. Resultados experimentales y discusión</b> .....	61
4.1. Control del proceso de compostaje mediante el seguimiento de la temperatura, aireación y humedad de las pilas .....	63

4.2. Evolución del proceso de compostaje .....	69
4.2.1. pH y conductividad eléctrica (CE) .....	69
4.2.2. Materia orgánica disuelta (MOD): carbono orgánico (C <sub>OH</sub> ), carbohidratos y polifenoles hidrosolubles .....	72
4.2.3. Contenido total de MO.....	81
4.2.4. Lignina, celulosa y hemicelulosa .....	86
4.2.5. Contenido graso .....	89
4.2.6. Nitrógeno total (N <sub>T</sub> ) y sus formas inorgánicas .....	91
4.2.7. Relaciones C <sub>OT</sub> /N <sub>T</sub> y C <sub>OH</sub> /N <sub>ORG</sub> .....	97
4.2.8. Índices de humificación .....	101
4.2.9. Tests de fitotoxicidad: Germinación de semillas de berro ( <i>Lepidium sativum</i> ) y rábano ( <i>Raphanus sativus</i> ) .....	104
4.3. Caracterización agroquímica de los composts maduros .....	109
4.4. Extracción de MO a partir de los composts de AL .....	113
4.4.1. Extracción de Materia Orgánica Hidrosoluble (MOH) .....	113
4.4.2. Extracción de Materia Orgánica Alcali-soluble (MOAS) con KOH 1M a 25°C .....	114
4.4.3. Extracción de MOAS con KOH 1M a 70°C .....	115
4.4.4. Rendimiento extractivo (RE) de las distintas condiciones estudiadas .....	117
4.5. Adecuación de los composts de AL obtenidos como fuente de enmiendas y abonos orgánicos sólidos y líquidos comercializables.....	121
4.5.1. Adecuación para enmiendas y abonos orgánicos sólidos.....	122
4.5.2. Adecuación para abonos orgánicos líquidos .....	123
4.5.3. Productos fertilizantes susceptibles de ser obtenidos a partir de los composts de AL .....	124
<b>5. Conclusiones .....</b>	<b>127</b>
<b>6. Métodos y técnicas experimentales .....</b>	<b>133</b>
6.1. Caracterización de los materiales orgánicos ( <i>alperujo, estiércoles y     composts</i> ) .....	135
6.1.1. Preparación de las muestras .....	135
6.1.2. Humedad .....	135
6.1.3. Determinación del pH y de la conductividad eléctrica (CE) ....	135
6.1.4. Residuo a calcinación (cenizas).....	136
6.1.5. Materia orgánica (MO) .....	136
6.1.6. Lignina klason .....	136
6.1.7. Holocelulosa .....	137
6.1.8. Celulosa .....	138

---

6.1.9. Hemicelulosa .....	139
6.1.10. Contenido graso .....	139
6.1.11. Carbono orgánico total (C <sub>OT</sub> ) y nitrógeno total (N <sub>T</sub> ) .....	139
6.1.12. Concentración de amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) .....	140
6.1.13. Concentración de nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) y nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) .....	141
6.1.14. Carbono orgánico hidrosoluble (C <sub>OH</sub> ) .....	142
6.1.15. Polifenoles hidrosolubles .....	142
6.1.16. Carbohidratos hidrosolubles .....	143
6.1.17. Mineralización de la muestra .....	144
6.1.18. Determinación de P, K, Ca, Mg, Na, S, Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, Cr, Ni y Cd .....	144
6.1.19. Carbono extraíble (C <sub>EX</sub> ) .....	145
6.1.20. Fraccionamiento en ácidos húmicos (AH) y fracción fúlvica (FF) .....	145
6.1.21. Fraccionamiento de FF en ácidos fúlvicos (AF) y fracción no humificada (NH) .....	146
6.1.22. Índices de germinación (IG) .....	148
6.2. Extracción y análisis de la materia orgánica hidrosoluble (MOH) y soluble en álcali (MOAS) obtenida a partir de los composts maduros en condiciones específicas .....	151
6.2.1. Extracción de MOH y MOAS .....	151
6.2.2. Fraccionamiento de la MOAS en ácidos húmicos (AH) y fracción fúlvica (FF) .....	151
6.2.3. Determinación del pH y de la conductividad eléctrica (CE) ....	152
6.2.4. Análisis de macro y micronutrientes de la MOH y MOAS .....	152
<b>7. Bibliografía .....</b>	<b>153</b>



**ÍNDICE DE ACRÓNIMOS, TABLAS Y  
FIGURAS**



## GLOSARIO DE TÉRMINOS Y ACRÓNIMOS IMPORTANTES.

*Nota: Acrónimos ordenados por orden de aparición, definición y páginas del texto en las cuales se puede obtener información más detallada de los mismos.*

- <b>MO</b> (Materia Orgánica) .....	7, 81, 136
- <b>SH</b> (Sustancias Húmicas) .....	8, 101, 145
- <b>AH</b> (Ácidos Húmicos) .....	9, 101, 145
- <b>FF</b> (Fracción Fúlvica) .....	9, 101, 146
- <b>AF</b> (Ácidos Fúlvicos) .....	9, 101, 146
- <b>NH</b> (Fracción de MO no humificada) .....	9, 101, 146
- <b>PVP</b> (Gel de Polivinilpirrolidona) .....	9, 146
- <b>AL</b> ("Alperujo") .....	18, 47, 53
- <b>C<sub>OT</sub></b> (Carbono Orgánico Total) .....	30, 97, 139
- <b>RH</b> (Relación de humificación) .....	31, 101
- <b>DH</b> (Grado de humificación) .....	31, 101
- <b>IH</b> (Índice de humificación) .....	31, 101
- <b>P<sub>AH</sub></b> (Porcentaje de ácidos húmicos) .....	31, 101
- <b>C<sub>AH</sub>/C<sub>AF</sub></b> (Relación de polimerización) .....	31, 101
- <b>C<sub>EX</sub></b> (Carbono extraíble con NaOH 0,1M en condiciones estándar) .....	31, 101, 145
- <b>C<sub>AH</sub></b> (Carbono de Ácidos Húmicos) .....	31, 101, 145
- <b>C<sub>AF</sub></b> (Carbono de Ácidos Fúlvicos) .....	31, 101, 146
- <b>G</b> ("Gallinaza") .....	47, 53
- <b>S</b> ("Sirle de Oveja") .....	47, 53
- <b>CE</b> (Conductividad Eléctrica) .....	69, 135
- <b>MOD</b> (Materia Orgánica Disuelta o hidrosoluble obtenida en condiciones estándar) .....	72
- <b>C<sub>OH</sub></b> (Carbono orgánico hidrosoluble extraído en condiciones estándar) .....	72, 142
- <b>N<sub>ORG</sub></b> (Nitrógeno de origen orgánico) .....	97
- <b>C<sub>FF</sub></b> (Carbono de la Fracción Fúlvica) .....	101, 146
- <b>C<sub>NH</sub></b> (Carbono de la Fracción no Humificada) .....	101, 146
- <b>IG</b> (Índice de Germinación) .....	104, 148
- <b>MOH</b> (Materia Orgánica Hidrosoluble obtenida en condiciones específicas) .....	113, 151
- <b>MOAS</b> (Materia Orgánica Alkali-soluble obtenida en condiciones específicas) .....	114, 151
- <b>RE</b> (Rendimiento extractivo) .....	117

**TABLAS** .....

<b>Tabla 1.7.1.</b> Umbrales de tolerancia para los índices de madurez propuestos por el California Composts Quality Council (CCQC) y matriz de correspondencia para la clasificación de los composts en “ <u>inmaduros</u> ”, “ <u>maduros</u> ” y “ <u>muy maduros</u> ” .....	36
<b>Tabla 1.7.2.</b> Tipos de los composts dependiendo de su uso y sus correspondientes especificaciones de calidad (expresadas como requerimientos mínimos) según la norma de calidad PAS 100 de la British Standard Institution .....	38
<b>Tabla 1.7.3.</b> Tipos de abonos y enmiendas orgánicas que se podrían obtener a partir de los composts de AL en base al Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes (y la correspondiente Orden APA/863/2008, de 25 de marzo, por la que se modifican los anexos I, II, III, y VI de dicho Real Decreto) .....	39
<b>Tabla 3.1.1.</b> Caracterización de los materiales iniciales para el compostaje: Alperujo (AL), gallinaza (G) y sirla (S) .....	55
<b>Tabla 3.1.2.</b> Análisis de los aditivos minerales ácidos ricos en Fe y P empleados en el compostaje .....	56
<b>Tabla 3.2.1.</b> Proporciones de las mezclas de compostaje .....	58
<b>Tabla 4.2.3.1.</b> Coeficientes de las curvas ajustadas a los datos experimentales, del cuadrado de la media de los residuales (RMS) y del estadístico F para las seis pilas estudiadas (los valores entre paréntesis corresponden al error estándar) .....	84
<b>Tabla 4.2.4.1.</b> Contenidos de lignina, celulosa, hemicelulosa y sus correspondientes pérdidas durante el proceso de compostaje .....	88
<b>Tabla 4.2.7.1.</b> Valores de la relación entre el carbono orgánico hidrosoluble y el nitrógeno orgánico ( $C_{OH}/N_{ORG}$ ) durante el compostaje..	100
<b>Tabla 4.2.8.1.</b> Evolución de los índices de humificación durante el compostaje .....	102
<b>Tabla 4.2.9.1.</b> Correlaciones obtenidas entre el índice de germinación (IG) para las semillas de Berro (L, <i>Lepidium sativum</i> ) y rábano (R, <i>Raphanus sativus</i> ) y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de compostaje (n=8) .....	106
<b>Tabla 4.3.1.</b> Caracterización agroquímica de los composts maduros de AL .....	111
<b>Tabla 4.4.1.1.</b> Análisis de la Materia Orgánica Hidrosoluble (MOH) .....	114

<b>Tabla 4.4.2.1.</b> Análisis de la materia orgánica álcali-soluble (MOAS) obtenida con KOH 1M a 25°C y de su fracción AH (datos de esta última expresados como % del total extraíble) .....	116
<b>Tabla 4.4.3.1.</b> Análisis de la materia orgánica álcali-soluble (MOAS) obtenida con KOH 1M a 70°C y de su fracción AH (datos de esta última expresados como % del total extraíble) .....	117
<b>Tabla 4.4.4.1.</b> Rendimiento de extracción (RE) expresado como porcentaje de elemento solubilizado con respecto a su contenido total en el compost, para las tres condiciones de extracción ensayadas .....	119
<b>Tabla 4.5.1.1.</b> Principales características de los composts de AL (sms) en relación con los requisitos mencionados del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes (y la correspondiente Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los anexos I, II, III, IV, V y VI de dicho Real Decreto).....	123
<b>Tabla 4.5.2.1.</b> Principales características de los extractos obtenidos a partir de los composts de AL en relación con los requisitos mencionados del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes (y la correspondiente Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los anexos I, II, III, IV, V y VI de dicho Real Decreto).....	124

## FIGURAS .....

<b>Figura 1.1.1.</b> Consumo de productos fertilizantes NPK durante el periodo 2000-2007 en España .....	4
<b>Figura 1.2.1.</b> Esquema general del fraccionamiento de las sustancias húmicas (SH) .....	10
<b>Figura 1.4.1.</b> Producción de aceite de oliva en España .....	16
<b>Figura 1.4.1.1.</b> Esquema del sistema de dos fases para la extracción del aceite de oliva.....	17
<b>Figura 1.4.2.1.</b> Tratamiento para el aprovechamiento de los subproductos y residuos generados por el cultivo del olivo y la industria extractiva del aceite de oliva .....	20
<b>Figura 1.5.1.</b> Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje ...	27
<b>Figura 2.2.1.</b> Esquema general del plan de trabajo de investigación .....	49
<b>Figura 3.1.1.</b> Aspecto del Alperujo (AL) utilizado en los ensayos de compostaje .....	53

<b>Figura 3.1.2.</b> Aspecto de la gallinaza (G) y del sirle de oveja (S) empleados .....	54
<b>Figura 3.1.3.</b> Aspectos de los aditivos ácidos .....	57
<b>Figura 3.1.4.</b> Esquema del proceso industrial para la producción industrial de TiO <sub>2</sub> .....	57
<b>Figura 3.2.1.</b> Volteos realizados durante el compostaje .....	59
<b>Figura 3.3.1.</b> Muestreo durante el compostaje.....	60
<b>Figura 4.1.1.</b> Evolución de la temperatura durante el compostaje (las flechas indican los volteos y las líneas rojas entrecortadas delimitan la fase termófila) .....	65
<b>Figura 4.1.2.</b> Sistema de riego por aspersión .....	66
<b>Figura 4.1.3.</b> Evolución de la humedad durante el compostaje.....	67
<b>Figura 4.2.1.1.</b> Evolución del pH durante el proceso de compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ) .....	70
<b>Figura 4.2.1.2.</b> Evolución de la conductividad eléctrica (CE) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ).....	73
<b>Figura 4.2.2.1.</b> Evolución del carbono orgánico hidrosoluble (C <sub>OH</sub> ) durante el compostaje durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ) .....	76
<b>Figura 4.2.2.2.</b> Evolución de los carbohidratos hidrosolubles durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ).....	77
<b>Figura 4.2.2.3.</b> Evolución de los polifenoles hidrosolubles durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ).....	80
<b>Figura 4.2.3.1.</b> Evolución del contenido total de Materia Orgánica (MO) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ) .....	82
<b>Figura 4.2.3.2.</b> Representación de las pérdidas de Materia Orgánica (MO) y del ajuste de los datos experimentales a los modelos cinéticos. El color rojo corresponde al ajuste de AL+G o AL+S, azul para AL+G+Fe o AL+S+Fe y verde para AL+G+P o AL+S+P .....	85
<b>Figura 4.2.5.1.</b> Evolución del contenido graso (%) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ) .....	90
<b>Figura 4.2.6.1.</b> Evolución del contenido de nitrógeno total (N <sub>T</sub> ) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ) .....	92
<b>Figura 4.2.6.2.</b> Pérdidas (%) del nitrógeno total (N <sub>T</sub> ) durante el compostaje .....	94
<b>Figura 4.2.6.3.</b> Evolución del contenido de amonio durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ).....	96

<b>Figura 4.2.7.1.</b> Evolución de la relación entre el carbono orgánico y el nitrógeno total ( $C_{OT}/N_T$ ) durante el compostaje.....	99
<b>Figuras 4.2.9.1.</b> Evolución de los índices de germinación (IG) para berro ( <i>Lepidium sativum</i> ) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ) .....	106
<b>Figuras 4.9.2.2.</b> Evolución de los índices de germinación (IG) para rábano ( <i>Raphanus sativus</i> ) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa $p<0,05$ ) .....	107
<b>Figura 6.1.21.1.</b> Esquema global del proceso de extracción y fraccionamiento de los AH, AF y de la fracción NH.....	147



# **1. INTRODUCCIÓN**



### **1.1. AGRICULTURA, MEDIO AMBIENTE Y SOSTENIBILIDAD: PROTECCIÓN DEL SUELO Y EMPLEO DE FERTILIZANTES.**

Actualmente, la protección del suelo y su uso sostenible son aspectos fundamentales de las estrategias medioambientales propuestas en Europa. Así, se estima que los fenómenos asociados a la degradación del suelo (erosión, salinización, compactación, contaminación, etc.) tienen un coste anual de 38 000 millones de euros (*European C., 2006*). En este contexto, el papel de la agricultura es fundamental ya que de ella depende el suministro de alimentos, pero también puede ejercer un impacto muy negativo sobre el medio ambiente.

De este modo, se considera clave la implantación de métodos más sostenibles que hagan compatibles la producción de alimentos con la protección del medio ambiente (*Tilman y col., 2002*). Este hecho ha impulsado la adopción de técnicas y sistemas de producción sostenibles y respetuosos con el medio ambiente. La utilización racional de los medios de producción agrícolas atiende a criterios de rentabilidad, calidad, seguridad de los consumidores, respeto al medio ambiente y mantenimiento de la biodiversidad. En este contexto, racionalizar el empleo tanto de productos fitosanitarios como de fertilizantes han sido fijados como claros objetivos a alcanzar, favoreciendo una mayor sostenibilidad de la agricultura española (*MAPA, 2003*). Para tal fin se dispone de:

- Código de Buenas Prácticas Agrarias.
- Normas técnicas sobre Producción Integrada.
- Marco legal para apoyar la implantación y expansión de la Producción Integrada.
- Plan Estratégico de la Agricultura Ecológica.

Los fertilizantes minerales o químicos son productos industriales, en muchos casos sintéticos, que se emplean para aportar nutrientes a los cultivos con la intención de optimizar su crecimiento y aumentar el rendimiento de las cosechas. Aportan los principales nutrientes necesarios para el desarrollo de los cultivos en formas fácilmente asimilables por la planta. La tendencia de su consumo a nivel mundial ha sido un incremento constante en los últimos 60 años, multiplicando por ocho la cantidad consumida a mediados del pasado siglo (*PAE, 2006*). En España la cantidad de fertilizantes por hectárea aplicados en 2007 se incrementó, pasando de los 118 kg/ha

## 1. Introducción

en 2006 a los 135 kg/ha en 2007 (valores próximos a los de 2004, Figura 1.1.1.). Este aumento se constata en los tres tipos de fertilizantes (nitrogenados, fosfatados y potásicos, PAE, 2008).



**Figura 1.1.1.** Consumo de productos fertilizantes NPK durante el periodo 2000-2007 en España.

El uso de fertilizantes minerales en la agricultura ha provocado un aumento en el rendimiento de las cosechas y por tanto en la producción agrícola. No obstante, el abuso o el uso inadecuado de los productos fertilizantes en la agricultura también ha provocado graves daños sobre los ecosistemas, principalmente asociados a fenómenos de contaminación debido principalmente a nitrógeno, contribuyendo además a la emisión de gases de efecto invernadero (INRENA, 2006; Tortosa y col., 2011).

En España existen cerca de 6 millones de hectáreas declaradas como Zonas Vulnerables que han de seguir estrictos programas de actuación con el principal objetivo de disminuir las cantidades de nitratos lixiviadas. Además, todas las Comunidades Autónomas han publicado sus Códigos de Buenas Prácticas Agrarias (BPA) con especial atención al control de la fertilización nitrogenada, dentro del cumplimiento de la directiva europea relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura (Directiva 91/676/CEE). Como se ha comentado con anterioridad, existen además sistemas de producción en los que el control de la fertilización es un elemento importante, como son la Producción Integrada y la Agricultura Ecológica.

Atendiendo a lo anteriormente expuesto, la reducción global del consumo de fertilizantes sigue siendo un objetivo ambiental prioritario, buscando disociar el incremento de su utilización con la producción agrícola (LBADR, 2002). Sin embargo, las perspectivas de crecimiento demográfico y por tanto de aumento en la demanda de alimentos no hacen previsible una sustitución de los fertilizantes minerales por abonos orgánicos, pero sí su reducción por hectárea mediante una utilización más eficiente (PAE, 2006). A tal fin, la implantación de métodos de producción agrícola más sostenibles que mantengan una adecuada calidad del suelo y eviten una pérdida de productividad y por tanto un mayor aporte de nutrientes es fundamental. En este contexto, una gestión adecuada de los residuos orgánicos generados con el objetivo de producir abonos y enmiendas de calidad puede contribuir a una reducción del consumo de fertilizantes minerales y por tanto de su impacto ambiental, lo que sin duda favorecería la sostenibilidad de los sistemas productivos agrícolas.

Como es sabido, la materia orgánica adicionada al suelo no puede competir con los fertilizantes de tipo inorgánico en la cantidad y grado de asimilabilidad de los nutrientes aportados, ya que los de origen mineral son mucho más solubles y fácilmente disponibles para la planta y, por tanto, satisfacen las necesidades nutricionales puntuales en mayor cuantía y con una efectividad superior que el aporte orgánico de nutrientes. Sin embargo, el aporte de nutrientes por la materia orgánica se produce a través de una liberación gradual, por tanto, menos sensibles a los fenómenos adversos tales como la lixiviación y volatilización (caso del nitrógeno) o la fijación como en el caso del fósforo, cuya dinámica en el suelo viene marcada por su escasa solubilidad y disponibilidad, debido a que la mayoría de los constituyentes del suelo fijan iones fosfóricos.

Por otra parte, la sostenibilidad de los sistemas de producción agrícola depende en gran medida de la protección del suelo frente a aquellos fenómenos que deterioran su calidad. En este sentido, la pérdida de materia orgánica es uno de los factores que impacta de forma más negativa sobre la calidad del suelo y por tanto conlleva a la pérdida paulatina de la fertilidad y de la productividad del mismo. Así, el desarrollo de estrategias que aumenten la cantidad y calidad de la materia orgánica del mismo y restauren su productividad a niveles óptimos es considerado de máxima prioridad para la agricultura mundial (Papendick y Parr, 1992). Existe una gran variedad de residuos generados en grandes cantidades y con un contenido elevado en materia orgánica (agrícolas, ganaderos, agroindustriales, etc.), potencialmente utilizables como enmendantes y/o abonos orgánicos del suelo, lo que sin duda puede contribuir a mantener la calidad de los suelos agrícolas.

# 1. Introducción



Ejemplos de contaminación medioambiental motivada por las malas prácticas agrícolas: A) Descenso del nivel del agua en el Mar de Aral y B) Eutrofización de ríos en China.

## **1.2. IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA (MO) EN EL SUELO.**

La importancia de la MO como factor limitante de la fertilidad del suelo radica no sólo en el aporte de nutrientes que conlleva su aplicación a los suelos, sino en mucha mayor medida a los efectos beneficiosos que la adición de MO induce sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (fertilidad a largo plazo).

### **1.2.1. Influencia de la MO sobre las propiedades físicas del suelo.**

La MO en el suelo reduce la densidad aparente del mismo, aumenta la retención hídrica y mejora su estructura. En este último aspecto, la formación de complejos arcillo-húmicos repercute directamente sobre la estabilidad estructural del suelo. Además, la MO posee componentes con acción cementante, tales como los polisacáridos y las sustancias húmicas, que favorecen la creación de agregados entre las partículas del suelo, lo que mejora la estabilidad de éste.

La mejora de la estructura del suelo también repercute positivamente sobre la porosidad del suelo, lo que aumenta el agua infiltrada en el perfil del mismo, incrementando su permeabilidad y confiriéndole una adecuada relación agua-aire. El conjunto de estas mejoras sobre las propiedades físicas del suelo otorga a éste una mayor estabilidad frente a los agentes atmosféricos y se traduce en menores pérdidas de suelo y, por tanto, en una menor erosión del mismo. Así mismo, la MO modera los cambios de temperatura debido a su calor específico y su color oscuro favorece la absorción de las radiaciones solares, lo que eleva la temperatura del suelo y beneficia procesos biológicos tales como el de germinación o la actividad microbiana.

### **1.2.2. Influencia de la MO sobre las propiedades químicas del suelo.**

La MO es responsable en gran parte de la capacidad de cambio iónico del suelo, constituyendo la mayor parte del complejo adsorbente y de cambio lo que permite retener elementos nutritivos útiles para la planta. Además, la MO ejerce una acción directa sobre los procesos de persistencia, transporte, movilización, retención y biodisponibilidad de metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos.

Así mismo, la fracción coloidal orgánica mejora el poder amortiguador del suelo frente a la adición de agentes ácidos o básicos, manteniendo un nivel constante de pH y evitando grandes fluctuaciones de este parámetro (capacidad tampón). La MO actúa como aporte directo de elementos nutritivos durante su mineralización y contribuye a la reserva de los mismos. Los componentes de la materia orgánica

pueden actuar como agentes oxidantes o reductores dependiendo de las condiciones del medio, participando además en fenómenos de quelatación y complejación. Estos procesos intervienen de forma decisiva en la mayor o menor solubilidad y asimilabilidad de micronutrientes esenciales.

### **1.2.3. Influencia de la MO sobre los organismos del suelo.**

La MO es el soporte de la vida microbiana del suelo, ya que actúa como fuente de energía y de elementos esenciales para el desarrollo de la microbiota, favoreciendo su proliferación en el mismo. Los microorganismos degradan la MO, liberando ácidos orgánicos e inorgánicos capaces de alterar los componentes minerales del suelo. También liberan agentes quelatantes y enzimas, y provocan pequeños cambios de pH y de potencial redox que pueden favorecer la liberación y asimilación de elementos nutritivos para la planta. Así mismo, pueden establecerse asociaciones simbióticas planta/microorganismo que favorecen la asimilación de nitrógeno y fósforo, principalmente.

También, existen familias de microorganismos que participan en procesos fundamentales en los ciclos biogeoquímicos del suelo, generando un ambiente favorable para el desarrollo de la vegetación y de los organismos vivos del suelo, lo que a su vez favorece la disgregación y mezcla entre la fracción orgánica e inorgánica. La MO en definitiva es el sustento para los organismos vivos del suelo y determina el conjunto de actividades biológicas que repercuten en gran medida sobre la fertilidad y la calidad del mismo.

### **1.2.4. Características de las sustancias húmicas (SH) y su efecto sobre el sistema suelo-planta.**

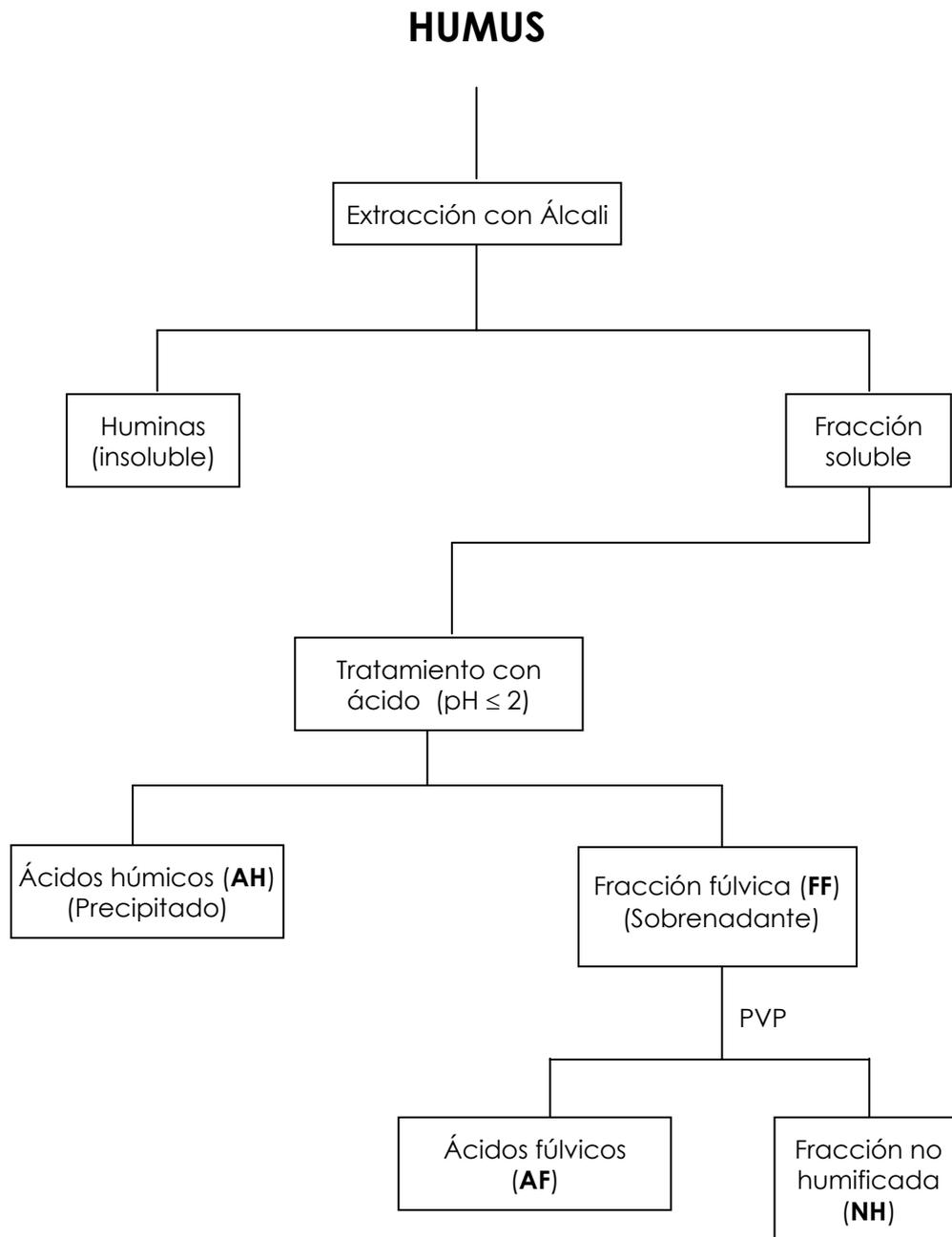
Dos grandes grupos de sustancias pueden diferenciarse en la MO del suelo: un primer grupo constituido por los materiales originales o MO fresca, formado por restos animales y mayoritariamente por restos vegetales, nada o muy poco descompuestos y de estructura bien definida (en general raíces y partes aéreas de plantas), y un segundo grupo, formado por sustancias de naturaleza húmica (SH), constituido por compuestos más evolucionados de naturaleza coloidal procedentes de la transformación del primer grupo y de la síntesis microbiana mediante un proceso dinámico y complejo denominado humificación.

Las SH son probablemente el grupo de sustancias orgánicas más ampliamente distribuidos en la naturaleza, representando aproximadamente el 50 % de la MO total

del suelo (Tonelli y col., 1997). El estudio de estas sustancias ha despertado siempre un gran interés debido a su importante papel tanto en el suelo como para la nutrición de la planta. En la actualidad, a pesar de los grandes avances realizados, el conocimiento sobre la naturaleza del humus del suelo y los mecanismos que llevan a su formación son incompletos.

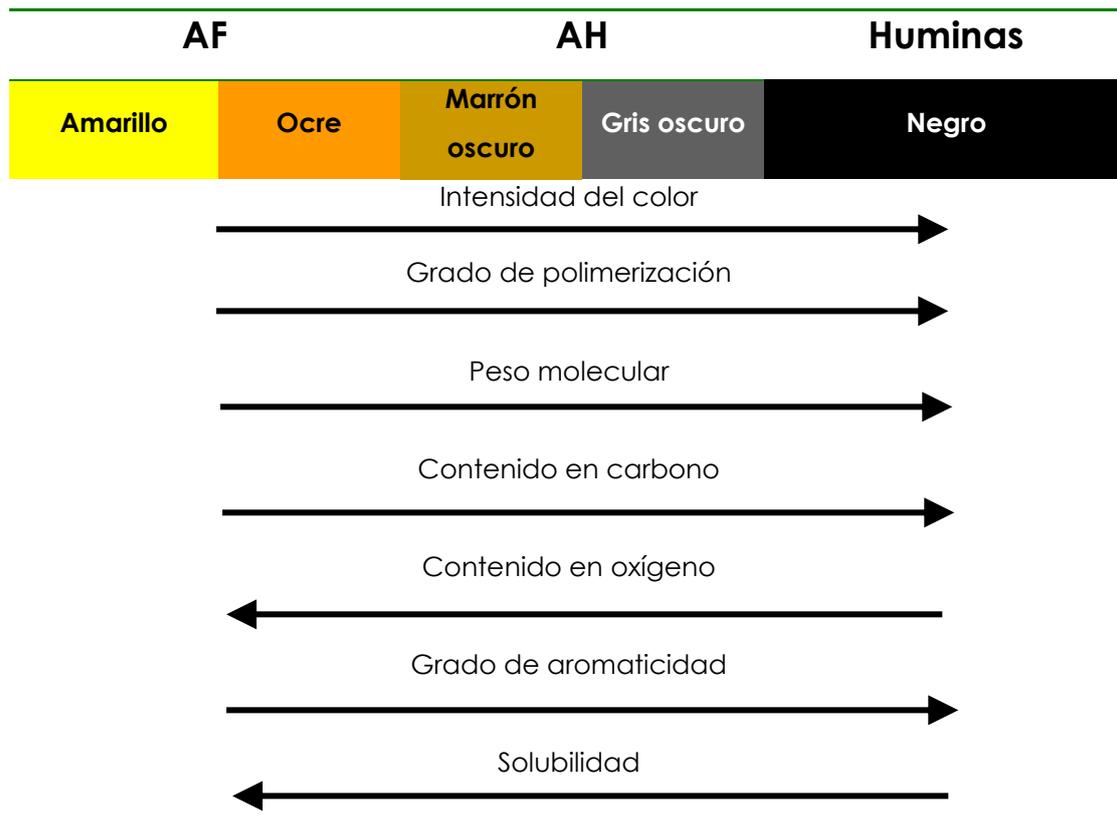
El primer intento de aislarlas del suelo fue el realizado por Achard (1786), quien obtuvo un precipitado oscuro y amorfo tras la acidificación de un extracto alcalino de turba. A De Saussure (1804) se le atribuye la introducción del término *humus* para describir la MO de color oscuro del suelo. Además, este investigador fue el primero en presentar la teoría de que el *humus* participa en la nutrición vegetal, que sería desarrollada con posterioridad por Thaer (1809). El término *ácido húmico*, para identificar la fracción soluble en álcali e insoluble en ácido, de la MO del suelo, tiene su origen en la época de Berzelius (1839). En base a su solubilidad, las SH pueden clasificarse en tres grupos:

- Ácidos húmicos (AH): Extraíbles en medio alcalino y que precipitan al acidificar. La base de su estructura está formada por estructuras de naturaleza aromática y cadenas alifáticas. Poseen diversos grupos funcionales tales como hidroxilos, carboxilos, metoxilos, fenólicos, etc. Son de color pardo oscuro y peso molecular muy elevado.
- Fracción fúlvica (FF): Extraíbles en medio alcalino y que permanecen en disolución al acidificar. Está formada por los ácidos fúlvicos (AF) y restos de MO no humificada (NH). Para aislar los AF, se suele utilizar resinas tales como DAX-8 y polivinilpirrolidona (PVP) (Figura 1.2.1.). Los AF poseen una estructura relativamente similar a la de los AH pero con un menor peso molecular. También están menos polimerizados y contienen una mayor proporción de cadenas alifáticas, a la vez que son más ricos en grupos fenólicos, hidroxílicos, carboxílicos y cetónicos.
- Huminas: No son extraíbles con disoluciones alcalinas. Debido tanto a su insolubilidad como a su naturaleza macromolecular, la humina ha sido la fracción húmica menos estudiada de todas. Con la ayuda de técnicas como la resonancia magnética nuclear ( $^{13}\text{C}$ -RMN) en estado sólido, ha sido posible dilucidar en parte su estructura. Dependiendo de la naturaleza del material húmico, se considera en general que las huminas poseen una estructura muy similar a la de los AH, tanto por su composición elemental como por su contenido en grupos funcionales.



**Figura 1.2.1.** Esquema general del fraccionamiento de las sustancias húmicas (Stevenson, 1994).

A continuación se muestra un resumen sugerido por Stevenson (1982) de las propiedades químicas de las SH:



(Nota: el sentido de las flechas indican un incremento en la propiedad correspondiente)

Es conocida la relación directa que existe entre la fracción húmica de la MO del suelo y la fertilidad de éste, considerando a ésta fracción como la más activa y que por tanto ejerce una mayor influencia sobre la fisiología y la nutrición de la planta, y por tanto condiciona en gran parte la productividad del suelo. Numerosos autores recogen los principales efectos sobre la planta de los componentes de naturaleza húmica (*Chen y Aviad, 1990; Nardi y col., 1996*): favorecen la germinación (estimulan la absorción de agua y activan más rápidamente enzimas responsables del crecimiento y desarrollo de las semillas), a la vez que benefician el crecimiento y desarrollo de las raíces. También, la absorción por parte de la planta de fracciones húmicas de bajo peso molecular interviene en fenómenos de transporte y permeabilidad de membrana, a la vez que estimulan procesos de tipo bioquímico (actividades enzimáticas, respiración, fotosíntesis y síntesis de proteínas).

Desde un punto de vista nutricional para la planta, la MO se puede dividir en dos grandes grupos, una fracción activa o lábil y otra fracción más estable. La porción

lábil incluye a la materia no descompuesta procedente de restos vegetales y animales, junto al material en varios estados de descomposición, a la biomasa microbiana y a las sustancias no húmicas, no enlazadas a constituyentes minerales, que actuarían en conjunto como fuente directa o indirecta de elementos nutritivos a corto plazo. Mientras que la fracción más estable, como por ejemplo el humus más desarrollado, actuaría como reserva a largo plazo de elementos nutritivos (Stevenson, 1994).

El efecto beneficioso de las SH sobre la asimilación de nutrientes por parte de la planta dependerá en gran medida de la dosis empleada y del tipo de planta y su forma de cultivo (suelo, sustrato, hidropónico, etc.), así como del tiempo de aplicación ya que existen numerosos trabajos en los que se pone de manifiesto que la capacidad complejante de las SH puede reducir la disponibilidad de los nutrientes a corto plazo, especialmente en el caso del Fe. En el caso de los extractos húmicos obtenidos de composts, *González (2005)* y *de la Fuente y col. (2011)* observaron una reducción en el contenido foliar de este elemento en cultivos de alfalfa y acelga silvestre respectivamente, sin que resultasen perjudiciales para el desarrollo de la planta.

### **1.3. UTILIZACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS COMO FUENTE DE MO EN AGRICULTURA.**

La adición de MO al suelo al modo tradicional, en forma de estiércoles u otros residuos orgánicos generados en las propias explotaciones agrícolas y ganaderas, a fin de mejorar la fertilidad del mismo y restituir los elementos nutritivos extraídos por los cultivos, ha ido perdiendo importancia al buscarse mayores rendimientos de producción, relegando al suelo a un mero soporte del cultivo. De este modo, se han ido sustituyendo los aportes orgánicos por fertilizantes minerales, produciendo la ruptura del frágil equilibrio de los suelos agrícolas y desembocando en una pérdida paulatina de su calidad biológica. Esto se produce de forma más importante en la agricultura intensiva, cuya práctica generalmente conlleva reducción de los niveles de MO en el suelo y degradación de la estructura del mismo, con aumento también de su compactación y exaltación de los fenómenos erosivos. Si a todo esto sumamos la incipiente problemática medioambiental derivada del avance de la desertificación en determinadas zonas del planeta como es la Cuenca Mediterránea (*Martínez-Mena y col., 2002*), se observa que el contenido en MO de un suelo es fundamental ya no solo para mantener la actividad agrícola de manera productiva, sino también para

mantener la sostenibilidad del ecosistema, tal y como se puso de manifiesto en el apartado anterior.

Por tanto, el empleo de MO es fundamental en un modelo de agricultura sostenible como respuesta a diferentes problemas tales como la disminución de la fertilidad de los suelos, su degradación y contaminación por una mala práctica agrícola (empleo excesivo de fertilizantes minerales y productos fitosanitarios, entre otros problemas). Este hecho unido a la creciente producción de residuos orgánicos como consecuencia del aumento de la población y de muy variadas actividades productivas, revela que la aplicación de estos en los sistemas agrícolas podría ser una de las principales alternativas para contribuir a paliar la problemática de la escasez de MO en los suelos y para la gestión eficaz de los mismos, consiguiéndose así una solución conjunta para los dos problemas.

Las actividades de la moderna sociedad de consumo, el crecimiento demográfico y el desarrollo industrial, determinan un aumento incesante en la generación de residuos, pudiendo clasificarse los mismos en orgánicos e inorgánicos y destacando los primeros por su elevado volumen de producción y su capacidad para generar impacto ambiental. Existen tres grandes sectores productores de residuos orgánicos:

- Sector primario: residuos agrícolas, ganaderos y forestales.
- Sector secundario: residuos industriales (agroalimentarios, textiles, etc.).
- Sector terciario: residuos urbanos (RSU, lodos procedentes de la depuración de aguas residuales, etc.).

La producción de residuos se ha incrementado de forma exponencial en las últimas décadas, siendo los de naturaleza orgánica o biodegradable los más importantes (Bernal y Góndar, 2008). Estas autoras realizaron un exhaustivo estudio comparativo de la producción y gestión de residuos orgánicos de distinta naturaleza tales como los ganaderos (ovino, caprino, porcino y avícola y sus correspondientes estiércoles), agrícolas (arroz, maíz, trigo, soja, etc.), residuos agroindustriales (industria azucarera, vitivinícola, producción de aceites vegetales, etc.) y residuos urbanos (lodos de depuradora y RSU), destacando la enorme variedad tanto en su naturaleza como en la producción de tales residuos y su enorme potencial como fuente de MO. Cabe destacar en el ámbito de la gestión de los residuos, como la recuperación de recursos procedentes de los mismos es necesaria para prevenir su impacto ambiental pero también es una manera de mejorar la viabilidad y los beneficios de los procesos productivos.

Aunque existe una gran variedad de residuos con un contenido elevado en MO, potencialmente utilizables como enmendantes y/o abonos orgánicos, su composición va a determinar que puedan ser desestimados por completo para su uso agrícola debido a su carácter contaminante, que puedan destinarse a otros usos diferentes a la aplicación agrícola para su revalorización, o finalmente, que puedan ser aplicados al suelo evaluando si puede hacerse directamente o necesitan de un tratamiento previo. Las tendencias legislativas actuales para el tratamiento de residuos se basan en la valorización de los mismos, siempre que sea posible (Flotats y Solé, 2008).

A nivel Europeo se ha realizado un gran esfuerzo para unificar las diferentes reglamentaciones entre los estados miembros. No obstante, la implantación de las tecnologías de tratamiento de los residuos orgánicos sigue dependiendo en gran medida de las condiciones del entorno imperante que se dé en cada país miembro. Así, zonas con características geográficas y económicas diferentes tendrán distintos niveles de implementación de las diversas tecnologías y estas, a su vez, dependerán de las necesidades de cada país o región.

En aquellos países con un alto porcentaje de producción agrícola y agroalimentaria, como España, es deseable que se desarrollen programas de reciclaje de residuos y subproductos con una mayor concienciación y efectividad en su tratamiento, con el fin de crear un mercado competitivo de productos fertilizantes derivados del tratamiento de los residuos biodegradables. En tal sentido, el Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015 (PNIR) aconseja el empleo de técnicas como el compostaje para el tratamiento de los residuos orgánicos, ya que constituye una alternativa eficaz, respetuosa con el medio ambiente y viable desde el punto de vista económico, además de ser una buena herramienta para la elaboración de abonos y enmiendas orgánicas de calidad (Canet y col., 2008; Albuquerque y col., 2009a y b).

### **1.4. SUBPRODUCTOS GENERADOS POR LA INDUSTRIA EXTRACTIVA DEL ACEITE DE OLIVA EN ESPAÑA.**

El cultivo del olivo y, especialmente, la actividad de la industria oleícola asociada tienen una gran importancia económica y social en los países de la Cuenca Mediterránea, siendo España el principal país productor a nivel mundial. Este sector genera además una gran cantidad de residuos y subproductos con un alto potencial de impacto ambiental, por lo que deben de ser gestionados de la forma más

adecuada. El olivar ocupa en España aproximadamente el 18% de la superficie total cultivada con aproximadamente 2 400 000 has., correspondiendo a Andalucía el 60% de tal superficie y una producción del 80% del total nacional de aceite de oliva, mientras que el resto se produce principalmente en Castilla La Mancha, Extremadura, Cataluña y Valencia. La producción media de aceite de oliva en España en las últimas 5 campañas se ha situado en valores próximos al millón de toneladas (Figura 1.4.1.).

### **1.4.1. Proceso extractivo del aceite de oliva mediante el sistema de dos fases: generación de residuos y subproductos.**

En la década de los setenta, el sistema de prensa (sistema discontinuo que resultaba poco racional y operativo ya que conseguía rendimientos horarios bajos, precisaba de más mano de obra y, por lo general, la limpieza e higiene eran difíciles de conseguir, Tardáguila y col., 1996) se sustituyó por las nuevas técnicas de centrifugación en sistema continuo. En este sistema (centrífugas de tres fases), la correcta separación de la fase sólida (orujo de oliva) de las líquidas (aceite y alpechín) se realiza mediante la adición de agua a la pasta de aceituna con el fin de fluidificarla y lograr así un funcionamiento óptimo de la centrífuga, si bien se incrementa el consumo de agua y, sobre todo, también el vertido final de alpechín, principal inconveniente de este sistema de extracción debido a su elevada carga contaminante.

El sector intentó paliar la problemática generada por el alpechín, buscando medios para su aprovechamiento y depuración, si bien no fueron considerados suficientemente eficaces ni económicamente viables, razón por la cual esta técnica de elaboración evolucionó en el sentido de diseñar instalaciones capaces de funcionar con el menor caudal posible de agua de fluidificación de la pasta.

Así, a finales de la campaña oleícola 1991-92 se presentó el nuevo sistema de centrifugación de dos fases (Figura 1.4.1.1.), también llamado "ecológico", que efectúa la separación del aceite sin adición de agua al decánter o con una adición mínima, dependiendo de la humedad de la aceituna a tratar. Actualmente más del 90% de las almazaras en España operan con este sistema.

(Los datos que se muestran están en miles de toneladas.)

Mes	2005/2006	2006/2007	2007/2008	2008/2009	2009/2010
NOVIEMBRE	74.1	63.8	88.9	104.4	133.1
DICIEMBRE	285.1	359.3	414.7	319.1	272.4
ENERO	286.9	414.0	458.1	302.2	456.4
FEBRERO	125.4	172.3	208.6	229.5	224.0
MARZO	42.9	89.3	55.7	65.7	264.4
ABRIL	8.1	8.6	6.9	4.7	41.7
MAYO	4.4	4.1	3.2	4.4	3.8
JUNIO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
JULIO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
AGOSTO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SEPTIEMBRE	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
OCTUBRE	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TOTAL	826.9	1111.4	1236.1	1030.0	1395.8

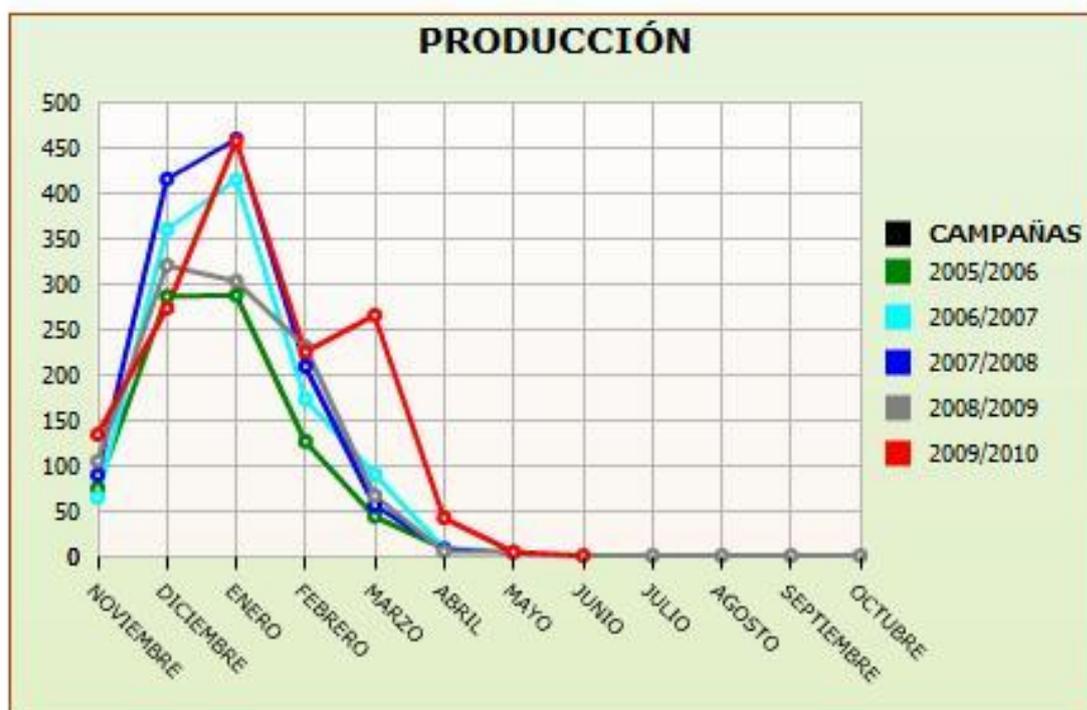
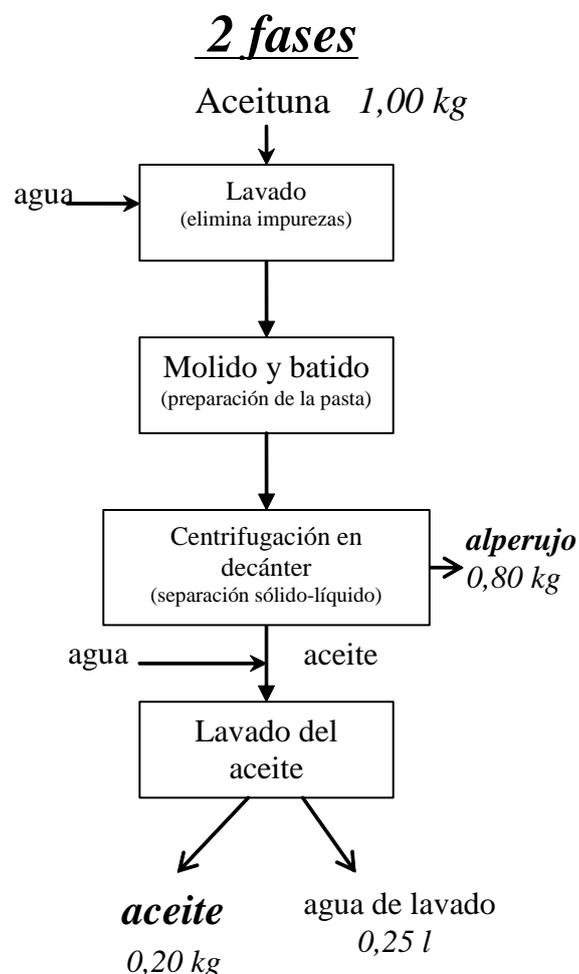


Figura 1.4.1. Producción del aceite de oliva en España (AAO, 2010).

Entre las ventajas de este nuevo sistema de extracción, cabe señalar que permite obtener un aceite cualitativamente superior debido a su mayor contenido en agentes antioxidantes, lo que le otorga una mayor estabilidad frente a los fenómenos oxidativos (Ranalli y Martinelli, 1995), consigue un caudal de trabajo similar o superior al de tres fases y una importante reducción del consumo de agua (65-70%), con el consiguiente ahorro en energía de calefacción. Sin embargo, la ventaja más importante de este sistema es que no genera alpechín, reduciéndose el efluente acuoso generado básicamente al agua de lavado de los aceites y, en menor cuantía, al agua de lavado de las aceitunas y limpieza general de la maquinaria, originando como residuo únicamente el orujo de dos fases, también llamado alperujo (AL) (Alba Mendoza y col., 1993; Hermoso y col., 1993).



**Figura 1.4.1.1.** Esquema del sistema de dos fases para la extracción del aceite de oliva (Alburquerque, 2003).

Como principales inconvenientes del sistema de dos fases cabe citar el aumento considerable del volumen de orujo producido, debido a la incorporación de la fracción acuosa, así como el manejo y aprovechamiento del mismo. La gran abundancia de sólidos finos y compuestos tales como azúcares, ácidos orgánicos y polialcoholes, le otorgan al AL una excesiva fluidez que se traduce en problemas para su almacenamiento, transporte y secado, de modo que el almacenamiento tradicional del orujo en superficies abiertas ha tenido que sustituirse por el vertido en balsas, mientras que para su transporte interno las cintas transportadoras se han sustituido por tornillos sinfines cerrados o cintas de cangilones y, para el externo, se deben utilizar camiones con cajas selladas o tipo cuba (Hermoso y col., 1993).

### **1.4.2. Gestión y aprovechamiento del AL.**

Generalmente, el orujo húmedo de dos fases (alperujo, AL) se emplea para obtener aceite mediante una segunda centrifugación que, al tratarse de un método mecánico en frío, genera un aceite homologado al de primera extracción, si bien es necesario su refinado previo para el consumo. Las especiales características del AL repercuten también negativamente en el proceso de extracción química del aceite que contiene (principal destino del AL), ya que para conseguir el máximo rendimiento debe secarse hasta valores próximos al 8 %. La presencia fundamentalmente de azúcares, que en el sistema de tres fases se quedaban en el *alpechín*, determina que éstos se caramelicen en los secaderos como consecuencia de las altas temperaturas, apelmazando la masa de AL y formando bolas que se secan sólo superficialmente, lo que incide negativamente en el proceso de reducción de la humedad. Además, los componentes orgánicos solidificados en el AL seco crean películas envolventes que impiden o dificultan el paso del disolvente, originando problemas de percolación que redundan en peores agotamientos. Por otra parte, durante el proceso de evaporación en los extractores, el vapor abre vías selectivas donde se acumulan bolsas de hexano sin evaporar, con el consiguiente riesgo de explosión al descargar el extractor.

Toda esta problemática ha obligado a las orujeras a realizar costosas modificaciones en sus instalaciones, para adaptarse a las características del nuevo residuo generado por la implantación del sistema de extracción de dos fases. Además, la detección de hidrocarburos policíclicos aromáticos en el aceite extraído del AL por vía química, ha obligado a un estricto refinado del mismo, lo que ha incrementado los costes de producción.

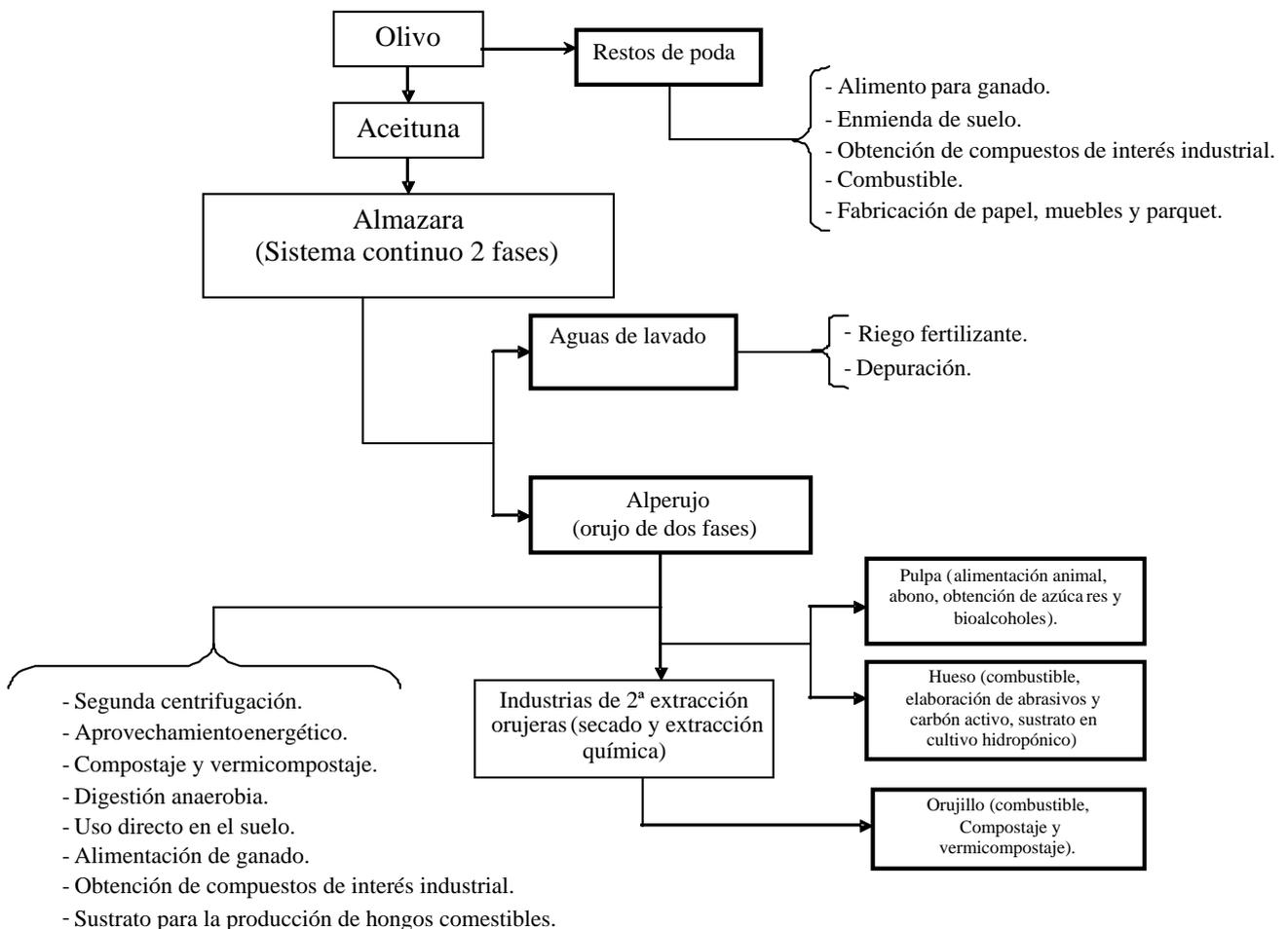
La alternativa de aprovechamiento energético de los subproductos y residuos del olivar está afianzada en el sector, al beneficiarse de las primas por la producción de energía eléctrica a partir de fuentes renovables. Se ha estimado que tales subproductos en Andalucía (cultivo e industria extractiva) aportan un 38% del potencial total de la biomasa generada, pudiéndose estimar su potencial energético en 1 300 000 tep/año. El aprovechamiento energético contempla la combustión directa del *orujillo* y del hueso de aceituna (se pueden quemar directamente en calderas para la obtención de energía térmica), la generación de energía eléctrica en ciclos de vapor (a partir de orujo húmedo, graso o desengrasado, orujo seco u *orujillo* que se queman para producir vapor, con el que se genera electricidad mediante turbinas), la metanización por procedimientos de digestión anaeróbica y la gasificación que utiliza orujo seco, *orujillo* o hueso. 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 (SODEAN, 2005).

En la Figura 1.4.2.1. se presenta de forma esquematizada los diferentes tratamientos para el aprovechamiento de los subproductos y residuos generados por el cultivo del olivo y la industria extractiva del aceite de oliva, fundamentalmente empleando el sistema de centrifugación de dos fases (Cegarra y col., 2007). A parte de la utilización energética, otras vías alternativas para el aprovechamiento del AL se basan en ensayos para evaluar su empleo en alimentación animal, para aplicación directa al suelo determinando sus efectos sobre las propiedades del mismo, como enmienda orgánica en el control de la erosión y como sustrato para la producción de hongos comestibles. Igualmente, se ha estudiado la viabilidad de este material como fuente de hemicelulosas mediante tratamiento alcalino para su uso como agentes espesantes, estabilizadores o emulsionantes de uso en cosméticos y en la industria farmacéutica y alimentaria (Derriche y Berrahmoune, 2007).

Por último, pero no por su escaso interés, debe citarse el aprovechamiento del AL mediante la utilización de procesos biológicos, como el vermicompostaje (Benítez y col., 2002) y el compostaje (Madejón y col., 1998; Filippi y col., 2002; Baeta Hall y col., 2005; Cayuela y col., 2006 y 2010; Albuquerque y col., 2006a y 2009a; Cegarra y col., 2006; Montemurro y col., 2009; Fernández y col., 2010; Sánchez-Monedero y col. 2010; Serramiá y col. 2010). En particular, el compostaje está especialmente indicado para zonas geográficas mal comunicadas, con elevados costes de transporte del AL hasta las extractoras, y es particularmente interesante 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

## 1. Introducción

primas "limpias" procedentes de explotaciones ecológicas agrícolas y ganaderas. Esta forma de aprovechamiento del AL se ha extendido notablemente en Andalucía durante los últimos años, siendo cada vez más frecuente que las propias almazaras que procesan la aceituna de cultivo ecológico, sometan el AL a técnicas de compostaje crecientemente perfeccionadas, a fin de transformarlo en abonos orgánicos de calidad para su propio autoconsumo. Además, *González (2005)* estudió las características húmicas de los composts de AL, de evidente interés por tratarse de materiales con un alto contenido en MO y también, ensayos recientes (*Caravaca y col., 2006; Köhler y col., 2008*) han demostrado la utilidad del uso de extractos solubles de composts de AL en el cultivo de leguminosas de alto interés tanto forrajero como forestal.



**Figura 1.4.2.1.** Tratamientos para el aprovechamiento de los subproductos y residuos generados por el cultivo del olivo y la industria extractiva del aceite de oliva (*Cegarra y col., 2007*).

De este modo, los composts de AL pueden ser una excelente materia prima para la obtención de enmiendas y abonos orgánicos tanto en sus formas sólidas como

líquidas de cara a una futura producción a escala industrial (Tortosa y col., 2008), fundamentalmente por su elevado contenido en MO (con un alto grado de humificación), su estabilidad y sus contenidos minerales.



Aspecto del alperujo (AL) almacenado.

En la actualidad se están llevando a cabo numerosas acciones con el objetivo de promocionar el compostaje del AL, sirva como ejemplo la situación en Andalucía tal y como describe Álvarez de la Puente y col. (2010) fundamentalmente en relación al cultivo ecológico. El compostaje de AL se inició en Andalucía a principios de esta década, cuando almazaras de producción ecológica comenzaron sus ensayos basándose en los resultados obtenidos y difundidos por distintos grupos de investigación. Estas almazaras solicitaron apoyo a la Administración para implementar sus experiencias y desde 2002 la Junta de Andalucía está participando activamente promoviendo y proporcionando asistencia técnica y seguimiento a las mismas. De este modo se ha logrado que un número creciente de almazaras composten el AL.

La evolución de la cantidad de AL compostado desde 2002 hasta la fecha ha experimentado un crecimiento exponencial, alcanzando en 2009 una cifra superior a 50 000 toneladas en toda Andalucía. En su mayoría se está compostando en pequeñas o medianas plantas situadas en terrenos propios de las almazaras. Constan de una superficie impermeabilizada generalmente en hormigón armado para prevenir

## 1. Introducción

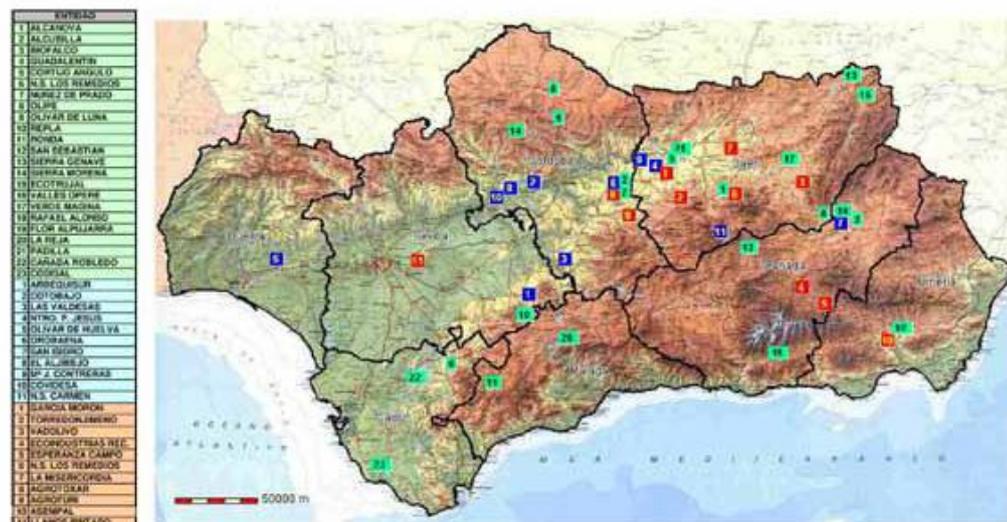
---

una posible contaminación de suelos y acuíferos. El AL se mezcla con la propia hoja de olivo procedente de la limpieza de la aceituna, para darle estructura y se añade por lo general estiércol para mejorar su contenido en nitrógeno. Se emplean sistemas de compostaje sencillos, abiertos y empleando los volteos mecánicos para airear las pilas.

Una vez compostado, el destino habitual del compost es incorporarlo en las entrecalles de los olivares asociados a las propias almazaras. Esta práctica ha provocado beneficios tanto a medio como a largo plazo relacionados con el aporte de materia orgánica estable (más patentes en suelos pobres en materia orgánica, como son en general los de los olivares andaluces). Además, se ha cuantificado que producir compost de AL en la cantidad necesaria para reponer el N, P y K retirado con la cosecha cuesta menos de la mitad que los fertilizantes químicos, individuales y combinados que actualmente son más utilizados.

Se adjuntan los datos de producción de compost.

	ENTIDAD	POBLACION	2009				I producidas		destino	
			Planta	Constr.	Proyecto	Pruebas	compost	autoconsumo	ventas	
1	ALCANOYA	ALCAUDETE JA	900.0				900	900	-	
2	ALCUBILLA	CASTRO DEL RIO CO			2.250					
3	BIOFALCO	CASTRIL GR								
4	GUADALENTIN	POZOALCON JA				90				
5	CORTIJO ANGULO	ANDUJAR JA	3.000.0				3.000	3.000	-	
6	N.S. LOS REMEDIOS	OLVERA CA	250.0	15.000			250		250	
7	NUNEZ DE PRADO	BAENA CO			5.500					
8	OLIPE	POZOBLANCO CO			12.500					
9	OLIVAR DE LUNA	POZOBLANCO CO	100.0				100	100	-	
10	REPLA	LOS COFRALES SE	500.0		5.000		500	500	-	
11	RONDA	RONDA MA				400				
12	SAN SEBASTIAN	BENALUA GR				3.500				
13	SIERRA GENAVE	GENAVE JA				700				
14	SIERRA MORENA	VILLAVICIOSA CO	162.5				163	163	-	
15	ECOTRIJAL	TORRES JA				50	50	50	-	
16	VALLÉS OPERÉ	CAMPO CAMARA GR	2.000.0				2.000	2.000		
17	VERDE MAGINA	BELMEZ DE LA MORALEDA JA								
18	RAFAEL ALONSO	TABERNAS AL		460			460	460	-	
19	FLOR ALPUJARRA	ORGIVA GR			800					
20	LA REJA	BOBADILLA MA	800.0				800	800	-	
21	PADILLA	BAILEN JA								
1	ARBEQUISUR	AGUADULCE SE			5.200	70				
2	COTABAJO	GUADALCAZAR CO	30.000.0				30.000	30.000	15.000	
3	LAS VALDESAS	PUENTEGENIL CO	712.0				712	212	500	
4	INTRO. P. JESUS	JABALQUINTO JA				70	70	70	-	
5	OLIVAR DE HUELVA	NIEBLA HU	3.000.0				3.000	3.000	-	
6	OROBAENA	BAENA CO	5.250.0				5.250	5.250	-	
7	SAN ISIDRO	POZOALCON JA		10.000						
8	EL ALJIBEJO	POSADAS CO	150.0				150	150		
9	M <sup>a</sup> J. CONTRERAS	ARJONA JA			1.400					
1	GARCIA MORON	ARJONILLA JA				1.700	1.700	1.700	-	
2	TORREDONJIMENO	TORREDONJIMENO JA								
3	VADOLIVO	CAZORLA JA	888.0	2.700			888	444	444	
4	ECOINDUSTRIAS REC	GUADIX GR								
5	ESPERANZA CAMPO	CUEVAS GR			4.080					
6	N.S. LOS REMEDIOS	ALCAUDETE JA				40	40	40		
7	LA MISERICORDIA	TORREPEROGIL JA			5.400					
8	AGROTOXAR	FUENTE TOJAR JA			1.150					
9	AGROFURI	CASTRO DEL RIO CO			2.800					
10	ASEMPAL	SORBAS AL			50.000					
11	LLANOS PINTADO	FUENTES ANDALUCIA SE			5.500					
<b>TOTAL</b>			<b>47.563</b>	<b>28.160</b>	<b>101.380</b>	<b>5.620</b>	<b>50.033</b>	<b>48.839</b>	<b>16.194</b>	



Listado dealmazaras ecológicas que compostan AL en Andalucía, su producción y distribución geográfica (Álvarez de la Puente y col., 2010)

## **1.5. EL COMPOSTAJE COMO MÉTODO DE OBTENCIÓN DE ABONOS Y ENMENDANTES ORGÁNICOS PARA SUELOS.**

### **1.5.1. Definición y utilidad del proceso.**

El compostaje se define como un *proceso biooxidativo controlado*, que se desarrolla sobre *sustratos orgánicos heterogéneos* en estado sólido en el que intervienen numerosos y variados microorganismos. Implica el paso a través de una *fase termofílica* y una *producción temporal de fitotoxinas*, generándose como productos de la biodegradación  $\text{CO}_2$ , agua, minerales y una *MO estabilizada o compost* con ciertas *características húmicas* y *libre de compuestos fitotóxicos y patógenos* (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Costa y col., 1991; Cegarra, 1994).

La anterior definición implica que el proceso es:

- *biooxidativo*, por tanto, biológico, lo que diferencia al compostaje de otros tratamientos de tipo físico o químico, desarrollándose una actividad biológica eminentemente aerobia.

- *controlado*, lo que implica una monitorización y control de parámetros durante el desarrollo del mismo, diferenciándolo de los procesos naturales no controlados. Parámetros tales como la temperatura, humedad y oxigenación, junto a factores previos al inicio del compostaje como son definir la composición y naturaleza del sustrato, inciden enormemente en la marcha y desarrollo del proceso.

- *que se produce sobre sustratos orgánicos* generalmente heterogéneos en fase sólida, que actúan como soporte físico y matriz de intercambio, fuente de nutrientes y agua, factores todos ellos necesarios para el metabolismo microbiano. Además, aporta microorganismos endógenos, retiene los residuos metabólicos generados durante su desarrollo y actúa como aislante térmico del sistema (Finstein y Hogan, 1993).

- *que transcurre a través de una fase termofílica*. Los procesos biooxidativos son exotérmicos y, en el caso del compostaje, se produce una liberación de energía calorífica que conduce a una clara elevación de temperatura, principal indicador de la dinámica del compostaje, de forma que una lenta o escasa elevación de la temperatura debe interpretarse como un desarrollo no favorable del proceso y/o un

deficiente control de los factores que rigen el proceso. El aumento de la temperatura, que se produce en las etapas iniciales del compostaje, disminuye posteriormente durante la llamada fase de estabilización.

- que se produce una *liberación temporal de sustancias fitotóxicas* durante la biodegradación inicial de la MO fresca, siendo tal producción generalmente de menor intensidad y duración con sustratos heterogéneos y bajo condiciones claramente aerobias. Una fitotoxicidad persistente durante el compostaje, indica un escaso desarrollo del proceso, con frecuencia atribuible a una oxigenación insuficiente del sistema.

- que se *libera CO<sub>2</sub> y agua y se generan sustancias minerales*, como principales productos de la biodegradación. Idealmente, los productos finales de un sistema de compostaje bien manejado además de la generación de calor, son CO<sub>2</sub>, vapor de agua, MO estabilizada y amoníaco, si bien la proporción de éstos varía con la disponibilidad de carbono y nitrógeno en el residuo (Keener y col., 1993).

El compostaje es una tecnología de bajo coste que permite transformar residuos y subproductos orgánicos en enmendantes y/o abonos del suelo, pudiéndose de este modo reducir su impacto ambiental y posibilitando el aprovechamiento de los abundantes recursos que con frecuencia contienen. Su objetivo prioritario es la obtención de productos finales que sean fácilmente manejables y almacenables, cuya MO esté suficientemente estabilizada y humificada, libre de compuestos tóxicos y también de organismos patógenos y semillas de malas hierbas. De esta manera, se debe propiciar su utilización en la mejora de la fertilidad de los suelos y para incrementar la producción y calidad de las cosechas agrícolas, sin que su adición provoque fenómenos adversos.

Como principales ventajas del proceso cabe destacar la reducción importante del volumen de los residuos, la supresión de los malos olores generados por la descomposición de su MO en condiciones anaerobias, de la eliminación de microorganismos patógenos y otros parásitos y de las semillas de malas hierbas, así como la degradación parcial o total de los contaminantes orgánicos que puedan contener los residuos. Como desventajas pueden citarse la necesidad de ocupar un terreno para las distintas instalaciones de recepción, tratamiento y almacenaje de los residuos, así como la generación de malos olores y el desprendimiento de gases, principalmente CO<sub>2</sub>, que son perfectamente controlables.

### **1.5.2. Aspectos microbiológicos y etapas del compostaje.**

El compostaje es un proceso muy dinámico que ocasiona cambios de tipo químico y físico en el sustrato debido a la multitud de reacciones que tienen lugar, originadas por la sucesión de las distintas poblaciones microbianas (bacterias, hongos y actinomicetos, fundamentalmente) en función de las condiciones y características del medio (contenido en agua, temperatura, pH, nutrientes, etc.), dado que los microorganismos muestran distintos requerimientos nutricionales y diferentes capacidades para degradar los componentes orgánicos del material de partida.

En general, la transformación se produce a través de una primera fase mesófila, inducida por una gran diversidad de poblaciones microbianas, relacionada con la descomposición de los compuestos orgánicos fácilmente biodegradables (azúcares sencillos, aminoácidos, proteínas, etc., Figura 1.5.1.). En esta etapa inicial del proceso es frecuente encontrar una bajada del pH debida a la producción de compuestos de naturaleza ácida, produciéndose a continuación un aumento rápido de la actividad microbiana mesófila y de la temperatura de la masa, con lo que se alcanza la fase termófila (>40-45 °C). Durante esta fase, se inicia la degradación de compuestos más complejos y resistentes a la biodegradación debido a la elevada actividad biooxidativa de los microorganismos termófilos, también en esta etapa se reduce la biodiversidad microbiana, predominando las bacterias y los actinomicetos termófilos, a la vez que se aprecia una elevación del pH y la liberación de compuestos fitotóxicos. Debido a las altas temperaturas alcanzadas durante la fase termófila, se produce la higienización del material orgánico, eliminando aquellos agentes patógenos, parásitos o semillas de malas hierbas que puedan aportar algunos componentes de la mezcla y aparecen las poblaciones de microorganismos formadores de esporas.

Finalmente, el consumo de los materiales biodegradables y la elevada temperatura alcanzada provocan una disminución de la actividad microbiana con el consiguiente descenso de la temperatura, alcanzándose una nueva fase mesófila y produciéndose la recolonización de microorganismos mesófilos. Durante esta fase tiene lugar la maduración del material orgánico y la degradación de los polímeros más complejos a un ritmo menor que en etapas anteriores, produciéndose fundamentalmente la estabilización del material y la polimerización de compuestos, para dar lugar a sustancias con características similares a las del humus.

Por lo tanto, se da un claro predominio de los procesos de descomposición y mineralización en las primeras etapas del proceso de compostaje donde la fracción más lábil de la MO es degradada, que finalizará durante la etapa de maduración y estabilización del material orgánico. En esta etapa final predominan los fenómenos de

humificación (proceso más lento que la mineralización), cuyo sustrato fundamental son los compuestos más resistentes al ataque microbiano y que parcialmente transformados, participan en la formación de los compuestos de naturaleza húmica. Ambos procesos, sin embargo, coexisten a lo largo de todo el proceso. Los esqueletos carbonados actúan como fuente de energía de los microorganismos, parte de la cual es liberada como calor, mientras que una pequeña fracción del carbono se incorpora a la biomasa microbiana.

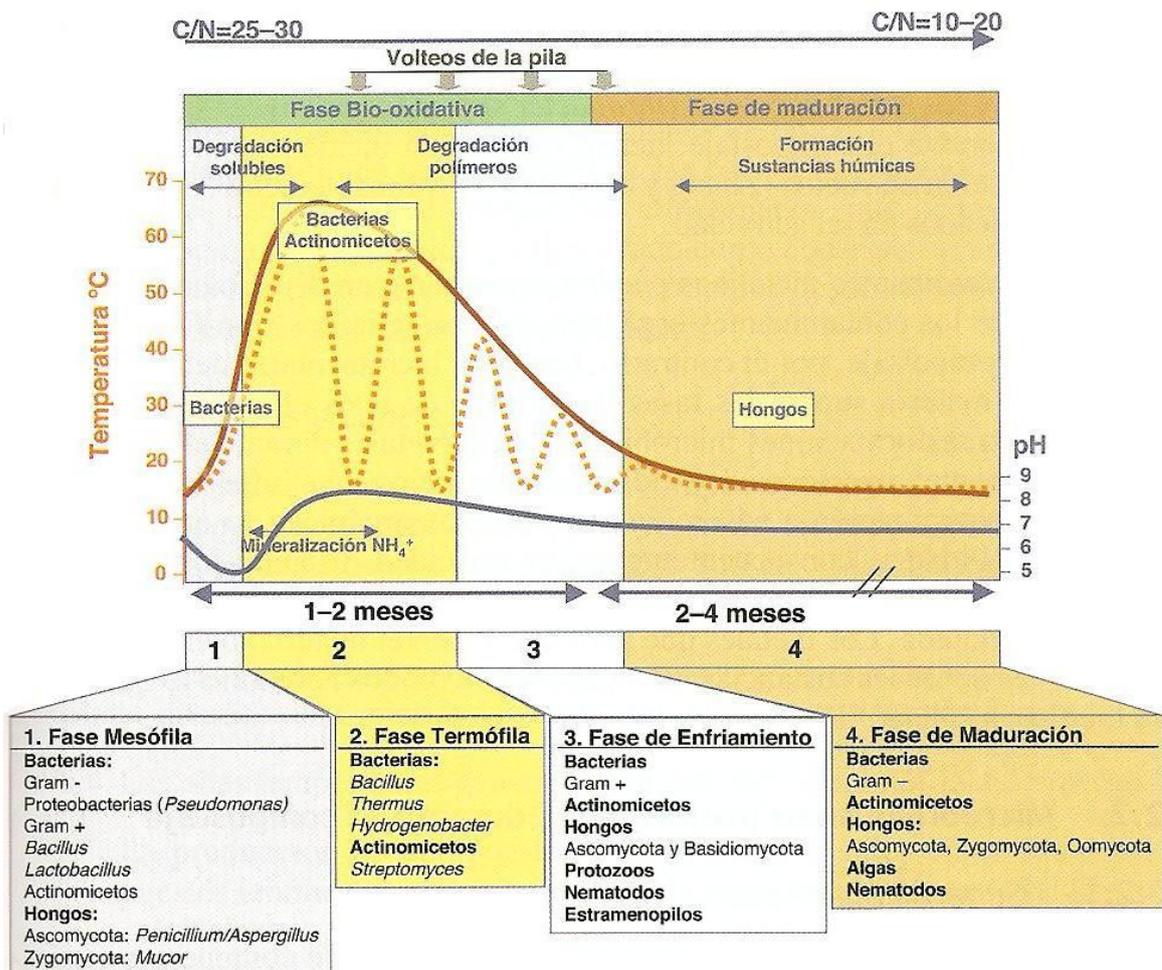


Figura 1.5.1. Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje (Moreno y Mormeneo, 2008).

Los microorganismos también necesitan otro tipo de nutrientes fundamentales para su desarrollo, pero de forma especial es el nitrógeno, el elemento crítico para la formación de aminoácidos, proteínas, enzimas y ácidos nucleicos, compuestos esenciales en los procesos biológicos, de manera que este elemento resulta muy importante para el crecimiento y desarrollo de las distintas poblaciones microbianas.

En ocasiones, el nitrógeno se convierte en un factor limitante para el compostaje, ya que la falta de componentes o compuestos nitrogenados puede condicionar la mayor o menor degradación del material y, junto a las condiciones de humedad y aireación, estos componentes marcan la naturaleza y eficiencia del proceso y con ello la mayor o menor rapidez del mismo.

La necesidad del control sobre organismos patógenos, parásitos, etc. dependerá del tipo de material involucrado. Así, por ejemplo, tal control es necesario en materiales de origen fecal (lodos de depuradora, estiércoles, etc.) que contienen cantidades apreciables de bacterias patógenas, virus, huevos de helmintos, etc. y que pueden causar una gran variedad de enfermedades, de forma que se debe controlar la calidad microbiológica del producto final (Farrell, 1993). Durante el proceso de compostaje operan tres mecanismos en la destrucción o desactivación de patógenos: antagonismo microbiano (competición por los nutrientes con otros microorganismos no patógenos), liberación de productos con carácter antimicrobiano (p.ej.: amoníaco) y elevadas temperaturas (Finstein y col., 1987). Una posible forma de actuar sobre el proceso de compostaje y favorecerlo sería mediante la inoculación de microorganismos específicos, pero en la mayoría de los casos esta técnica no provoca grandes mejoras y encarece el proceso. Además, las condiciones del medio y las poblaciones autóctonas del material condicionan la proliferación de estas cepas aplicadas de forma exógena.

### **1.5.3. Factores que influyen en el proceso de compostaje.**

La efectividad del tratamiento de residuos orgánicos mediante compostaje depende en gran medida del control del proceso. Éste requiere de unas condiciones apropiadas de tamaño de partícula de los sustratos, equilibrio de nutrientes, pH, aireación, temperatura, humedad y relación  $C_{OT}/N_T$ , todas ellas relacionadas con las condiciones óptimas para el desarrollo de la actividad biológica responsable de las transformaciones que tienen lugar durante el proceso.

Las características de los materiales de partida son el primer requerimiento para un correcto manejo del proceso y para la obtención de un producto final de calidad, de tal forma que estas características determinarán en gran medida la evolución del compostaje y en consecuencia el resultado final del mismo.

### **Sustrato o matriz.**

Características físicas del sustrato tales como el tamaño de partícula y la porosidad, junto a las químicas, como son la mayor o menor biodegradabilidad de sus distintas fracciones orgánicas y la presencia de compuestos antimicrobianos, pueden condicionar en gran medida el desarrollo del proceso de compostaje.

El sustrato debe poseer una estructura física apropiada y un óptimo tamaño de partícula, de manera que se conjuguen diferentes aspectos tales como máxima superficie expuesta al ataque microbiano y una porosidad que favorezca un adecuado intercambio gaseoso.

### **Temperatura.**

Las temperaturas que alcanza el sustrato durante el proceso de compostaje dependen del calor generado por la actividad microbiana y de la distribución y pérdida del mismo en el sistema. Durante el proceso de compostaje la temperatura ejerce una selección progresiva de las especies microbianas responsables de la degradación y transformación del sustrato. Elevadas temperaturas pueden tener efectos beneficiosos puesto que permiten eliminar organismos patógenos y parásitos termolábiles pero también pueden tener efectos negativos sobre el progreso del compostaje al eliminar los organismos necesarios o beneficiosos para el proceso de compostaje.

La evolución de la temperatura a lo largo del proceso debe permitir la conjunción entre tasas elevadas de biodegradación y la higienización del material, alcanzando niveles térmicos que permitan un adecuado desarrollo de ambos procesos. De este modo los requerimientos durante el compostaje, en términos de temperatura, deben conjugar: higienización (>55 °C), máxima degradación (45-55 °C) y máxima diversidad microbiana (35-40 °C), lo que ha sido ampliamente discutido en numerosos estudios, sin embargo, existe poco consenso sobre el mejor régimen o condiciones operativas a utilizar durante el compostaje (*Stentiford, 1993*). El rango de temperaturas comprendido entre los 35 y los 55 °C se considera óptimo para el proceso de compostaje (*Saña y Soliva, 1987*).

### **Aireación.**

La función primordial de la aireación en el compostaje es el aporte de oxígeno,

también permite un control de la temperatura de la masa, la eliminación de agua y la evacuación de CO<sub>2</sub> y otros gases generados durante la biodegradación de la MO. Una insuficiente aireación de la masa provoca un retardo del proceso de compostaje y, bajo condiciones anaerobias, se generan metabolitos responsables de malos olores, junto con otros que pueden resultar tóxicos para la microbiota y para las plantas.

La demanda de oxígeno cambia a lo largo del compostaje, de forma que, al inicio del proceso y durante la fase termófila, existe mayor demanda debido al rápido crecimiento de las distintas poblaciones microbianas y en la mayoría de los casos resulta ser el factor limitante del mismo. Una concentración de oxígeno comprendida entre el 15 y el 20% se considera óptima (Miller, 1992).

### **Humedad.**

El agua es un elemento esencial para el desarrollo de la actividad microbiana y un factor importante en el intercambio gaseoso, a la vez que puede modificar la estructura física del material a compostar y actúa como un eficaz mecanismo de regulación térmica. El contenido en agua óptimo dependerá del tipo de sustrato, y en especial de sus características físicas y tamaño de partícula, pero puede situarse en el intervalo comprendido entre el 50 y el 60% (Gajalakshmi y Abbasi, 2008).

Una excesiva humedad tapona los poros y limita el intercambio de gases y el aporte de oxígeno, dando lugar esto último al predominio de las condiciones anaerobias en la masa de compostaje, lo que se traduce en fenómenos de putrefacción, malos olores, etc. Además, un exceso de humedad combinado con una escasa retención hídrica del sustrato originará con toda probabilidad fenómenos de lixiviación, repercutiendo en pérdidas de agua y elementos nutritivos del sustrato, así como la necesidad de un control de los mismos para evitar la contaminación de las zonas adyacentes al área de tratamiento.

### **Factores nutricionales y relación C<sub>OT</sub>/N<sub>T</sub>.**

Durante el compostaje es necesario mantener un equilibrio entre los nutrientes de modo que el sustrato disponga de aquellos elementos esenciales para los microorganismos. En especial la relación entre el carbono orgánico y el nitrógeno total (relación C<sub>OT</sub>/N<sub>T</sub>) del sustrato tiene un notable interés para controlar la dinámica del compostaje, de forma que valores bajos de la relación incrementan las pérdidas de nitrógeno por volatilización del amoníaco, especialmente a valores altos de pH y temperatura. Por el contrario, valores elevados de la relación C<sub>OT</sub>/N<sub>T</sub> (mayores de 35),

propician numerosos ciclos vitales de microorganismos para degradar el exceso de carbono, con apreciable retardo del proceso de compostaje (Verdonck, 1988; Golueke y Díaz, 1990). Se acepta generalmente que valores de la relación comprendidos entre 25 y 35 en el material de partida pueden considerarse adecuados para el compostaje (Haug, 1993). Aunque la relación óptima dependerá de la composición del material y fundamentalmente de la biodisponibilidad del carbono presente en el mismo.

### **pH.**

Se consideran valores óptimos de pH los comprendidos entre 5,5 y 8,0 (de Bertoldi y col., 1983; Miller, 1992). El pH condiciona el desarrollo microbiano, actuando como un factor selectivo para las poblaciones microbianas, y además controla las pérdidas de nitrógeno durante el proceso (pH >7,5 favorecen la pérdida de este nutriente por volatilización de amoníaco).

### **1.5.4. Estudio de las fracciones de naturaleza húmica.**

El estudio de la evolución de las fracciones de naturaleza similar a la húmica en procesos de compostaje resulta del máximo interés teniendo en cuenta que éstas van a condicionar la calidad del compost final obtenido y son un fiel reflejo del grado de estabilización y madurez de la MO del compost. Se han propuesto numerosos índices para definir el grado de humificación en función del contenido y relación del carbono presente en las distintas fracciones de la materia orgánica. Entre ellos destacan:

- Relación de humificación (RH):  $(C_{EX}/C_{OT}) \times 100$ .
- Grado de humificación DH =  $[(C_{AH} + C_{AF}) / C_{EX}] \times 100$ .
- Índice de humificación (IH):  $(C_{AH}/C_{OT}) \times 100$ .
- Porcentaje de ácidos húmicos ( $P_{AH}$ ):  $(C_{AH}/C_{EX}) \times 100$ .

$C_{EX}$  es el carbono orgánico extraíble con disolución alcalina,  $C_{OT}$  el carbono orgánico total en muestra sólida,  $C_{AH}$  el carbono orgánico de ácidos húmicos y  $C_{AF}$  el carbono orgánico de ácidos fúlvicos.

Numerosos trabajos han evaluado la posibilidad de emplear estos parámetros como indicativos de la madurez de los materiales compostados, relacionándolos con otros parámetros tales como la relación  $C_{OT}/N_T$ , la capacidad de cambio catiónico,

etc. (Roletto y col., 1985; Saviozzi y col., 1988; Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992a y b). El principal problema que se debe resolver es la inclusión de gran cantidad de materiales no humificados, sobre todo en los estados iniciales del proceso de compostaje, que pueden conducir a interpretaciones erróneas. Para solventar el principal problema de estos índices, se han propuesto modificaciones y mejoras en el fraccionamiento de los materiales húmicos, con el fin de separar las fracciones verdaderamente de naturaleza húmica, de manera que han aparecido nuevos índices que se basan en el paso de los extractos a través de resinas para distinguir la verdadera fracción humificada.

En muchos de estos estudios se considera a la fracción de ácidos húmicos como la menos contaminada por sustancias de naturaleza no húmica de modo que la mayoría de éstas aparecen junto a la fracción fúlvica. Por este motivo, *Sequi y col. (1986)* propusieron un nuevo índice de humificación basado en estas consideraciones, este método consiste en la determinación del índice de humificación, calculado como el cociente entre la fracción de carbono orgánico no humificado y el de la fracción humificada ( $IH = [C_{NH}/(C_{AH}+C_{AF})]$ ). La separación de la fracción no humificada se realiza con el paso por la resina (polivinilpirrolidona), que retiene principalmente la fracción fenólica.

Otros métodos más complicados y costosos, no propiamente utilizados como parámetros de madurez, cuya finalidad es caracterizar las sustancias húmicas que aparecen en los composts, evaluando su naturaleza húmica y comparándola con las sustancias húmicas que aparecen en los suelos, incluyen: el análisis elemental y de grupos funcionales (acidez total, grupos carboxilos, grupos fenólicos y carbonilos), electroisoelectroforesis, técnicas cromatográficas, electroforesis, espectroscopia IR y FTIR, técnicas de resonancia magnética nuclear y espectroscopia de fluorescencia, entre otros. Estas técnicas están enfocadas al conocimiento detallado de la composición, estructura y funcionalidad de la fracción húmica de la MO del compost, su evolución durante el compostaje y del producto final.

### **1.6. APLICACIÓN AGRÍCOLA DE LOS COMPOSTS.**

El compost es fundamentalmente una MO estabilizada por procesos biológicos (claramente diferenciada de la que generan otro tipo de procesos como la esterilización o desecación) e higienizada, con propiedades relativamente similares al humus, asociado siempre al proceso de compostaje, por lo que su aplicación al suelo confiere a éste generalmente una mejora en las propiedades físicas, químicas y

biológicas, a la vez que aporta de forma gradual elementos nutritivos y aumenta su disponibilidad para las plantas y los organismos del suelo (Dick y McCoy, 1993).

En función de las características del compost, éste puede emplearse en agricultura bien como enmendante orgánico actuando exclusivamente sobre las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, o como abono (además actúa sobre la nutrición mineral de las plantas). También puede utilizarse como sustrato en el ámbito de la horticultura o para el cultivo de hongos comestibles, como medio de crecimiento en viveros (hortícolas, forestales, floricultura, etc.) y quizás de forma más clara también puede emplearse en agricultura biológica o ecológica.

El compost debe poseer una elevada calidad y madurez, especialmente cuando se emplea en la preparación de sustratos para cultivos de modo que sus propiedades químicas, físicas y biológicas, así como los índices de madurez deben ser considerados, evaluados y estandarizados. En estos usos el compost debe estar formado por una elevada fracción de MO estable, mantener un volumen constante, una porosidad adecuada, alta capacidad de cambio catiónico, suficiente capacidad tampón, ser estable frente a la descomposición, mostrar baja salinidad, no ser fitotóxico y carecer de patógenos, parásitos y semillas de malas hierbas (Inbar y col., 1993).

Su empleo en agricultura permite una reducción en el uso de fertilizantes minerales y también se ha destacado en numerosos trabajos el papel beneficioso que la MO del compost ejerce sobre las poblaciones microbianas del suelo y la fertilidad biológica. Así, es conocido que las sustancias orgánicas del compost pueden ejercer un efecto beneficioso sobre el número y funciones de fijadores de nitrógeno heterótrofos y micorrizas (Jodice y Nappi, 1987) o también el papel favorable que puede ejercer el compost sobre los microorganismos asociados a la rizosfera y sobre el desarrollo de las raíces, como demostraron Pera y col. (1983) sobre plantas de sorgo.

El empleo de compost puede extenderse al control de determinadas enfermedades provocadas por patógenos del suelo, de forma que su adición puede afectar a la incidencia de éstas por distintas vías. Así sus propiedades físico-químicas y biológicas pueden jugar un papel importante en la aparición y propagación de tales enfermedades. A este respecto quizá el efecto mejor apreciado pero a la vez menos entendido, sea la influencia del antagonismo microbiológico sobre la incidencia de la enfermedad, siendo el tipo y fuente de la materia prima del compost, el proceso de compostaje y el medio ambiente en el cual se utiliza el compost durante el desarrollo de la planta, factores que determinan el amplio espectro de antagonismos frente a los patógenos (Hoitink y col., 1987). En este sentido, la adición de compost puede resultar una alternativa viable a la aplicación de bromuro de metilo para la desinfección del

suelo (Trillas y col., 2002).

El compost puede ser empleado en el control de malas hierbas (Roe y col., 1993) o utilizado como acolchado, dado el efecto físico de esta última técnica y su incidencia sobre los factores que favorecen el crecimiento de las malas hierbas (luz, temperatura y humedad). Igualmente la adición del compost puede producir una acción química generada por alguno de los constituyentes del mismo (ácidos orgánicos de bajo peso molecular, polifenoles, etc.) que inhibe el crecimiento de las malas hierbas, tal y como señalaron Ozores-Hampton y Obreza (2000).

El compost puede ser empleado en la lucha contra la degradación del suelo, en su recuperación y prevención, como demuestra la mejora de la calidad de suelos degradados con la aplicación de residuos urbanos, compostados y frescos, residuos agrícolas, etc. (Sauerbeck, 1987; Albadalejo y Díaz, 1990; Pascual y col., 1999). Merecen también gran interés los ensayos dirigidos a evaluar la utilización de compost en técnicas de biorremediación para la descontaminación de suelos (hidrocarburos, metales pesados, plaguicidas, etc.). Así se ha observado que la adición de compost mejora las propiedades físicas y la actividad microbiológica del suelo ayudando al desarrollo de la vegetación y a la inactivación o eliminación del contaminante, tal y como se ha evidenciado al emplearse como enmendante orgánico en la recuperación de suelos contaminados por metales pesados (García Gómez, 2001; Clemente y col., 2006) o suelos contaminados con plaguicidas (Cole y col., 1995; Fernández-Bayo y col., 2008). Así mismo el compost puede ser aprovechado para retener compuestos y de este modo ser utilizado como biofiltro en el control de malos olores y la depuración del aire (Van der Hoek y Oosthoek, 1985).

A la vista del amplio espectro de aplicaciones del compost, que permiten diversos usos en función de su calidad y grado de estabilidad, la transformación de la MO de los residuos y subproductos originados en los diferentes sectores industriales y productivos, el compostaje resulta una opción de gestión muy beneficiosa desde el punto de vista social, económico y medioambiental.

Además cabe destacar el uso del compost para la obtención de extractos de MO, ricos en sustancias de naturaleza similar a la húmica, con potencial para activar el crecimiento vegetal (Valdrighi y col., 1996; Asenjo y col., 2000; Eyheraguibel y col., 2008; Montoneri y col., 2008). Aunque tradicionalmente los materiales más empleados para obtener sustancias húmicas de forma comercial han sido carbones (lignito, leonardita, etc.) o la turba, el compost también dispone de una fracción importante de materia orgánica de naturaleza similar a la húmica con un alto potencial para ser solubilizada, siendo muy común encontrar preparados líquidos extraídos de composts y estiércoles en el amplio mercado de los agroquímicos comerciales. Estos adquieren su

mayor interés en la agricultura intensiva donde son fácilmente adicionados mediante los sistemas de fertirrigación.

### **1.7. CRITERIOS DE CALIDAD PARA UNA POSIBLE PRODUCCIÓN INDUSTRIAL DE ABONOS Y ENMIENDAS ORGÁNICAS.**

Para lograr una correcta valorización agrícola de los residuos mediante compostaje es fundamental determinar la calidad de los composts obtenidos. Desde el punto de vista legislativo, y al contrario que pasa con los abonos inorgánicos (*Reglamento CE N° 2003/2003, relativo a los abonos en Europa*), la estandarización de este tipo de productos orgánicos resulta compleja ya que cada país regula (en el caso de que tenga legislación al respecto) su mercado, siendo normalmente utilizados parámetros tales como la presencia de patógenos, contenidos máximos permitidos de metales pesados o el contenido en materiales inertes como criterio para catalogarlos, y no exclusivamente sus propiedades agroquímicas. Países con legislación al respecto tales como Estados Unidos, Canadá, Japón, Alemania e Inglaterra, además de Italia son los más avanzados en este aspecto, desarrollando sus propias acreditaciones de calidad para los composts (*ECN-QAS a nivel europeo, STA en EEUU, RAL en Alemania, BSI PAS 100 en Inglaterra, CIC en Italia, etc.*).

Concretamente, a nivel europeo existe la posibilidad de conseguir la "Eco-etiqueta", una marca de calidad para los enmendantes que mejoren las propiedades del suelo ("*soil improvers*"), que reduzcan la contaminación de suelos y aguas, que promuevan la utilización de materiales reutilizables y que contribuyan a mejorar la fertilidad del suelo (*European, C., 2001a*). A modo de resumen, la calidad de los composts se puede definir en términos de estabilidad y madurez, nivel de higienización, presencia de productos tóxicos e impurezas y en función de su contenido de MO, sustancias húmicas y nutrientes.

Se utilizan diversos parámetros para caracterizar la estabilidad (propiedad asociada con la presencia de compuestos fácilmente degradables y con la actividad microbiana), y la madurez (pérdida del potencial fitotóxico) de un material orgánico: físicos (densidad aparente, presencia de inertes), la identificación de constituyentes fácilmente biodegradables (ácidos orgánicos, azúcares sencillos, etc.), estudios respirométricos ( $O_2$  consumido o  $CO_2$  desprendido, directamente o mediante incubaciones en el suelo), químicos (pH, relación C/N, demanda química de oxígeno, carácter húmico de su MO, etc.) y biológicos (estudios de fitotoxicidad o ensayos de crecimiento).

## 1. Introducción

Aunque actualmente no existe consenso en cuanto a los valores y el número de parámetros utilizados a tal fin (Bernal y col., 2009), sí se pueden utilizar para estimar su calidad en base al uso final que de los composts se desee hacer. Algunos ejemplos los podemos encontrar en el California Composts Quality Council (CCQC), que propone varias clasificaciones que van desde composts “inmaduros” ( $C_{OT}/N_T > 25$ ), a “maduros” y “muy maduros” según los valores de una serie de Tests analíticos (Grupo A, para evaluar la estabilidad y Grupo B, para la madurez) tal y como que se muestra en la Tabla 1.7.1. (TMECC, 2002).

**Tabla 1.7.1.** Umbrales de tolerancia para los índices de madurez propuestos por el California Composts Quality Council (CCQC) y matriz de correspondencia para la clasificación de los composts en “inmaduros”, “maduros” y “muy maduros” (TMECC, 2002).

<b>Umbrales de tolerancia para los parámetros relacionados con la estabilidad (Grupo A)</b>			
Parámetro	“Muy estable”	“Estable”	“Inestable”
Demanda específica de O <sub>2</sub> (mg O <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> MO d <sup>-1</sup> )	<3	3-10	>10
Evolución CO <sub>2</sub> (mg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> MO d <sup>-1</sup> )	<2	2-4	>4
Test Dewar de control de temperatura (Índice Dewar)	V	V	<V
Producción de CO <sub>2</sub> (Solvita ©) (código de color)	7-8	5-6	1-4
Carbono biodisponible (mg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C d <sup>-1</sup> )	<2	2-4	>4

<b>Umbrales de tolerancia para los parámetros relacionados con la madurez (Grupo B)</b>			
Parámetro	“Muy maduro”	“Maduro”	“Inmaduro”
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> en peso seco)	<75	75-500	>500
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<0,5	0,5-3,0	>3,0
Tasa de germinación (% del control)	>90	80-90	<80
Vigor de germinación (% del control)	>95	85-95	<85
Índice de Germinación (% del control)	>90	80-90	<80
Bioensayo con lombrices (% en el incremento de peso)	<20	20-40	>40
NH <sub>3</sub> (Solvita ©) (código de color)	5	4	3-1
Ácidos grasos volátiles (mmol g <sup>-1</sup> en peso seco)	<200	200-1 000	>1 000

En base a estos, la CCQC propone una serie de usos para los composts tales como sustratos de cultivo para plantas mezclados con suelo y turba, enmiendas para capas superficiales de suelos y césped para los “muy maduros”, usos generales en

agricultura (viñedos, cultivos en hileras, etc.) y abonos orgánicos de lenta liberación de nutrientes para los “maduros”, así como para aplicación directa al suelo en cultivos en barbecho y como materia prima para elaborar otros composts en el caso de los “inmaduros”.

Matriz de correspondencia para la clasificación de los composts en “inmaduros”, “maduros” y “muy maduros” según la CCQC:

	INESTABLE	ESTABLE	MUY ESTABLE
INMADURO	<b>“INMADURO”</b>		
MADURO		<b>“MADURO”</b>	
MUY MADURO			<b>“MUY MADURO”</b>

Otro ejemplo lo constituye la British Standard Institution (BSI, 2005), que propone más categorías para los composts según su posible uso (Tabla 1.7.2.), con un mínimo de exigencia de calidad según la norma de calidad PAS 100 (contenido en metales pesados y patógenos de los composts).

Un caso particular es el de Canadá, ya que dentro del mismo país existen hasta seis organizaciones (tres nacionales y tres provinciales) que tienen sus propias clasificaciones de composts con sus especificaciones correspondientes, siendo necesario una armonización en los criterios de calidad (Ge y col., 2006). Cabe destacar la necesidad de certificar la calidad agronómica de los composts de cara a un posible mercado agronómico de los mismos para la correcta revalorización de los residuos orgánicos tratados mediante compostaje, incluido el AL (Alfano y col., 2008; Canet y col., 2008).

En España, el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes, es posiblemente uno de los referentes a nivel internacional a este respecto ya que unifica y cataloga por primera vez todas las enmiendas y abonos con independencia de su naturaleza orgánica o inorgánica (Compostnetwork, 2009). Dicho Real Decreto obliga que la materia prima transformada, lista para ser usada como ingrediente de abonos orgánicos de origen animal, debe ser sometida a un proceso de higienización que garantice que su carga microbiana no supere los valores máximos establecidos en el Reglamento CE N° 1774/2002 y que los productos fertilizantes de origen orgánico acrediten que no superan los siguientes niveles máximos de microorganismos: *Salmonella*, ausente en 25 gramo de producto elaborado, y *Escherichia coli* < 1 000 número más probable (NMP) por gramo de producto elaborado.

## 1. Introducción

**Tabla 1.7.2.** Tipos de composts dependiendo de su uso y sus correspondientes especificaciones de calidad (expresadas como requerimientos mínimos) según la norma de calidad PAS 100 de la British Standard Institution (BSI, 2005).

Tipo de compost según su empleo	pH <sup>1</sup>	CE <sup>1</sup> ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Humedad (%)	MO (%)	C <sub>org</sub> /N <sub>T</sub>
Mejorador de suelo ("soil improver")	7,0-8,7	2 000	35-55	>25	≤20
Acolchado ("mulch")	6,0-9,0	3 000	35-55	>30	-
Sustrato de cultivo ("growing medium or topsoil manufacturing")	6,5-8,7	3 000	35-55	>25	≤20
Mantenimiento de la cubierta vegetal ("top dress and grass")	7,0-8,7	2 500	35-55	>25	≤20

Requerimientos mínimos comunes a todos los tipos	
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	<1,5
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	<200
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	<100
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	<200
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	<50
Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	<1
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	<400
<i>Salmonella</i> spp. (NMP en 25 g)	Ausencia
<i>Escherichia coli</i> (UFC g <sup>-1</sup> )	≤1 000
Malas hierbas (Propágulos viables l <sup>-1</sup> )	≤5
Fitotoxicidad (% del control)	≥80
Sólidos inertes (cristal, madera, metal o plástico) que sean > 2mm (% en peso seco)	≤0,5
Piedras y otros agregados que sean > 2mm (% en peso seco)	≤7

<sup>1</sup> en una extracción acuosa 1:5

Asimismo el Real Decreto 824/2005 establece criterios sobre el porcentaje de nitrógeno orgánico (al menos un 85% del nitrógeno total), humedad, granulometría y límite máximo de metales pesados. Finalmente y en base a dicho Real Decreto y Orden PRE/630/2011, se podrían preparar para una posible producción industrial y comercialización, numerosas categorías de abonos orgánicos sólidos y líquidos a partir de composts (Tabla 1.7.3.), lo que incrementaría el interés del empleo del compostaje como tecnología de tratamiento para los residuos biodegradables. Además de esta acreditación y dependiendo de la calidad de los productos obtenidos, también los composts se pueden registrar como sustratos (normativa que se encuentra en fase de borrador pero que es más restrictiva en relación a la calidad higiénico-sanitaria de los compost), o para su empleo en agricultura ecológica (depende de la entidad de acreditación utilizada, pues cambian los condicionantes de acreditación).

**Tabla 1.7.3.** Tipos de abonos y enmiendas orgánicas que se podrían obtener a partir de los composts de AL en base al Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes (y la correspondiente Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los anexos I, II, III, IV, V y VI de dicho Real Decreto).

Denominación del Tipo	Información sobre la forma de obtención y los componentes esenciales	Contenido mínimo en nutrientes (porcentaje en masa). Información sobre la evaluación de los nutrientes. Otros requisitos.
<b>GRUPO 2. ABONOS ORGÁNICOS</b>		
2.1. Nitrogenados		
Abono orgánico nitrogenado de origen vegetal	Producto sólido obtenido por tratamiento, con o sin mezcla, de materia orgánica vegetal	N <sub>T</sub> : 2% C <sub>OT</sub> /N <sub>T</sub> ≤ 15
2.3. NPK		
Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal	Producto sólido obtenido por tratamiento de excrementos animales mezclados con materias orgánicas animales y vegetales	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 4% C <sub>OT</sub> /N <sub>T</sub> ≤ 15 Cada nutriente debe ser al menos un 1%
<b>GRUPO 3. ABONOS ÓRGANO-MINERALES</b>		
3.1. Nitrogenados		
Abono órgano-mineral nitrogenado	Producto sólido obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos nitrogenados con abonos minerales	N <sub>T</sub> : 10% N orgánico: 1% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral nitrogenado con turba	Producto sólido obtenido por mezcla o combinación de turba y abonos orgánicos nitrogenados con o sin abonos minerales	N <sub>T</sub> : 10% N orgánico: 0,5% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral nitrogenado con lignito o leonardita	Producto sólido obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos nitrogenados y abonos minerales nitrogenados con lignito o leonardita	N <sub>T</sub> : 10% N orgánico: 1% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral nitrogenado líquido	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de abonos orgánicos nitrogenados con abonos minerales	N <sub>T</sub> : 8% N orgánico: 1% C orgánico: 5%
Abono órgano-mineral nitrogenado líquido con turba	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de turba y abonos minerales, con o sin abonos orgánicos nitrogenados	N <sub>T</sub> : 8% N orgánico: 0,5% C orgánico: 5%
3.2. NPK sólidos		
Abono órgano-mineral NPK	Producto obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos con abonos minerales	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 12% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 1% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% y K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral NPK con turba	Producto obtenido por mezcla o combinación de turba y abonos minerales con o sin abonos orgánicos	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 12% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 0,5% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% y K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral NPK con lignito o leonardita	Producto obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos y abonos minerales, con lignito o leonardita	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 12% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 1% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% y K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%

## 1. Introducción

Denominación del Tipo	Información sobre la forma de obtención y los componentes esenciales	Contenido mínimo en nutrientes (porcentaje en masa). Información sobre la evaluación de los nutrientes. Otros requisitos.
<b>3.3. NPK líquidos</b>		
Abono órgano-mineral NPK líquido	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de abonos orgánicos con abonos minerales	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 1% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% y K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%
Abono órgano-mineral NPK líquido con turba	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de turba y abonos minerales, con o sin abonos orgánicos	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 0,5% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%
<b>3.4. NP sólidos</b>		
Abono órgano-mineral NP	Producto obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos con abonos minerales	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 8% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 1% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral NP con turba	Producto obtenido por mezcla o combinación de turba y abonos minerales, con o sin abonos orgánicos	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 8% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 0,5% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral NP con lignito o leonardita	Producto sólido obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos y abonos minerales, con lignito o leonardita	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 8% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 1% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% C orgánico: 8%
<b>3.5. NP líquidos</b>		
Abono órgano-mineral NP líquido	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de abonos orgánicos con abonos minerales	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 6% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 1% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% C orgánico: 4%
Abono órgano-mineral NP líquido con turba	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de turba y abonos minerales, con o sin abonos orgánicos	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 6% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 0,5% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% C orgánico: 4%
<b>3.6. NK sólidos</b>		
Abono órgano-mineral NK	Producto obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos con abonos minerales	N <sub>T</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% N <sub>T</sub> : 2% y N orgánico: 1% K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral NK con turba	Producto obtenido por mezcla o combinación de turba y abonos minerales, con o sin abonos orgánicos	N <sub>T</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 0,5% K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral NK con lignito o leonardita	Producto obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos y abonos minerales, con lignito o leonardita	N <sub>T</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% N <sub>T</sub> : 2% N orgánico: 1% K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%

Denominación del Tipo	Información sobre la forma de obtención y los componentes esenciales	Contenido mínimo en nutrientes (porcentaje en masa). Información sobre la evaluación de los nutrientes. Otros requisitos.
<b>3.7. NK líquidos</b>		
Abono órgano-mineral NK líquido	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de abonos orgánicos con abonos minerales	N <sub>T</sub> + K <sub>2</sub> O: 6% N <sub>r</sub> : 2% N orgánico: 1% K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%
Abono órgano-mineral NK líquido con turba	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de turba y abonos minerales, con o sin abonos orgánicos	N <sub>T</sub> + K <sub>2</sub> O: 6% N <sub>r</sub> : 2% N orgánico: 0,5% K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%
<b>3.8. PK sólidos</b>		
Abono órgano-mineral PK	Producto obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos con abonos minerales	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral PK con turba	Producto obtenido por mezcla o combinación de turba y abonos minerales, con o sin abonos orgánicos	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%
Abono órgano-mineral PK con lignito o leonardita	Producto obtenido por mezcla o combinación de abonos orgánicos y abonos minerales, con lignito o leonardita	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 3% K <sub>2</sub> O: 3% C orgánico: 8%
<b>3.9. PK líquidos</b>		
Abono órgano-mineral PK líquido	Producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de abonos orgánicos con abonos minerales	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 6% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%
Abono órgano-mineral PK líquido con turba	Producto en solución o en suspensión, procedente de una mezcla o combinación de turba y abonos minerales, con o sin abonos orgánicos	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 6% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%
<b>GRUPO 6. ENMIENDAS ORGÁNICAS</b>		
Enmienda orgánica húmica	Producto de origen animal o vegetal, o por tratamiento de leonardita, lignito o turba, con un contenido mínimo en materia orgánica parcialmente humificada	Materia orgánica total: 25% Extracto húmico total (ácidos húmicos + ácidos fúlvicos): 5% Ácidos húmicos: 3% Humedad máxima: 40%
Enmienda orgánica compost	Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV, bajo condiciones controladas	Materia orgánica total: 35% Humedad máxima: 40% C <sub>OT</sub> /N <sub>T</sub> <20 Las piedras y gravas eventualmente presentes de diámetro superior a 5mm, no superarán el 5%. Las impurezas (metales, vidrios y plásticos) eventualmente presentes de diámetro superior a 2 mm, no superarán el 3% El 90% de las partículas pasarán por la malla de 25 mm

## 1. Introducción

---

Denominación del Tipo	Información sobre la forma de obtención y los componentes esenciales	Contenido mínimo en nutrientes (porcentaje en masa). Información sobre la evaluación de los nutrientes. Otros requisitos.
Compost de alperujo	Producto obtenido por descomposición biológica y estabilización de la materia orgánica procedente del alperujo, bajo condiciones que permitan un desarrollo de temperaturas termofílicas	Materia orgánica total: 45% Humedad máxima: 40% $C_{OT}/N_T < 20$ Contenido máximo en polifenoles: 0,8% No podrá contener impurezas ni inertes de ningún tipo tales como piedras, gravas, metales, vidrios o plásticos.

---

## **2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS**



### 2.1. ANTECEDENTES.

Como se ha comentado anteriormente, el AL es actualmente el principal residuo que genera la industria oleícola española. Su tratamiento mediante compostaje ha sido estudiado ampliamente por nuestro grupo de investigación dando como fruto dos tesis doctorales (Alburquerque, 2002; González, 2005) y diversas publicaciones científicas en revistas de impacto internacional (Alburquerque y col. 2006a, b y c, 2007; Cegarra y col. 2006). Estos estudios demostraron que debido a las deficientes propiedades físicas del AL, excesiva humedad y fácil compactación, fue imprescindible co-compostarlo con agentes estructurantes a fin de mejorar la porosidad de los sustratos de compostaje, propiciando unas correctas condiciones de aerobiosis durante el proceso. Diferentes residuos y subproductos agrícolas tales como raspajo de uva, hoja de olivo, residuo de algodón y cama fresca de vaca, fueron empleados, obteniéndose con el último estructurante los mejores resultados. Además, se evaluaron distintas estrategias para la correcta homogenización y aireación, estudiando el empleo de volteos mecánicos, ventilación forzada mediante el sistema Rutgers y combinación de ambos métodos, llegando a la conclusión de que el compostaje de AL funciona de forma eficiente bajo un régimen de volteo mecánico desaconsejando el empleo de la ventilación forzada con el consiguiente ahorro energético.

Durante estos ensayos quedó constatado que los composts de AL tienen un importante potencial agronómico en su aplicación directa, como quedó reflejado en Alburquerque y col. (2006c y 2007) sobre cultivos de pimiento (*Capsicum annuum* cv Orlando) y ryegrass (*Lolium perenne*), respectivamente, debido a su aporte en MO. Sin embargo, los composts mostraron un balance de nutrientes minerales escasamente equilibrado.

El proceso de humificación se evaluó mediante un estudio exhaustivo de la fracción de MO extraíble en alcalí, tanto durante el compostaje (González, 2005) como de los composts maduros obtenidos (González, 2005; Tortosa, 2007), fundamentalmente centrado en el contenido en carbono orgánico y en la optimización de las condiciones de extracción. Para lo cual, se ensayaron procedimientos variando el tipo y la concentración de agente extractante, la temperatura de extracción, la relación entre el peso del sustrato y el volumen del extractante, el tiempo de extracción y de aplicación de calor. Finalmente, los extractos alcalinos de MO se evaluaron agronómicamente en diversos estudios: González (2005), trabajando sobre cultivos sucesivos de rábano (*Raphanus sativus* L.) y alfalfa (*Medicago sativa* L.), y en Caravaca y col. (2006) y Köhler y col. (2008) en cultivos de leguminosas de interés forestal y agrícola como retama (*Retama*

## 2. Antecedentes y objetivos

---

*sphaerocarpa L.*) y alfalfa (*Medicago sativa L.*) en conjunción con factores como la fertilización inorgánica o la inoculación simbiótica con hongos micorrícicos.

En todos los trabajos se constató que, aunque en términos generales la aplicación líquida de MO fue beneficiosa para el cultivo en términos de crecimiento, esta pudo provocar una disminución temporal en la biodisponibilidad de algunos nutrientes (como en caso del Fe), debido a un aumento de la actividad microbiana de la rizosfera en clara competencia con la planta, su complejación temporal con la MO adicionada, o a ciertas descompensaciones en cuanto a su contenido mineral, concretamente N y P.

### 2.2. OBJETIVOS Y PLAN DE TRABAJO.

Los estudios comentados previamente se desarrollaron en una pequeña planta piloto. Por lo tanto, surgió la necesidad de continuar la optimización del compostaje de AL a escala pre-industrial con el objetivo principal de evaluar la efectividad y viabilidad del proceso y obtener finalmente, enmiendas y abonos orgánicos de calidad. Para ello, los trabajos se efectuaron en la planta de compostaje de la empresa Aceites Guadalentín S.L. en Cuevas del Campo (Jaén, España) y para el co-compostaje del AL, se utilizaron dos agentes estructurantes: estiércol de gallina o "gallinaza" (G) y estiércol de oveja o "sirle" (S).

A fin de superar algunas deficiencias en el contenido de nutrientes constatadas en los trabajos antes citados y de bajar la alcalinidad de los sustratos de compostaje, tratando de mejorar así la calidad de los composts, se evaluó la adición a los mismos de superfosfato de calcio y un residuo industrial rico en hierro, como agentes acidificantes y para enriquecerlos en P y Fe. La caracterización de los composts de AL así obtenidos permitió evaluar su potencialidad para la futura producción comercial de enmiendas orgánicas y de abonos orgánicos sólidos y líquidos.

En base a lo expuesto anteriormente, los objetivos del presente trabajo de investigación fueron los siguientes:

- 1)** Trasladar a escala pre-industrial los conocimientos adquiridos en planta piloto sobre el compostaje de AL y demostrar la viabilidad del proceso en estas condiciones.
- 2)** Estudiar la evolución durante el compostaje de diferentes parámetros relacionados con el avance del mismo y su dependencia de que se utilice uno u otro de los dos agentes estructurantes adicionados al AL.
- 3)** Análogamente al objetivo anterior, estudiar el efecto de cada uno de los dos aditivos minerales ácidos ensayados sobre la evolución del proceso de compostaje.
- 4)** Evaluar las características agroquímicas de los composts obtenidos en función de los agentes estructurantes y los aditivos minerales añadidos al AL.

## 2. Antecedentes y objetivos

---

**5)** Evaluar la potencialidad de los composts obtenidos para elaborar enmiendas y abonos orgánicos sólidos, así como también abonos líquidos ensayando diferentes condiciones de extracción a partir de los composts, y todo ello de acuerdo con la legislación nacional actualmente vigente sobre productos fertilizantes.

La consecución de tales objetivos se logró siguiendo el plan de trabajo esquematizado en la Figura 2.2.1.



Figura 2.2.1. Esquema general del plan de trabajo de investigación.



## **3. PARTE EXPERIMENTAL**



### 3.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS MATERIALES INICIALES.

Los ensayos de compostaje se desarrollaron en las instalaciones que la empresa dedica al almacenamiento del AL donde se delimitó un área de aproximadamente 1 000 m<sup>2</sup>. Debido a las características propias del AL como su deficiente estructura física, la baja cantidad de N disponible, la descompensada relación  $C_{OT}/N_T$  y su excesiva humedad, se mezcló con dos agentes estructurantes (estiércoles avícola y caprino) dada su alta disponibilidad en la zona donde se desarrollaron los experimentos.

Las características del AL utilizado, disponible "in situ", (Figura 3.1.1) y las de los agentes estructurantes gallinaza (G) y sirle de oveja (S) (Figura 3.1.2), utilizados para el co-compostaje, se muestran en la Tabla 3.1.1.



**Figura 3.1.1.** Aspecto del AL utilizado en los ensayos de compostaje.

### 3. Parte experimental

---

El AL mostró un alto contenido en agua (56%), un pH ácido (5.4) y un elevado contenido en MO (91%), gran parte de ella de naturaleza lignica (35%, Tabla 3.1.1). Además el AL presentó un elevado contenido graso (10%) y también de polifenoles hidrosolubles (0.9%), fracciones que le otorgan propiedades fitotóxicas (Alburquerque y col., 2006b). El AL presentó un notable contenido de  $N_T$ , en su gran parte orgánico, lo que unido a su alto contenido en  $C_{OT}$  resultó en una también elevada relación  $C_{OT}/N_T$ . El contenido en K fue relativamente bajo considerando los valores reconocidos en el AL (Alburquerque y col., 2004), mostrando también bajos contenidos de P, micronutrientes y metales pesados.

Respecto a los agentes estructurantes utilizados, cabe destacar la riqueza en MO que mostró G (81%, prácticamente el doble que en S) y también de  $N_T$  (20% en forma amoniacal), algo común en este tipo de estiércoles (Mahimairaja y col., 1994; Tabla 3.1.1). Ambos estiércoles presentaron relaciones  $C_{OT}/N_T$  más bajas que el AL, así como una mayor riqueza en nutrientes. Cabe destacar, la presencia de cáscara de arroz en G debido a su uso como absorbente de excreta en las granjas avícolas. Este material posee un alto contenido en MO, fundamentalmente celulosa (Champagne, 2004), así como un elevado contenido en compuestos ricos en sílice que le confieren una baja biodegradabilidad durante el proceso compostaje (Nakasaki y col., 1986; Champagne, 2004; Pasda y col., 2005). En cuanto a S, destacó su importante contenido en Ca (entorno a  $100 \text{ g kg}^{-1}$ ), su elevada CE y su notable contenido de Fe.



**Figura 3.1.2.** Aspecto de la gallinaza (G) y del sirle de oveja (S) empleados.

**Tabla 3.1.1.** Caracterización de los materiales iniciales empleados en los ensayos de compostaje: Alperujo (AL), gallinaza (G) y sirle (S).

<b>Parámetros<sup>1</sup></b>	<b>AL</b>	<b>G</b>	<b>S</b>
Humedad (%)	55,8	20,1	38,5
pH <sup>2</sup>	5,38	7,50	8,51
CE <sup>2</sup> (dS m <sup>-1</sup> )	4,64	8,47	11,33
MO (%)	90,8	80,5	45,6
Lignina (%)	34,5	13,0	21,1
Celulosa (%)	17,9	15,0	11,4
Hemicelulosa (%)	35,0	30,7	11,0
C <sub>OT</sub> (%)	48,6	39,8	25,2
N <sub>T</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	13,4	32,3	17,7
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	63	5 915	889
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	16	19	520
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	nd	nd	nd
Relación C <sub>OT</sub> /N <sub>T</sub>	36,3	12,3	14,3
Contenido graso (%)	9,9	1,5	0,5
Carbohidratos hidrosolubles (%)	2,0	2,1	0,4
Polifenoles hidrosolubles (%)	0,9	0,9	0,3
C <sub>OH</sub> (%)	8,7	6,8	3,5
P (g kg <sup>-1</sup> )	0,8	2,2	2,2
K (g kg <sup>-1</sup> )	10,4	13,5	16,5
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	8,0	47,5	100,9
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	3,1	5,5	18,7
Na (g kg <sup>-1</sup> )	0,3	4,1	3,9
S (g kg <sup>-1</sup> )	1,1	4,0	3,2
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	2 429	1 929	4 139
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	22	29	51
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	56	322	226
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	17	79	185
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	4	4	12
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	19	23	19
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	55	49	25
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	nd	nd	nd

<sup>1</sup>Datos expresados sobre materia seca, <sup>2</sup>extracto acuoso 1:10, nd: no detectado, CE (conductividad eléctrica), MO (materia orgánica), C<sub>OT</sub> (carbono orgánico total), N<sub>T</sub> (nitrógeno total) y C<sub>OH</sub> (carbono orgánico hidrosoluble).

En nuestros ensayos, se evaluó el efecto de la adición de dos aditivos minerales ácidos a las mezclas base de compostaje (AL+G y AL+S), con la finalidad de enriquecer el contenido en dos nutrientes esenciales para la nutrición de la planta (P y Fe). Existe una amplia bibliografía que demuestra una mejor asimilabilidad de estos nutrientes cuando se suministran a los cultivos en conjunción con MO humificada (*Antil y Singh, 2007; Li y col., 2007; Provin y col., 2008*). Además, estos nutrientes comparten en términos agronómicos una especial problemática para su asimilación por los cultivos, ya que aún siendo abundantes en los suelos, los dos resultan generalmente poco biodisponibles (*Pérez-Sanz y col., 2002; Rhasid y Ryan, 2004*).

### 3. Parte experimental

Por otra parte, la naturaleza ácida de estos aditivos podría contribuir a reducir el valor de pH alcalino resultante del proceso de compostaje de AL, ya que éste condiciona el potencial agronómico de los composts de AL (Roig y col., 2004; Mari y col., 2005; Canet y col., 2008; Sánchez-Arias y col., 2008).

Los aditivos ácidos seleccionados (Tabla 3.1.2. y Figura 3.1.3) fueron uno rico en Fe (Sulfato de hierro heptahidratado CAPARROSA S.A., con un 19% de Fe) y otro en P (Superfosfato de cal en polvo AGROMEDITERRÁNEO S.L., con 17% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> soluble en agua o 18% soluble en citrato amónico).

El aditivo de Fe se obtiene como subproducto de la producción de pigmentos de TiO<sub>2</sub>, para lo cual se procesa un mineral rico en Ti y Fe denominado ilmenita. El proceso industrial se describe en Bolivar y García-Tenorio (2007) y se presenta en la Figura 3.1.4. Por lo general, este aditivo ácido se emplea en suelos agrícolas para reducir su basicidad, en alimentación animal o como materia prima para la producción de sulfato férrico destinado al tratamiento de aguas como floculante primario (Pérez-Sanz y col., 2006). El superfosfato proviene del procesamiento de la roca fosfórica de origen sedimentario procedente de Marruecos por “vía húmeda” (tratamiento con ácido sulfúrico).

**Tabla 3.1.2.** Análisis de los aditivos minerales ácidos ricos en Fe y P empleados en el compostaje.

<b>Parámetros<sup>1</sup></b>	<b>Caparrosa (Fe)</b>	<b>Agromediterráneo S.L. (P)</b>
pH <sup>2</sup>	2,59	3,16
CE <sup>2</sup> (dS m <sup>-1</sup> )	8,60	14,31
Fe (II) (%)	19	-
Fe soluble en agua (%)	18	-
Azufre (SO <sub>3</sub> ) soluble en agua (%)	27	-
Mg (mg kg <sup>-1</sup> )	1 710	-
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	370	-
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	6	-
Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	0,02	-
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	1	-
Sb (mg kg <sup>-1</sup> )	0,001	-
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	0,35	-
As (mg kg <sup>-1</sup> )	0,05	-
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0,02	-
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	0,3	-
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> soluble en agua (%)	-	17
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> soluble en citrato amónico	-	18

<sup>1</sup>Datos aportados por las casas comerciales, <sup>2</sup>medidos en extracto acuoso 1:10.

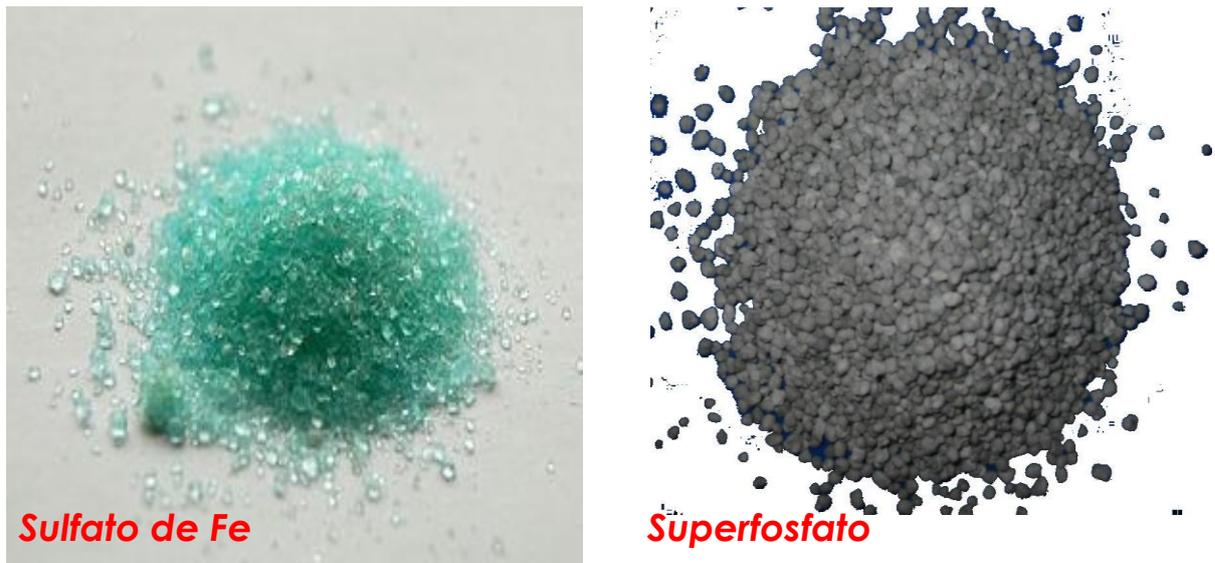


Figura 3.1.3. Aspecto de los aditivos ácidos.

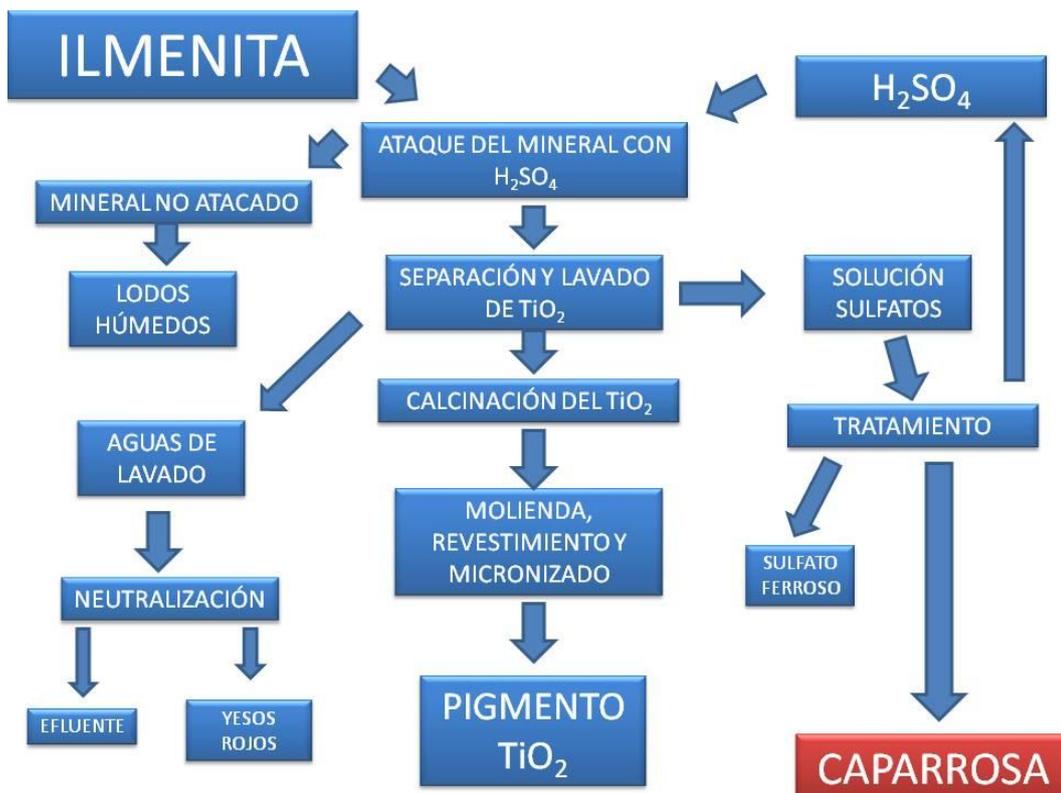


Figura 3.1.4. Esquema del proceso industrial para la producción industrial de  $\text{TiO}_2$  (Bolívar y García-Tenorio, 2007).

### 3.2. PREPARACIÓN Y MANEJO DE LAS PILAS DE COMPOSTAJE.

El AL se mezcló con los agentes estructurantes (G y S) en tal proporción que la relación  $C_{OT}/N_T$  quedase inicialmente ajustada en valores cercanos a 25, considerando que el intervalo óptimo para el compostaje está comprendido entre 20 y 30. A estas dos mezclas (AL+G y AL+S) se le añadió aproximadamente un 1% en peso fresco de cada uno de los dos aditivos minerales por separado, resultando un total de seis mezclas a compostar (Tabla 3.2.1.).

La mezcla y homogeneización del AL con los co-sustratos de compostaje se realizó con la ayuda de una pala mecánica acoplada a un tractor (retroexcavadora, Figura 3.2.1.). Las mezclas se dispusieron para su compostaje en pilas trapezoidales de unas 20 toneladas de peso fresco cada una y con una altura no superior a 1,5 m, para evitar así su excesiva compactación.

**Tabla 3.2.1.** Proporciones de las mezclas de compostaje.

	<b>Sobre peso fresco (%)</b>	<b>Sobre peso seco (%)</b>
<b>AL+G</b>	51 + 49	37 + 63
<b>AL+G+Fe</b>	51 + 48 + 1	36 + 62 + 2
<b>AL+G+P</b>	51 + 48 + 1	36 + 62 + 2
<b>AL+S</b>	65 + 35	57 + 43
<b>AL+S+Fe</b>	65 + 34 + 1	56 + 42 + 2
<b>AL+S+P</b>	65 + 34 + 1	56 + 42 + 2

Una vez elaboradas las pilas, se efectuaron volteos mecánicos con ayuda de la pala mecánica durante el proceso de compostaje para permitir la correcta homogenización y oxigenación de los sustratos. Los volteos mecánicos se efectuaron cada mes durante la fase inicial (más activa del proceso), espaciándose en el tiempo conforme descendió la temperatura y la actividad biológica se ralentizó.

Para evitar una desecación excesiva de los sustratos de compostaje se instaló un sistema de irrigación por aspersión mediante microdifusores. La humedad de las pilas se mantuvo siempre por encima del 30% durante la fase biooxidativa del proceso. De forma periódica se controló la temperatura de las pilas a distintas profundidades, utilizando un equipo portátil, con el fin de evaluar las necesidades de volteo. Para ello se tuvo en cuenta que no debían superarse temperaturas superiores a 60° C durante el proceso de compostaje.



**Figura 3.2.1.** Volteos realizados durante el compostaje.

### **3.3. MUESTREO Y TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS.**

Coincidiendo con los sucesivos volteos de las pilas se tomaron muestras para proceder a la determinación de los parámetros analíticos. El muestreo fue llevado a cabo conforme la máquina retroexcavadora iba volteando las pilas (Figura 3.3.1). Para ello se tomaron entorno a unas 30 sub-muestras cada vez, que posteriormente fueron homogenizadas conjuntamente en un recipiente, tomando la cantidad necesaria para las determinaciones analíticas descritas en el **Capítulo 6. Métodos y Técnicas Experimentales**. El transporte de las muestras hasta el laboratorio se hizo en una nevera portátil.

Los resultados se presentan como valores medios de los replicados correspondientes en cada caso. Los análisis estadísticos (estadísticos generales, análisis de la varianza (ANOVA), las diferencias entre las medias realizadas por el test de la mínima diferencia significativa "LSD" y las matrices de correlación Pearson y ecuaciones de ajuste se han realizado mediante el paquete estadístico SPSS versión 10.0 para Windows, mientras que los datos de pérdida de MO se ajustaron mediante la

### 3. Parte experimental

---

técnica no lineal de mínimos cuadrados (algoritmo Marquardt-Levenberg) utilizando el programa SigmaPlot 2004.



**Figura 3.3.1.** Muestreo durante el compostaje.

## **4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**



#### **4.1. CONTROL DEL PROCESO DE COMPOSTAJE MEDIANTE EL SEGUIMIENTO DE LA TEMPERATURA, AIREACIÓN Y HUMEDAD DE LAS PILAS.**

La temperatura es uno de los parámetros más utilizados como indicador de la evolución del proceso de compostaje ya que se relaciona de forma directa con la actividad microbiana (*de Bertoldi y col., 1983; Liang y col., 2003; Chen y col., 2007*). La temperatura alcanzada por el sustrato de compostaje actúa como factor selectivo, lo que determina la existencia a lo largo del proceso de una sucesión de poblaciones microbianas que dan lugar a la degradación y estabilización del material orgánico (*Noble y Roberts, 2004*).

Las especiales características del AL (alto contenido en agua, reducido tamaño de partícula y escasa porosidad) favorecen su compactación y por tanto limitan la distribución de aire durante el proceso, por lo que la elección de un agente estructurante apropiado es fundamental para el éxito de su compostaje. Como se puede apreciar en las mezclas aquí ensayadas (Figura 4.1.1.), el rápido aumento inicial de la temperatura fue un claro indicativo de la proliferación de microorganismos y síntoma evidente del arranque del proceso de compostaje. Este hecho confirmó la mejora en las propiedades del AL al adicionarle los agentes estructurantes (G y S). Además, los volteos facilitaron la homogenización de las mezclas ensayadas, reinoculando y exponiendo nuevas zonas de los sustratos al ataque microbiano; aspectos claves para un adecuado desarrollo del proceso de compostaje del AL (*Baeta-Hall y col., 2005; Cayuela y col., 2006; Albuquerque y col., 2009a*).

La evolución de la temperatura mostró claras diferencias al comparar el efecto de los dos agentes estructurantes ensayados, de diferente naturaleza y adicionados en distinta proporción, de forma que las pilas preparadas con G presentaron etapas termófilas más prolongadas en comparación con las mezclas que contenían S, lo que no se apreció de forma relevante comparando los dos aditivos minerales Fe y P. Así, la etapa termófila en las pilas del grupo AL+G, con mayor contenido de MO (media de 85%), fue más prolongada que en el grupo AL+S (75% de MO). Otro factor adicional también responsable de esta prolongación pudo ser el importante contenido de cáscara de arroz presente en la G utilizada. Este material, corrientemente utilizado como absorbente de la excreta en granjas avícolas, posee un elevado contenido en celulosa y en compuestos de sílice que lo hace altamente resistente a los procesos biodegradativos (*Low y Lee, 1997; Chanpagne, 2004*). Este carácter recalcitrante de la cáscara de arroz ha sido resaltado por *Nakasaki y col. (1986)* y *Pasda y col. (2005)*, quienes utilizaron cáscara de arroz como agente estructurante en sus experimentos de compostaje, y también por *Chino y col. (1983)*, quienes demostraron mediante

#### 4. Resultados y discusión

---

microscopía electrónica, cómo determinados microorganismos se agregaban sobre la superficie del residuo, degradándolo escasamente a lo largo del compostaje, lo que sugiere su utilización más como soporte físico que como fuente de carbono orgánico para su metabolismo. En todo caso, los periodos termófilos siempre se prolongaron al menos durante 20 semanas, de acuerdo con la conocida naturaleza lignocelulósica del AL, sustrato muy resistente a la biodegradación y rico en grasas que favorece la prolongación de su compostaje (Manios y col., 2006).

Otro aspecto, considerado fundamental en nuestros ensayos por utilizar residuos fecales, fue que el proceso de compostaje debía asegurar una correcta higienización de los sustratos, ya que ello repercute de forma directa sobre la calidad y el potencial agronómico de los productos obtenidos (Noble y Roberts, 2004). La Comisión Europea recomienda para sustratos sometidos a volteos mecánicos que la fase termófila debe tener como mínimo una duración de dos semanas, con temperaturas  $> 55^{\circ}\text{C}$  que aseguren una correcta higienización del sustrato, así como efectuar un mínimo de cinco volteos (European C., 2001b). Estos requisitos se cumplieron en todas las pilas, lo que permite suponer una razonable higienización de los composts obtenidos. A lo largo de los periodos termófilos, nunca se alcanzaron temperaturas excesivamente altas ( $65^{\circ}\text{C}$ ) que pudieran limitar el proceso de compostaje (Sikora y col., 1983; Vuorinen y Saharinen, 1997), por lo que el empleo de volteos mecánicos fue suficiente para el correcto control de la temperatura.

Los valores recogidos en la bibliografía sobre duración del compostaje de AL varían ampliamente, dependiendo fundamentalmente del sistema de aireación y de la proporción del agente estructurante utilizada. Así, se han encontrado valores que oscilan desde las 14 semanas de Madejón y col. (1998,) utilizando ventilación forzada y paja de cebada como agente estructurante (proporción 1:10 en peso fresco), o las 13 semanas de Alfano y col. (2008), empleando una máquina industrial diseñada para la aireación de una mezcla de AL, S y el mismo aditivo de Fe utilizado por nosotros (con mayor proporción de AL en las pilas), a las 40 semanas de Cayuela y col. (2004 y 2006) con S (50% en peso fresco) y combinando ventilación forzada y volteos mecánicos, y las 42 semanas de Canet y col. (2008) empleando diferentes residuos orgánicos entre ellos S (en proporciones 1:1 en peso húmedo) como agentes estructurantes y volteos mecánicos.

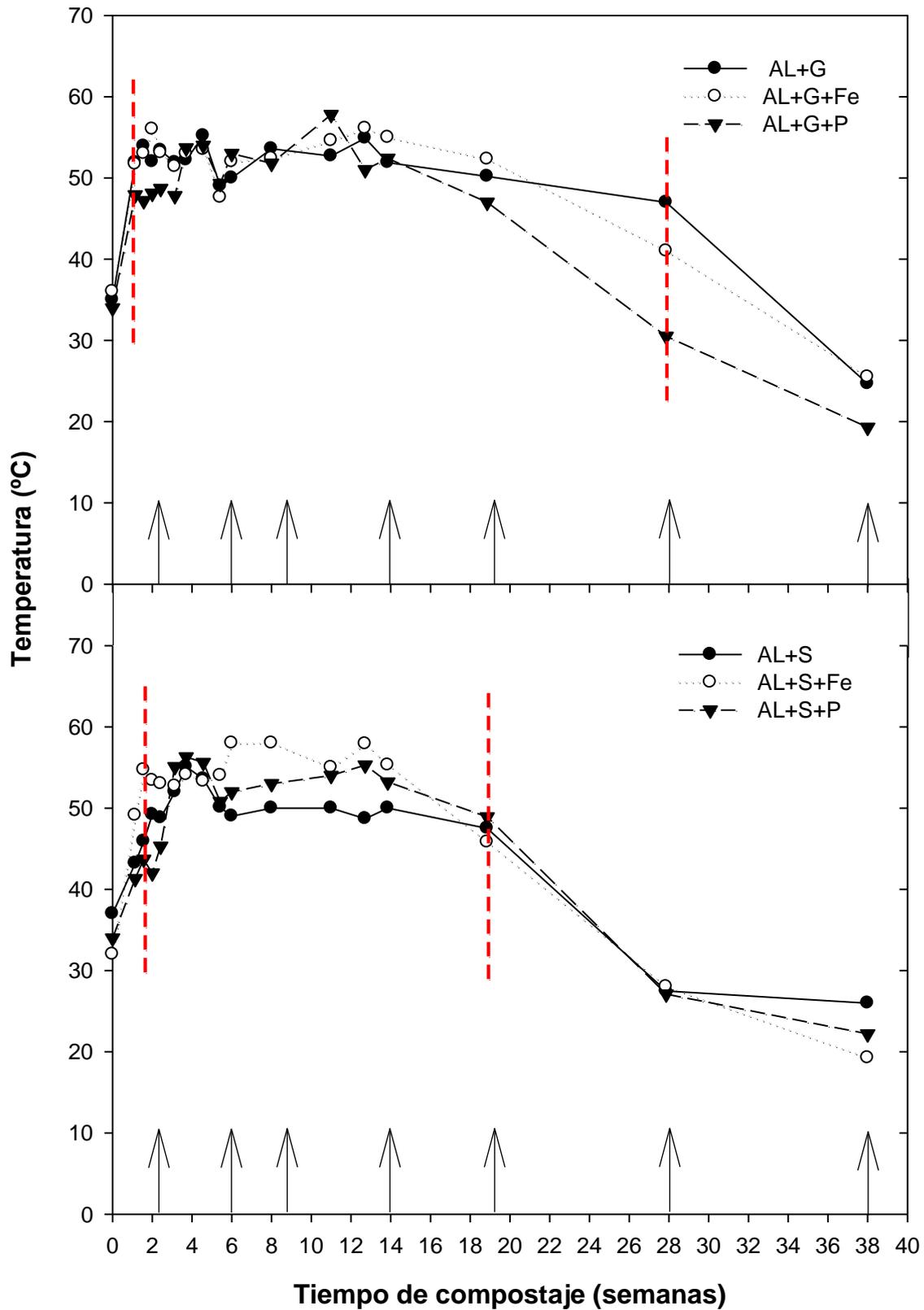


Figura 4.1.1. Evolución de la temperatura durante el compostaje (las flechas indican los volteos y las líneas rojas entrecortadas delimitan la fase termófila).

#### 4. Resultados y discusión

---

Otro factor importante para el correcto funcionamiento del compostaje es mantener un correcto grado de humedad de los sustratos, ya que valores demasiado bajos ralentizan e incluso pueden paralizar la actividad microbiana y, por tanto el avance del proceso, mientras que valores excesivamente altos afectan negativamente la oxigenación de los mismos. Los cambios de humedad dependen en gran medida de las condiciones utilizadas para la aireación de la pila y la propia configuración de la misma, la porosidad y temperatura del sustrato y las condiciones ambientales existentes durante el compostaje (Pereira Neto y col., 1987). En nuestros ensayos, fue necesario incorporar un sistema de riego por aspersión (Figura 4.1.2.) en las pilas para conseguir mantener su humedad en el intervalo comprendido entre 30 y 50% (Figura 4.1.3.).



**Figura 4.1.2.** Sistema de riego por aspersión.

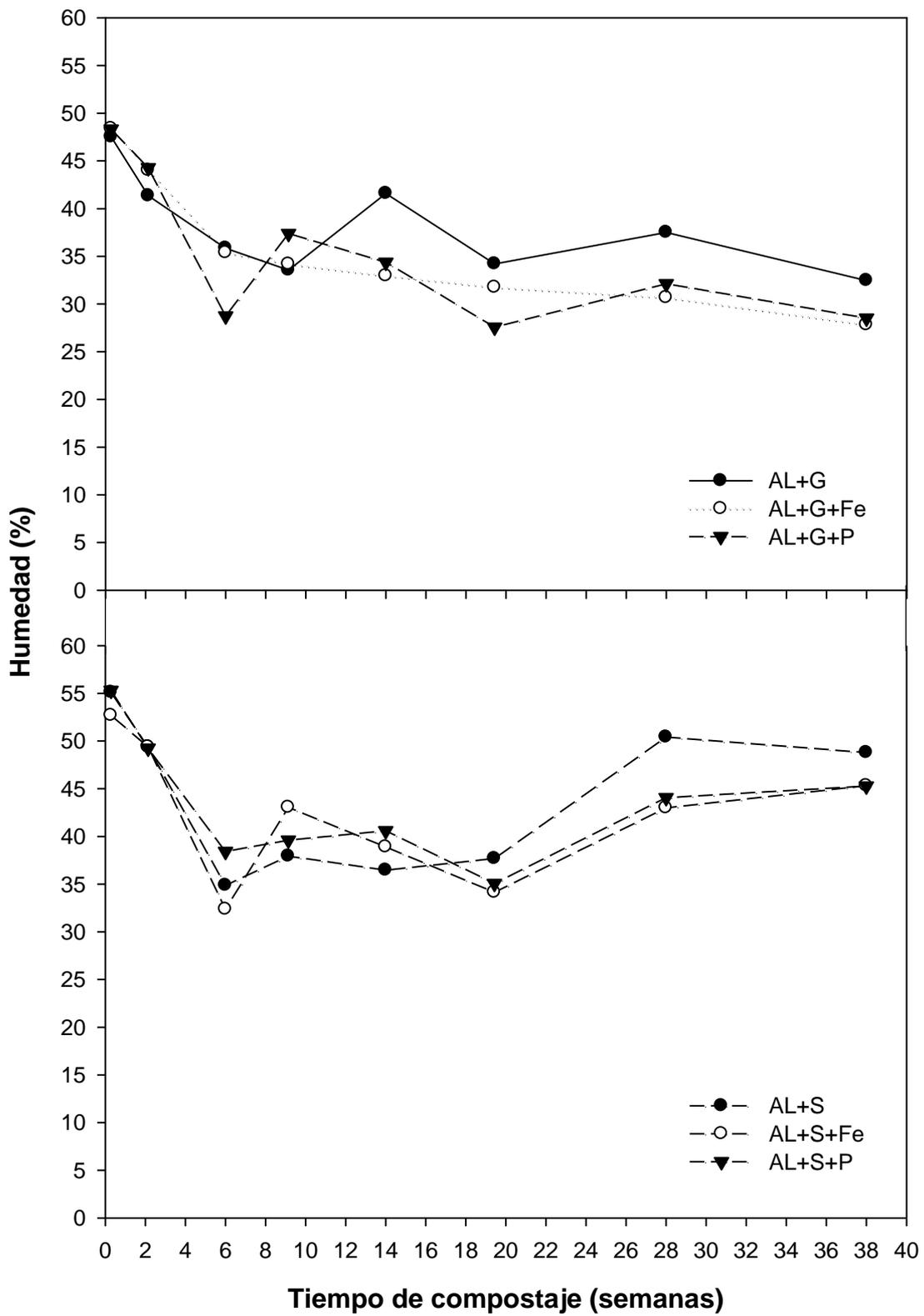


Figura 4.1.3. Evolución de la humedad durante el compostaje.



## 4.2. EVOLUCIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE.

### 4.2.1. pH y conductividad eléctrica (CE).

Un rápido e importante aumento de pH es característico del proceso de compostaje de AL, alcanzando su valor máximo al final de la fase termófila coincidiendo con la mayor actividad biológica y tasa de biodegradación. A continuación, los valores de pH descienden ligeramente durante el proceso de maduración, aunque siempre se mantienen en niveles claramente alcalinos (Cayuela y col. 2004; Albuquerque y col., 2006b).

Además, en procesos de compostaje existe una clara relación entre el nivel de oxigenación y la evolución del pH, de modo que una inadecuada oxigenación provoca una deficiente oxidación de la MO con la producción de ácidos orgánicos volátiles entre otros compuestos y la consecuente acidificación del sustrato y el desprendimiento de malos olores (Briton y col., 1998; Albuquerque y col., 2006a; Akdeniz y col. 2007). Bajo estas condiciones, es sabido que los ácidos orgánicos son escasamente biooxidados, manteniéndose el pH ácido, lo que inhibe y limita la actividad microbiológica.

En nuestros ensayos se observó que las mezclas formadas por AL+G mostraron en su inicio valores de pH ligeramente más ácidos que las preparadas con AL+S (Figura 4.2.1.1.). La evolución del pH fue similar a lo largo de todo el proceso en ambas mezclas, de forma que partiendo de valores ácidos, fueron incrementándose de forma marcada hasta el 5º volteo (8,9 y 9,5 de media a las 20 semanas de compostaje para AL+G y AL+S, respectivamente), punto a partir del cual se observó un ligero descenso en los valores de pH, mostrando valores medios de 8,1 (AL+G) y 8,6 (AL+S) al final del proceso de compostaje.

La clara tendencia a la alcalinización del sustrato durante el proceso de compostaje de AL debe relacionarse con la degradación de compuestos de naturaleza ácida, la liberación de sales de amonio y amoníaco debido a la mineralización de las fracciones nitrogenadas y la hidrólisis alcalina de algunas sales presentes en el AL o bien liberadas durante el proceso. Así, Canet y col. (2008) y Roig y col. (2004) mostraron valores finales de pH de 9,5 y 8,8 compostando AL con S, respectivamente, y Cegarra y col. (2006) de 8,7 compostando AL con cama fresca de vaca. Esta alta alcalinidad de los composts de AL puede limitar su potencial agronómico, de modo que es necesario plantear una estrategia para limitar el aumento del pH durante el compostaje.

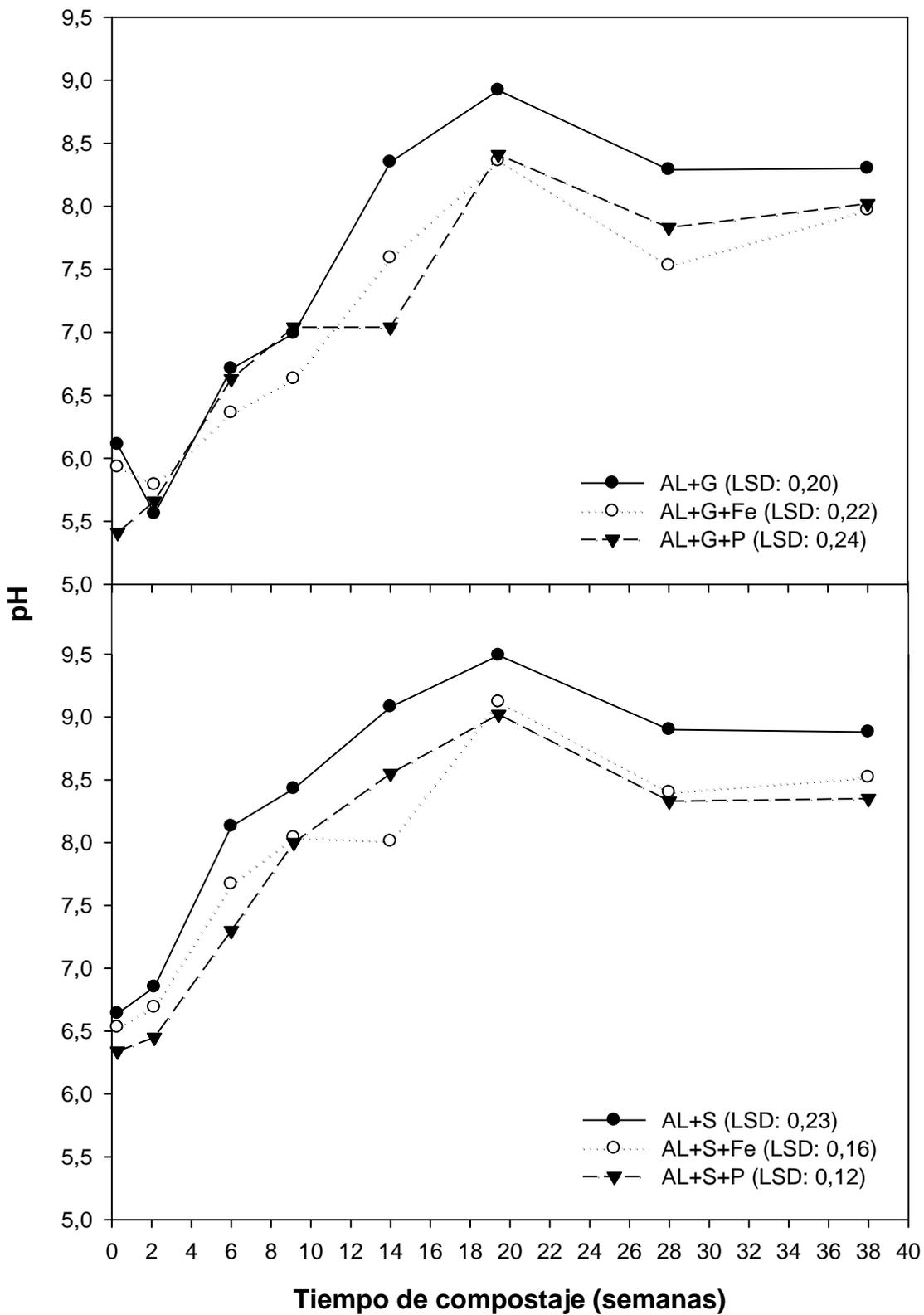


Figura 4.2.1.1. Evolución del pH durante el proceso de compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).

Diferentes estudios han evaluado el empleo de aditivos minerales con reacción ácida con el objetivo de reducir el valor del pH de los composts finales obtenidos a partir de diferentes residuos orgánicos (*Witter y Kirchmann, 1989; Moore y col., 1995, 1996; Kithone y col., 1999; Mc Crory y Hobbs 2001; Koenig y col., 2005*). En todos ellos, además de buscar una bajada en el valor del pH final, también se perseguía una reducción en la volatilización del  $\text{NH}_3$  durante el proceso, obteniéndose resultados positivos al respecto.

En el caso concreto del compostaje del AL, *Roig y col. (2004)* consiguieron reducir cerca de 1,1 unidades el pH sin incrementar el valor de la CE a valores que pudieran ser negativos para la práctica agrícola, adicionando azufre elemental a los composts durante su periodo de maduración. *Sánchez-Arias y col. (2008)* adicionaron el mismo aditivo ácido de Fe usado en nuestro trabajo en distintas proporciones, consiguiendo reducir de forma efectiva el valor de pH de composts preparados a partir de lodo de depuradora y AL. Sin embargo, el uso en exceso de la sal ácida de Fe (20%) propició la degradación de la MO a través de un proceso oxidativo químico (y no biológico, como es propio del compostaje) que no consiguió reducir las pérdidas de nitrógeno producidas durante el proceso. Además, la excesiva acidificación del sustrato de compostaje afectó negativamente al desarrollo microbiano y por tanto, el avance del proceso de compostaje. *Mari y col. (2005)* utilizando también azufre elemental, lograron bajar el pH adicionándolo justo al final de la fase termófila. Sin embargo, en este caso la dosis óptima fue de 0,5% ya que dosis mayores, redujeron significativamente los resultados de los tests de germinación debido al incremento de la CE.

Por tanto, el empleo de aditivos químicos con el objetivo de controlar la evolución del pH conlleva una doble problemática a tener en cuenta para su implantación a escala industrial. Por una parte, el empleo de estos aditivos incrementa los costes de producción. Por otra, su empleo durante el proceso de compostaje debe realizarse con precaución evitando una excesiva acidificación del sustrato de compostaje, lo que incidiría negativamente sobre el desarrollo microbiano, así como una excesiva CE (*Roig y col., 2004*), lo que contribuiría a reducir el potencial agronómico de los composts obtenidos.

En nuestros ensayos, el empleo de los aditivos de Fe y P redujo significativamente el pH de las mezclas en 0,5 unidades desde el inicio del compostaje, manteniéndose estas diferencias hasta el final del proceso (Figura 4.2.1.1.). Los valores de pH no fueron estadísticamente diferentes cuando se compararon los composts maduros de AL+G+Fe y AL+G+P, pero sí entre AL+S+Fe y AL+S+P (ligeramente inferior el pH al emplear el aditivo de P).

La CE mostró un descenso importante conforme avanzó el proceso de compostaje, especialmente durante las 20 primeras semanas (Figura 4.2.1.2.), coincidiendo así precisamente con la intensa mineralización de la MO propia de la fase termófila. Algunos factores pueden justificar este descenso, tales como la disminución de iones  $\text{NH}_4^+$  y consecuente volatilización de amoníaco así como la precipitación de sales minerales o inmovilización de iones debido, bien a la rápida proliferación de la población microbiana o por su fijación al complejo adsorbente y de cambio del material orgánico (Raviv y col. 1987; Wong y col. 2001; Li y col., 2001). Sin embargo, no debe descartarse en nuestros ensayos el lavado de sales inducido por los riegos suministrados periódicamente a las pilas y las lluvias ocasionales, lo que muy probablemente también debió contribuir al descenso observado en los valores de CE. El empleo de los dos aditivos minerales aumentó ligeramente el valor final de la CE en el caso de los composts AL+G+P y AL+S+P comparativamente a los composts control (AL+G y AL+S).

#### **4.2.2. Materia orgánica disuelta (MOD): Carbono orgánico ( $\text{C}_{\text{OH}}$ ), carbohidratos y polifenoles hidrosolubles.**

En los procesos de compostaje, la fase más activa desde un punto de vista biológico es la acuosa o hidrosoluble. Esto es debido fundamentalmente a su composición, ya que tanto la MO que contiene (integrada por compuestos de poca complejidad química) como los nutrientes minerales disueltos son fácilmente asimilables por parte de los microorganismos, actuando así como un verdadero catalizador del proceso del compostaje (Said-Pullicino y col., 2007a). De hecho, los lixiviados que se generan tanto en el compostaje como en el vermicompostaje, últimamente están adquiriendo notoriedad como potencial fuente de abonos orgánicos líquidos por su importante contenido mineral (Tejada y col., 2008; Gutiérrez-Miceli y col., 2008). Sin embargo, debido a su naturaleza inestable (sobre todo si se generan al inicio del proceso), la presencia de compuestos fitotóxicos o de microorganismos patógenos hace que su empleo agronómico deba someterse a un estricto control.

Por consiguiente, la evaluación de algunos parámetros analíticos en la fracción hidrosoluble, como indicadores del avance del compostaje y del estado de maduración de los composts, merece especial atención. El contenido de materia orgánica disuelta o hidrosoluble (MOD), o más específicamente el contenido de carbono orgánico hidrosoluble ( $\text{C}_{\text{OH}}$ ), ha sido propuesto como un parámetro fiable para definir el grado de madurez y estabilidad de los composts (Zmora-Nahum y col., 2005; Gómez-Brandón y col., 2008), como también lo han sido el contenido de carbohidratos y polifenoles hidrosolubles (Sánchez-Monedero y col., 1999). En el caso

concreto del compostaje de AL, el contenido en polifenoles hidrosolubles se ha relacionado de forma directa con la inhibición de la germinación de semillas, tal y como se ha constatado al estudiar su evolución con los resultados obtenidos en tests de fitotoxicidad (Albuquerque y col., 2006b).

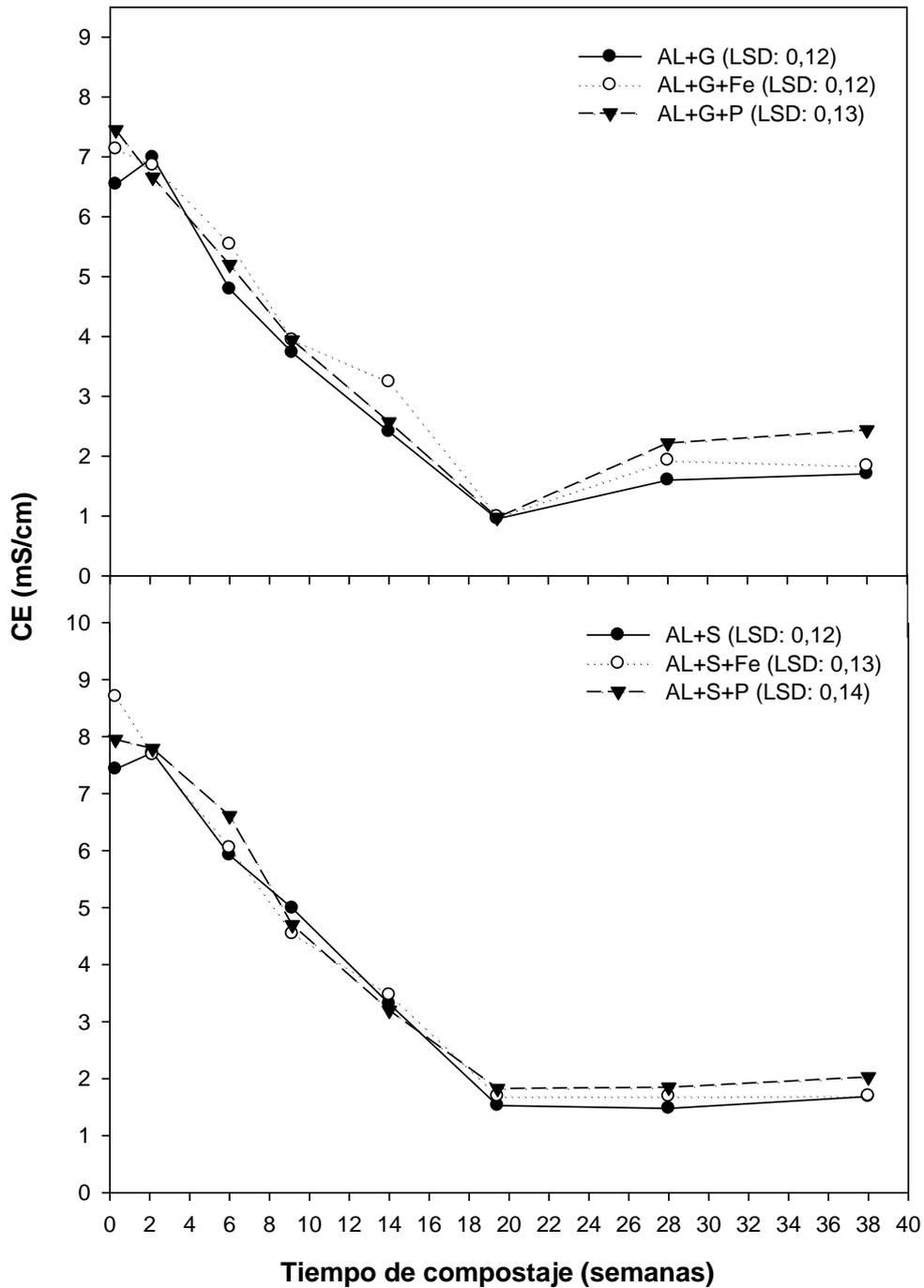


Figura 4.2.1.2.. Evolución de la conductividad eléctrica (CE) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).

#### 4. Resultados y discusión

---

Es bien conocido que el  $C_{OH}$  experimenta un descenso continuado durante el compostaje, más acentuado durante la fase más activa del proceso (termófila) debido a la mineralización de los compuestos orgánicos hidrosolubles, su inmovilización microbiana o su transformación en formas más estables no hidrosolubles (Chefetz y col., 1998), estabilizándose su valor con posterioridad coincidiendo con la etapa de maduración. Por todo ello, este parámetro es un claro indicador del avance del proceso de compostaje.

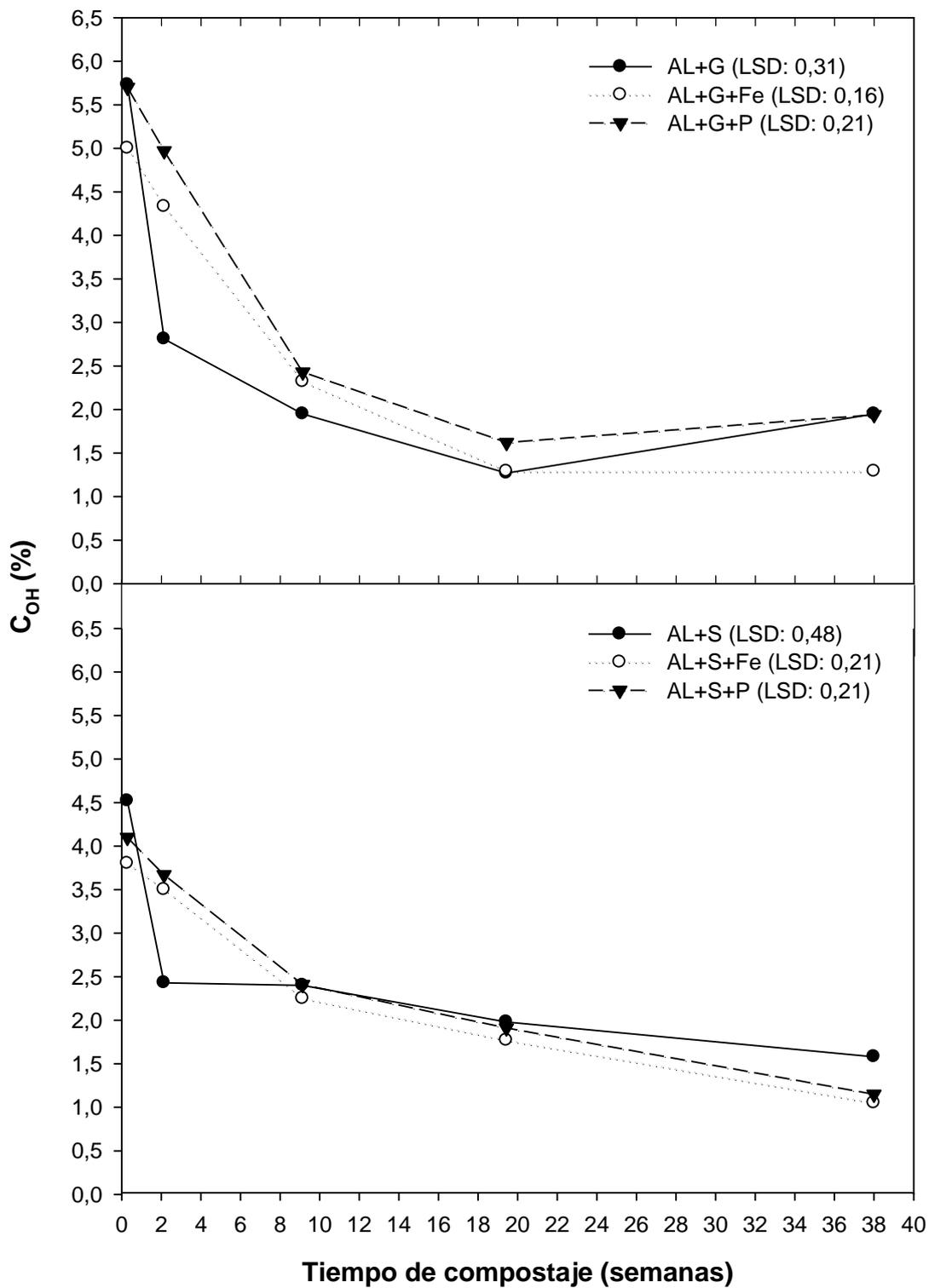
En nuestro estudio,  $C_{OH}$  presentó un contenido inicial diferente en ambos grupos de mezclas (media de 5,5 y de 4,1% para AL+G y AL+S, respectivamente, Figura 4.2.2.1.). Sin embargo, su evolución fue similar a lo largo del proceso de compostaje con un descenso intenso durante las primeras 10 semanas, y de forma menos pronunciada hasta alcanzar valores finales medios de 1,7 en el grupo AL+G y 1,2% en AL+S.

Por lo general, la aplicación de los aditivos minerales ácidos a las mezclas base de compostaje provocó una disminución del contenido final de  $C_{OH}$  (un 34% para las pilas AL+G+Fe y AL+S+Fe, y de un 27% para AL+S+P), resultando valores finales diferenciados significativamente ( $p < 0,05$ ) de 1,3, 1,0 y 1,1%, respectivamente, en comparación con sus correspondientes pilas control, AL+G (1,9%) y AL+S (1,6%). Es bien conocido que tanto el P como el Fe pueden interaccionar con la MOD, fundamentalmente con grupos funcionales tales como los grupos carboxílicos e hidroxílicos (Gu y col., 1994). Estas interacciones dependen en gran medida de la forma química del elemento, de la relación elemento/carbono y de factores tales como el pH (Stevenson, 1994). De hecho, Nierop y col. (2002) estudiaron la interacción de metales como Al y Fe con la MOD obtenida de un suelo ácido, evaluando la capacidad de complejación y floculación de ésta. Estos autores observaron que el Fe, tanto en su forma oxidada ( $Fe^{3+}$ ) como reducida ( $Fe^{2+}$ ), interaccionó fuertemente con la MOD e incluso mostró un mayor poder floculante que el Al. Además, existen estudios que emplean óxidos de hierro incrustados en biofilms con la intención de disminuir el contenido en MO en agua (Guggenberger y Kaiser, 2003). En un estudio reciente, se ha demostrado que el anión ortofosfato puede enlazarse a la MO presente en el suelo a través de reacciones de complejación con las sustancias húmicas y ciertos metales tales como Al y/o Fe (Gerke, 2010). Esta posible complejación explicaría por qué en las pilas AL+G+Fe, AL+S+Fe y AL+S+P, el contenido en  $C_{OH}$  finalmente resultó menor que en los correspondientes controles AL+G y AL+S ya que debido a la interacción MO-Fe y MO-metal-P, parte del carbono orgánico estaría formando estructuras más complejas y posiblemente por ello, menos solubles.

Los límites establecidos para el contenido de  $C_{OH}$  como indicador del grado de madurez del compost varían según la naturaleza de los residuos utilizados en el compostaje. Así, *García y col. (1992)* propusieron como índice de madurez un contenido inferior al 0,5% con composts de residuos urbanos, agrícolas y agroindustriales, mientras que *Bernal y col. (1998)* sugirieron un valor máximo de 1,7 %, para caracterizar el estado de madurez de composts elaborados a partir de materiales de distinta procedencia tales como G, lodos de depuradora y alpechín. *Zmora-Nahum y col. (2005)* fijaron un límite del 0,4 % para  $C_{OH}$  compostando residuos urbanos, estiércol de vaca y biosólidos. Para el caso de composts de AL, *Albuquerque y col. (2006a)* obtuvieron valores ligeramente superiores al 3%, mientras que *Canet y col. (2008)* presentaron contenidos de  $C_{OH}$  próximos al 1%.

Como se ha mencionado anteriormente, el contenido en  $C_{OH}$  es un parámetro general que engloba la totalidad de las fracciones orgánicas en fase acuosa, y por esa razón también resulta importante estudiar en más detalle cómo evolucionan determinados grupos de compuestos presentes en dicha fase durante el proceso de compostaje. Así, se puede estudiar los cambios que se producen en los carbohidratos hidrosolubles ya que constituyen una fuente inmediatamente asimilable de MO para la microflora presente en las etapas iniciales del compostaje (*Sánchez-Monedero y col., 1999*). Esta fracción está constituida principalmente por azúcares simples que provienen inicialmente de los residuos orgánicos utilizados en el compostaje, pero una vez avanzado el proceso, también de los que se generan en los procesos degradativos que experimentan otros carbohidratos más complejos tales como celulosa o hemicelulosa.

En nuestro estudio, el contenido de carbohidratos hidrosolubles experimentó un comportamiento relativamente similar al observado para  $C_{OH}$ , decreciendo durante todo el proceso de compostaje (Figura 4.2.2.2.). Las pilas mostraron valores medios al final del compostaje muy similares entre si (0,1-0,3%), no mostrando diferencias significativas asociadas a la adición de las sales ácidas ricas en Fe y P. El descenso continuado observado durante todo el proceso de compostaje indicó que los fenómenos de inmovilización/mineralización predominaron respecto a la liberación al medio acuoso de azúcares procedentes de la degradación de carbohidratos más complejos. Compostando también AL, *Albuquerque y col. (2006a)* observaron un comportamiento no demasiado diferente al observado en este trabajo, obteniendo una media del 1,0% en el contenido de carbohidratos hidrosolubles al final del proceso.



**Figura 4.2.2.1.** Evolución del carbono orgánico hidrosoluble ( $C_{OH}$ ) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).

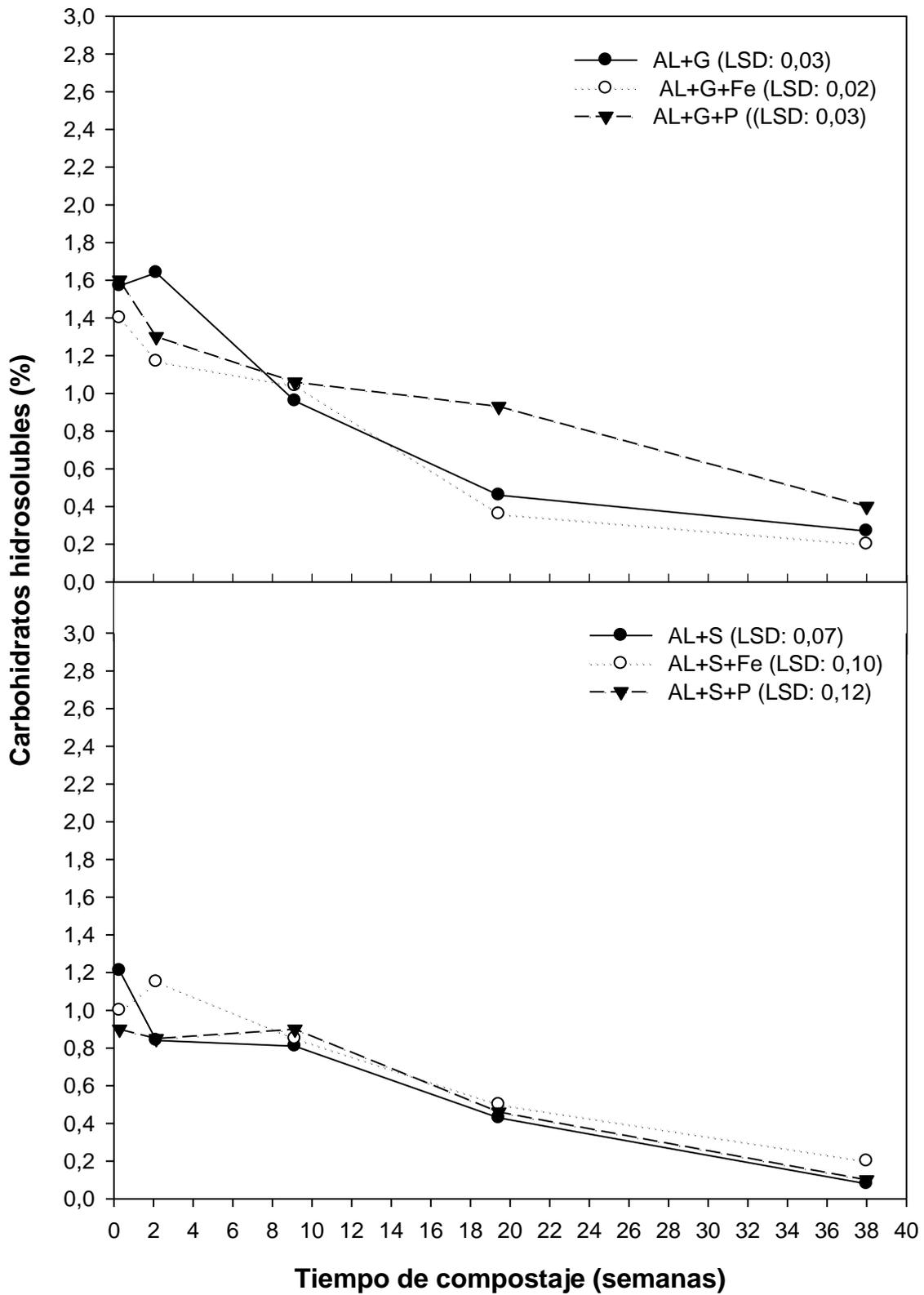


Figura 4.2.2.2. Evolución de los carbohidratos hidrosolubles durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).

Otra fracción importante de la MOD es la formada por las sustancias polifenólicas de bajo peso molecular solubles en agua. Esta fracción posee reconocidas propiedades antimicrobianas y fitotóxicas, mostrando un elevado contenido en los residuos procedentes de la industria extractiva del aceite de oliva (Ait Baddi y col., 2003; García-Gómez y col., 2005; Albuquerque y col., 2006b) y siendo responsables de los efectos negativos provocados por la aplicación de estos subproductos de forma directa al suelo sin tratamiento previo (Isidori y col., 2005; Sampedro y col., 2008). De este modo estos compuestos fenólicos pueden condicionar el aprovechamiento y los procesos de depuración de los diferentes subproductos generados por esta actividad industrial y provocar un grave impacto ambiental. Estrategias como el compostaje pueden reducir su contenido de forma efectiva tal y como han demostrado numerosos estudios. Por ejemplo, Zenjari y col. (2006) compostaron distintas mezclas de alpechín y paja obteniendo reducciones del 54 y 95 % en este tipo de compuestos. Hachicha y col. (2008) también consiguieron reducir en un 72 % el contenido inicial de polifenoles hidrosolubles compostando lodo de alpechín y corteza de sésamo. Albuquerque y col. (2006a), utilizando como agente estructurante del AL cama fresca de vaca y aplicando dos sistemas de aireación distintos para su compostaje, consiguieron reducir cerca del 50 % el contenido inicial de sustancias polifenólicas hidrosolubles.

En nuestros ensayos (Figura 4.2.2.3.), el contenido de polifenoles hidrosolubles mostró un moderado incremento al inicio del compostaje en todas las pilas debido muy probablemente al predominio de las reacciones que conllevan la liberación al medio acuoso de compuestos fenólicos (causada por la degradación de compuestos polifenólicos más complejos, como la lignina). A partir del primer volteo, la evolución de este parámetro fue similar a la experimentada por  $C_{OH}$  y por los carbohidratos hidrosolubles, descendiendo una media del 31% para las pilas preparadas con G y del 29% para las que contienen S, dando lugar a valores medios finales cercanos a 0,2 y 0,1%, respectivamente.

El predominio de las vías degradativas y de polimerización frente a la liberación al medio acuoso de sustancias fenólicas provocó una disminución de la fracción polifenólica hidrosoluble y por tanto del carácter fitotóxico del sustrato. En concordancia con lo anterior, Sánchez-Monedero y col. (1999) constataron un descenso de los polifenoles hidrosolubles durante el compostaje que fue inversamente correlacionado con la evolución de los principales índices indicativos del avance de la humificación, lo que sugiere que el decrecimiento de polifenoles en la fase hidrosoluble durante el compostaje debe entenderse como proceso precursor de la humificación. Este fenómeno se tratará posteriormente con más detalle en el **Apartado 4.2.8.**

Tal y como se observó para  $C_{OH}$ , el empleo de los aditivos ácidos disminuyó el contenido de polifenoles hidrosolubles, especialmente en el caso de las pilas AL+S. Así, los aditivos redujeron el contenido de polifenoles hidrosolubles durante el proceso de compostaje, dando valores finales de 0,1% las pilas AL+S+Fe y AL+S+P con respecto al 0,2% de la pila AL+S ( $p < 0,05$ ). Este comportamiento pudo deberse a la interacción del Fe y P con los grupos hidroxílicos y carboxílicos de las sustancias polifenólicas presentes en la MO hidrosoluble, como ya se comentó anteriormente para el  $C_{OH}$ , efecto que también pusieron de manifiesto *Northup y col. (1998)* al estudiar la interacción de estos elementos con hojarasca de plantas ricas en polifenoles en suelos forestales.

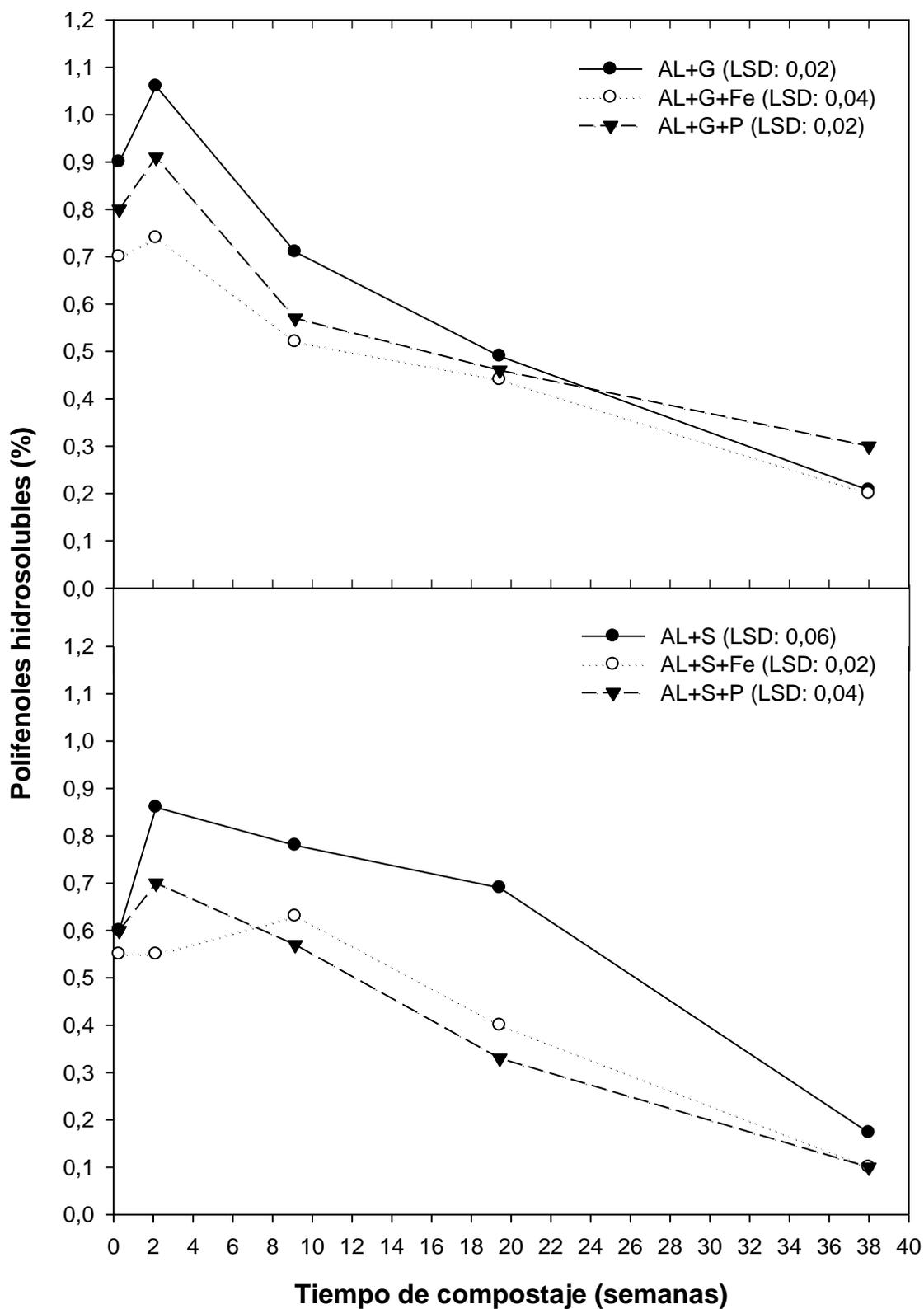


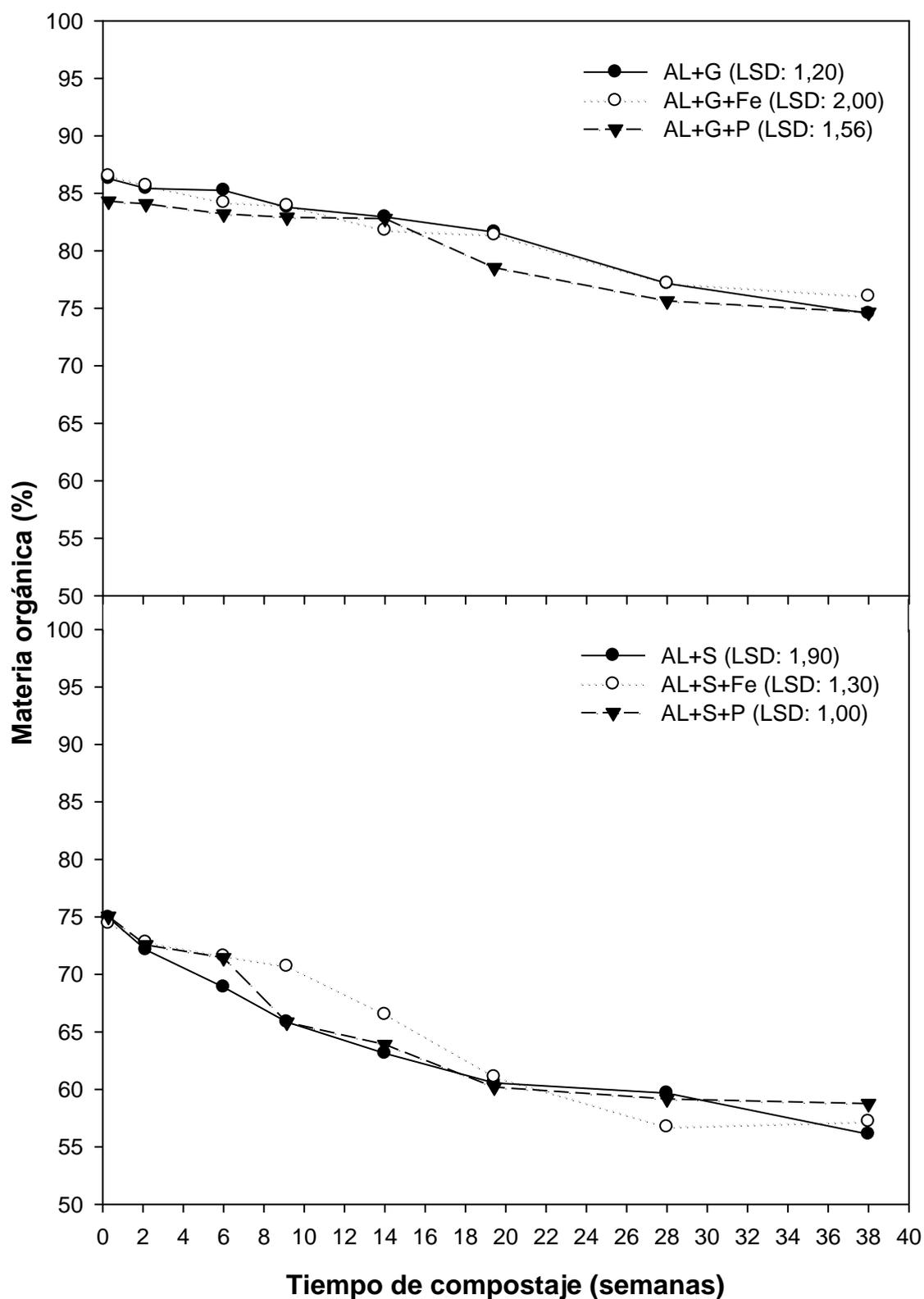
Figura 4.2.2.3. Evolución de los polifenoles hidrosolubles durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).

### 4.2.3. Contenido total de MO.

El contenido total de MO, o de sólidos volátiles ya que se analiza generalmente como pérdida por calcinación, proporciona información sobre los cambios que experimenta el conjunto de componentes orgánicos del sustrato que se somete a un proceso biológico de degradación como es el compostaje. El AL se caracteriza por tener un alto contenido de compuestos de media o baja biodegradabilidad (celulosa, hemicelulosa y sobre todo lignina), cuya biotransformación se produce a un ritmo más bajo que la de los azúcares simples, ácidos grasos, aminoácidos o proteínas, componentes también del AL y cuyo contenido desciende rápidamente durante la fase inicial del proceso, al ser utilizados como fuente inmediata de energía para los microorganismos.

En nuestro estudio, se observó una clara diferencia en el contenido de MO de las dos mezclas base (86% para las pilas AL+G y 75% para las pilas AL+S). La evolución experimentada en todas las pilas fue una paulatina disminución en el contenido de MO conforme avanzó el proceso de compostaje, siendo ésta más marcada al usar S como agente estructurante (Figura 4.2.3.1.). Así, las pilas AL+G mostraron una menor reducción en el porcentaje total de MO que las pilas con S al final del proceso (12% de reducción para los composts AL+G frente al 23% de AL+S), dando unos valores finales medios de MO total de 75 y 57% para AL+G y AL+S, respectivamente. Además, no se observaron diferencias significativas con la adición de los minerales ácidos de Fe y P. En términos generales, por tanto, los composts obtenidos presentaron importantes contenidos en MO, notablemente mayores en la pilas con G, de forma que pueden incluirse en los rangos descritos en la bibliografía para composts de AL (50-86% de MO, *Sánchez-Monedero y col., 2008; Canet y col., 2008; Alfano y col., 2008; Albuquerque y col., 2009a*).

Sin embargo, el estudio de la evolución del contenido de MO durante el compostaje como indicador del proceso biodegradativo es considerado poco exacto y no totalmente representativo del mismo (*Ponsá y col., 2008*). Esto es debido principalmente a que la determinación analítica de la materia orgánica pierde sensibilidad con materiales ricos en componentes de difícil degradación, como es el AL, ya que éstos contribuyen de forma importante a las pérdidas por calcinación pero sus cambios son escasamente significativos durante la fase biooxidativa del compostaje, de rápida descomposición. Por tanto, cuando no se tienen en cuenta la pérdida de peso ni el efecto de concentración en la muestra de estos componentes, existe la posibilidad de llegar a interpretaciones erróneas.



**Figura 4.2.3.1.** Evolución del contenido total de Materia Orgánica (MO) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ )

La solución generalmente adoptada es considerar que el contenido total de cenizas es constante durante el proceso de compostaje y examinar los cambios globales en el proceso en función de esta consideración (Stentiford, 1993). Además, el cálculo de las pérdidas de MO respecto a su contenido inicial nos permite establecer una comparación entre sustratos de compostaje que parten de contenidos de MO diferentes, como es nuestro caso. Este procedimiento es comúnmente empleado en estudios de compostaje para evaluar el proceso de mineralización de la MO (Paredes y col., 2002; Albuquerque y col., 2006a; Benito y col., 2008).

Concretamente, para calcular la pérdida de MO se utilizan los contenidos de cenizas en el punto inicial ( $X_1$ ) y en una fase dada en estudio ( $X_2$ ), de acuerdo a siguiente ecuación (Viel y col., 1987):

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

De esta forma, es posible calcular las pérdidas de MO (expresadas como porcentaje respecto al valor inicial de este parámetro) y evitar el efecto de concentración provocado por la pérdida de peso debida a la degradación de la MO. De acuerdo con estos cálculos se encontraron dos tendencias claramente diferenciadas en la tasa de mineralización de la MO en nuestro estudio (Figura 4.2.3.2.), ajustándose los datos experimentales a modelos cuyos coeficientes caracterizan la cinética de mineralización de la MO (Tabla 4.2.3.1). En estas ecuaciones "A" es la máxima degradación de MO (%), "k" la constante de la velocidad de degradación (semanas<sup>-1</sup>), "h" la velocidad de degradación (% semanas<sup>-1</sup>) y "t" el tiempo de compostaje (semanas).

Las pilas AL+G se ajustaron a un modelo lineal, mientras que para el caso de AL+S el ajuste fue más satisfactorio a un modelo exponencial. Esto significó que durante la fase más activa del proceso (la fase termófila), las pilas AL+S experimentaron una mayor tasa de degradación que las AL+G. Conforme avanzó el proceso de compostaje, las pérdidas se ralentizaron coincidiendo con el descenso de la temperatura de compostaje (fase de enfriamiento). En todos los casos se apreció un descenso de las tasas degradativas durante la etapa de maduración debido al enriquecimiento en lignina y demás fracciones difícilmente degradables y la baja disponibilidad o ausencia de fuentes de carbono adaptadas a los requerimientos de los microorganismos.

El ajuste lineal a los datos experimentales de las pérdidas de MO en AL+G debe relacionarse con la naturaleza de su MO, determinando una mayor resistencia a la biodegradación en comparación con la familia AL+S. Este hecho estaría relacionado con la composición del agente estructurante empleado, fundamentalmente la

#### 4. Resultados y discusión

cáscara de arroz presente en G y su alto contenido en compuestos de sílice, refractarios a la biodegradación (Low y Lee, 1997; Champagne, 2004). Además, la proporción de G fue notablemente mayor que la de S en sus respectivas mezclas con AL, lo que debió añadir un efecto de ralentización cuantitativo, y no solo cualitativo, sobre la cinética de compostaje de las pilas AL+G, comparativamente a las del grupo AL+S.

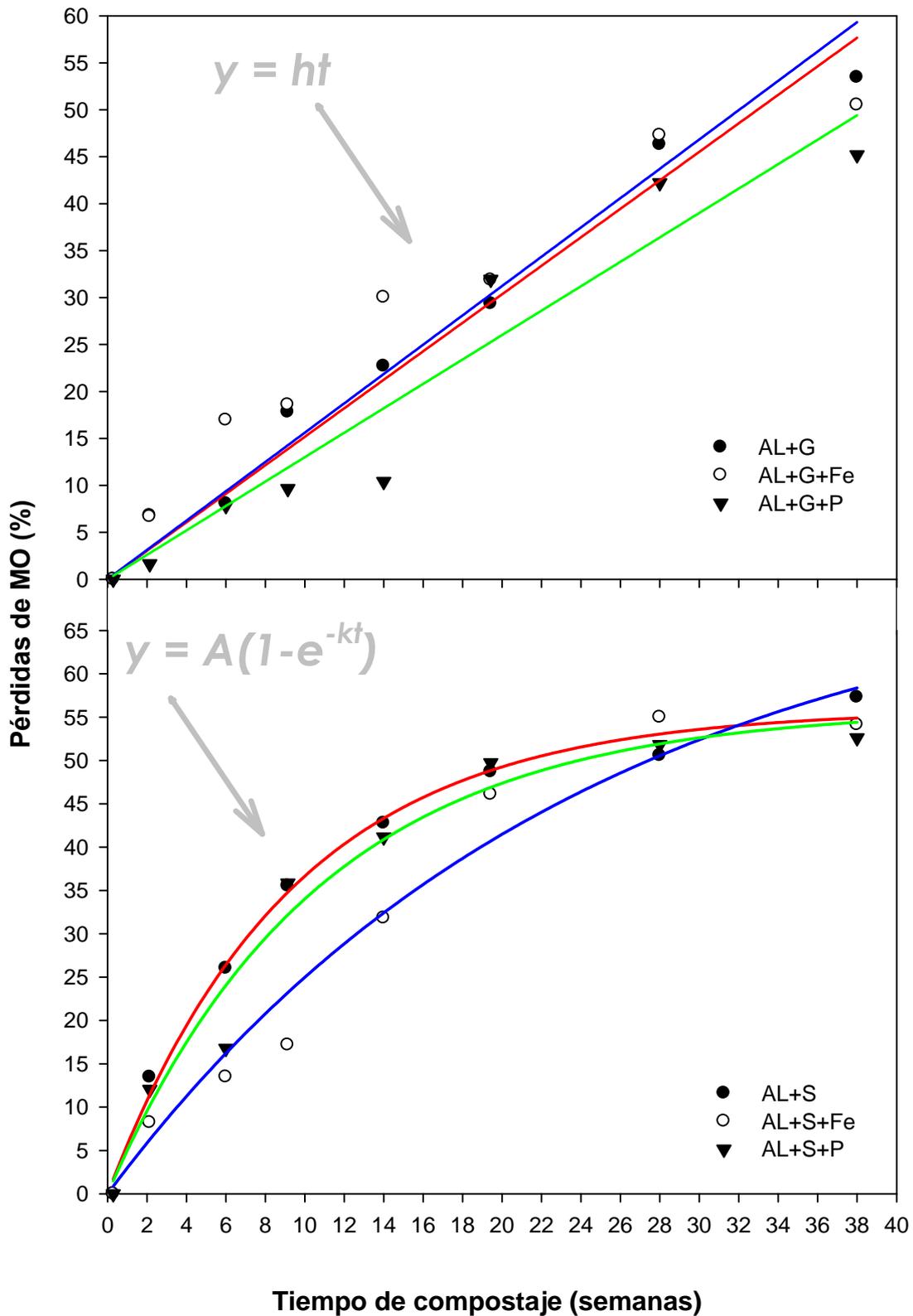
**Tabla 4.2.3.1.** Coeficientes de las curvas ajustadas a los datos experimentales, del cuadrado de la media de los residuales (RMS) y del estadístico F para las seis pilas estudiadas (los valores entre paréntesis corresponden al error estándar).

Modelo lineal: Pérdidas MO = ht				
Pila	h (% semanas <sup>-1</sup> )	RMS	R <sup>2</sup>	
<b>AL+G</b>	1,517 (0,056)	9,08	0,975***	
<b>AL+G+Fe</b>	1,561 (0,110)	35,17	0,892***	
<b>AL+G+P</b>	1,300 (0,089)	23,30	0,930***	
Modelo exponencial: Pérdidas MO = A (1-e <sup>-kt</sup> )				
Pila	A (%)	k (semanas <sup>-1</sup> )	RMS	F
<b>AL+S</b>	55,864 (1,595)	0,107 (0,009)	3,32	823,32***
<b>AL+S+Fe</b>	73,609 (13,387)	0,041 (0,013)	19,28	162,80***
<b>AL+S+P</b>	56,005 (3,709)	0,093 (0,016)	13,85	202,06***

\*\*\*: Significativo a  $p < 0,001$ , siendo "h" la velocidad de degradación, "t" el tiempo de compostaje (semanas), "A" la máxima degradación de MO y "k" la constante de la velocidad de degradación.

Al final del proceso de compostaje, las pérdidas de MO mostraron valores medios del 50 y 55% para los composts AL+G y AL+S, respectivamente, reduciéndose tales pérdidas con el empleo de los aditivos ácidos ensayados, tal y como desvelan los valores alcanzados al final del proceso de compostaje: 50,5% (AL+G+Fe) y 45,2% (AL+G+P) respecto a 53,4% (AL+G), y 54,1% (AL+S+Fe) y 52,6% (AL+S+P) frente a 57,3% de AL+S.

En general, las pérdidas de MO registradas en nuestros ensayos están en concordancia con los valores presentados por otros autores que han compostado AL. *Albuquerque y col. (2009a)* obtuvieron una media del 48% utilizando los agentes estructurantes en mucha menor proporción que los utilizados en el presente estudio. *Canet y col. (2008)* mostraron unas pérdidas medias de MO del 66% en mezclas de AL con diversos residuos y concretamente el empleo de S provocó una pérdida en MO próxima al 75%, confirmando que este estiércol es de fácil biodegradación. *Alfano y col. (2008)* presentaron unas pérdidas de MO próximas al 42%, empleando residuos generados en la industria oleícola (AL y hoja de olivo) además de S, resultando ésta última en unas pérdidas del 56%, mucho mayor que el resto de pilas ensayadas.



**Figura 4.2.3.2.** Representación de las pérdidas de Materia Orgánica (MO) y del ajuste de los datos experimentales a los modelos cinéticos. El color rojo corresponde al ajuste de AL+G o AL+S, el azul para AL+G+Fe o AL+S+Fe y el verde para AL+G+P o AL+S+P.

### 4.2.4. Lignina, celulosa y hemicelulosa.

Como ya se ha descrito anteriormente, los sustratos aquí ensayados contenían predominantemente lignina, celulosa y hemicelulosa, lo que constituye gran parte de la materia orgánica del AL. Esta matriz lignocelulósica, en mucha mayor proporción que la encontrada en otros residuos (RSU, estiércoles, etc.), condiciona la tasa de degradación de la MO del AL.

Uno de los componentes principales de la MO en muchos vegetales y por tanto en los residuos procedentes de los mismos es la lignina. Este biopolímero se caracteriza por su elevada resistencia a la biodegradación durante el compostaje, tal y como han puesto de manifiesto diversos autores (*Toumela y col., 2000; Albuquerque y col., 2009a; Francou y col., 2008*). Además, la lignina es considerada como uno de los principales precursores de la formación de las sustancias húmicas presentes en el suelo, ya que proporciona la estructura básica debido a su resistencia a los fenómenos edáficos de degradación (*Stevenson, 1994; Smidt y col., 2008*). La lignina es un componente extremadamente resistente a la degradación química y enzimática debido a su estructura tridimensional, naturaleza aromática y a la diversidad de subunidades y enlaces entre las mismas que constituyen su estructura (*Stephen y Carlton, 1992; Sjoström, 1992*) y que dificultan en gran medida su degradación por parte de los microorganismos en el suelo y en los sustratos de compostaje.

El contenido inicial en lignina de los sustratos que se someten a compostaje influye de forma decisiva sobre la tasa de biodegradación de la MO, de forma que a mayor grado de lignificación menor es la degradación del material. En el caso del AL, la lignina constituye más de la mitad de su MO, confiriéndole a este residuo una alta resistencia a la biodegradación, siendo una de las fracciones que menos pérdidas sufre durante el proceso de compostaje en comparación con otras fracciones tales como la celulosa y hemicelulosa (*Albuquerque y col., 2009a*). Además, la fracción lignocelulósica condiciona la disponibilidad del sustrato orgánico para los microorganismos durante el compostaje, siendo necesario en este tipo de casos añadir un agente estructurante rico en compuestos orgánicos de fácil asimilabilidad para mejorar la biodisponibilidad de la MO y así favorecer el desarrollo microbiano. Una suficiente presencia de oxígeno en el sustrato (*Giovanazzi-Sermanni, 1987; Haider, 1994*) y temperaturas en el intervalo comprendido entre 40 y 50 °C (*Tuomela y col., 2000*) se consideran condiciones óptimas para la degradación microbiana de la lignina durante el proceso de compostaje.

En nuestro estudio, las pilas con G experimentaron un incremento en la concentración de lignina a lo largo del compostaje, más notable durante las primeras

6 semanas que correspondieron a la fase más activa del proceso (fase termófila), pasando de valores medios iniciales de 29,8 a 44,4% (Tabla 4.2.4.1.). Este hecho fue provocado por un efecto de concentración ya que inicialmente se degradó la MO menos recalcitrante y por tanto más disponible (carbohidratos hidrosolubles, proteínas, grasas, etc.) tal y como se mostró en el **Apartado 4.2.2**. Este incremento inicial también se observó en las pilas AL+S, pero de forma más atenuada (34,0 a 41,4%). Al completarse el compostaje, los valores medios obtenidos para el contenido de lignina en ambos grupos de composts (45% para AL+G y 37% para AL+S) fueron acordes con los presentados por *Baeta-Hall y col. (2005)* con pérdidas próximas al 60% usando raspajo de uva como agente estructurante, por *García-Gómez y col. (2005)* con un 37% compostando AL con residuos de algodón y por *Alburquerque y col (2006a)* que mostraron una media del 42% en mezclas de AL con raspajo u hoja de olivo.

Junto a la lignina, también existen otros componentes como celulosa y hemicelulosa que deben tenerse en cuenta a la hora de monitorizar la biodegradación de la MO durante el compostaje de residuos vegetales como el AL (*Alburquerque y col., 2004*). Este entramado de biopolímeros que forma la matriz lignocelulósica, confiere en su conjunto una gran resistencia a la biodegradación a los materiales vegetales, como es el caso del AL (*Alburquerque y col., 2004*). En nuestro estudio, el contenido de celulosa no presentó cambios claramente diferenciados a lo largo del proceso, siendo similar entre ambas familias de pilas (Tabla 4.2.4.1.). Esto no ocurrió para el caso de la hemicelulosa (Tabla 4.2.4.1.), que mostró un claro e importante descenso en su contenido total a lo largo del proceso, pasando de valores medios de 37,1 y 28,3% al inicio del proceso a 17,1 y 10,9% al final del mismo para las pilas que contenían G y S, respectivamente.

El efecto de la adición de las sales ácidas de Fe y P mostró una ligera influencia sobre el contenido total de las tres componentes de la MO, especialmente en cuanto a los valores finales encontrados en los composts maduros. Así, para lignina se observó un mayor contenido en los composts AL+G+Fe y AL+G+P respecto al compost AL+G (Tabla 4.2.4.1.). Este comportamiento también se observó en las pilas con S. Para el caso de la celulosa, este efecto solo se apreció en los valores finales de la familia AL+S. Un comportamiento opuesto al observado para la lignina y celulosa se apreció en el contenido de hemicelulosa en AL+G+Fe y AL+G+P y sus homónimas de AL+S con respecto a sus respectivos controles AL+G y AL+S, mostrando los composts preparados con los aditivos ácidos menores contenidos en hemicelulosa (Tabla 4.2.4.1.).

#### 4. Resultados y discusión

**Tabla 4.2.4.1.** Contenidos de lignina, celulosa, hemicelulosa y sus correspondientes pérdidas durante el proceso de compostaje.

Pila	Fase de compostaje	Lignina (%)	Pérdidas (%)	Celulosa (%)	Pérdidas (%)	Hemicelulosa (%)	Pérdidas (%)
AL+G	IC	29,6	0,0	16,2	0,0	37,6	0,0
	FFT	44,8	4,2	13,7	21,0	32,7	19,0
	FC	42,8	22,1	17,6	41,4	20,8	70,3
AL+G+Fe	IC	30,8	0,0	16,8	0,0	37,7	0,0
	FFT	44,1	0,8	15,0	23,8	29,6	33,0
	FC	46,7	14,6	18,2	39,0	15,2	77,3
AL+G+P	IC	29,0	0,0	17,5	0,0	36,0	0,0
	FFT	44,4	3,2	17,2	8,7	20,9	46,0
	FC	45,8	14,4	17,8	37,2	12,9	77,8
AL+S	IC	37,6	0,0	16,2	0,0	29,4	0,0
	FFT	42,4	9,2	18,0	10,4	17,7	51,7
	FC	35,1	46,7	14,6	48,4	13,1	74,6
AL+S+Fe	IC	31,9	0,0	16,9	0,0	28,2	0,0
	FFT	39,7	11,8	17,2	8,8	18,0	42,5
	FC	37,5	29,9	17,9	36,9	9,2	80,4
AL+S+P	IC	32,4	0,0	17,6	0,0	27,2	0,0
	FFT	42,1	13,4	20,0	0,7	14,7	52,6
	FC	37,4	30,2	18,8	35,3	10,4	76,8

IC: Inicio del compostaje, FFT: final fase termófila y FC: final del compostaje

Al calcular las pérdidas en el contenido de estas tres fracciones (lignina, celulosa y hemicelulosa) con respecto a su contenido inicial y considerando que el contenido de cenizas permanece constante a lo largo del proceso, se confirmó que la fracción más difícilmente biodegradable resultó ser la lignina (Tabla 4.2.4.1.). Al estudiar el efecto de la adición de los minerales ácidos ricos en Fe y P, se observó una gran influencia sobre las pérdidas experimentadas por la lignina a lo largo del compostaje, reduciéndose éstas una media de 8 y 16 unidades porcentuales con respecto a sus respectivos controles AL+G y AL+S, respectivamente. El caso de la celulosa fue similar al de la lignina, siendo estas diferencias menores. Para hemicelulosa, las pérdidas fueron del orden de 7 y 4 unidades porcentuales mayores con la adición de las sales de Fe y P para el caso de las familias AL+G y AL+S, respectivamente (Tabla 4.2.4.1.). En general, las pérdidas obtenidas en nuestros ensayos estuvieron de acuerdo con los datos presentados por Albuquerque y col. (2009a), quienes compostando AL con diferentes agentes estructurantes (raspajo de uva, cama fresca de vaca, hoja de olivo y residuo de algodón) mostraron pérdidas de lignina, celulosa y hemicelulosa que oscilaron en los siguientes intervalos: 14-41%, 33-66% y 45-70%, respectivamente.

Los resultados anteriormente descritos sugieren una cierta capacidad de las sales ácidas de Fe y P empleadas para asociarse presumiblemente a los grupos funcionales de la lignina y celulosa, reduciéndose así su degradabilidad. De hecho, Merdy y col. (2002a) comprobaron que la lignina muestra una gran estabilidad

cuando forma complejos con  $\text{Fe}^{3+}$ , pudiendo ser un excelente bioabsorbente de este nutriente en suelos de naturaleza calcárea, donde no es directamente disponible para las plantas. Además, Merdy y col. (2002b) estudiaron las interacciones de Fe y Mn con varias fracciones lignocelulósicas extraídas de paja de cebada y observaron mediante resonancia paramagnética electrónica que estaban regidas por procesos redox entre tales metales y partes superficiales de la lignina con propiedades similares a las quinonas. Karthikeyan y col. (2004) utilizando corteza de madera consiguieron reducir el contenido en fosfatos en disoluciones acuosas de manera apreciable, demostrando que estaban involucradas reacciones de intercambio iónico y ácido-base entre el fosfato y la fracción lignocelulósica de la madera. En el caso de la hemicelulosa, la tendencia fue la contraria, lo que hace pensar que dichas sales de Fe y P actuaron como catalizadores o como modificadores del esqueleto base de dicho polímero, dando como resultado una estructura más accesible y fácilmente atacable por los microorganismos.

### 4.2.5. Contenido graso.

Otro componente clave de la fracción orgánica al estudiar y monitorizar los procesos de compostaje en los que interviene el AL como sustrato es sin duda la componente grasa o lipídica. Esta fracción, fundamentalmente asociada al aceite de oliva residual tras los procesos de extracción, puede alcanzar un contenido medio sobre materia seca de AL cercano al 10%, otorgándole unas marcadas propiedades fitotóxicas y limitando su aplicación directa al suelo (Albuquerque y col., 2004).

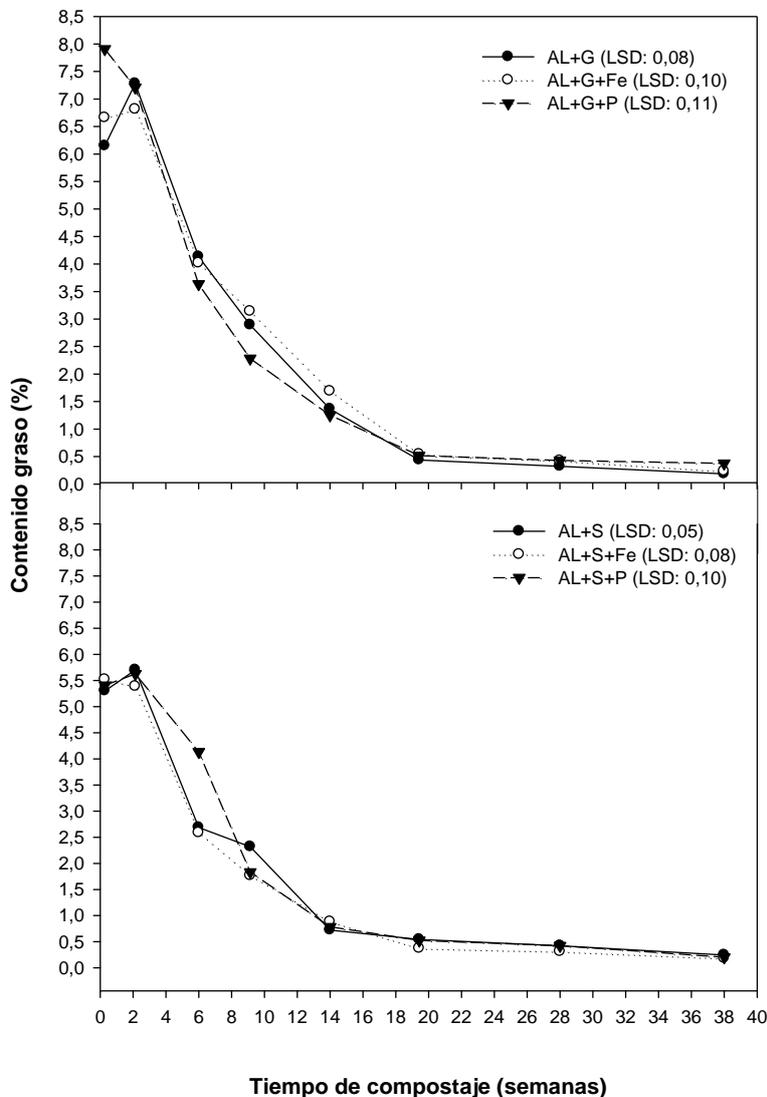
En nuestro estudio, el contenido graso inicial fue ligeramente mayor en las pilas AL+G que en las AL+S (6,9 frente al 5,4%) debido fundamentalmente a que el agente estructurante G poseía mayor contenido graso que el S utilizado en las pilas de AL+S (1,5 frente a 0,5%). Con el avance del proceso de compostaje, se observó una disminución marcada del contenido graso, relacionado fundamentalmente con la actividad biológica ya que este descenso se produjo de forma más intensa durante la fase termófila en ambos grupos de pilas AL+G y AL+S (Figura 4.2.5.1.). Este hecho puso de manifiesto que esta fracción actuó como fuente nutricional fácilmente disponible para los microorganismos.

Además, la rápida degradación de la fracción lipídica fue un claro indicativo del correcto avance del proceso de compostaje en nuestros ensayos, ya que es conocida la correlación positiva entre la variación del pH y la oxigenación del sustrato, por un lado, y la biodegradación de los lípidos durante el compostaje del AL (Albuquerque y col., 2006b). Estos dos factores influyen en gran medida sobre la

#### 4. Resultados y discusión

actividad de la flora microbiana y su actividad lipolítica durante el compostaje tal y como señalaron Sasaki y col. (2003), Nakasaki y col. (2004) y Gea y col. (2007), de modo que valores ácidos de pH y bajas temperaturas inciden negativamente sobre el desarrollo y establecimiento en el sustrato de compostaje de la flora lipolítica y, por tanto, sobre la biodegradación de las grasas.

Debe notarse que el contenido graso de los seis composts maduros al final del proceso, estuvo próximo al valor medio de 0,2%, acorde con los valores aportados en la bibliografía (Albuquerque y col., 2009a). Finalmente, la presencia de los aditivos ácidos de Fe y P desde el inicio del compostaje no mostró un efecto significativo en la evolución del contenido graso durante el proceso de compostaje.



**Figura 4.2.5.1.** Evolución del contenido graso (%) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).

### 4.2.6. Nitrógeno total ( $N_T$ ) y sus formas inorgánicas.

Desde el punto de vista de la valorización agrícola de los residuos orgánicos mediante su compostaje, es de suma importancia el estudio de los procesos que afectan a la dinámica del nitrógeno. El nitrógeno es un nutriente esencial para el desarrollo de la actividad biológica (De Bertoldi y col., 1983) y está sometido a un gran número de transformaciones durante el proceso, como por ejemplo la mineralización del nitrógeno orgánico (proveniente de proteínas, aminoácidos, etc.) para dar como resultado nitrógeno amónico ( $NH_4^+$ ), que posteriormente evoluciona en condiciones aerobias a nitrógeno nítrico ( $NO_3^-$ ) a través del proceso de nitrificación con el consiguiente incremento del valor agronómico de los composts maduros.

Sin embargo, el nitrógeno no está exento de pérdidas durante el proceso de compostaje, fundamentalmente por volatilización del nitrógeno en forma de  $NH_3$  (especialmente bajo condiciones de alta temperatura y pH alcalino del sustrato de compostaje, Mahimairaja y col., 1994; McCrory y Hobbs, 2001), y en menor medida debido a procesos tales como la desnitrificación (Mahimairaja y col., 1994; Tam y Tiquia, 1999) o la lixiviación de  $NO_3^-$ . Estas pérdidas reducen la calidad agronómica de los composts maduros, así como ejercen un gran impacto negativo sobre el medio ambiente con la generación de malos olores y la contaminación de suelos y aguas.

En nuestro estudio, el contenido de  $N_T$  (Figura 4.2.6.1.) se incrementó en los dos grupos de pilas (AL+G y AL+S) conforme avanzó el proceso de compostaje, pasando de valores medios iniciales de 1,84 y 1,55% a valores finales de 2,06 y 1,89%, respectivamente. El mayor contenido inicial de este nutriente en las pilas AL+G se debió fundamentalmente al mayor aporte del mismo por el agente estructurante G (3,23% frente a 1,77% de S). El contenido final de  $N_T$  estuvo acorde con los descritos en la bibliografía para composts de AL. Así, Cegarra y col. (2006) obtuvieron valores de  $N_T$  de 2,62% compostando AL con cama fresca de vaca, Cayuela y col. (2004) de 1,66% de  $N_T$  compostando AL con S y Albuquerque y col. (2006a) de 2,27 y 2,31% compostando AL con raspajo de uva y hoja de olivo, respectivamente.

El incremento de  $N_T$  observado durante el proceso de compostaje en todas las pilas debe relacionarse fundamentalmente con el efecto de concentración provocado por la mineralización de la MO, especialmente rica en carbono, con la consiguiente pérdida de peso conforme avanzó el proceso de compostaje.

Un aspecto diferencial al comparar las mezclas base ensayas en nuestro estudio fue que las pilas AL+G experimentaron un descenso inicial coincidiendo con la fase más activa del proceso (la fase termófila).

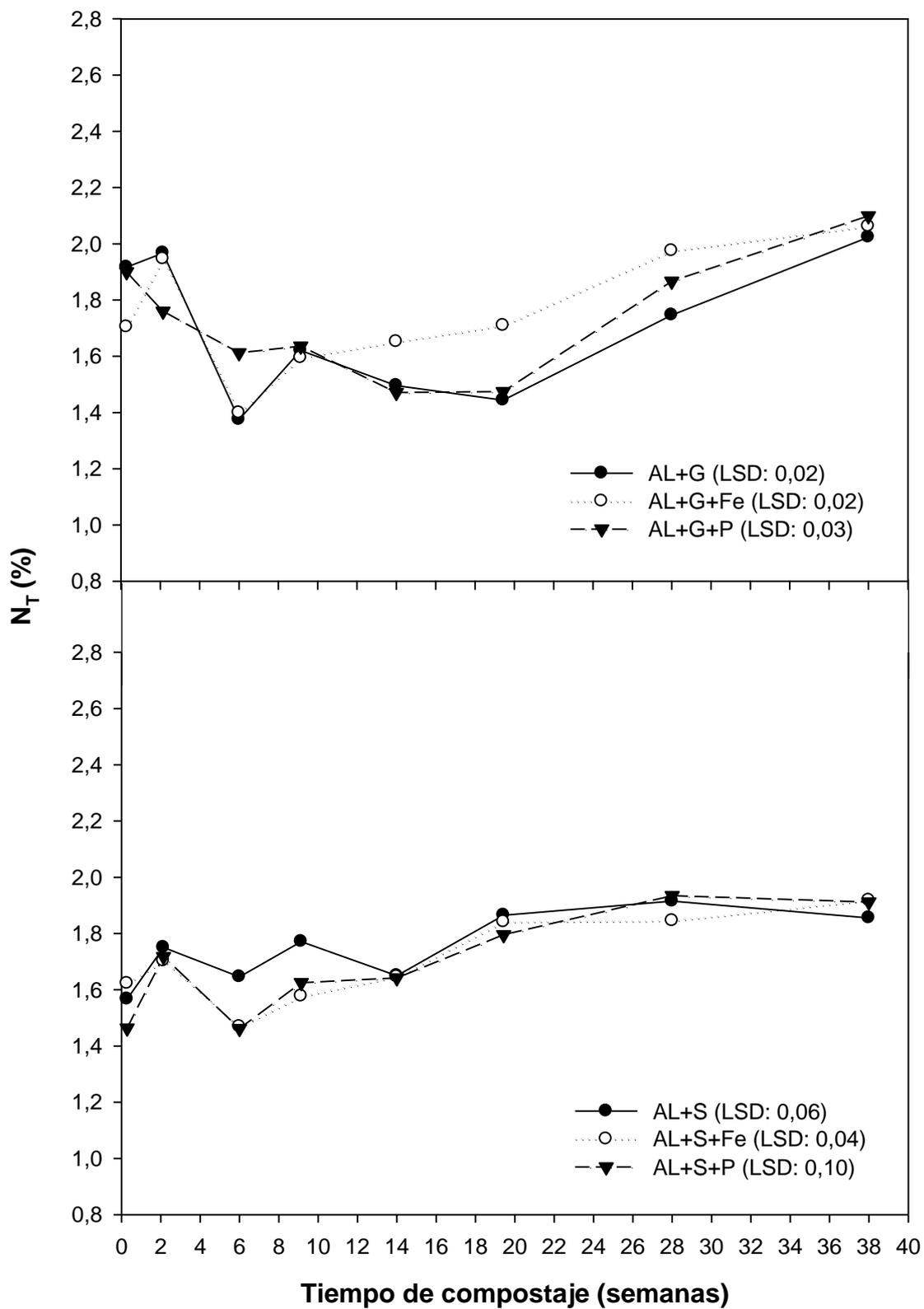


Figura 4.2.6.1. Evolución del contenido de nitrógeno total (N<sub>T</sub>) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).

Debido al gran interés agronómico del nitrógeno por ser uno de los principales macronutrientes para las plantas, se han desarrollado numerosas estrategias con el fin de reducir las pérdidas inherentes que experimenta este nutriente durante los procesos de compostaje, siendo el empleo de aditivos ácidos (con el fin de reducir la basicidad del sustrato a compostar), una de las técnicas más utilizadas y descritas en la bibliografía científica. Así, *Koenig y col. (2005)* evaluaron las pérdidas de  $N_T$  durante el compostaje utilizando diferentes aditivos químicos, obteniendo con muchos de ellos resultados satisfactorios debido a la disminución del pH. También, *Ekinici y col. (2000)* compostando un subproducto de la industria papelera y gallinaza en distintas proporciones y controlando el pH con varios aditivos químicos, demostraron como las pérdidas sufridas por volatilización de  $NH_3$ , eran mucho más bajas cuando el pH de los sustratos de compostaje se mantenía por debajo de pH 7, mientras que éstas se incrementaban con valores de pH alcalinos (pH 8).

En nuestros ensayos, el empleo de los aditivos ácidos de Fe y P influyó escasamente en el contenido de  $N_T$ . Así, se obtuvieron valores finales de 2,06 y 2,09% para AL+G+Fe y AL+G+P, respectivamente (ligeramente superiores al 2,02% encontrado en el control, AL+G). Un comportamiento similar se observó en las mezclas con S, donde se obtuvieron valores finales de  $N_T$  de 1,86, 1,92 y 1,91% para AL+S, AL+S+Fe y AL+S+P, respectivamente.

Al calcular las pérdidas (Figura 4.2.6.2.) de este nutriente mediante la adaptación de la fórmula utilizada para el cálculo de las pérdidas de MO (*Paredes y col., 1996*) y cuya expresión es:

$$\text{Pérdidas de } N_T (\%): 100 - 100[(X_1N_2)/(X_2N_1)]$$

donde  $X_1$  y  $N_1$  son, respectivamente, los contenidos de cenizas y  $N_T$  al inicio del compostaje y  $X_2$  y  $N_2$  son los correspondientes al punto estudiado, todas las pilas se caracterizaron por un periodo con intensas pérdidas de  $N_T$  durante los meses iniciales de compostaje, coincidiendo con los periodos termófilos y valores de pH superiores a 7,5 (factores que favorecen la pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco). Además, la menor humedad de las pilas durante la fase inicial de su compostaje pudo incrementar las pérdidas de nitrógeno por volatilización de  $NH_3$  al no ser solubilizado y por tanto retenido en el sustrato (*Nogales y col., 1982*).

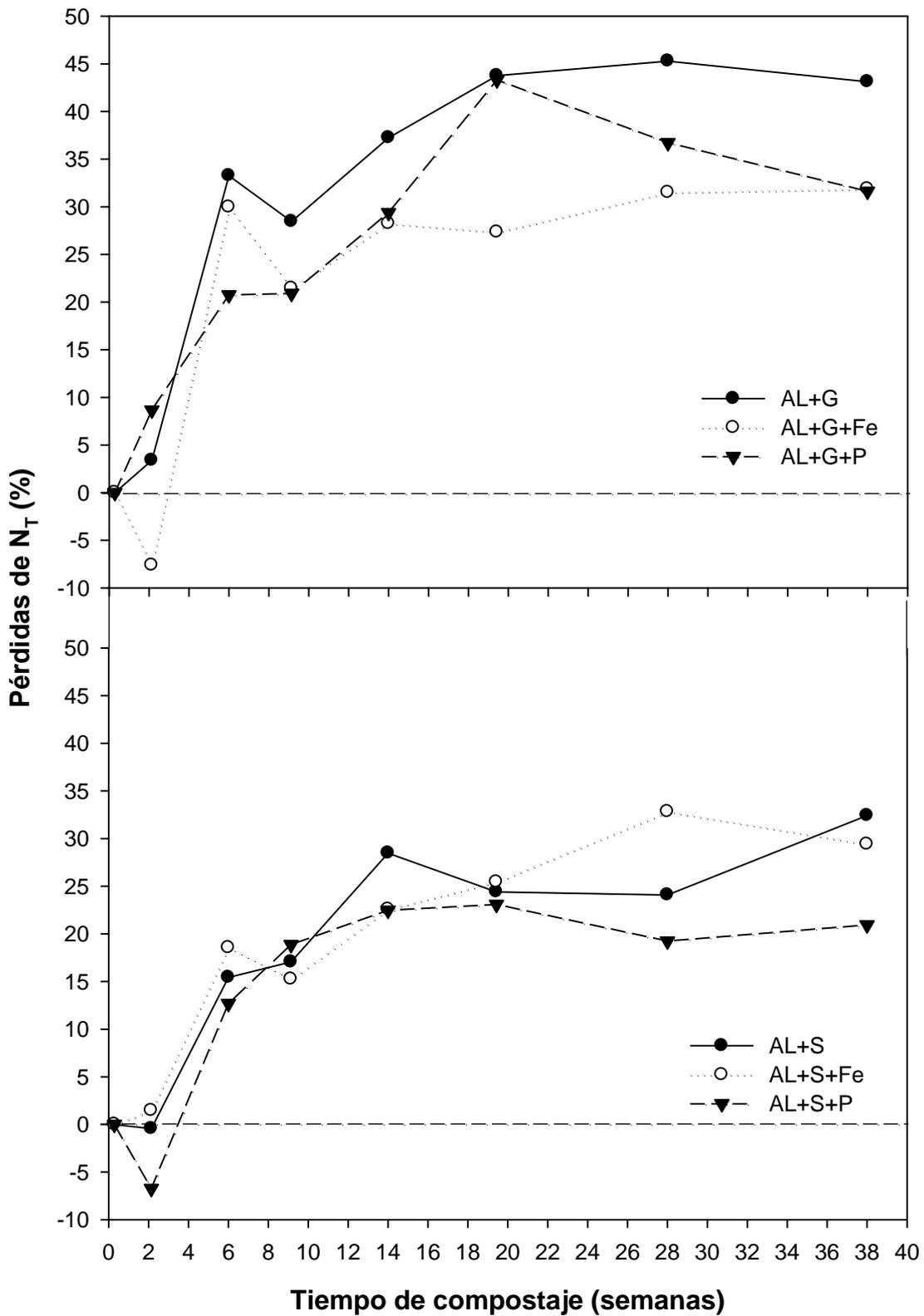


Figura 4.2.6.2. Pérdidas (%) de nitrógeno total (N<sub>T</sub>) durante el compostaje.

La aplicación de los aditivos ácidos a las mezclas de compostaje ensayadas provocó una menor pérdida de  $N_r$  durante el proceso, especialmente en las pilas AL+G+Fe, AL+G+P y AL+S+P. Al final del compostaje, se cuantificaron pérdidas de 31,9 y 31,6% en los composts maduros de AL+G+Fe y AL+G+P, respectivamente, frente a 43,1% para AL+G, y de 29,4 y 20,9% para AL+S+Fe y AL+S+P, respectivamente, frente a 32,4% para AL+S.

A pesar de las pérdidas detectadas en nuestros ensayos, éstas no alcanzaron nunca al final del proceso valores tan elevados como los encontrados por *Witter y López-Real (1988)* compostando lodos de depuradora, los revisados por *Bernal y col. (2009)* durante el compostaje de estiércoles o los mostrados por *Sánchez-Monedero (1997)* compostando diferentes mezclas preparadas con residuos sólidos urbanos. Este último autor distinguió dos comportamientos claramente diferenciados en función del sustrato que compostó: uno propio de materiales orgánicos con un alto contenido lignocelulósico (experimentando pérdidas de  $N_r$  próximas al 20%) y el correspondiente a los residuos sólidos urbanos, con pérdidas de  $N_r$  que oscilaron entre un 40 y un 60%. Los primeros sustratos, caracterizados por un alto contenido en lignina, registraron una tasa de degradación más baja a lo largo del proceso, lo que propició que no se formaran grandes cantidades de  $NH_4^+$  disminuyendo así la volatilización de  $NH_3$ . Este hecho determinó pérdidas de  $N_r$  relativamente menores en los sustratos de naturaleza predominantemente lignocelulósica, al igual que ocurrió en nuestro caso donde no se registraron pérdidas excesivamente altas debido al predominio de AL en los sustratos de compostaje.

Al inicio del compostaje, la mayor parte del nitrógeno presente en todos los sustratos fue de naturaleza orgánica, si bien el contenido de  $NH_4^+$  en las pilas AL+G fue especialmente elevado y superior al resto de pilas debido al empleo de G como estructurante (Figura 4.2.6.3.), cuya riqueza en  $NH_4^+$  se aproximó al 20% de su contenido en  $N_r$ . Esta forma de nitrógeno se redujo claramente durante las primeras 20 semanas del proceso, coincidiendo con la fase termófila y el periodo de pérdidas de  $N_r$  anteriormente comentado (Figura 4.2.6.3.), sugiriendo pérdidas preferentemente por volatilización de  $NH_3$ , propiciadas por factores tales como la elevada concentración de  $NH_4^+$  en los sustratos, el aumento del pH y las altas temperaturas alcanzadas en la fase termófila. También se observaron disminuciones en el contenido de  $NH_4^+$  en las pilas AL+S, pero mucho menos intensas que en las pilas AL+G.

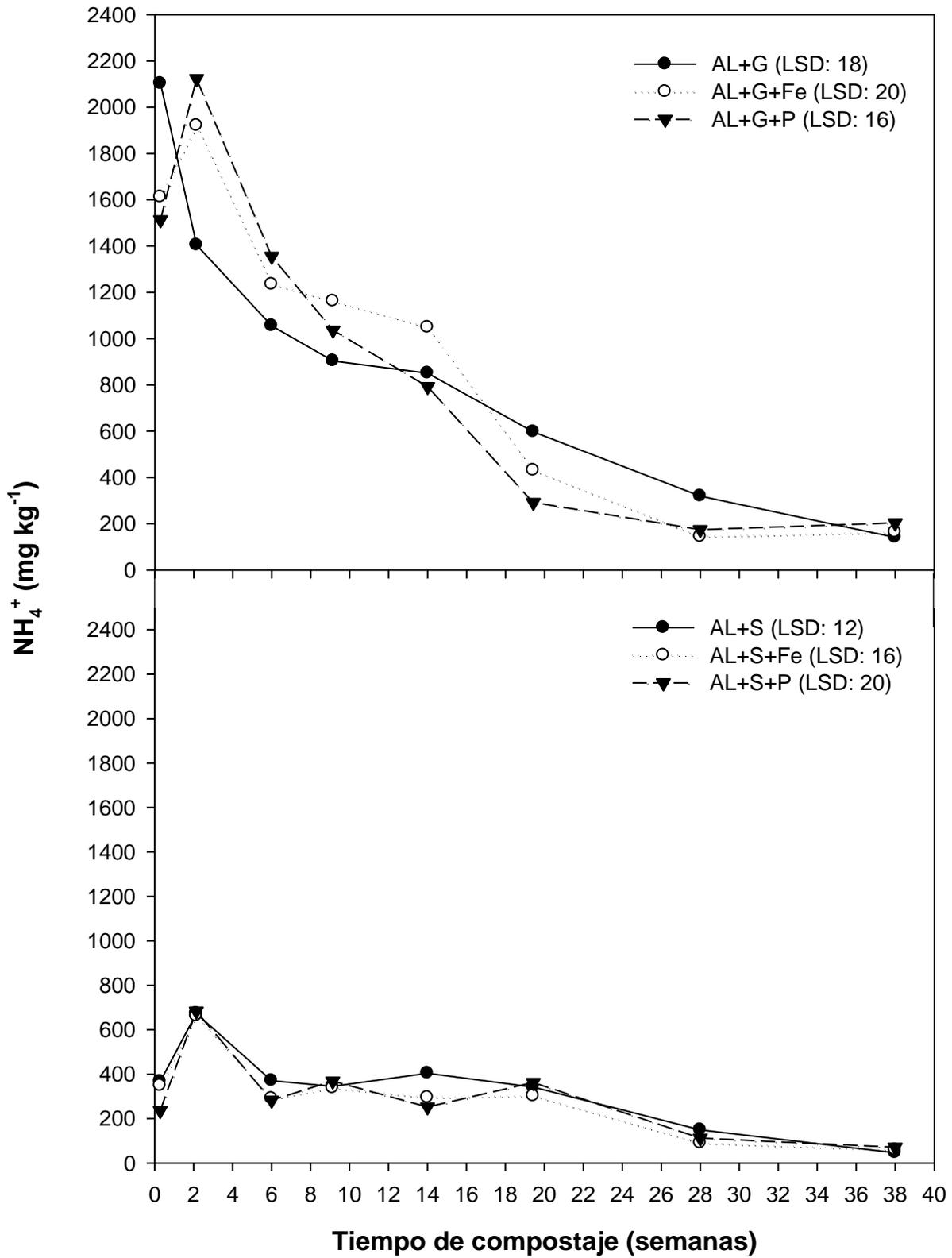


Figura 4.2.6.3. Evolución del contenido de amonio durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p > 0,05$ ).

Los aumentos iniciales observados en el contenido de  $\text{NH}_4^+$ , especialmente en las pilas AL+S, fueron probablemente indicativos de la mineralización de compuestos orgánicos nitrogenados fácilmente biodegradables y rápidamente asimilables por los microorganismos presentes en los sustratos de compostaje. Sin embargo, siempre hubo un claro predominio de las formas orgánicas sobre las inorgánicas (amónica y nítrica) durante todo el proceso, siendo en todas las pilas los niveles finales de  $\text{NH}_4^+$  siempre inferiores a  $400 \text{ mg kg}^{-1}$ , contenido máximo admitido habitualmente para composts maduros (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Bernal y col., 1998).

El contenido de  $\text{NO}_3^-$  en las seis pilas fue generalmente bajo al inicio del compostaje, como también lo fue en los composts maduros ( $< 50 \text{ mg kg}^{-1}$ ), confirmando que el proceso de nitrificación durante el compostaje de AL está muy limitado (Cayuela y col., 2006; Alburquerque y col., 2009a). Filippi y col. (2002) no detectaron la presencia de bacterias nitrificantes a lo largo del periodo de compostaje en mezclas con AL, lo que relacionaron con efectos inhibitorios para el desarrollo de este grupo microbiano. Así, la existencia de condiciones desfavorables para el desarrollo de los microorganismos nitrificantes, tales como valores relativamente altos del pH o exceso de amoníaco, pudieron inhibir el proceso de nitrificación (Bramley y White, 1990; Mahimairaja y col., 1994). Se sabe también (Sánchez-Monedero y col., 2001) que el suministro y disponibilidad de  $\text{NH}_4^+$  para los microorganismos nitrificantes condiciona la mayor o menor intensidad del proceso de nitrificación durante el proceso de compostaje. De este modo, los valores desfavorables del pH para el desarrollo de nitrificantes, junto con el reducido contenido de  $\text{NH}_4^+$  presente en las fases de enfriamiento y maduración del compostaje, debieron condicionar fuertemente el desarrollo del proceso de nitrificación.

### 4.2.7. Relaciones $\text{C}_{\text{OT}}/\text{N}_{\text{T}}$ y $\text{C}_{\text{OH}}/\text{N}_{\text{ORG}}$ .

Uno de los parámetros más estudiados durante el desarrollo del compostaje ha sido la relación existente entre los contenidos totales de carbono orgánico y nitrógeno ( $\text{C}_{\text{OT}}/\text{N}_{\text{T}}$ ) ya que proporciona información sobre la biodegradación de los materiales que constituyen los sustratos de compostaje. Es sabido que valores altos de la relación  $\text{C}_{\text{OT}}/\text{N}_{\text{T}}$  implican mayor dificultad para la biodegradación, mientras que valores bajos favorecen la pérdida de nitrógeno. La mineralización de la MO durante el compostaje, cuantificada en base a la disminución del  $\text{C}_{\text{OT}}$ , generalmente suele ir acompañada por un incremento del contenido de  $\text{N}_{\text{T}}$  debido al efecto de su concentración por reducción del peso de las pilas. Este hecho determina que en la mayoría de los

#### 4. Resultados y discusión

---

estudios de compostaje se observe una disminución de la relación  $C_{OT}/N_T$  con el avance del proceso hasta alcanzar valores constantes, lo que se considera un claro indicativo de la estabilización del proceso degradativo. Por ello, la relación  $C_{OT}/N_T$  se considera uno de los principales índices de madurez de los composts (Bernal y col., 1998 y 2009).

En nuestros ensayos, las pilas mostraron valores medios iniciales de la relación  $C_{OT}/N_T$  próximos a 25, mostrando en el caso concreto de las mezclas AL+S una clara tendencia a disminuir durante todo el proceso, hasta alcanzar valores finales medios cercanos a 14 (Figura 4.2.7.1.). Sin embargo, las pilas AL+G mostraron un ligero incremento entre las semanas 2 y 20, coincidiendo con la fase termófila del proceso y la ya comentada disminución experimentada por el contenido de  $N_T$  debida a las fuertes pérdidas de  $NH_4^+$ . A partir de la semana 20, la relación experimentó una disminución de forma similar a la registrada por el grupo de pilas AL+S, si bien los valores finales medios, cercanos a 19, aún fueron elevados. Este hecho debe relacionarse con el mayor contenido en  $C_{OT}$  en el grupo AL+G (40% frente a 27% en el AL+S), a pesar de mostrar ambos grupos contenidos de  $N_T$  similares. El empleo de las sales ácidas de Fe y P no ejerció efectos diferenciados apreciables sobre la evolución de la relación  $C_{OT}/N_T$ .

En resumen, los composts alcanzaron valores finales de  $C_{OT}/N_T$  comprendidos en el intervalo 13-19, mayores que los obtenidos en composts de otra procedencia (Bernal y col., 1998) pero coincidentes con los descritos en la bibliografía para composts procedentes de residuos de almazara (Cayuela y col., 2004 y 2005; Baeta-Hall y col., 2005; Abid y Sayadi, 2006; Albuquerque y col., 2009a; Canet y col., 2008; Sánchez-Monedero y col., 2008). Estos valores relativamente elevados pueden explicarse por la naturaleza lignocelulósica del AL, rico en carbono orgánico de naturaleza fuertemente recalcitrante.

Como se comentó en el **Apartado 4.2.2.**, el papel de la MOD (fracción orgánica más biodisponible durante el compostaje) es fundamental para la actividad biológica, lo que fundamentalmente se debe a que constituye la principal fuente energética para los microorganismos al inicio del proceso. De este modo, se ha propuesto la relación entre las formas orgánicas hidrosolubles del carbono y nitrógeno,  $C_{OH}/N_{OH}$ , para caracterizar el grado de estabilidad del material orgánico compostado (Chanyasak y Kubota, 1981). Este parámetro sin embargo, es experimentalmente difícil de determinar como señalaron Chen e Inbar (1993). Una alternativa a esta problemática analítica es la formulada por Hue y Liu (1995) y Bernal y col. (1998), que consiste en emplear la relación entre el  $C_{OH}$  y el nitrógeno orgánico total ( $N_{ORG} = N_T - N_{INORG}$ , donde  $N_{INORG}$  es la suma de  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$  y  $N-NO_3^-$ ).

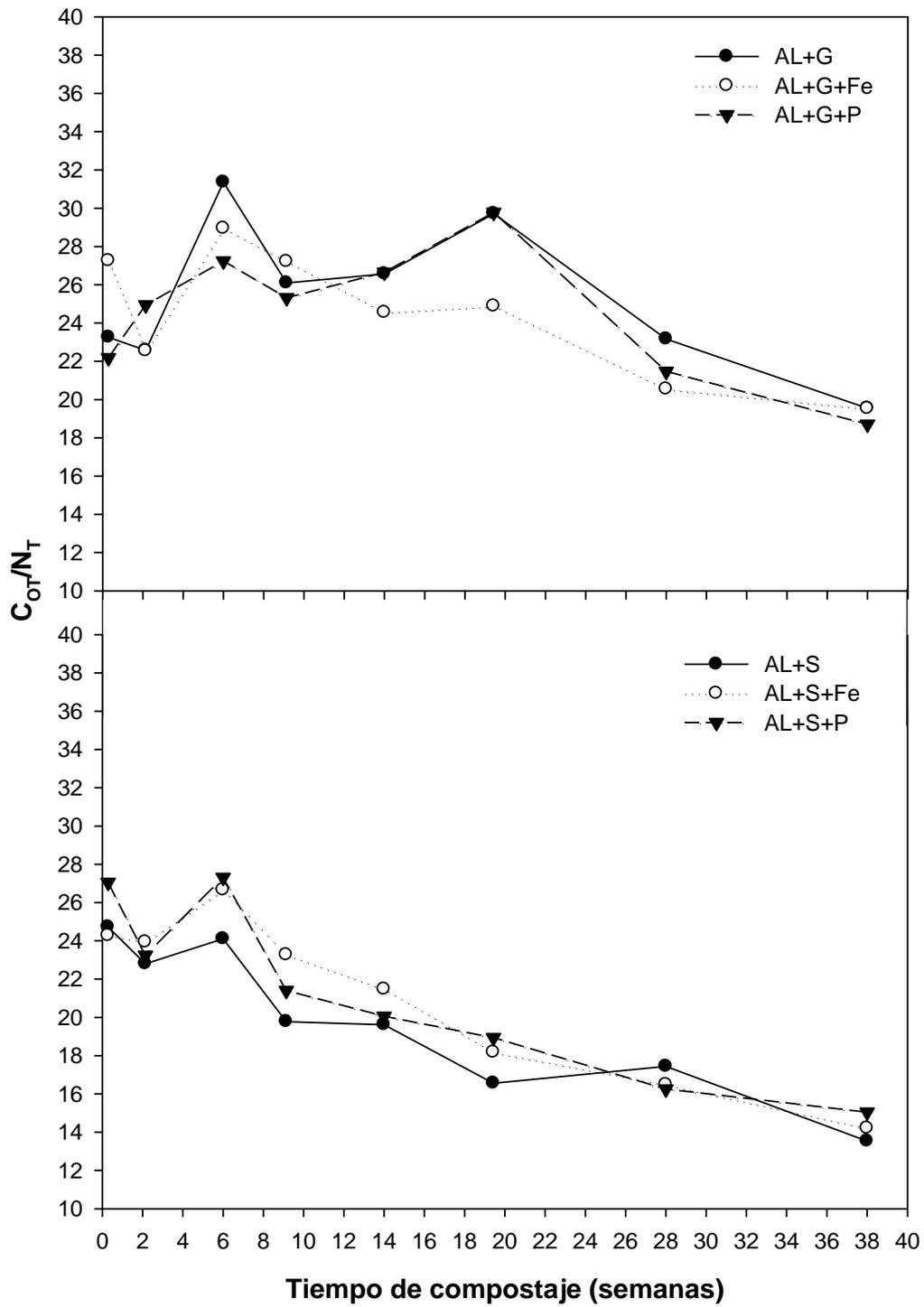


Figura 4.2.7.1. Evolución de la relación entre el carbono orgánico y el nitrógeno total (C<sub>OT</sub>/N<sub>T</sub>) durante el compostaje.

#### 4. Resultados y discusión

---

En nuestro estudio, la relación  $C_{OH}/N_{ORG}$  presentó valores medios al inicio del proceso de 3,3 para la familia AL+G, y 2,7 para AL+S, los cuales disminuyeron de forma clara a lo largo del proceso de compostaje, hasta alcanzar valores medios finales de 0,8 y 0,7 en ambos grupos de pilas, respectivamente (Tabla 4.2.7.1.). Este comportamiento estuvo acorde con la evolución descrita en estudios de compostaje previos (García-Gómez y col., 2005 y Sánchez-Monedero y col., 2008).

**Tabla 4.2.7.1.** Valores de la relación entre el carbono orgánico hidrosoluble y el nitrógeno orgánico ( $C_{OH}/N_{ORG}$ ) durante el compostaje.

Pila	Inicio del compostaje	Final del compostaje
AL+G	3,3	1,0
AL+G+Fe	3,2	0,6
AL+G+P	3,3	0,9
AL+S	2,9	0,9
AL+S+Fe	2,4	0,5
AL+S+P	2,8	0,6

La adición de los aditivos minerales ácidos provocó que los valores finales de la relación  $C_{OH}/N_{ORG}$  fueran más bajos, sobre todo en el caso del aditivo rico en Fe. Este efecto debe atribuirse fundamentalmente a la disminución del contenido final de  $C_{OH}$  provocada por la adición de las sales ácidas de Fe y P, tal y como se comenta en el **Apartado 4.2.2.**

### 4.2.8. Índices de humificación.

Durante el proceso de compostaje la fracción más lábil del sustrato orgánico es rápidamente degradada por los microorganismos. Cuando esta fracción es agotada, comienzan a ser atacados componentes más recalcitrantes (lignina, celulosa, etc.), que son parcialmente degradados y modificados. Estos compuestos junto a otros resultantes de la polimerización de sustancias más simples liberadas al medio mediante procesos de degradación o bien como resultado de la actividad microbiana, son responsables principales de la formación de sustancias de estructura química más compleja y por tanto más estables (Mondini y col., 2006; Albuquerque y col., 2009a). Éstas muestran propiedades relativamente parecidas a las sustancias húmicas (SH) presentes en el suelo, aunque ni la dinámica del proceso ni el tiempo de formación son comparables, por lo que según la terminología comúnmente aceptada, es frecuente referirse a ellas como sustancias de naturaleza similar a la húmica, "humic-like substances" en la terminología científica inglesa (Senesi, 1989; Ciavatta y col., 1990).

Aunque el concepto de SH es ambiguo y amplio debido a que se define en base a su solubilidad en agentes extractantes alcalinos (generalmente NaOH, Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> o una combinación de ambos), el estudio del progreso de la humificación mediante diferentes índices de humificación puede ofrecer una valiosa información acerca de la transformación de la MO durante el compostaje (Roletto y col., 1985; Sequi y col., 1986; Senesi, 1989; Ciavatta y col., 1990).

Cuando se composta AL, cabe esperar que las sustancias fenólicas y especialmente la elevada proporción de lignina presente en este residuo desempeñen un papel fundamental a medida que avanza el compostaje y los procesos de humificación asociados al mismo (Albuquerque, 2003), pues es bien sabido que los compuestos fenólicos intervienen en los procesos de humificación mediante su transformación en radicales fenólicos e hidroxibenzoquinonas que polimerizan junto a péptidos y aminoácidos para formar los ácidos húmicos (Martin y Haider, 1971). La lignina en particular se considera un importante precursor de las sustancias húmicas, a cuya estructura se incorpora bien directamente o a través de sus productos de degradación, formando el llamado complejo ligno-húmico (Serra-Wittling y col., 1996; Tuomela y col., 2000). Por esta razón, los composts de AL muestran en términos generales valores de índices de humificación claramente superiores a los obtenidos en composts elaborados con residuos de otro origen (Albuquerque y col., 2009a).

En nuestro estudio, los valores obtenidos para los índices de humificación evaluados se muestran en la Tabla 4.2.8.1. Así, la relación de humificación (RH) mostró por lo general un descenso inicial durante la fase más activa del proceso, para posteriormente incrementar su valor en los composts maduros en mayor o menor

#### 4. Resultados y discusión

medida. Un comportamiento similar fue observado por *González (2005)* compostando AL con diversos residuos orgánicos tales como raspajo de uva, hoja de olivo y cama fresca de vaca. Sin embargo, esta relación resulta poco precisa para evaluar el proceso de humificación durante el compostaje dado que sólo proporciona información cuantitativa, pero no cualitativa, del carbono orgánico álcali-soluble (NaOH) y es bien conocido que, por lo general, en las etapas iniciales se co-extraen abundantes compuestos de naturaleza no húmica, fácilmente solubles en medio alcalino, tales como azúcares, grasas y péptidos de claro origen vegetal y con una estructura química todavía poco o nada alterada por los procesos biodegradativos asociados al avance del compostaje. Por tanto, la evolución de la relación RH está condicionada por la co-extracción de compuestos orgánicos poco o nada humificados, cuya progresiva biodegradación causa el descenso de este parámetro en fases tempranas. En fases tardías del proceso de compostaje, suele apreciarse un incremento, de forma que ambos efectos reflejan el avance de la humificación (*Adani y col., 1995; Paredes y col., 1996*), como ocurrió en nuestro caso.

**Tabla 4.2.8.1.** Evolución de los índices de humificación durante el compostaje.

Pila	Etapas del proceso (semanas)	RH (%)	DH (%)	IH	P <sub>AH</sub> (%)
AL+G	Inicio (0,0)	24,1	67,9	0,5	37,8
	Final fase biooxidativa (19,4)	17,6	73,1	0,4	65,5
	Maduración (38,0)	18,6	71,3	0,4	63,2
AL+G+Fe	Inicio (0,0)	19,9	56,6	0,8	16,1
	Final fase biooxidativa (19,4)	17,2	71,2	0,4	65,5
	Maduración (38,0)	18,5	66,0	0,5	63,5
AL+G+P	Inicio (0,0)	29,1	66,4	0,5	39,3
	Final fase biooxidativa (19,4)	14,4	64,3	0,6	52,2
	Maduración (38,0)	22,9	75,2	0,3	72,0
AL+S	Inicio (0,0)	28,6	69,9	0,4	42,0
	Final fase biooxidativa (19,4)	31,0	80,6	0,2	78,9
	Maduración (38,0)	34,3	79,8	0,3	78,7
AL+S+Fe	Inicio (0,0)	27,3	66,7	0,5	46,2
	Final fase biooxidativa (19,4)	21,7	73,3	0,4	71,1
	Maduración (38,0)	30,5	75,4	0,3	63,8
AL+S+P	Inicio (0,0)	26,3	66,6	0,5	36,1
	Final fase biooxidativa (19,4)	20,2	75,3	0,3	72,8
	Maduración (38,0)	24,6	72,0	0,4	61,9

RH:  $(C_{EX}/C_{OT}) \times 100$ , DH:  $[(C_{AH}+C_{AF})/C_{EX}] \times 100$ , IH:  $[C_{NH}/(C_{AH}+C_{AF})]$  y P<sub>AH</sub>:  $(C_{AH}/C_{EX}) \times 100$ , donde C<sub>EX</sub> es el carbono extraído con NaOH 0,1M, C<sub>OT</sub> es el carbono orgánico total del material a estudio y C<sub>NH</sub>, C<sub>AH</sub> y C<sub>AF</sub> son el carbono de la fracción no humificada, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, respectivamente.

La evolución de los otros índices evaluados en este estudio (DH, IH y P<sub>AH</sub>) también debe relacionarse con el avance de la humificación del sustrato orgánico. Así, DH mostró una tendencia generalmente ascendente, alcanzando valores finales

comprendidos en el entorno (66-80%), en notable concordancia con el valor medio (77%), obtenido en composts preparados mayoritariamente con AL, por *Alburquerque y col. (2009a)* o con los resultados (90%) de *Madejón y col. (1998)*, que compostaron AL mezclado con paja de trigo.

Por el contrario, IH tendió generalmente a disminuir con el progreso del compostaje, lo que indica aumento de la componente humificada ( $C_{AH}+C_{AF}$ ) y/o descenso de la no humificada ( $C_{NH}$ ), alcanzándose valores en los composts maduros comprendidos en el entorno 0,3-0,5. Algo inferiores fueron los resultados publicados por *Madejón y col. (1998)*, quienes observaron una disminución de IH de 0,6 a 0,1, y los de *Alburquerque y col. (2009a)*, que estuvieron próximos a 0,3.

Por último, los valores de  $P_{AH}$  se incrementaron, aunque no siempre de modo continuado, hasta el final de la etapa de maduración, indicando un progresivo predominio de la fracción más polimerizada (AH), más o menos persistente. Al final del compostaje, aproximadamente entre el 60 y 80% del carbono orgánico formó parte de esta fracción, en concordancia con los datos aportados por *García-Gómez y col. (2005)*, que compostaron AL con residuo de algodón, y por *Alburquerque y col. (2009a)* (medias cercanas al 70 y 71%, respectivamente).

En base a los resultados obtenidos, podemos afirmar que el proceso de compostaje conllevó la progresiva humificación del sustrato orgánico en las diferentes mezclas ensayadas, tal y como reflejó la evolución de los índices de humificación. Así, el aumento detectado de DH y  $P_{AH}$  conforme avanzó el proceso de compostaje, unido al descenso en IH, fueron claros indicativos de los procesos de reorganización y condensación molecular propios de la humificación.

##### **4.2.9. Tests de fitotoxicidad: Germinación de semillas de berro (*Lepidium sativum*) y rábano (*Raphanus sativus*).**

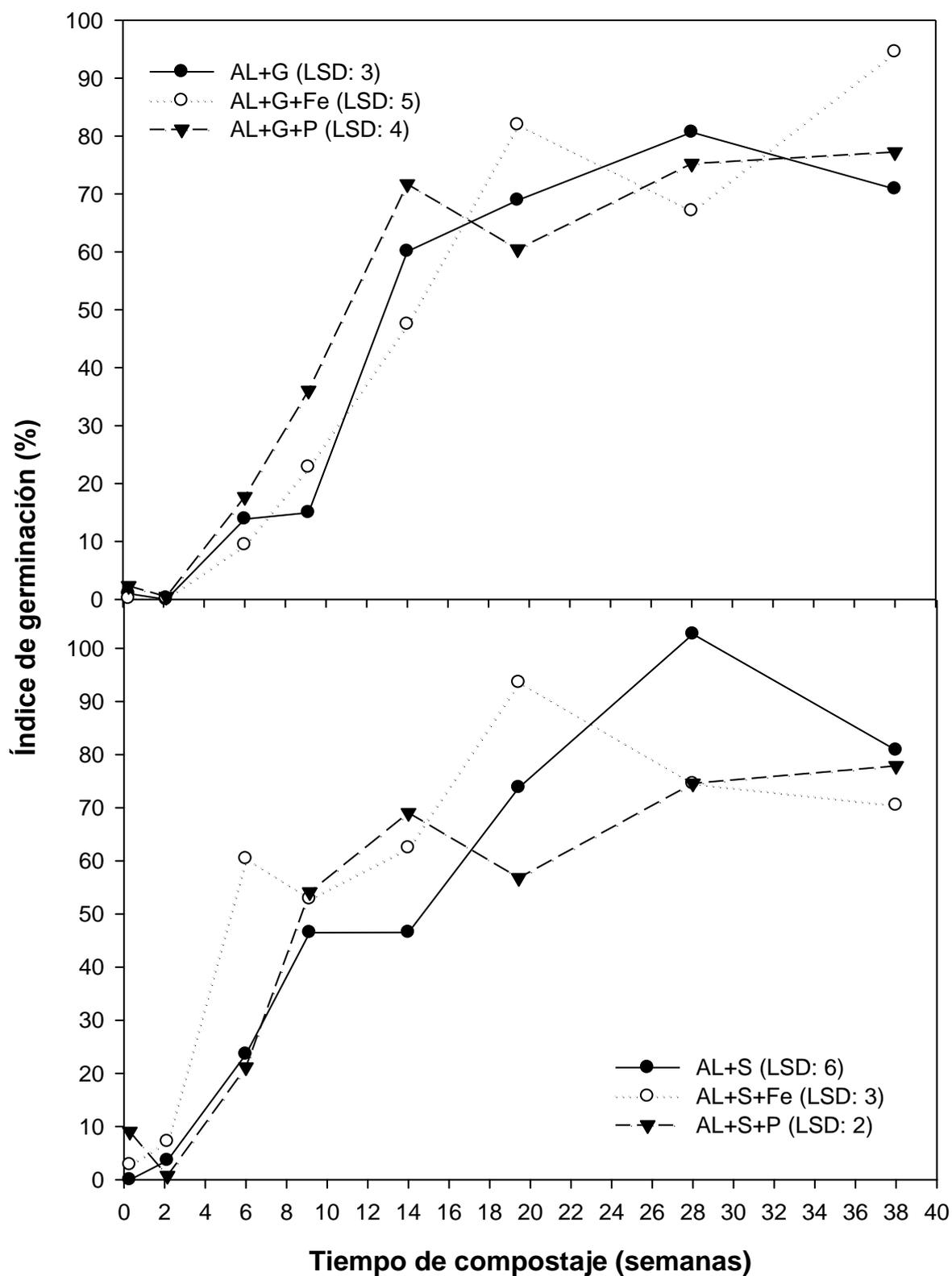
Una forma rápida y sencilla de evaluar el carácter fitotóxico de los materiales sometidos a compostaje es mediante el uso de tests de germinación. Estos bioensayos se basan en el empleo de semillas de especies tipo (Zucconi y col., 1981; Tiquia y col., 1996; Komilis y Tziouvaras, 2009), como por ejemplo berro (*Lepidium sativum*) o rábano (*Raphanus sativus*). Todas ellas son de crecimiento y respuesta rápida, además de muy sensibles a la presencia de compuestos fitotóxicos presentes inicialmente en los materiales a compostar o generados durante el proceso. Por lo general, se emplea el índice de germinación (IG) que compara el número de semillas germinadas y la longitud alcanzada por las radículas surgidas de ellas al producirse su germinación, con respecto al valor de estos mismos parámetros obtenidos en la correspondiente prueba en blanco (generalmente con agua), y todo ello en la oscuridad y bajo condiciones controladas de humedad y temperatura que propicien el crecimiento. Estos ensayos se realizan añadiendo a las semillas los extractos acuosos obtenidos a partir de los sustratos orgánicos a evaluar, obteniéndose así información sobre la evolución del proceso de compostaje y el grado de madurez de los productos obtenidos.

El empleo del test de germinación es muy común en los estudios de compostaje (Bernal y col., 1998, Albuquerque y col., 2006b). En la bibliografía se encuentran numerosos ejemplos de su uso para un amplio rango de residuos orgánicos compostados, aceptándose generalmente que valores de IG superiores a 60-70% indican ausencia de fitotoxicidad y un aceptable grado de madurez. Valores bajos de IG deben relacionarse con la presencia en el sustrato de compuestos de carácter fitotóxico tales como grasas, amonio y polifenoles (Albuquerque y col, 2006b), metales pesados (Oleszczuk, 2008), hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPA's, Oleszczuk, 2008), ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Isidori y col., 2005), o debido a una excesiva salinidad (Masciandaro y col., 2002).

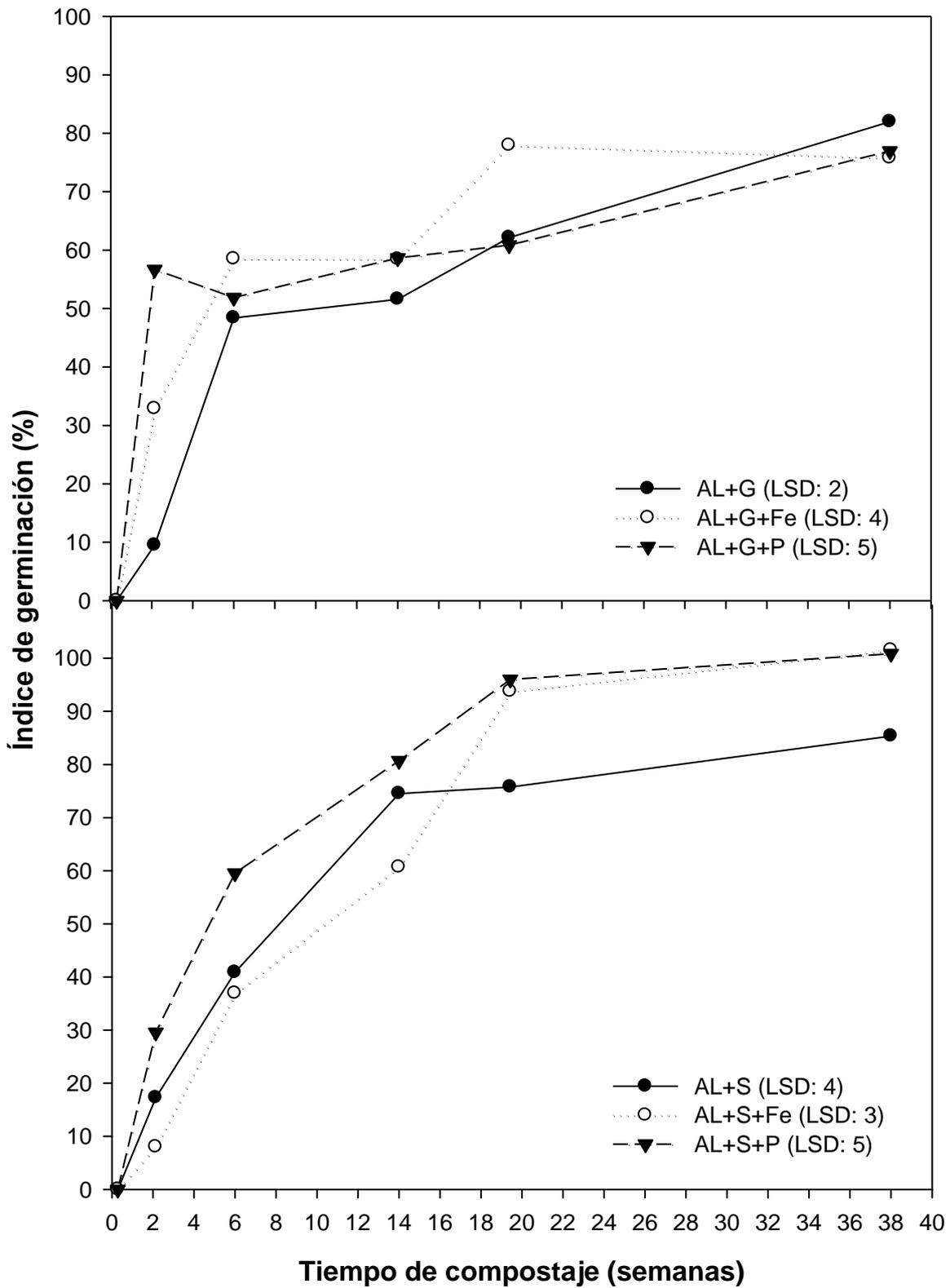
La semilla más empleada para este tipo de bioensayos es la de berro debido a su rápida respuesta y sensibilidad. Sin embargo, muchos autores utilizan también otras especies vegetales para confirmar los resultados obtenidos en las pruebas de germinación, ya que estos tests son muy dependientes del tipo de semilla utilizada (Komilis y Tziouvaras, 2009). De hecho, Tiquia y col. (1996) emplearon hasta seis especies vegetales distintas para evaluar la fitotoxicidad durante sus ensayos de compostaje con purines de cerdo y observaron diferencias significativas en su respuesta, como por ejemplo entre semillas de lechuga (intervalo de germinación: 30-80%) y de tomate (80-120%).

En nuestro caso, se ensayaron semillas de berro y rábano tal y como puede apreciarse en las Figuras 4.2.9.1 y 4.2.9.2, respectivamente. Ambas mostraron un comportamiento similar, por lo que resultaron igualmente adecuadas para evaluar la fitotoxicidad durante el compostaje de AL. Así, la evolución de IG mostró un claro aumento con el avance del proceso en todas las pilas, siendo este incremento más importante durante la fase termófila. Transcurridas 20 semanas, se registraron valores medios de IG, respectivamente en los grupos AL+G y AL+S, próximos a 70 y 75% con las semillas de berro y a 67 y 89%, con las de rábano. Finalmente, estos valores se incrementaron aún más en los composts maduros, lo que resultó particularmente evidente en el grupo AL+G (81,76% y 78,96%, respectivamente), mientras que no se apreciaron diferencias claras debidas al empleo de los aditivos minerales de Fe y P. Nuestros resultados estuvieron acordes con los que han sido publicados por otros investigadores que compostaron AL y también determinaron fitotoxicidad mediante semillas de berro. Así, *Madejón y col. (1998)* obtuvieron valores de IG próximos al 73%, *Alburquerque y col. (2006b)* cercanos al 79% y *Cayuela y col. (2008)* entre el 74 y el 88%.

Se realizó un estudio estadístico entre los valores de IG y los de otros parámetros determinados a lo largo del compostaje, basado en las correlaciones bivariadas de *Pearson*. Como puede apreciarse en la Tabla 4.2.9.1., IG mostró una correlación inversa estadísticamente significativa con CE,  $C_{OH}$ , polifenoles hidrosolubles, grasas,  $NH_4^+$  y MO. En efecto, valores altos de CE en los extractos acuosos son indicativos de elevada salinidad, lo que pudo reducir la germinación debido fundamentalmente a la interferencia osmótica generada por las sales disueltas (*Ali, 2007; Benedito y col., 2008*). Igualmente, las correlaciones altamente significativas obtenidas entre IG, por un lado, y  $C_{OH}$  y la relación  $C_{OH}/N_T$  por otro, se justifican por la probable presencia de compuestos orgánicos fitotóxicos de bajo peso molecular en los extractos (*Hachicha y col., 2009*). También, la presencia de  $NH_4^+$ , grasas y polifenoles hidrosolubles debieron ejercer un efecto negativo sobre la germinación de las semillas, siendo el efecto causado por el  $NH_4^+$  más significativo en los composts del grupo AL+G, probablemente debido a la abundancia de esta forma nitrogenada en los sustratos iniciales de este grupo.



**Figuras 4.2.9.1.** Evolución del índice de germinación (IG) para berro (*Lepidium sativum*) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).



Figuras 4.2.9.2. Evolución del índice de germinación (IG) para rábano (*Raphanus sativus*) durante el compostaje (LSD, mínima diferencia significativa  $p < 0,05$ ).

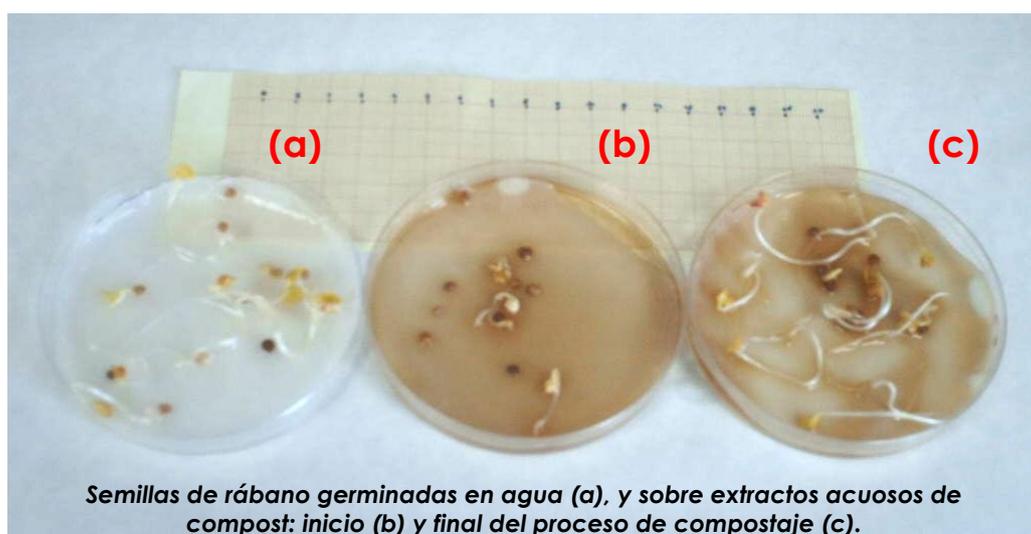
#### 4. Resultados y discusión

Por el contrario, el pH correlacionó positivamente con el IG, lo que supone la existencia de compuestos fitotóxicos de naturaleza ácida (probablemente ácidos orgánicos hidrosolubles de bajo peso molecular) o la posible inhibición de ciertas poblaciones microbianas implicadas en la degradación de productos con carácter fitotóxico a valores de pH ácidos. Consecuentemente, la progresiva alcalinización de los extractos acuosos (ver **Apartado 4.2.1.**) y, también, su creciente enriquecimiento en sustancias de naturaleza húmica (ver **Apartado 4.2.8.**), como consecuencia del avance del compostaje debieron favorecer la germinación de las semillas (Ayuso y col., 1996; Chen y Aviad, 1990; Eyheraguibel y col., 2008).

**Tabla 4.2.9.1.** Correlaciones obtenidas entre el índice de germinación (IG) para las semillas de berro (*L. Lepidium sativum*) y rábano (*R. Raphanus sativus*) y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de compostaje (n=8)

	AL+G composts		AL+S composts	
	L	R	L	R
<b>pH</b>	0,948(***)	0,850(**)	0,848(**)	0,957(***)
<b>CE</b>	-0,942(**)	-0,917(**)	-0,962(**)	-0,943(**)
<b>C<sub>OH</sub></b>	NS	-0,804(*)	-0,745(*)	-0,862(**)
<b>Polifenoles hidrosolubles</b>	-0,930(**)	-0,883(**)	-0,854(**)	-0,803(**)
<b>MO</b>	-0,842(**)	-0,837(**)	-0,940(**)	-0,969(**)
<b>Contenido graso</b>	-0,939(**)	-0,937(***)	-0,906(**)	-0,973(***)
<b>C<sub>OH</sub>/N<sub>T</sub></b>	-0,923(**)	-0,816(*)	-0,757(*)	-0,856(**)
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	-0,851(**)	-0,969(**)	-0,777(*)	NS

NS, \*, \*\* y \*\*\*: No Significativo y Significativo a  $p < 0,05$ ,  $0,01$ ,  $0,001$ , respectivamente.



### 4.3. CARACTERIZACIÓN AGROQUÍMICA DE LOS COMPOSTS MADUROS.

Las principales propiedades agroquímicas de los composts de AL obtenidos en este estudio se presentan en la Tabla 4.3.1. Estos mostraron valores de pH alcalino, mayores en los composts con S que en los que contenían G, siendo en ambos casos más bajos en aquellos donde se añadieron los aditivos ácidos (AL+S+Fe, AL+S+P, AL+G+Fe y AL+G+P). Estos valores estuvieron acordes con los encontrados en la bibliografía del compostaje de AL (Alfano y col., 2008; Canet y col., 2008; Alburquerque y col., 2009a).

La salinidad de los composts, medida por el valor de la CE (Tabla 4.3.1.), fue baja comparada con los valores referenciados en la bibliografía (2,85 y 3,71 dS m<sup>-1</sup> de Madejón y col., 1998 y Alburquerque y col., 2009a, respectivamente), siendo ligeramente mayores en los composts enriquecidos con Fe y, particularmente, con P.

Los composts mostraron un elevado contenido de MO, en gran parte constituida por la fracción lignocelulósica, destacando la lignina como el componente mayoritario de tal fracción con valores medios de 45 y 37% para los composts tipo AL+G y AL+S, respectivamente, y la hemicelulosa, generalmente minoritaria especialmente en los composts elaborados con los aditivos minerales. El contenido graso fue bajo en todos los composts (Tabla 4.3.1.), como también lo fueron los contenidos de carbohidratos y polifenoles hidrosolubles así como el de carbono orgánico hidrosoluble (C<sub>OH</sub>). Este último, por debajo o próximo al valor máximo (1,7%) establecido por Bernal y col. (1998) para caracterizar materiales orgánicos maduros.

Los índices de humificación mostraron valores muy variables que oscilaron aproximadamente entre 19 y 34% para RH y entre 62 y 79% para P<sub>AH</sub>, indicando la fuerte preponderancia de los AH, estructuralmente más polimerizados y estables, en la fracción álcali-soluble de la MO en todos los composts. La adición de los aditivos minerales determinó valores mayores de ambos índices que en el composts sin los aditivos (AL+G), mientras que lo contrario ocurrió en el grupo de composts AL+S.

Respecto al contenido de N<sub>T</sub>, los composts de AL elaborados con G, superaron ligeramente los 20 g kg<sup>-1</sup>, siendo algo menor en los de S. Este nutriente se encontró mayoritariamente en forma orgánica y solo una pequeña proporción se cuantificó bajo forma amónica y aún menos como nitrato. Los composts presentaron una relación C<sub>OT</sub>/N<sub>T</sub> superior a los valores propios de estiércoles y composts obtenidos de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Así, fueron siempre superiores a 12, valor sugerido por Iglesias Jiménez y Pérez García (1992b) y por Bernal y col. (1998), como representativos de materiales suficientemente maduros, e inferiores a 20, límite sugerido por Inoko y col. (1979).

#### 4. Resultados y discusión

---

Como cabía esperar, la adición del mineral ácido de Fe a las mezclas iniciales enriqueció los composts finales en este nutriente, obteniéndose valores de 9,0 y 11,2 g kg<sup>-1</sup> en AL+G+Fe y AL+S+Fe, respectivamente, frente a 3,9 g kg<sup>-1</sup> en AL+G y 6,5 g kg<sup>-1</sup> en AL+S. Los composts también se enriquecieron en P con la adición del superfosfato, aunque en menor cuantía que en el caso del Fe. En cuanto al resto de macronutrientes, cabe destacar el contenido de Ca que mostró un valor medio aproximado de 25 g kg<sup>-1</sup> en los composts AL+G y de 70 g kg<sup>-1</sup> en los AL+S. El contenido de metales pesados fue generalmente bajo (Tabla 4.3.1.), ajustándose a la Clase A de mayor calidad según el RD 824/2005 sobre productos fertilizantes únicamente el compost AL+G y a la Clase B el resto de materiales.

Todas las pilas mostraron valores de IG elevados (>70%), superiores al mínimo sugerido por Bernal y col. (1998) para considerar un material orgánico suficientemente maduro (50%), lo que indicó la ausencia de propiedades fitotóxicas. Nuestros resultados estuvieron en concordancia con los obtenidos por *Filippi y col. (2002)* que obtuvieron valores de IG superiores al 95%, y *Cayuela y col. (2008)* y *Albuquerque y col. (2009a)* con medias próximas al 80%, compostando AL con diversos residuos orgánicos.

En resumen, nuestros resultados muestran que los composts obtenidos constituyen una excelente materia prima para la preparación de enmiendas y abonos orgánicos, fundamentalmente debido a su elevado contenido en MO parcialmente humificada, su alto grado de estabilización y la ausencia de compuestos fitotóxicos.

Tabla 4.3.1. Caracterización agroquímica de los composts maduros de AL.

Parámetros <sup>1</sup>	AL+G	AL+G+Fe	AL+G+P	AL+S	AL+S+Fe	AL+S+P	Media	CV (%)
pH <sup>2</sup>	8,30	7,97	8,02	8,88	8,52	8,35	8,34	4
CE <sup>2</sup> (dS m <sup>-1</sup> )	1,70	1,84	2,44	1,69	1,70	2,03	1,90	16
MO (%)	74,5	76,0	74,6	56,1	57,2	58,8	66,2	15
Lignina (%)	42,8	46,7	45,7	35,0	37,5	37,4	40,9	12
Celulosa (%)	17,6	18,2	17,8	14,6	17,9	18,8	17,5	8
Hemicelulosa (%)	20,8	15,2	12,9	13,1	9,2	10,4	13,6	30
Contenido graso (%)	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	35
C <sub>OH</sub> (%)	1,9	1,3	1,9	1,6	1,0	1,1	1,5	27
Carbohidratos Hidrosolubles (%)	0,3	0,2	0,4	0,1	0,2	0,1	0,2	54
Polifenoles Hidrosolubles (%)	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	41
RH (%)	18,6	18,5	22,9	34,3	30,5	24,6	27,5	24
P <sub>AH</sub> (%)	63,2	63,5	72,0	78,7	63,8	61,9	69,7	11
C <sub>OT</sub> (%)	39,6	40,3	39,3	25,1	27,2	28,8	33,4	21
N <sub>T</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	20,2	20,6	21,0	18,6	19,2	19,1	19,8	5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	141	163	203	46	60	71	114	56
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	23	37	44	6	23	19	25	53
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-
Relación C <sub>OT</sub> /N <sub>T</sub>	19,5	19,5	18,7	13,5	14,2	15,0	16,7	17
P (g kg <sup>-1</sup> )	2,0	1,9	2,2	1,8	1,8	2,0	2,0	8
K (g kg <sup>-1</sup> )	11,0	7,9	6,5	12,8	12,7	10,2	10,2	25
Ca (g kg <sup>-1</sup> )	29,4	20,1	18,7	65,0	72,4	65,2	45,1	55
Mg (g kg <sup>-1</sup> )	5,7	4,9	4,9	12,7	10,6	10,3	8,2	42
Na (g kg <sup>-1</sup> )	8,3	6,0	8,2	7,6	6,2	6,2	7,1	15
S (g kg <sup>-1</sup> )	2,5	3,6	4,6	5,2	5,4	5,4	4,5	26
Fe (g kg <sup>-1</sup> )	3,9	9,0	4,8	6,5	11,2	6,0	6,9	40
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	32	22	27	16	14	19	22	32
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	183	193	145	167	199	131	170	16
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	92	54	39	41	55	49	55	35
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	8	30	37	11	17	24	21	53
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	14	12	13	24	22	28	19	36
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	21	29	35	50	42	80	43	49
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	nd	2	7	nd	1	2	2	-
IG (Berro)	71	94	77	81	70	78	79	11
IG (Rábano)	82	76	77	85	102	101	87	13

<sup>1</sup>Datos expresados sobre materia seca, <sup>2</sup>extracto acuoso 1:10, nd: no detectado, CE (conductividad eléctrica), MO (materia orgánica), C<sub>OH</sub> (carbono orgánico hidrosoluble), C<sub>OT</sub> (carbono orgánico total), N<sub>T</sub> (nitrógeno total), RH: (C<sub>EX</sub>/C<sub>OT</sub>)x100, P<sub>AH</sub>: (C<sub>AH</sub>/C<sub>EX</sub>)x100 donde C<sub>EX</sub> es el carbono extraído con NaOH 0,1M y C<sub>AH</sub> el carbono de ácidos húmicos, IG (índice de germinación) y CV (coeficiente de variación).

#### 4. Resultados y discusión

---



*Composts obtenidos al final del proceso*

#### 4.4. EXTRACCIÓN DE MO A PARTIR DE LOS COMPOSTS DE AL.

Con el objetivo de obtener abonos orgánicos líquidos en base a la MO soluble extraída a partir de los composts de AL, se ensayaron tres procedimientos de extracción basados en González (2005) y Tortosa y col. (2007), los cuales fueron modificados en nuestro estudio empleando una relación de extracción más baja (1/3 P/V) que nos permitiera obtener extractos de MO más concentrados. El primer procedimiento consistió en una extracción acuosa (Materia Orgánica Hidrosoluble, MOH) a 25°C, y en los otros dos se utilizó KOH 1M (Materia Orgánica Alkali-Soluble, MOAS) a 25 y 70°C, respectivamente. Las condiciones de extracción ensayadas se detallan en el **Apartado 6.2.1.** de esta memoria. A continuación, se presentan los resultados obtenidos.

##### 4.4.1. Extracción de Materia Orgánica Hidrosoluble (MOH).

En la Tabla 4.4.1.1. se muestra la caracterización analítica de la MOH obtenida a partir de los seis composts maduros. Los extractos acuosos mostraron un pH moderadamente alcalino en todos los casos, ligeramente mayor en los composts preparados con G como agente estructurante, mientras que la concentración media de  $C_{ORG}$  fue más bien baja (6,94 g L<sup>-1</sup>), con valores escasamente diferentes entre los distintos composts.

El contenido de N de los extractos acuosos fue mucho más bajo que el de  $C_{ORG}$  (0,60 g L<sup>-1</sup>), así como el del resto de macro y micronutrientes. Su concentración, sin embargo, fue generalmente superior en los extractos de los composts que contenían S (con la excepción del P), debido fundamentalmente a la mayor riqueza mineral de este agente estructurante.

La adición de Fe y P con los aditivos ácidos en la preparación de los composts provocó un incremento de la concentración de ambos nutrientes en la MOH obtenida, multiplicándose casi por 2 el contenido de Fe del extracto obtenido de AL+G+Fe respecto a AL+G. El aumento fue casi el triple en el extracto proveniente de AL+S+Fe y, aunque menos evidentes, también se observaron incrementos apreciables de P en los de AL+G+P y AL+S+P (Tabla 4.4.1.1.).

En relación con el contenido mineral solubilizado, los resultados obtenidos estuvieron acordes con los descritos en la bibliografía. De hecho, estos fueron similares a los presentados por *Gutiérrez-Miceli y col. (2008)* al caracterizar los lixiviados obtenidos a partir de vermicomposts de estiércol de vaca, mostrando concentraciones de K, N y P de 834, 56 y 32 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. También fueron

#### 4. Resultados y discusión

similares en cuanto al contenido de K y N (medias de 800 y 600 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente) al compararlos con los lixiviados de vermicomposts de residuos de vaca y de forraje obtenidos por *Tejada y col. (2008)*, no siendo así para el contenido en P (media de 500 mg L<sup>-1</sup>). Comparando con otros composts de AL, nuestros resultados estuvieron acordes con los presentados por *Albuquerque y col. (2009b)*. Estos autores obtuvieron MOH a partir de composts de AL elaborados con estiércol de caballo como agente estructurante y empleando una relación de extracción 1/4.

**Tabla 4.4.1.1.** Análisis de la materia orgánica hidrosoluble (MOH).

	AL+G	AL+G+Fe	AL+G+P	AL+S	AL+S+Fe	AL+S+P	Media	CV (%)
<b>MOH (25°C)</b>								
<b>pH</b>	8,04	8,10	8,09	7,45	7,52	7,58	7,80	4
<b>CE (dS m<sup>-1</sup>)</b>	6,79	6,60	6,55	7,23	6,68	6,19	6,67	5
<b>C<sub>ORG</sub> (g L<sup>-1</sup>)</b>	6,79	6,05	5,32	5,55	5,75	6,18	5,94	9
<b>N (g L<sup>-1</sup>)</b>	0,73	0,64	0,53	0,55	0,59	0,58	0,60	12
<b>K (g L<sup>-1</sup>)</b>	0,72	0,63	0,72	1,04	1,11	1,05	0,88	24
<b>P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	63	59	90	56	50	83	67	24
<b>Ca (mg L<sup>-1</sup>)</b>	325	327	404	545	736	406	457	35
<b>Mg (mg L<sup>-1</sup>)</b>	105	107	120	152	172	112	128	22
<b>Na (mg L<sup>-1</sup>)</b>	153	117	152	164	201	155	157	17
<b>Fe (mg L<sup>-1</sup>)</b>	23	43	24	54	133	25	50	84
<b>Cu (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1	1	2	1	1	1	1	35
<b>Mn (mg L<sup>-1</sup>)</b>	2	2	1	2	3	1	2	41
<b>Zn (mg L<sup>-1</sup>)</b>	2	1	1	2	2	1	2	37

CV: coeficiente de variación.

#### 4.4.2. Extracción de MOAS con KOH 1M a 25 °C.

El empleo de KOH 1M en frío en las mismas condiciones de extracción que las ensayadas para MOH, incrementó considerablemente respecto a esta última la concentración de nutrientes en la MOAS tal y como se muestra en la Tabla 4.4.2.1. Así, la riqueza de los extractos en C<sub>ORG</sub> alcanzó concentraciones próximas a 38 g L<sup>-1</sup>.

En cuanto al contenido en N, su concentración en los extractos aumentó de forma considerable con el empleo de KOH 1M, ya que pasó de valores medios de 0,6 g L<sup>-1</sup> en la MOH a 3,7 g L<sup>-1</sup> en la MOAS, siendo estos valores superiores a los presentados por *González (2005)*. Este hecho pudo ser debido al empleo de estiércoles (G y S) como agentes estructurantes y a su alta proporción en las mezclas de compostaje aquí ensayadas. La concentración de P en los extractos, en cambio, fue más bien baja (medias de 160 y 150 mg L<sup>-1</sup> para las familias AL+G y AL+S, respectivamente). La

concentración de K ( $36 \text{ g L}^{-1}$ , Tabla 4.4.2.1.), fue menor que lo que cabría esperar del empleo de KOH 1M como agente extractante ( $39,1 \text{ g L}^{-1}$ ), lo que puede relacionarse con cierta retención de K en el residuo sólido de la extracción de los composts. Estos resultados coinciden con los de estudios similares realizados por *González (2005)*, *Caravaca y col. (2006)* y *Albuquerque y col. (2009b)*, que realizaron extracciones alcalinas de composts de AL con KOH 1M, 0,1M y 0,5M, respectivamente.

En cuanto a la concentración del resto de macro y micronutrientes, también fue superior a los resultados obtenidos en la extracción acuosa, siendo destacable el efecto de la adición de la sal de Fe con respecto a la solubilización de este nutriente, cuya concentración alcanzó valores de 833 y 519  $\text{mg L}^{-1}$  en la MOAS de los composts AL+G+Fe y AL+S+Fe, respectivamente, frente a 102 y 155  $\text{mg L}^{-1}$  de sus respectivos controles AL+G y AL+S.

El fraccionamiento de la MOAS en AH y FF, indicó que una gran proporción del C y N extraídos constituyó la fracción de los AH con medias superiores al 75% del total extraído de ambas familias, y, aunque en menor proporción, esto mismo también se apreció para P, Fe, Cu y Zn. Por el contrario, la mayor proporción de K, Ca, Mg, Na y Mn se encontró generalmente en FF. Estos resultados son coherentes con la propia naturaleza de cada uno de los elementos solubilizados, ya que C, N y P deben ser considerados preferentemente constituyentes estructurales de la fracción orgánica más compleja de la MOAS (AH), mientras que K, Ca, Mg y Na son más bien típicos elementos minerales que permanecen en la solución ácida correspondiente a la fracción molecularmente menos compleja (FF), bien como iones en disolución o de forma más o menos asociada a los compuestos orgánicos. Caso especial es el de los microelementos cuya asociación a una u otra fracción de la MOAS (AH ó FF) debe relacionarse preferentemente con fenómenos de quelatación, que generarían complejos órgano-minerales de estabilidad variable, mostrando así Fe y Cu mayor afinidad por AH y Mn por FF.

### **4.4.3. Extracción de MOAS con KOH 1M a 70 °C.**

El aumento de temperatura desde los 25 a los 70°C provocó un aumento generalizado de la concentración de todos los elementos en los extractos alcalinos obtenidos (Tabla 4.4.3.1.). Así en el caso de  $C_{\text{ORG}}$  y N, se alcanzaron contenidos superiores a 60 y 6  $\text{g L}^{-1}$ , respectivamente, sin efecto aparente de los aditivos ácidos ni tampoco de los agentes estructurantes.

#### 4. Resultados y discusión

**Tabla 4.4.2.1.** Análisis de la materia orgánica álcali-soluble (MOAS) obtenida con KOH 1M a 25°C y de su fracción AH (datos de esta última expresados como % del total extraíble).

	AL+G	AL+G+Fe	AL+G+P	AL+S	AL+S+Fe	AL+S+P	Media	CV (%)
<b>MOAS (25°C)</b>								
<b>pH</b>	13,34	13,39	13,47	13,51	13,33	13,33	13,40	1
<b>C<sub>ORG</sub> (g L<sup>-1</sup>)</b>	37,5	38,0	39,7	38,9	36,4	35,4	37,7	4
<b>N (g L<sup>-1</sup>)</b>	3,7	3,8	3,9	3,8	3,5	3,3	3,7	6
<b>P (g L<sup>-1</sup>)</b>	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	39
<b>K (g L<sup>-1</sup>)</b>	35,9	36,0	35,9	36,4	35,1	35,1	35,7	2
<b>Ca (g L<sup>-1</sup>)</b>	0,8	1,2	1,0	1,0	0,9	0,8	1,0	16
<b>Mg (mg L<sup>-1</sup>)</b>	171	220	165	203	196	155	185	14
<b>Na (mg L<sup>-1</sup>)</b>	362	346	369	345	288	284	332	11
<b>Fe (mg L<sup>-1</sup>)</b>	102	833	140	155	519	146	316	94
<b>Cu (mg L<sup>-1</sup>)</b>	5	5	4	4	3	3	4	22
<b>Mn (mg L<sup>-1</sup>)</b>	9	14	7	4	7	3	7	54
<b>Zn (mg L<sup>-1</sup>)</b>	11	13	10	4	4	3	8	58
<b>AH (%)</b>								
<b>C</b>	78	79	79	77	75	78	78	2
<b>N</b>	78	76	77	76	77	76	77	1
<b>P</b>	70	50	45	90	90	90	73	29
<b>K</b>	30	35	29	40	34	31	33	12
<b>Ca</b>	17	43	94	16	39	35	41	70
<b>Mg</b>	8	44	13	28	37	28	26	52
<b>Na</b>	13	48	17	28	40	24	28	47
<b>Fe</b>	73	71	61	63	88	90	74	16
<b>Cu</b>	80	100	100	100	100	100	97	8
<b>Mn</b>	22	43	14	25	43	33	30	39
<b>Zn</b>	55	46	40	50	75	67	56	24

CV: coeficiente de variación.

Fue igualmente notable el incremento de la concentración de Fe por efecto de la temperatura, observándose una mayor concentración en los extractos procedentes de los composts enriquecidos en este nutriente, como ya se apreció a 25°C. Sin embargo, la adición de P a las mezclas de compostaje no repercutió en mayores concentraciones en los extractos. En el caso del K se observó un fenómeno parecido al descrito en el apartado anterior, ya que fue menor su concentración que la esperada teóricamente por el uso de KOH 1M, si bien a 70°C el efecto de retención de este elemento por la matriz residual del proceso extractivo fue menor.

Finalmente, el fraccionamiento en AH y FF mostró un comportamiento similar al obtenido para la MOAS a 25°C en cuanto a la distribución de los nutrientes (mayores proporciones de C y N, pero también de Fe, Cu y Zn encontradas en la fracción AH, y algo parecido ocurrió con K, Ca, Mg, Na y Mn en la FF).

**Tabla 4.4.3.1.** Análisis de la materia orgánica álcali-soluble (MOAS) obtenida con KOH 1M a 70°C y de su fracción AH (datos de esta última expresados como % del total extraíble).

	AL+G	AL+G+Fe	AL+G+P	AL+S	AL+S+Fe	AL+S+P	Media	CV (%)
<b>MOAS (70°C)</b>								
pH	13,89	13,53	13,75	13,56	13,48	13,36	13,60	1
C <sub>ORG</sub> (g L <sup>-1</sup> )	63,5	64,1	63,0	63,3	62,3	61,2	62,9	2
N (g L <sup>-1</sup> )	6,5	6,4	6,0	6,0	6,0	6,1	6,2	4
P (g L <sup>-1</sup> )	0,21	0,21	0,22	0,20	0,20	0,21	0,2	4
K (g L <sup>-1</sup> )	38,0	38,5	37,9	38,1	37,9	38,1	38,1	1
Ca (g L <sup>-1</sup> )	1,3	1,7	1,7	1,5	1,5	1,5	1,5	10
Mg (mg L <sup>-1</sup> )	185	279	302	335	286	184	262	24
Na (mg L <sup>-1</sup> )	426	446	461	422	399	425	430	5
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	263	1 052	324	319	859	267	514	68
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	5	6	7	5	4	5	5	19
Mn (mg L <sup>-1</sup> )	7	14	14	8	9	7	10	34
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	11	18	15	8	9	10	12	33
<b>AH (%)</b>								
C	92	92	92	91	91	92	92	1
N	92	91	90	97	100	92	94	4
P	57	62	59	60	60	67	61	6
K	34	34	30	30	31	30	32	6
Ca	40	39	28	39	34	19	33	25
Mg	42	32	16	47	28	18	31	41
Na	39	35	13	18	21	14	23	47
Fe	66	91	87	89	85	78	83	11
Cu	100	83	86	100	100	80	92	10
Mn	57	43	29	63	44	14	42	43
Zn	73	78	93	75	78	70	78	10

CV: coeficiente de variación.

#### 4.4.4. Rendimiento extractivo (RE) de las distintas condiciones estudiadas.

Para la extracción de MOH, al calcular el RE, expresado como porcentaje de elemento solubilizado con respecto a su contenido total en el compost, se obtuvieron los mayores valores para K, Cu, P y N (medias cercanas al 26, 19, 10 y 9%, respectivamente), mientras que los valores para el resto de elementos fueron en general, inferiores al 10% (incluido el C<sub>ORG</sub>, típico constituyente de la MO soluble con valores medios cercanos al 5%), confirmándose así la escasa efectividad de la extracción acuosa para solubilizar los nutrientes minerales presentes en los composts de AL.

Los valores de RE utilizando KOH 1M a 25°C, se incrementaron significativamente respecto a la MOH en todos los macro y micronutrientes presentes

#### 4. Resultados y discusión

---

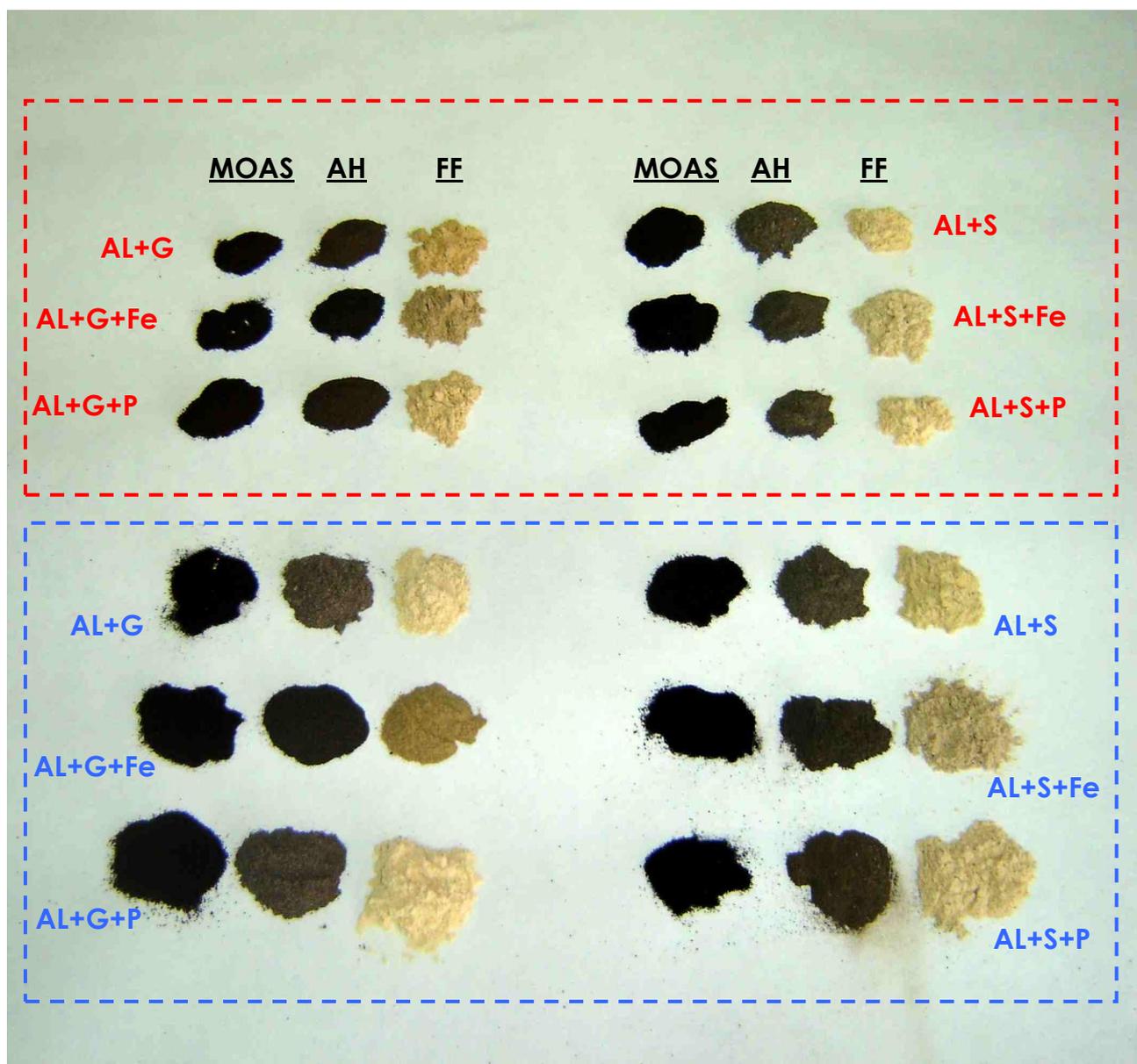
en la MOAS, destacando especialmente C (mayores en los composts AL+S que en AL+G), N, P, Cu y Zn con medias cercanas a 35, 56, 24, 60 y 43% respectivamente.

El efecto de la temperatura incrementó apreciablemente el RE para el C, obteniendo una media cercana al 50% para los composts AL+G que duplicó el conseguido a 25°C (media de 29%). Estos valores estuvieron acordes con los obtenidos por *González (2005)* y *Tortosa y col. (2007)* trabajando con composts de AL. Además, dichos rendimientos fueron notablemente mayores para la MOAS de los composts AL+S (medias cercanas al 69%, cerca de 20 unidades porcentuales más), confirmando que la MO de los composts AL+S resultó presentar una mayor componente humificada, tal y como se vio en el **Apartado 4.2.8**. Además, se observó que para el caso de algunos nutrientes, su porcentaje alcanzó valores próximos al 100% como fue el caso del N, siendo también muy elevados los de Cu y Zn, que dieron un rendimiento medio de 94, 77 y 67% respectivamente. En cuanto al resto de macro y micronutrientes, los porcentajes extractivos fueron ligeramente mayores que los obtenidos en la MOAS a 25°C, aunque no se diferenciaron en gran medida (cosa que no ocurrió con su concentración).

**Tabla 4.4.4.1.** Rendimiento de extracción (RE) expresado como porcentaje de elemento solubilizado con respecto a su contenido total en el compost, para las tres condiciones de extracción ensayadas.

Elemento	AL+G	AL+G+Fe	AL+G+P	AL+S	AL+S+Fe	AL+S+P
<b>MOH (25°C)</b>						
C	5	4	4	7	6	6
N	11	9	7	9	9	9
P	9	9	12	9	8	12
K	20	24	33	24	26	31
Ca	3	5	6	2	3	2
Mg	5	7	7	4	5	3
Na	5	6	6	6	10	7
Fe	2	1	1	2	4	1
Cu	11	14	19	25	28	13
Mn	3	2	3	3	5	2
Zn	7	4	10	11	8	7
<b>MOAS (25°C)</b>						
C	28	28	30	46	40	37
N	55	55	57	61	55	52
P	22	25	23	24	25	23
K	-	-	-	-	-	-
Ca	9	19	16	4	4	4
Mg	9	13	10	5	5	4
Na	13	17	13	14	14	18
Fe	8	28	9	7	14	7
Cu	42	71	49	76	73	48
Mn	15	21	15	8	10	7
Zn	35	73	75	32	22	20
<b>MOAS (70°C)</b>						
C	48	48	48	76	69	64
N	97	93	86	97	94	96
P	31	34	30	33	34	32
K	-	-	-	-	-	-
Ca	13	25	28	7	6	6
Mg	10	17	18	8	8	5
Na	15	22	17	17	19	21
Fe	20	35	20	15	23	13
Cu	49	75	74	94	86	84
Mn	11	22	28	14	13	15
Zn	36	99	96	60	49	64

Materia Orgánica Hidrosoluble (MOH) a 25°C, y Materia Orgánica Alcali-Soluble, MOAS) con KOH 1M a 25 y 70°C respectivamente.



Aspecto de la MOAS y sus fracciones después del proceso de liofilización realizado para su análisis. El cuadro azul corresponde a la MOAS obtenida a 25°C y el rojo, a la MOAS de 70°C.

#### **4.5. ADECUACIÓN DE LOS COMPOSTS DE AL OBTENIDOS COMO FUENTE DE ENMIENDAS Y ABONOS ORGÁNICOS SÓLIDOS Y LÍQUIDOS COMERCIALIZABLES.**

Los composts de AL obtenidos pueden ser considerados una excelente materia prima para la obtención de enmiendas y abonos orgánicos, tanto en sus formas sólidas como líquidas, de cara a una futura producción a escala industrial debido a su elevado contenido en MO (parcialmente humificada), su estabilidad y contenido mineral. Como ya se mostró en el **Apartado 1.7.**, en España existe un marco legal que regula todo lo concerniente a la fabricación de productos fertilizantes, concretamente el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes (modificado por la Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, en los anexos I, II, III, IV, V y VI respectivamente). En este podemos encontrar algunas definiciones importantes como:

Abono o fertilizante: "producto cuya función principal es proporcionar nutrientes a las plantas".

Abono inorgánico o abono mineral: "abono obtenido mediante extracción o mediante procedimientos industriales de carácter físico o químico, cuyos nutrientes declarados se presentan en forma mineral".

Abono orgánico: "producto cuya función principal es aportar nutrientes para las plantas, los cuales proceden de materiales carbonados de origen animal o vegetal".

Abono órgano-mineral: "producto cuya función principal es aportar nutrientes para las plantas, los cuales son de origen orgánico y mineral, y se obtiene por mezcla o combinación química de abonos inorgánicos con abonos orgánicos o turba".

Abono líquido: "abono en solución -líquido sin partículas sólidas- o en suspensión -producto en dos fases cuyas partículas son mantenidas en suspensión en la fase líquida-".

Enmienda: "materia orgánica o inorgánica, capaz de modificar o mejorar las propiedades y características físicas, químicas o biológicas del suelo".

Enmienda orgánica: "enmienda procedente de materiales carbonados de origen vegetal o animal, utilizada fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también sus propiedades o actividad química o biológica".

Los productos fertilizantes que pueden obtenerse a partir de residuos orgánicos biodegradables y por tanto utilizarse como abonos y enmiendas en agricultura

#### 4. Resultados y discusión

---

quedan integrados según el Real Decreto en 3 grupos: Grupo 2 (Abonos orgánicos), Grupo 3 (Abonos órgano-minerales) y Grupo 6 (Enmiendas orgánicas). Esta norma legal define el compostaje como “*el proceso controlado de transformación biológica aeróbica y termófila de materiales orgánicos biodegradables que da lugar a los tipos de enmiendas orgánicas, cuyas características se detallan el grupo 6 del anexo I del Real Decreto*”.

Es importante mencionar que dentro del Grupo 6, el compost de AL tiene su propia categoría como producto fertilizante debido a sus reconocidas características agroquímicas, tal y como se ha demostrado en este trabajo. También tiene reconocida su potencialidad fertilizante el AL desecado, con la importante restricción de un contenido en polifenoles inferior al 0,8% (también para el Compost de AL), ya que está demostrado que estos compuestos dan al AL gran parte de su carácter fitotóxico, tal y como vimos en el **Apartado 4.2.9**.

En base a las especificaciones que se contemplan para dichas categorías de abonos, a continuación se evalúa la adecuación de los composts de AL y los extractos de MO descritos en apartados anteriores de este estudio para la elaboración de abonos comerciales, identificando así las posibles categorías de productos fertilizantes que podrían obtenerse a partir de los mismos.

##### **4.5.1. Adecuación para enmiendas y abonos orgánicos sólidos.**

En base al Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes, los composts obtenidos podrían ajustarse a las siguientes categorías: Compost de AL (Producto obtenido por descomposición biológica y estabilización de la materia orgánica precedente del AL, bajo condiciones que permitan un desarrollo de temperaturas termofílicas), Enmienda orgánica húmica (producto de origen animal o vegetal, o por tratamiento de leonardita, lignito o turba, con un contenido mínimo en materia orgánica parcialmente humificada), Enmienda orgánica compost (producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica, incluyendo fase termofílica, de materiales orgánicos biodegradables, bajo condiciones controladas) y Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal (producto sólido obtenido por tratamiento de excrementos animales mezclados con materias orgánicas animales y vegetales). Los requerimientos legales mínimos nutricionales exigidos para la primera categoría son: 45% de MO,  $C_{OT}/N_T < 20$  y polifenoles  $< 0,8\%$ , para la segunda: 25% de MO, 5% de extracto húmico total (AH y FF) y 3% de AH; para la tercera: 35% de MO y  $C_{OT}/N_T < 20$ , y para la cuarta:  $C_{OT}/N_T < 15$  y 4% de la suma  $N_T + P_2O_5 + K_2O$ , debiendo cuantificarse al menos un 1% de cada uno de los tres nutrientes.

Es posible concluir, por tanto (Tabla 4.5.1.1.) que todos los composts cumplieron con los requisitos exigidos para la categoría Composts de AL, y los composts sin aditivos ácidos de Fe y P (AL+G y AL+S) se ajustan dentro de las categorías Enmienda orgánica húmica y Enmienda orgánica compost, mientras que el preparado con S entraría además dentro de la categoría Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal debido a su relación  $C_{OT}/N_T < 15$ .

De forma similar ocurriría en el caso de los composts preparados con los aditivos ácidos de Fe y P, aunque precisamente por la naturaleza inorgánica de estos, los composts se registrarían en la categoría de Abonos órgano-minerales. En este caso los composts obtenidos no cumplieron con el contenido mínimo en nutrientes requerido para N, P y K por la legislación de acuerdo a las distintas categorías recogidas en el Real Decreto, siendo necesario su combinación con un abono mineral.

**Tabla 4.5.1.1.** Principales características de los composts de AL (s.m.s.) en relación con los requisitos mencionados en el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes (y la correspondiente Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los anexos I, II, III, IV, V y VI de dicho Real Decreto).

	AL+G	AL+G+Fe	AL+G+P	AL+S	AL+S+Fe	AL+S+P	(1)	(2)	(3)	(4)
<sup>1,2,3</sup> MO (%)	74	76	75	56	57	59	45	25	35	
<sup>2</sup> Extracto húmico total (%)	7	14	9	9	8	7		5		
<sup>1</sup> Polifenoles (%)	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	<0,8			
<sup>2</sup> AH (%)	5	11	6	7	5	4		3		
<sup>1,3,4</sup> C <sub>OT</sub> /N <sub>T</sub>	19	19	19	13	14	15	<20		<20	<15
<sup>4</sup> N <sub>T</sub> (%)	2	2	2	2	2	2				1
<sup>4</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	1	1	1	1	1	1				1
<sup>4</sup> K <sub>2</sub> O (%)	3	2	2	3	3	2				1
<sup>4</sup> N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O (%)	6	5	5	6	6	5				4

<sup>1</sup>Composts de AL, <sup>2</sup>Enmienda orgánica húmica, <sup>3</sup>Enmienda orgánica compost y <sup>4</sup>Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal.

Nota: los contenidos mínimos en nutrientes están referidos según la legislación a porcentaje en masa del producto comercial.

#### 4.5.2. Adecuación para abonos orgánicos líquidos.

En la Tabla 4.5.2.1. se resumen los contenidos de nutrientes de los extractos estudiados en el **Apartado 4.4.** (MOH a 25°C y MOAS a 25°C y a 70°C). Así mismo los requerimientos mínimos exigidos a los Abonos órgano-minerales son: NPK líquidos (N<sub>T</sub> + P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + K<sub>2</sub>O: 8%, N<sub>T</sub>: 2%, N<sub>ORGÁNICO</sub>: 1%, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 2%, K<sub>2</sub>O: 2% y C<sub>ORGÁNICO</sub>: 4%) , NP líquidos (N<sub>T</sub> + P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 6%, N<sub>T</sub>: 2%, N<sub>ORGÁNICO</sub>: 1%, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 2% y C<sub>ORGÁNICO</sub>: 4%), NK líquidos (N<sub>T</sub> + K<sub>2</sub>O: 6%, N<sub>T</sub>: 2%, N<sub>ORGÁNICO</sub>: 1%, K<sub>2</sub>O: 2% y C<sub>ORGÁNICO</sub>: 4%) y PK líquidos (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + K<sub>2</sub>O: 6%, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 2%, K<sub>2</sub>O: 2% y C<sub>ORGÁNICO</sub>: 4%).

#### 4. Resultados y discusión

**Tabla 4.5.2.1.** Principales características de los extractos obtenidos a partir de los composts de AL en relación con los requisitos del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes (y la correspondiente Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los anexos I, II, III, IV, V y VI de dicho Real Decreto).

		AL+G	AL+G+Fe	AL+G+P	AL+S	AL+S+Fe	AL+S+P
<b>MOH (25°C)</b>	N <sub>T</sub> (%)	0,07	0,06	0,05	0,06	0,06	0,06
	C <sub>OT</sub> (%)	0,68	0,60	0,53	0,55	0,57	0,62
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02
	K <sub>2</sub> O (%)	0,09	0,08	0,09	0,13	0,13	0,13
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O (%)	0,10	0,09	0,11	0,14	0,15	0,15
	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O (%)	0,17	0,15	0,16	0,19	0,20	0,20
<b>MOAS (25°C)</b>	N <sub>T</sub> (%)	0,37	0,38	0,39	0,38	0,35	0,33
	C <sub>OT</sub> (%)	3,75	3,80	3,97	3,89	3,64	3,54
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	0,02	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02
	K <sub>2</sub> O (%)	4,33	4,34	4,33	4,39	4,23	4,23
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O (%)	4,35	4,38	4,37	4,41	4,25	4,25
	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O (%)	4,72	4,76	4,76	4,79	4,60	4,58
<b>MOAS (70°C)</b>	N <sub>T</sub> (%)	0,65	0,64	0,60	0,60	0,60	0,61
	C <sub>OT</sub> (%)	6,35	6,41	6,30	6,32	6,23	6,12
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
	K <sub>2</sub> O (%)	4,58	4,64	4,57	4,59	4,57	4,59
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O (%)	4,63	4,69	4,62	4,64	4,61	4,64
	N <sub>T</sub> + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O (%)	5,28	5,33	5,22	5,24	5,21	5,25

En base a dicha Tabla, puede concluirse que con ninguna de las tres condiciones de extracción ensayadas se consiguió obtener extractos de MO que pudieran entrar dentro de alguna de las categorías contempladas anteriormente dentro del grupo de *abonos órgano-minerales*, lo que se debió fundamentalmente al bajo contenido de N solubilizado y particularmente de P en las condiciones estudiadas. Sin embargo, los contenidos de C<sub>ORGÁNICO</sub> y K en la extracción con KOH 1M en caliente cumplieron los requerimientos legales mínimos exigidos para tales nutrientes en todos los composts, lo que los convierte en una excelente materia prima para preparar abonos órgano-minerales.

#### 4.5.3. Productos fertilizantes susceptibles de ser obtenidos a partir de los composts de AL.

Al margen de la comparación anterior, existen numerosas categorías de abonos susceptibles de ser preparadas tomando como base los composts de AL descritos y algunos de sus extractos alcalinos aquí caracterizados así como también otros potencialmente extraíbles mediante tratamiento de los composts con ácidos minerales de uso común en agricultura, tales como nítrico y fosfórico. La mezcla de estos materiales con otros abonos orgánicos (turba, lignito o leonardita) y/o minerales permitiría la fabricación de nuevos fertilizantes órgano-minerales tanto de naturaleza

sólida como líquida. De hecho, se han identificado hasta 20 tipos de productos comerciales que estarían englobados dentro del Grupo 3 (Abonos órgano-minerales):

**Abonos órgano-minerales NPK sólidos:**

- 1 Abono órgano-mineral NPK.
- 2 Abono órgano-mineral NPK con turba.
- 3 Abono órgano-mineral NPK con lignito o leonardita.

**Abonos órgano-minerales NPK líquidos:**

- 4 Abono órgano-mineral NPK líquido.
- 5 Abono órgano-mineral NPK líquido con turba.

**Abonos órgano-minerales NP sólidos:**

- 6 Abono órgano-mineral NP.
- 7 Abono órgano-mineral NP con turba.
- 8 Abono órgano-mineral NP con lignito o leonardita.

**Abonos órgano-minerales NP líquidos:**

- 9 Abono órgano-mineral NP líquido.
- 10 Abono órgano-mineral NP líquido con turba.

**Abonos órgano-minerales NK sólidos:**

- 11 Abono órgano-mineral NK.
- 12 Abono órgano-mineral NK con turba.
- 13 Abono órgano-mineral NK con lignito o leonardita.

**Abonos órgano-minerales NK líquidos:**

- 14 Abono órgano-mineral NK líquido.
- 15 Abono órgano-mineral NK líquido con turba.

**Abonos órgano-minerales PK sólidos:**

- 16 Abono órgano-mineral PK.
- 17 Abono órgano-mineral PK con turba.
- 18 Abono órgano-mineral PK con lignito o leonardita.

**Abonos órgano-minerales PK líquidos:**

- 19 Abono órgano-mineral PK líquido.
- 20 Abono órgano-mineral PK líquido con turba.



## **5. CONCLUSIONES**



**En base a los objetivos planteados inicialmente en este estudio, las siguientes conclusiones constituyen una síntesis de los resultados más relevantes obtenidos:**

1) Los estiércoles de gallina (G) y de oveja (S) mostraron una gran efectividad como agentes estructurantes para el co-compostaje del AL, de forma que su mezcla con el mismo y el manejo de los sustratos mediante volteos mecánicos periódicos, propiciaron condiciones aeróbicas adecuadas para el efectivo control y buena marcha del proceso de compostaje a escala pre-industrial. El perfil de temperatura de las pilas reflejó la evolución del proceso, indicando un diferente comportamiento para los dos grupos de mezclas ensayadas (AL+G y AL+S), de tal modo que el periodo termófilo fue claramente más prolongado en el primer grupo, debido a la mayor resistencia a los procesos biodegradativos del agente estructurante (G) empleado en este caso.

2) El avance del compostaje incrementó el pH de los sustratos hasta valores finales claramente alcalinos a la vez que disminuyó el contenido graso y el de carbono orgánico, carbohidratos y polifenoles en la fracción hidrosoluble, todos ellos componentes de gran biodisponibilidad especialmente durante la fase más activa del proceso (termófila). También el contenido total de MO, inicialmente mayor en el grupo AL+G que en el AL+S, disminuyó con el avance del proceso en todas las pilas, si bien sus pérdidas se ajustaron a una cinética lineal en el primer grupo pero exponencial en el segundo, ya que las pilas en este último caso sufrieron una mayor biodegradación al inicio del proceso de compostaje. Consecuentemente con lo anterior, los procesos de biodegradación ocasionaron pérdidas importantes de los principales biopolímeros constituyentes de la MO (lignina, celulosa y hemicelulosa), más moderadas en el caso de la lignina y particularmente intensas en los periodos termófilos.

El contenido de N total aumentó durante el compostaje debido al efecto de concentración provocado por la fuerte biodegradación de la MO, apreciándose un claro predominio de su forma orgánica en todas las pilas pero un mayor contenido de forma amónica en las pilas AL+G, si bien esta última disminuyó progresivamente sin que apenas se detectaran nitratos al final del proceso. Tomando como referencia el contenido inicial de N en los sustratos sin embargo, se apreciaron pérdidas de este nutriente que oscilaron entre 20 y 45%, coincidiendo la mayor intensidad de las mismas con los incrementos de pH y las temperaturas altas, condiciones que es sabido favorecen la generación y posterior volatilización del amoníaco.

Las relaciones  $C_{OT}/N_T$  y  $C_{OH}/N_{ORG}$  mostraron un descenso generalizado durante el proceso de compostaje, indicando una importante degradación de las fracciones más ricas en C orgánico, si bien la relación  $C_{OT}/N_T$  experimentó un ligero aumento

## 5. Conclusiones

---

durante la etapa termófila en las pilas AL+G debido al intenso descenso registrado en el contenido de amonio, claramente atribuible a su volatilización como amoniaco. Por otra parte, la evolución de los índices de humificación (aumento de DH y  $P_{AH}$  pero disminución de IH) fue claro indicativo de los procesos de reorganización y condensación molecular propios de la humificación, que conllevaron al progresivo predominio de los AH como fracción más polimerizada de la MO. Finalmente, el compostaje redujo significativamente el carácter fitotóxico de los sustratos iniciales debido principalmente a la disminución de salinidad y progresiva alcalinización detectadas en la fracción hidrosoluble, lo que ocasionó el crecimiento de IG hasta valores finales superiores al 70% en todas las pilas. Consecuentemente con ello, las correlaciones de este índice con el contenido de amonio y el de carbono orgánico y polifenoles hidrosolubles, así como con la conductividad eléctrica y la relación  $C_{OH}/N_T$  fueron inversas, mientras que por el contrario su correlación fue directa con el pH.

**3)** Los aditivos minerales ácidos redujeron en aproximadamente 0,5 unidades el pH de los sustratos AL+G y AL+S de forma persistente y hasta el final del compostaje, a la vez que propiciaron una mayor reducción del contenido de hemicelulosa y del de carbono orgánico y polifenoles hidrosolubles, mientras que por el contrario limitaron la degradación de lignina y celulosa y las pérdidas de N, lo que contribuyó a incrementar el valor fertilizante de los composts finales.

**4)** Los composts, exentos de fitotoxicidad, mostraron un importante contenido de MO predominantemente de naturaleza lignocelulósica y con marcadas características húmicas. El valor de  $C_{OT}/N_T$  fue claramente superior en los del grupo AL+G, lo que debe relacionarse con su mayor contenido de MO y, especialmente de lignina, respecto al grupo de composts elaborados con S. En cuanto al contenido de nutrientes, el N (en torno al 2%) fue predominantemente de naturaleza orgánica, destacando el mayor contenido de Fe y P en las composts elaborados con los aditivos minerales ácidos y el de Ca en los del grupo AL+S. Por su contenido en metales pesados, todos se clasificaron en la clase B, con la sola excepción de AL+G que cabe incluirlo en la clase A.

**5)** De acuerdo a la legislación vigente sobre productos fertilizantes (Real Decreto 824/2005, y la correspondiente Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los anexos I, II, III, IV, V y VI de dicho Real Decreto), todos los composts entraron dentro de la categoría Compost de AL. Sólo los dos composts obtenidos sin los aditivos minerales pudieron ser catalogados como Enmienda orgánica húmica y Enmienda orgánica compost y para el caso de AL+S, también

como Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal. Los cuatro restantes, que hubieran debido considerarse como abonos órgano-minerales sólidos por contener los citados aditivos, no alcanzaron sin embargo el mínimo contenido de N, P y K requerido por la norma legal para ser incluidos en tal categoría.

El análisis de la fracción hidrosoluble de los composts mostró baja concentración de MO y de elementos nutrientes. Sin embargo, tal concentración creció de modo importante cuando la extracción se repitió en frío pero utilizando KOH 1M y alcanzó valores máximos cuando el tratamiento alcalino de los composts se repitió de nuevo, pero a 70° C. En el último caso, se encontraron concentraciones de C y N superiores a 60 y 6 g L<sup>-1</sup>, respectivamente, diez veces mayores que en la fracción hidrosoluble, y fue también notable la concentración de Fe álcali-soluble movilizado en estas condiciones, especialmente en los extractos de los dos composts enriquecidos en este elemento (en torno a 1 g L<sup>-1</sup>).

El fraccionamiento en AH y FF de la MOAS obtenida, tanto en frío como en caliente, reveló la afinidad de K, Ca, Mg y Na por la FF, ya que pueden considerarse como típicos elementos minerales que o bien permanecen como iones en la solución ácida o como formas más o menos asociadas a esta fracción molecularmente menos compleja. Por el contrario, una gran proporción de C, N y P se encontraron en la fracción AH como típicos constituyentes estructurales de esta fracción orgánica molecularmente más compleja, mientras que los microelementos encontrados pudieron asociarse mediante fenómenos de quelación bien con AH (Fe y Cu) o con FF, como en el caso del Mn.

Sin embargo, ninguno de los tres protocolos de extracción anteriores permitieron la obtención directa de Abonos órgano-minerales líquidos, pues si bien la extracción alcalina en caliente mostró concentraciones de C superiores al mínimo legal requerido (4%) en los extractos de los seis composts, las de N y P fueron demasiado bajas.

Cabe concluir, no obstante, que tanto los composts de AL como sus extractos alcalinos constituyen una excelente materia prima para la preparación industrial de Abonos órgano-minerales sólidos y líquidos, si bien será necesaria su mezcla o combinación con otros abonos orgánicos y/o minerales para ello.



## **6. MÉTODOS Y TÉCNICAS EXPERIMENTALES**



## **6.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS MATERIALES ORGÁNICOS (ALPERUJO, ESTIÉRCOLES Y COMPOSTS).**

### **6.1.1. Preparación de las muestras.**

Una vez realizado el muestreo correspondiente, las muestras trasladadas al laboratorio fueron homogenizadas mecánicamente en un mezclador-triturador de acero inoxidable y subdivididas en tres muestras, de las cuales una fue empleada para la determinación de la humedad, otra se congeló para el posterior análisis del  $\text{NH}_4^+$  (debido a su volatilidad) y la última se congeló para su liofilización y posterior molienda. Finalmente, se tamizó a través de una malla de 0,5 mm de luz para su análisis.

### **6.1.2. Humedad.**

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

Procedimiento:

Para su determinación se pesa una cantidad de muestra fresca homogeneizada, generalmente entre 50 y 100 g, en un crisol de peso conocido y secado previamente y se calienta a 105 °C durante 24 horas. Se deja enfriar en un desecador y se pesa, donde la pérdida de peso experimentada se acepta como humedad, expresando el porcentaje respecto a peso de muestra húmeda.

Esta misma operación se repite con las muestras liofilizadas (previamente molida) tomando entre 3 y 6 g de muestra en crisoles de peso conocido para calcular su humedad residual (humedad operativa) y poder así expresar los resultados analíticos sobre peso seco.

$$\text{Humedad operativa} = \frac{100}{100 - \text{humedad de la muestra (\%)}}$$

### **6.1.3. Determinación del pH y de la conductividad eléctrica (CE).**

Ambos parámetros se determinaron en el extracto acuoso 1:10 (p/v), después

## 6. Métodos y técnicas experimentales

---

de agitar mecánicamente durante 2 horas la mezcla. El pH se midió en el líquido sobrenadante en un pH-metro CRISON GPL-21 con electrodo de vidrio y la CE se determinó con un conductímetro CRISON GPL-31 después de centrifugar a 8.000g durante 20 minutos y filtrar por malla de fibra sintética. Los resultados de CE se expresaron en  $\text{dS m}^{-1}$  a 25 °C.

### 6.1.4. Residuo a calcinación (cenizas).

Se determinó según el método de Navarro y col. (1993) tomando como cenizas el residuo obtenido de la calcinación de la muestra a 430 °C. El contenido en cenizas se expresa en porcentaje respecto de muestra seca.

Procedimiento:

Una vez que la muestra ha sido secada a 105 °C para calcular su humedad operativa (**Apartado 6.1.2.**), se calcina por espacio de 24 horas a 430 °C, se deja enfriar en un desecador y se pesa. El contenido en cenizas se expresa en porcentaje respecto de muestra seca.

### 6.1.5. Materia orgánica (MO).

Se consideró como materia orgánica la pérdida de peso por calcinación a 430°C. Se procede igual que en el **Apartado 6.1.4.** La pérdida de peso se expresa como porcentaje de peso de muestra seca.

$$100 = \% \text{ cenizas} + \% \text{ MO}$$

### 6.1.6. Lignina klason.

Se consideró como lignina Klason el residuo insoluble que queda después de un ataque ácido de la muestra, y se determina según la norma ANSI/ASTM (*American National Standard Institute, 1977a*).

Reactivos:

- Ácido sulfúrico al 72% ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ).

Procedimiento:

Se pesa 1 g de muestra ( $P_1$ ), con precisión de 0,0001 g, se mezcla bien con 15 ml de  $H_2SO_4$  72% y se deja reposar 12-24 horas. Se transvasa el contenido del vaso a un matraz de 1.000 ml y se añaden 560 ml de agua desionizada para pasar de  $H_2SO_4$  72% a  $H_2SO_4$  3%. El matraz se conecta a un refrigerante y se mantiene a ebullición durante 4 horas en una manta calefactora, al cabo de las cuales se deja sedimentar el sólido y se filtra en una placa filtrante, previamente secada en estufa a 105 °C y pesada ( $P_2$ ).

El sólido filtrado se lava con abundante agua desionizada caliente hasta que el pH del agua de lavado no sea ácido, se seca en estufa a 105 °C durante 12 horas y se pesa ( $P_3$ ). Se toman unos 100 mg del sólido seco y se calcinan en mufla a 430 °C durante 24 horas, obteniéndose así su porcentaje en materia orgánica (MOlig). El contenido en lignina se calcula con la siguiente expresión:

$$\text{Lignina (\%)} = \frac{(P_3 - P_2) \times (\% \text{ MOlig}) \times 100}{P_1 \times (100 - \% \text{ H})}$$

donde % H es el porcentaje de agua respecto a muestra liofilizada y molida (humedad operativa).

### 6.1.7. Holocelulosa.

Se consideró como holocelulosa al producto obtenido después de la deslignificación de la muestra y se determinó según la técnica descrita por *Browning (1967)*.

Reactivos:

- Ácido acético glacial ( $CH_3COOH$ ).
- Clorito sódico ( $NaClO_2$ ).

Procedimiento:

Se pesan 2 g de muestra ( $P_1$ ), con precisión de 0,0001 g, en un erlenmeyer de 250 ml de capacidad y se añaden 63 ml de agua desionizada. A la suspensión se le

## 6. Métodos y técnicas experimentales

---

añaden 0,2 ml de  $\text{CH}_3\text{COOH}$  y 0,6 g de  $\text{NaClO}_2$ . Se cubre con un vidrio de reloj y se introduce al baño maría (70-80 °C), agitando de vez en cuando. Este proceso se repite dos veces más. Al finalizar la tercera hora, se coloca el erlenmeyer en un baño de agua-hielo hasta que la temperatura baje a los 10 °C. Se filtra en placa filtrante, previamente pesada ( $P_2$ ) y se lava con agua desionizada hasta la eliminación de la coloración amarilla. Posteriormente se lava con agua desionizada, se deja secar a 60 °C y se pesa ( $P_3$ ). Al sólido obtenido se le determinan los porcentajes de humedad (% Hholo) y de la materia orgánica (% MOholo) del mismo modo que en los apartados 6.1.2 y 6.1.4, respectivamente. El contenido de holocelulosa se calcula de acuerdo con la expresión:

$$\text{Holocelulosa (\%)} = \frac{(P_3 - P_2) \times (100 - \% \text{ Hholo}) \times (\% \text{ MOholo})}{P_1 \times (100 - \% \text{ H})}$$

Donde % H es el porcentaje de agua con respecto a muestra liofilizada y molida (humedad operativa).

### 6.1.8. Celulosa.

Se determinó según la norma ANSI/ASTM (*American National Standards Institute, 1977b*).

Reactivos:

- Hidróxido sódico ( $\text{NaOH}$ ) al 17,5% y 8,3%.
- Ácido acético glacial ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) al 10 %.

Procedimiento:

Se pesa 1 g de holocelulosa ( $P_1$ ), con precisión de 0,0001 g, en un erlenmeyer de 100 ml. Se añaden 5 ml de  $\text{NaOH}$  17,5% mezclando con una varilla de vidrio. Cada 5 minutos se añaden 2,5 ml de  $\text{NaOH}$  17,5% hasta consumir un total de 12,5 ml y se mantiene 30 minutos a temperatura ambiente. Se añaden 16,5 ml de agua desionizada a 20 °C para pasar de  $\text{NaOH}$  17,5% a 8,3%, se mezcla bien y se mantiene durante 1 hora a temperatura ambiente. A continuación se filtra en placa filtrante de peso conocido ( $P_2$ ) y se lava con 50 ml de  $\text{NaOH}$  8,3% y posteriormente con agua desionizada. Se repite el lavado con  $\text{NaOH}$  8,3% y agua desionizada dos veces. Se corta la succión y se añaden 7,5 ml de  $\text{CH}_3\text{COOH}$  10% y se deja en contacto 3 minutos. Se vuelve a conectar el vacío y se lava con agua desionizada hasta neutralidad del filtrado. Se seca a 105 °C en estufa durante 12 horas y se pesa ( $P_3$ ). Se calcula el

contenido en materia orgánica del sólido obtenido (% MOcel), del mismo modo que en el apartado 6.1.4 y el contenido en celulosa se calcula de acuerdo con la expresión:

$$\text{Celulosa (\%)} = \frac{(P_3 - P_2) \times (\% \text{ MOcel}) \times (\% \text{ Holocelulosa}) \times 100}{P_1 \times (\% \text{ MOholo}) \times (100 - \% \text{ Hholo})}$$

### 6.1.9. Hemicelulosa.

El contenido en hemicelulosa se calculó por diferencia entre el contenido de holocelulosa y el de celulosa.

### 6.1.10. Contenido graso.

Se realizó una extracción en sistema Soxhlet con éter etílico.

Reactivos:

- Éter etílico ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OCH}_2\text{CH}_3$ ).

Procedimiento:

Se pesan 2,5 g de muestra con precisión de 0,0001 g y se realiza una extracción en sistema Soxhlet con  $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OCH}_2\text{CH}_3$ . Después de recuperar gran parte del éter, el resto de la disolución se filtra por un algodón sobre un vaso seco y pesado previamente. Se deja evaporar el disolvente orgánico que queda y se lleva a continuación a una estufa a una temperatura de 80 °C durante 4 horas. Transcurrido este tiempo, se saca y se deja enfriar en desecador. El contenido en grasa se calcula por diferencia de pesadas como porcentaje respecto a muestra seca inicial.

### 6.1.11. Carbono orgánico total (C<sub>OT</sub>) y nitrógeno total (N<sub>T</sub>).

El C<sub>OT</sub> y N<sub>T</sub> se determinaron mediante un analizador elemental de C, H, N, S y O EUROVECTOR EuroEA3000 tal y como describen *Alburquerque y col. (2004)* basado en la combustión a 1.020 °C de la muestra encapsulada en Sn, previa destrucción de

## 6. Métodos y técnicas experimentales

---

carbonatos.

Reactivos:

- BBOT (R.A., 2,5-Bis(5-tert-butyl-2-benzoxazolyl)thiophene, 99%)
- Ácido clorhídrico (HCl) 1:10 (v/v).

Procedimiento:

Para medir el  $C_{OT}$  se pesan de 1 a 2 mg de la muestra liofilizada y homogenizada, con precisión de 0,001 mg, en una cápsula de Sn, y se destruyen los carbonatos que puedan existir e interferir en la medida mediante adiciones de unas gotas de una disolución de HCl 1:10 (v/v), y posteriormente, se seca en estufa de aire forzado a 40 °C. Para  $N_T$  se pesan de 4 a 5 mg de la misma muestra, con precisión de 0,001 mg. Ambas muestras una vez secas, se introducen en un analizador elemental previamente calibrado con BBOT.

### 6.1.12. Concentración de amonio ( $NH_4^+$ ).

Se realizó una extracción con agua destilada calidad Mili-Q de la muestra congelada en la proporción 1:20 (p/v) y agitación mecánica durante 2 horas y posterior medida espectrofotométrica de la intensidad de coloración verde del complejo producido al reaccionar con salicilato sódico ( $C_7H_5NaO_3$ ) en presencia de dicloroisocianurato sódico ( $C_3Cl_2N_3O_3Na$ ) como fuente de cloro, nitroprusiato sódico ( $C_5FeN_6Na_2ONa_4$ ) como catalizador (Sommers y col., 1992) y citrato sódico ( $C_6H_5Na_3O_7$ ) como complejante de Ca y Mg para evitar su precipitación como hidróxidos a valores de pH mayores de 12 (Kempers y Zweers, 1986). Esta técnica ha sido adaptada del método original para las muestras de estudio variando el extractante KCl 2N por  $H_2O$  Mili-Q, previa comprobación de la no existencia de diferencias significativas en la concentración de  $NH_4^+$  (ANOVA de 1 factor, test de Duncan a  $p < 0,001$ ).

Reactivos:

- $H_2O$  destilada Mili-Q (calidad HPLC).
- Reactivo A (preparar diariamente): se disuelven 7,813 g de salicilato sódico (R.A.) y 25 mg de nitroprusiato sódico (R.A.), y se enrasan juntos a 100 ml con agua desionizada.

- *Reactivo B*: se disuelven 4,0 g de NaOH y se adiciona 0,5 g de dicloroisocianurato sódico (R.A.), se enrasan juntos a 100 ml con agua desionizada (pH 13).
- *Reactivo C*: se disuelven 9,33 g de citrato sódico (R.A.) y se enrasan a 100 ml con agua desionizada.

Procedimiento:

Extracción 1:20 (p/v) con agua destilada Mili-Q (calidad HPLC) de la muestra fresca, descongelada previamente, agitación mecánica durante dos horas, centrifugación a 8.000g durante 15 minutos y filtrado por papel lavado a los ácidos. La recta patrón se construye a partir de una disolución de  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (1,880 g de  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  y se lleva a 1.000 ml con agua desionizada) que contiene 400 ppm de  $\text{NH}_4^+$  y se obtienen disoluciones que contengan exactamente 5, 10, 15, 20 y 25 ppm de  $\text{NH}_4^+$ . Para la determinación del  $\text{NH}_4^+$  se toman 0,4 ml del extracto problema o de las disoluciones patrón, y se añaden 1,6 ml de reactivo A, 6,4 ml de agua desionizada, 0,8 ml de reactivo B y 0,8 ml de reactivo C. Se mezcla bien y se deja en reposo en la oscuridad durante 45 minutos para un adecuado desarrollo del color. Pasado este tiempo, se mide en el espectrofotómetro la absorbancia a  $\lambda = 660 \text{ nm}$  y se determina la concentración de  $\text{NH}_4^+$  respecto a la recta patrón.

### **6.1.13. Concentración de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ).**

Medida de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NO}_2^-$  mediante cromatografía HPLC, realizada en el Laboratorio del Grupo de Investigación *Contaminación de Suelos* de la Universidad de Murcia (<http://www.um.es>).

Procedimiento:

De la misma manera que en el apartado anterior (**6.1.12.**), se procede a la determinación simultánea de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NO}_2^-$  mediante una extracción de la muestra con agua desionizada calidad Mili-Q (calidad HPLC) en la proporción 1:20 (p/v) agitando mecánicamente durante 2 horas. Se centrifuga a 8.000g, se filtra por papel lavado a los ácidos y finalmente por un filtro de  $0,45 \mu$ . La cantidad de muestra diluida en la proporción adecuada con agua desionizada, calidad HPLC, se inyecta en el cromatógrafo iónico previamente calibrado con el patrón correspondiente.

## 6. Métodos y técnicas experimentales

---

### 6.1.14. Carbono orgánico hidrosoluble (C<sub>OH</sub>).

Se determinó el carbono orgánico extraído con agua desionizada en un analizador automático para muestras líquidas Shimadzu TOC 5000 basado en la combustión a alta temperatura con oxidación catalítica y detección infrarroja.

Reactivos:

- Hidrógeno ftalato de potasio anhidro (R.A, C<sub>8</sub>H<sub>5</sub>O<sub>4</sub>K).
- Carbonato sódico (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, R.A.).
- Hidrogeno carbonato sódico (NaHCO<sub>3</sub>, R.A.).
- Ácido fosfórico (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 2%).

Procedimiento:

Se realiza una extracción con agua desionizada en la proporción 1:20 (p/v) durante dos horas. Se centrifuga a 15.000g durante 20 minutos. El sobrenadante se filtra por una malla de fibra sintética, para eliminar las partículas sólidas que pudieran haber quedado en suspensión. Se introduce una alícuota de este filtrado en el analizador de carbono TOC con una dilución adecuada y previamente filtrado por un filtro de 0,45 μ, el cual te da una lectura referida según los patrones internos del aparato (hidrógeno ftalato de potasio anhidro y una mezcla de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>/ NaHCO<sub>3</sub>), del carbono total (C<sub>T</sub>) y el carbono inorgánico (C<sub>I</sub>) respectivamente, obteniendo el carbono orgánico total (C<sub>OT</sub>) por diferencia de ambos:

$$C_T = C_{OT} + C_I$$

### 6.1.15. Polifenoles hidrosolubles.

Se determinó mediante una modificación del método Folin (Maestro-Durán y col., 1991) sobre el mismo extracto obtenido en para la determinación del C<sub>OH</sub> (apartado 6.1.14.).

Reactivos:

- Carbonato sódico (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, R.A.) al 20%.
- Reactivo Folin-Ciocalteu (R.A.).
- Ácido cafeico (C<sub>9</sub>H<sub>8</sub>O<sub>4</sub>, R.A.).

Procedimiento:

La recta patrón se prepara a partir de una disolución de 60 ppm de ácido cafeico (R.A), (Nota: para disolverlo, hay que añadir la mínima cantidad de alcohol posible y después enrasar con agua al volumen deseado). En matraces aforados de 50 ml se añaden 0, 1, 2, 3, 4 y 5 ml de la disolución anterior, posteriormente se adiciona 2,5 ml de reactivo Folin-Ciocalteu, se agita y tras 3 minutos se añaden 5 ml de una disolución de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 20% y se llevan a enrase con agua desionizada. A 0,5 ml del extracto acuoso problema, en matraces aforados de 50 ml, se adiciona 2,5 ml de Folin-Ciocalteu y 5 ml de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 20% como en la recta patrón y se lleva a enrase. Estas disoluciones y las de la recta patrón se dejan en reposo 1 hora, y se mide la absorbancia en un espectrofotómetro a  $\lambda = 725$  nm, calculándose la concentración de polifenoles respecto a la recta patrón.

### **6.1.16. Carbohidratos hidrosolubles.**

Se determinó como glucosa por el método de la antrona descrito por *Brink y col. (1959)* sobre el mismo extracto obtenido en para la determinación del C<sub>OH</sub> (apartado 6.1.14.).

Reactivos:

-Disolución de antrona (C<sub>14</sub>H<sub>10</sub>O, R.A.) al 0,2% en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado (debe estar recién preparada antes de medir. Es fotosensible, por lo que hay que proteger la disolución preparada de la luz del sol).

-D-Glucosa (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>, R.A.).

Procedimiento:

Se prepara una recta patrón a partir de una disolución de 0,2 g/l de glucosa. Se toma 1 ml de extracto acuoso problema o de la recta patrón y se le añaden 5 ml de disolución de antrona 0,2% (Nota: añadir con bureta graduada de precisión), se agita unos 15 segundos y se deja en reposo durante 15 minutos para que desarrolle el color (Nota: la reacción es exotérmica por lo que hay que tener cuidado). Después de este tiempo se mide la absorbancia de las disoluciones coloreadas a  $\lambda = 625$  nm y se determina la concentración de carbohidratos respecto a la recta patrón.

## 6. Métodos y técnicas experimentales

---

Precauciones: Al trabajar con  $H_2SO_4$  concentrado, debemos tener la precaución de limpiar bien las paredes externas de la cubeta espectrofotométrica debido fundamentalmente a la elevada densidad de extracto preparado. Para lo cual se recomienda limpiar con un papel ligeramente humedecido (Cuidado: el  $H_2SO_4$  puede reaccionar violentamente con un exceso de humedad) y posterior secado.

### 6.1.17. Mineralización de la muestra.

Se efectuó una digestión ácida asistida por radiación de microondas para la correcta mineralización de la muestra, utilizando un Ethos Plus Microwave Labstation (Milestone Inc.).

Reactivos:

- Ácido nítrico ( $HNO_3$ , R.A.,  $d = 1,33$ ).
- Peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ).

Procedimiento:

En vasos de teflón especiales para digestión de microondas, se pesa 0,1g de muestra liofilizada y homogenizada con precisión de 0,0001 g. Se añade 8 ml  $HNO_3$  y 2ml  $H_2O_2$  a cada vaso y los insertamos en el módulo del aparato con el siguiente programa de microondas: 15 minutos de rampa a  $190^\circ C$  y otros 15 minutos de estabilización a  $190^\circ C$ . Al finalizar la digestión, se deja enfriar dentro del microondas durante 30 minutos y se abren los vasos en una campana extractora, vertiéndose el contenido del tubo de microondas en otro de vidrio con enrase y llevándolo a 25ml con agua bi-destilada.

### 6.1.18. Determinación de P, K, Ca, Mg, Na, S, Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, Cr, Ni y Cd.

Se determinó en contenido de estos elementos presentes en la digestión ácida asistida por microondas descrita en el **Apartado 6.1.17.** mediante Espectroscopia Óptica por Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES), realizada en el Laboratorio de Ionómica del CEBAS-CSIC (<http://www.cebas.csic.es>). El equipo utilizado fue un IRIS

Intrepid II XDL, Thermo Fisher Scientific Inc.

#### **6.1.19. Carbono extraíble (C<sub>EX</sub>).**

Se determinó el carbono extraído con una disolución de NaOH de los materiales orgánicos en un analizador de carbono Shimadzu TOC 5000 (Albuquerque y col., 2009a). Estas condiciones son las consideradas estándar para el estudio de la humificación durante el compostaje.

Reactivos:

- Hidróxido sódico (NaOH 0,1M).

Procedimiento:

Se realiza una extracción en la proporción 1:20 (p/v) con NaOH 0,1M. Se agita mecánicamente durante 24 horas y se centrifuga a 15.000g durante 20 minutos, y se filtra por malla de fibra sintética. Se toma una alícuota del filtrado y se procede del mismo modo que para el C<sub>OH</sub> (**Apartado 6.1.14.**).

#### **6.1.20. Fraccionamiento en ácidos húmicos (AH) y fracción fúlvica (FF).**

Para su determinación se precipitaron los AH a pH 2 en el extracto de NaOH obtenido en el **Apartado 6.1.19.** (Albuquerque y col., 2009a) (Figura 6.1.21.1.).

Reactivos:

-Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) concentrado (R.A.).

Procedimiento:

Una vez obtenido el extracto de materia orgánica con NaOH 0,1M, se adiciona H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado (R.A.) hasta alcanzar un pH < 2. Se deja en reposo a 4 °C durante 24 horas, para conseguir una completa precipitación de los AH. Estos se separan del sobrenadante (fracción fúlvica o FF) por decantación y posterior centrifugación a

## 6. Métodos y técnicas experimentales

---

15.000g durante 20 minutos. En la FF, se determina el carbono ( $C_{FF}$ ) como se hace para el carbono extraíble mientras que el carbono de los AH ( $C_{AH}$ ) se calcula por diferencia del carbono extraíble y el carbono de ácidos fúlvicos, expresando el resultado en porcentaje:

$$C_{AH} (\%) = C_{EX} (\%) - C_{FF} (\%).$$

### **6.1.21. Fraccionamiento de FF en ácidos fúlvicos (AF) y fracción no humificada (NH).**

La FF se divide en dos subfracciones por medio de un gel de polivinilpirrolidona (PVP) según la metodología propuesta por *Sequi y col., (1986)*. Este gel separa los verdaderos AF (los cuales quedan retenidos en dicho gel) de la fracción NH, la cual pasa a través de la columna de PVP (Figura 6.1.21.1.).

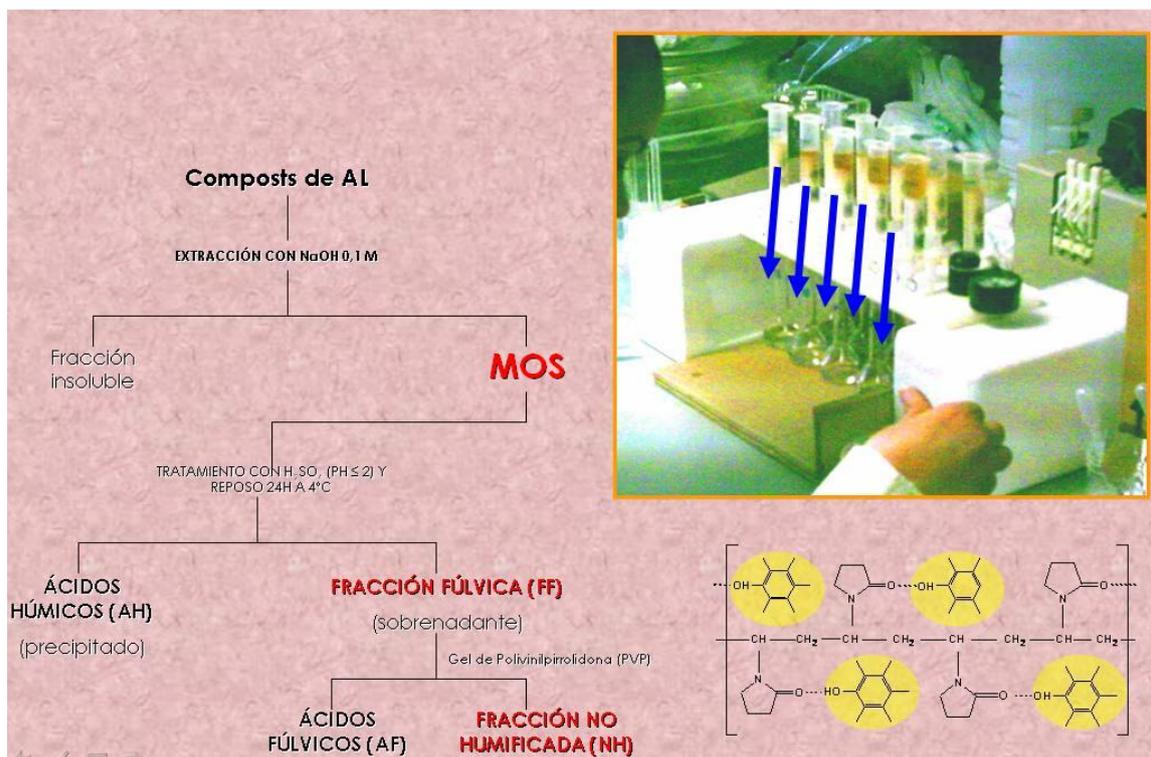
Reactivos:

- Polivinilpirrolidona (R.A.).
- Ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$  0,1 y 0,01N).
- Hidróxido sódico (NaOH 0,5M).

Procedimiento:

*Preparación de la polivinilpirrolidona (PVP).*

Se introducen 50 gr. de PVP insoluble en un matraz y/o erlenmeyer de 1000 ml y se añaden 100-150 ml de agua hasta que el gel quede cubierto completamente tras lo cual se agita enérgicamente. Se deja reposar 15 minutos con el fin de eliminar por decantación la fracción más fina y se repite la operación dos veces. A continuación seguimos lavando la resina dos veces con agua destilada descartando siempre la fracción más fina en suspensión. Seguidamente se lava dos veces más con  $H_2SO_4$  0,1 N, otra con NaOH 0,5 M, después con agua y finalmente tres veces con  $H_2SO_4$  0,1 N. Con el último lavado dejamos el gel cubierto para que así se pueda conservar a temperatura ambiente.



**Figura 6.1.21.1.** Esquema global del proceso de extracción y fraccionamiento de los AH, AF y de la fracción NH.

#### Preparación de las columnas de PVP.

Las columnas se preparan en jeringas hipodérmicas de plástico de 10 ml. En la base de la jeringa se coloca una capa de aproximadamente 0.5 cm de lana de vidrio que impide la salida del gel. Las jeringas se fijan en un soporte rígido en posición vertical y no se deben mover tras ser rellenas con la resina. Tras añadir el PVP a las jeringas se deja sedimentar hasta que el gel alcance una altura de 6-9 ml. Una vez hecho esto la columna es repetidamente lavada antes de su uso. Primero con agua destilada, a continuación dos veces más con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,01 N seguido por NaOH 0,5 M y otra vez con agua destilada. Finalmente la resina es equilibrada antes de pasarle la muestra lavándola tres veces con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,01 N.

Una precaución importante a tener en cuenta es no dejar secar nunca las columnas cuando son utilizadas.

Una vez hecho esto se cogen 5 ml de la disolución obtenida tras la precipitación de los ácidos húmicos (AF + NF) y se pasan por la columna. La fracción no retenida (NH) es eluida de la columna con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,01 N enrasando a continuación en un matraz aforado de 25 ml.

## 6. Métodos y técnicas experimentales

---

Finalmente, en la fracción fúlvica se determina el carbono ( $C_{FF}$ ) como se hace para el carbono extraíble mientras que el carbono de los AF ( $C_{AF}$ ) se calcula por diferencia del carbono extraíble y el carbono de la fracción no humificada (NH), expresando el resultado en porcentaje:

$$C_{AF} (\%) = C_{FF} (\%) - C_{NH} (\%).$$

### 6.1.22. Índices de germinación (IG).

Se realizaron dos ensayos de germinación con *Lepidium sativum* y *Raphanus sativus* de acuerdo las técnicas propuestas por Zucconi y col. (1981a) y Tam y Tiquia (1994) respectivamente.

#### Ensayo con *Lepidium sativum*.

Reactivos:

- Etanol ( $CH_3CH_2OH$ , al 50%).

Procedimiento:

Se humedece el material hasta alcanzar el 60% de humedad y se deja en reposo durante 30 minutos. Se añaden 13,5 ml de agua desionizada por gramo de muestra seca, para diluir este extracto hasta el 10%, agitándose posteriormente durante 30 minutos. Se centrifuga a 4000 rpm durante 10 minutos y se filtra con papel de 0,45  $\mu m$  mediante vacío para esterilizar el extracto. En placas Petri de 10 cm de diámetro, cubiertas con papel de filtro, se ponen 10 semillas y se añade 1 ml del extracto acuoso mojando el papel en su totalidad, realizándose un total de 10 repeticiones.

Las semillas se incuban a 28 °C distribuyendo las placas de forma aleatoria dentro de la estufa durante 48 horas en oscuridad envolviéndolas en papel de aluminio. Transcurrido este tiempo, se añade 1 ml de una mezcla de etanol y agua 1:1 (v/v) para detener el crecimiento de las plantas (nota: si se considera necesario, este paso se puede obviar). Se cuantifica el número de semillas germinadas y la longitud alcanzada por las raíces por placa. Los resultados se expresan como índice de

germinación, el cual se obtiene al multiplicar el porcentaje de germinación (G) y el porcentaje de crecimiento de las raíces (L), ambos respecto al control hecho con agua destilada, y dividir por cien.

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

### Ensayo con *Raphanus sativus*.

Procedimiento:

Del material liofilizado, se hace una extracción acuosa 1:20 (p/v) durante 2 horas agitando mecánicamente. Se centrifuga a 7000 rpm durante 10 minutos y se filtra con papel de 0,45 µm mediante vacío para esterilizar el extracto. En placas Petri de 9 cm de diámetro, cubiertas con papel de filtro, se ponen 10 semillas y se añaden 9 ml del extracto acuoso mojando el papel en su totalidad, realizándose 10 repeticiones.

Las semillas se incuban a 22 °C en una estufa de incubación a 80% de humedad relativa distribuyendo las placas de forma aleatoria dentro de la estufa de incubación durante 5 días en la oscuridad envolviéndolas en papel de aluminio. Se cuantifica el número de semillas germinadas y la longitud alcanzada por las raíces por placa. Los resultados se expresan como índice de germinación, el cual se obtiene al multiplicar el porcentaje de germinación (G) y el porcentaje de crecimiento de las raíces (L), ambos respecto al control hecho con agua destilada, y dividir por cien.

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



## **6.2. EXTRACCIÓN Y ANÁLISIS DE LA MATERIA ORGÁNICA HIDROSOLUBLE (MOH) Y SOLUBLE EN ÁLCALI (MOAS) OBTENIDA A PARTIR DE LOS COMPOSTS MADUROS EN CONDICIONES ESPECÍFICAS.**

### **6.2.1. Extracción de MOH y MOAS.**

La extracción de la MOH y de la MOAS obtenida en las distintas condiciones estudiadas se realizó con botes de agitación de polietileno de relación altura/base 3. Todas las extracciones fueron en condiciones isotérmicas (25° y 70°C) y se realizaron en un baño de agua con control de temperatura con un sistema de agitación horizontal incorporado.

Procedimiento:

Las extracciones se realizaron con H<sub>2</sub>O destilada, KOH 0,1 y 1 M en las distintas condiciones que se resumen a continuación:

- MOH:
  - Extracción acuosa usando una relación entre el peso de compost y volumen de extractante (P/V) 1/3 durante 24 horas a 25°C.
- MOAS:
  - Extracción alcalina con KOH 1M usando una P/V de 1/3 durante 24 horas a 25°C.
  - Extracción alcalina con KOH 1M usando una P/V de 1/3 durante 24 horas a 70°C.

Todas las extracciones obtenidas se centrifugaron una vez finalizadas a 15.000g durante 20 minutos, y se filtraron por malla sintética.

### **6.2.2. Fraccionamiento de la MOAS en ácidos húmicos (AH) y fracción fúlvica (FF).**

La MOAS obtenida en las dos condiciones anteriormente descritas, se fraccionaron en AH y FF tal y como se describe en el **Apartado 6.1.20.**

### **6.2.3. Determinación del pH y de la conductividad eléctrica (CE).**

La determinación del pH y de la CE en los extractos obtenidos se hizo acorde con lo descrito en el **Apartado 6.1.3.**

### **6.2.4. Análisis de macro y micronutrientes presentes en la MOH y MOAS.**

El análisis de macro y micronutrientes de la MOH y MOAS (y en sus fracciones AH y FF) se realizó en los extractos secos de los líquidos obtenidos mediante su liofilización. Tras su homogenización mediante un mortero de ágata, se procedió al análisis del  $C_{SOL}$  y  $N_{SOL}$  tal y como se describe en el **Apartado 6.1.11.** y el resto de macro y micronutrientes se realizaron mediante análisis de ICP tal y como se describe en los **Apartados 6.1.17. y 6.1.18.**

## **7. BIBLIOGRAFÍA**



- A.A.O., **2010**. Agencia para el aceite de oliva. En: <http://aao.mapa.es> . Última consulta: 31/08/10.
- Abid, N., Sayadi, S., **2006**. Detrimental effects of olive mill wastewater on the composting process of agricultural wastes. *Waste Management* 26, 1099-1107.
- Achard, F.K., **1786**. (ver Stevenson 1994).
- Adani, F.P., Genevini, P.L., Tambone, F., **1995**. A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization*. 3, 25-37.
- Ait Baddi, G., Hafidi, M., Merlina, G., Revel, J.C., **2003**. Characterization and identification of polyphenols during waste treatment of olive oil mills by composting. *Agrochimica* 47, 161-172.
- Akdeniz, N., Koziel, J.A., Ahn, H.K., Crawford, B.P., Glanville, T.D., **2007**. Qualitative characterization of volatile compound emissions during biological decomposition of plant materials using SPME-GC-MS. 2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers, Minneapolis, MN.
- ANSI/ASTM., **1977a**. Standard test methods for lignin in wood D 1106-56. American National Standard Institute, Washington DC.
- ANSI/ASTM., **1977b**. Standard test methods for alpha-cellulose in wood D 1103-60. American National Standard Institute, Washington DC.
- Alba Mendoza, J., Hidalgo Casado, F., Martínez Román, F., Ruiz Gómez, M.A., Moyano Pérez, M.J., **1993**. Procesos de elaboración: nuevas técnicas de centrifugación. VI Simposium Científico-Técnico Expoliva 93. Jaén. Dossier Oleo. 2, 40-59.
- Albadalejo, J., Díaz, E. **1990**. Degradación y regeneración del suelo en el litoral mediterráneo español: experiencias en el proyecto LUCDEME. En: Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Eds.: J. Albadalejo, M.A. Stocking y E. Díaz. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), 191-213.
- Alburquerque Méndez, J.A., **2003**. El compostaje de orujo de oliva de dos fases. Estudio del proceso y evaluación de los productos obtenidos. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología.
- Alburquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., **2004**. Agrochemical characterisation of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology*. 91, 195-200.
- Alburquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., **2006a**. 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, 127-132.
- Alburquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., **2006b**. Measuring detoxification and maturity in compost made from "alperujo", the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64, 470-477.
- Alburquerque, J.A., Gonzalez, J., Garcia, D., Cegarra, J., **2006c**. Composting of a solid olive-mill by-product ("alperujo") and the potential of the

- resulting compost for cultivating pepper under commercial conditions. *Waste Management* 26, 620-626.
- Alburquerque, J.A., Gonzalvez, J., Garcia, D., Cegarra, J., **2007**. Effects of a compost made from the solid by-product ("alperujo") of the two-phase centrifugation system for olive oil extraction and cotton gin waste on growth and nutrient content of ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Bioresource Technology* 98, 940-945.
- Alburquerque, J.A., González, J., **Tortosa, G.**, Baddi, G.A., Cegarra, J., **2009a**. Evaluation of "alperujo" composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20, 257-270.
- Alburquerque, J.A., Bautista-Carrascosa, I., Lidón, A., García-de-la-Fuente, R., Girbent, J., Abad, M., Cegarra, J., **2009b**. Co-composting an animal fatty-proteinaceous waste with a solid lignocellulosic by-product from the olive oil industry ('alperujo'). *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 84, 918-926.
- Alfano, G., Belli, C., Lustrato, G., Ranalli, G., **2008**. Pile composting of two-phase centrifuged olive husk residues: Technical solutions and quality of cured compost. *Bioresource Technology* 99, 4694-4701.
- Ali, Y.S.S., **2007**. Interaction of salinity and temperature on the germination of doum (*Hyphaene thebaica*) seed in Saudi Arabia. *Asian J. Plant Sci.* 6, 962-966.
- Álvarez de la Puente, J.M., Jáuregui Arana, J., García Ruíz, R., **2010**. Compostaje de alperujos en Andalucía. Abstracts de las II Jornadas de la Red Española de Compostaje "Compostaje de Residuos Orgánicos y Seguridad Ambiental" Burgos-Palencia. España, 85.
- Antil, R.S., Singh, M., **2007**. Effects of organic manures and fertilizers on organic matter and nutrients status of the soil. *Archives of Agronomy and Soil Science.* 53, 519-528.
- Asenjo, M.C.G., González, J.L., Maldonado, J.M., **2000**. Influence of humic extracts on germination and growth of ryegrass. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31, 101-114.
- Ayuso, M., Hernández, T., García, C., **1996**. Effect of humic fractions from urban wastes and other more evolved organic materials on seed germination. *Journal of the Science of Food and Agriculture.* 72, 461-468.
- Baeta-Hall, L., Ceu Saagua, M., Lourdes Bartolomeu, M., Anselmo, A.M., Fernanda Rosa, M., **2005**. Bio-degradation of olive oil husks in composting aerated piles. *Bioresource Technology* 96, 69-78.
- Benedito, C.P., Ribeiro, M.C.C., Torres, S.B., **2008**. Salinity in the germination and initial development stage of moringa (*Moringa oleifera* Lam.) seeds and seedlings. Salinidade na germinação da semente e no desenvolvimento das plântulas de moringa (*Moringa oleifera* Lam.) *Revista Ciencia Agronomica* 39, 463-467.
- Benitez, E., Sainz, H., Melgar, R., Nogales, R., **2002**. Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: A pilot scale study. *Waste Management and Research* 20, 134-142.

- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Hontoria, C., Almorox, J., **2008**. Dynamics of pruning waste and spent horse litter co-composting as determined by chemical parameters. *Bioresource Technology* 100, 497-500.
- Berg, B., **1984**. Decomposition of root litter and some factors regulating the process: Long-term root litter decomposition in a scots pine forest. *Soil Biology and Biochemistry* 16, 609-617.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., **1998**. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*. 63, 91-99.
- Bernal, M.P., Gondar, D.M., **2008**. Producción y gestión de residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal. En: *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8), 9-41.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., **2009**. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100, 5444-5453.
- Berzelius, J.J., **1839**. (ver Stevenson 1994).
- Bolívar, J.P., García-Tenorio, R., **2007**. Residuos producidos por industrias NORM: Impacto radiológico y gestión. *Proceedings of the XI National Congress of the Spanish Society of Radiological Protection*. Available in <http://www-fmcs.urv.net/sepr11>
- Borja, R., Rincón, B., Raposo, F., Sánchez, E., Martín, A., **2004**. Assessment of kinetic parameters for the mesophilic anaerobic biodegradation of two-phase olive pomace. *International Biodeterioration & Biodegradation* 53, 71-78.
- Bramley, R.G.V., White, R.E., **1990**. The variability of nitrifying activity in field soils. *Plant and Soil* 126, 203-208.
- Brink, R.H.J., Dubach, P., Lynch, D.L., 1959. Measurement of carbohydrates in soil hydrolyzates with anthrone. *Soil Science*. 89, 157-166.
- Brinton, W.F., 1998. Volatile organic acids in compost: Production and odorant aspects. *Compost Sci. Util.* 6, 75-82.
- Browning, B.L., **1967**. *Methods of wood chemistry*. Interscience Publishers, New York, USA.
- BSI, **2005**. PAS 100:2005, Specification for Composted Materials. British Standard Institution, London.
- 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.
- Canet, R., Pomares, F., Cabot, B., Chaves, C., Ferrer, E., Ribó, M., Albiach, M.R., **2008**. Composting olive mill pomace and other residues from rural southeastern Spain. *Waste Management* 28, 2585-2592.
- Caravaca, F., **Tortosa, G.**, Carrasco, L., Cegarra, J., Roldan, A., **2006**. Interaction between AM fungi and a liquid organic amendment with respect to enhancement of the performance of the leguminous shrub *Retama sphaerocarpa*. *Biology and Fertility of Soils* 43, 30-38.
- Carballo, T., Gil, M.V., Gómez, X., González-Andrés, F., Morán, A., **2008**. Characterization of different compost extracts using Fourier-transform

- infrared spectroscopy (FTIR) and thermal analysis. *Biodegradation* 19, 815-830.
- Cayuela, M.L., Bernal, M.P., Roig, A., **2004**. Composting olive mill waste and sheep manure for orchard use. *Compost Science and Utilization*. 12, 130-136.
- Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., Molina, J., Roig, A., **2005**. Compost production from olive oil processing. *BioCycle* 46, 64-65.
- Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., **2006**. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. *Process Biochemistry* 41, 616-623.
- Cayuela, M.L., Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., **2008**. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting. *Bioresource Technology* 99, 4255-4262.
- Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A. **2010**. Two-phase olive mill waste composting: enhancement of the composting rate and composts quality by grape stalks addition. *Biodegradation*. 21, 465-473.
- Cegarra, J., **1994**. Compostaje de desechos orgánicos y criterios de calidad del compost. *Actas del VII Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo. Bucaramanga (Colombia)*, 22-30.
- Cegarra, J., Alburquerque, J.A., González, J., **Tortosa, G.**, Chaw, D., **2006**. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product ("alperujo") managed by mechanical turning. *Waste Management* 26, 1377-1383.
- Cegarra, J., Alburquerque, J.A., **Tortosa, G.** **2007**. Aprovechamientos de residuos: compostaje de alperujo. En: *El futuro del Mundo rural*. Javier Sanz Cañada (Ed.). Universidad Internacional de Andalucía. ISBN: 978-84-975651-8-9.
- Champagne, E.T., **2004**. *Rice: Chemistry and Technology*. 3rd Ed. The American Association of Cereal Chemist.
- Chang, C.H., Yang, S.S., **2009**. Thermo-tolerant phosphate-solubilizing microbes for multi-functional biofertilizer preparation. *Bioresource Technology* 100, 1648-1658.
- Chanyasak, V. and Kubota., **1981**. Carbon organic nitrogen ratio in water extracts as measure of composting degradation. *Journal of Fermentation Technology*, 59, 215-219.
- Chefetz, B., Hatcher, P., Hadar, Y., Chen, Y., **1998**. Characterization of dissolved organic matter extracted from composted municipal solid waste. *Soil Science Society American Journal* 62, 326-332.
- Chen, Y., Aviad, T., **1990**. Effects of humic substances on plant growth. *Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings*. MacCarthy, P., Clapp, C.E., Malcolm, R.L., Bloom, P.R. (Eds.). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. USA, pp. 161-186.
- Chen, Y and Inbar, Y. **1993**. Chemical and spectroscopical analysis of organic matter transformation during composting in relation to composts maturity. En: *Science and Engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Eds.: Harry A. J.

- Hoitink and Harold M. Keener. Renaissance Publications. Ohio, pp 551-600.
- Chen, Y., Magen, H., Riov, J. , **1994**. Humic substances originating from rapidly decomposing organic matter: properties and effects on plant growth. En: Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health, ed. N. Senesi y T.M. Miano. Elsevier, New York, pp., 427-443.
- Chen, Y., **2003**. Nuclear magnetic resonance, infra-red and pyrolysis: Application of spectroscopic methodologies to maturity determination of composts. *Compost Sci. Util.* 11, 152-168.
- Chen, K.-S., Lin, Y.-S., Yang, S.-S., **2007**. Application of thermotolerant microorganisms for biofertilizer preparation. *Journal of Microbiology, Immunology and Infection* . 40, 462-473.
- Chino, M., Kanazawa, S., Mori, T., **1983**. Biochemical studies on composting of municipal sewage sludge mixed with rice hull. *Soil Science and Plant Nutrition* 29, 159-173.
- Ciavatta, C., Govi, M., Vittori Antisari, L., Sequi, P., **1990**. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone. *Journal of Chromatography* 509, 141-146.
- Ciavatta, C., Vittori Antisari, L., Sequi, P., **1988**. A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica XXXII*, 510-517.
- Clemente, R., Escolar, A., Bernal, M.P., **2006**. Heavy metals fractionation and organic matter mineralisation in contaminated calcareous soil amended with organic materials. *Bioresource Technology* 97, 1894-1901.
- Cole, M.A., Zhang, L., Liu, X., **1995**. Remediation of pesticide contaminated soil by planting and compost addition. *Compost Science and Utilization* 3, 20-30.
- Compostnetwork, **2009**. Country Report: Spain. European Composts Network ECN. In: <http://www.compostnetwork.info/>.
- Cooper, R.J., Liu, C., Fisher, D.S., **1998**. Influence of humic substances on rooting and nutrient content of creeping bentgrass. *Crop Science* 38, 1639-1644.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A., **1991**. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Ed.: CSIC-CEBAS, Murcia. ISBN: 84-404-9422-X.
- de Bertoldi, M., Vallini G., Pera A., **1983**. The biology of composting:A review. *Waste Management and Research* 1, 157-176.
- de la Fuente, C., Clemente R., Martínez-Alcalá I., **Tortosa G.**, Bernal M.P. **2011**. Impact of fresh and composted solid olive husk and their water soluble fractions on soil heavy metal fractionation, microbial biomass and plant uptake. *Journal of Hazardous Materials*. 186(2-3):1283-9.
- De Saussure, T., **1804**. (ver Stevenson 1994).
- Derriche, R., Berrahmoune, K.S., **2007**. Valorisation of olive oil cake by extraction of hemicelluloses. *Journal of Food Engineering* 78, 1149-1154.
- Dick, W.A., McCoy, E.L., **1993**. Enhancing soil fertility by addition of composts. *Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Eds.: Harry A. J. Hoitink and Harold M. Keener. Renaissance Publications. Ohio.

- Dumontet, S., Dinel, H., Baloda, S.B., **1998**. Pathogen reduction in sewage sludge by composting and other biological treatments: A review. *Biological Agriculture and Horticulture*. 16, 409-430.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Elwell, D.L., **2000**. Composting Short Paper Fiber with Broiler Litter and Additives: Part I: Effects of Initial pH and Carbon/Nitrogen Ratio on Ammonia Emission. *Compost Science and Utilization*. 8, 160-172.
- European, C., **2001a**. Commission decision of 28 August 2001 establishing ecological criteria for the award of the Community eco-label to soil improvers and growing media. *Official Journal of the European Communities*, L 242/217-L 242/222.
- European, C., **2001b**. Biological Treatment of Biowaste. Working Document. 2nd Draft. [http://www.compost.it/www/pubblicazioni\\_on\\_line/biod.pdf](http://www.compost.it/www/pubblicazioni_on_line/biod.pdf).
- European, C., **2006**. Soil protection-The story behind the strategy. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 28 pp.
- Eyheraguibel, B., Silvestre, J., Morard, P., **2008**. Effects of humic substances derived from organic waste enhancement on the growth and mineral nutrition of maize. *Bioresource Technology* 99, 4206-4212.
- FAO/CEPE, **1991**. Legislation and Measures for the Solving of Environmental Problems Resulting from Agricultural Practices (With Particular Reference to Soil, Air and Water), Their Economic Consequences and Impact on Agrarian Structures and Farm Rationalization. . Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa, (CEPE) Y FAO, Agri/Agrarian Structures and Farm Rationalization Report No. 7. Naciones Unidas, Ginebra.
- FAOstat, **2006**, update 15/05/2008. International Production Quantity of Olive Oil, virgin. The Statistics Division of the Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO). <http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567>.
- Farrell, J.B., **1993**. Fecal patogen control during composting. . *Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Eds.: Harry A. J. Hoitink and Harold M. Keener. Renaissance Publications. Ohio., 282-300.
- Fernández-Bayo, J.D., Romero, E., Schnitzler, F., Burauel, P., **2008**. Assessment of pesticide availability in soil fractions after the incorporation of winery-distillery vermicomposts. *Environmental Pollution* 154, 330-337.
- Fernández-Bolaños, J., Rodríguez, G., Rodríguez, R., Heredia, A., Guillén, R., Jiménez, A., **2002**. Production in large quantities of highly purified hydroxytyrosol from liquid-solid waste of two-phase olive oil processing or "alperujo". *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50, 6804-6811.
- Fernández-Bolaños, J., Rodríguez, G., Gómez, E., Guillen, R., Jiménez, A., Heredia, A., Rodríguez, R., **2004**. Total recovery of the waste of two-phase olive oil processing: Isolation of added-value compounds. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 52, 5849-5855.
- Fernández, J.F., Sánchez-Arias, V., Rodríguez, L., Villaseñor, J. **2010**. Feasibility of composting combinations of sewage sludge, olive mil waste and winery waste in a rotary drum reactor. *Waste Management*. 30,1948-1956.

- Filippi, C., Bedini, S., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., Saviozzi, A., **2002**. Cocomposting of olive oil mill by-products: Chemical and microbiological evaluations. *Compost Science and Utilization*. 10, 63-71.
- Finstein, M.S.M., F.C.; Hogan, J.S. y Strom, P.F. **1987**. Analysis of EPA guidance on composting sludge. Part III- Oxygen, moisture, odor and pathogens. *BioCycle* 28, 38-44.
- Finstein, M.S., Hogan, J.A., **1993**. Integration of composting process microbiology, facility structure and decision-making. *Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Eds.: Harry A. J. Hoitink and Harold M. Keener. Renaissance Publications. Ohio.
- Flotats, X., Solé, F., **2008**. Situación actual en el tratamiento de los residuos orgánicos: aspectos científicos, económicos y legislativos. En: *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8), 43-74.
- Fourti, O., Jedidi, N., Hassen, A., **2008**. Behaviour of main microbiological parameters and of enteric microorganisms during the composting of municipal solid wastes and sewage sludge in a semi-industrial composting plant. *American Journal of Environmental Science*. 4, 103-110.
- Francou, C., Lineres, M., Derenne, S., Villio-Poitrenaud, M.L., Houot, S., **2008**. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology* 99, 8926-8934.
- Gajalakshmi, S., Abbasi, S.A., **2008**. Solid waste management by composting: state of the art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 38, 311-400.
- García, C., Hernandez, T., Costa, F., Ayuso, M., **1992**. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* 23, 1501-1512.
- García Gómez, A., **2001**. Obtención y utilización agrícola de composts de origen agroindustrial. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología.
- García-Gómez, A., Bernal, M.P., Roig, A., **2005**. Organic matter fractions involved in degradation and humification processes during composting. *Compost Sci. Util.* 13, 127-135.
- García-Gómez, A., Roig, A., Bernal, M.P., **2003**. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: Organic matter degradation and biological activity. *Bioresource Technology* 86, 59-64.
- Ge, B., McCartney, D., Zeb, J., **2006**. Compost environmental protection standards in Canada. *Journal of Environmental Engineering and Science* 5, 221-234.
- Gea, T., Ferrer, P., Alvaro, G., Valero, F., Artola, A., Sánchez, A., **2007**. Co-composting of sewage sludge:fats mixtures and characteristics of the lipases involved. *Biochemical Engineering Journal* 33, 275-283.
- Gerke, J., **2010**. Humic (organic matter)-Al(Fe)-phosphate complexes: An underestimated phosphate form in soils and source of plant-available phosphate. *Soil Science* 175, 417-425.

- Giovannozzi-Sermanni, G., **1987**. Lignin metabolism in the soils amended with compost. En: Compost: production, quality and use. de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.). Elsevier Applied Science Publishers. Barking, pp. 190-197.
- Golueke, C.G., Díaz, L.F., **1990**. Understanding the basics of composting. *BioCycle* 31, 56-59.
- Gomez-Brandon, M., Lazcano, C., Dominguez, J., **2008**. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere* 70, 436-444.
- González Vicente, J., **2005**. Estudio del compostaje de orujo de oliva de dos fases y de la materia orgánica soluble extraída durante el proceso. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología.
- Grube, M., Lin, J.G., Lee, P.H., Kokorevicha, S., **2006**. Evaluation of sewage sludge-based compost by FT-IR spectroscopy. *Geoderma* 130, 324-333.
- Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L., McCarthy, J.F., **1994**. Adsorption and desorption of natural organic matter on iron oxide: Mechanisms and models. *Environmental Science and Technology* 28, 38-46.
- Guggenberger, G., Kaiser, K., **2003**. Dissolved organic matter in soil: Challenging the paradigm of sorptive preservation. *Geoderma* 113, 293-310.
- Gutiérrez-Miceli, F.A., García-Gómez, R.C., Rincón Rosales, R., Abud-Archila, M., María Ángela, O.L., Cruz, M.J.G., Dendooven, L., **2008**. Formulation of a liquid fertilizer for sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) using vermicompost leachate. *Bioresource Technology* 99, 6174-6180.
- Hachicha, S., Sallemi, F., Medhioub, K., Hachicha, R., Ammar, E., **2008**. Quality assessment of composts prepared with olive mill wastewater and agricultural wastes. *Waste Management* 28, 2593-2603.
- Hachicha, S., Sellami, F., Cegarra, J., Hachicha, R., Dira, N., Medhioub, K., Ammar, E., **2009**. Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure-Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *Journal of Hazardous Materials*. 162, 402-409.
- Haider, K., **1994**. Advances in the basic research of the biochemistry of humic substances. En: *Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human health*. Senesi, N., Miano, T.M. (Eds.). Elsevier Science B.V. London, U.K. pp. 91-107.
- Hameeda, B., Reddy, Y.H.K., Rupela, O.P., Kumar, G.N., Reddy, G., **2006**. Effect of carbon substrates on rock phosphate solubilization by bacteria from composts and macrofauna. *Current Microbiology* 53, 298-302.
- Hatcher, P.G., Breger, I.A., Maciel, G.E., Szeverenyi, N.M. **1985**. Geochemistry of humin. *Humic Substances in Soil, Sediment and Water: Geochemistry, Isolation and Characterization*. Ed: G.R. Aiken, D.M. McKnight, R.L. Wershaw, P. MacCarthy.
- Haug, R.T., **1993**. The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

- Hermoso Fernández, M., Uceda Ojeda, M., González Delgado, J., Morales Bernardino, J., **1993**. Extracción de aceite de oliva mediante sistemas continuos de 2 fases. *Agricultura* 730, 394-399.
- Hess, T.F., Grdzlishvili, I., Sheng, H., Hovde, C.J., **2004**. Heat inactivation of *E. coli* during manure composting. *Compost Sci. Util.* 12, 314-322.
- Hoitink, H.A.J., Chen, W., Trillas-Gay, M.I., Chung, Y.R., 1987. Compost for control of plant diseases. *Compost: production, quality and use*. Eds.: M. de Bertoldi, M.P. Ferranti, P.L'Hermite and F. Zucconi. Elsevier Applied Science Publishers. Barking.
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B., **2004**. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management* 24, 805-813.
- Hue, N.V., Liu, J., **1995**. Predicting compost stability. *Compost Science & Utilization* 3, 8-15.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., **1992a**. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humufication" indexes. *Resources, Conservation and Recycling* 6, 243-257.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., **1992b**. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 38, 331-343.
- Inbar, Y., Chen, Y., Hoitink, H.A.J., **1993**. Properties for establishing standards for utilization of composts in container media. *Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Eds.: Harry A. J. Hoitink and Harold M. Keener. Renaissance Publications. Ohio.
- Inoko, A., Miyamatsu, K., Sugahara, K., Harada, Y., **1979**. On some organic constituents of city refuse composts produced in Japan. *Soil Science Plant Nutrition*, 25: 225-234.
- IRENA, **2006**. Indicator reporting on the integration of environmental concerns into agricultural policy. European Environment Agency.  
En: <http://www.eea.europa.eu/projects/irena>.
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Parrella, A., **2005**. Model study on the effect of 15 phenolic olive mill wastewater constituents on seed germination and *Vibrio fischeri* metabolism. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53, 8414-8417.
- Jodice, R., Nappi, P. **1987**. Microbial aspects of compost application in relation to micorrhizae and nitrogen fixing microorganisms. *Compost: production, quality and use*. Eds.: M. de Bertoldi, M.P. Ferranti, P.L'Hermite and F. Zucconi. Elsevier Applied Science Publishers. Barking, 420-429.
- Karthikeyan, K.G., Tshabalala, M.A., Wang, D., Kalbasi, M., **2004**. Solution Chemistry Effects on Orthophosphate Adsorption by Cationized Solid Wood Residues. *Environmental Science and Technology* 38, 904-911.
- Keener, H.M., Marugg, C., Hansen, R.C., Hoitink, H.A.J., **1993**. Optimizing the efficiency of the composting process. *Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Eds.: Harry A. J. Hoitink and Harold M. Keener. Renaissance Publications. Ohio.

- Kempers, A.J., Zweers, A., **1986**. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 17, 715-723.
- Kirchmann, H., Witter, E., **1989**. Ammonia volatilization during composting aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant and Soil* 115, 35-41.
- Kithome, M., Paul, J.W., Bomke, A.A., **1999**. Reducing nitrogen losses during simulated composting of poultry manure using adsorbents or chemical amendments. *Journal of Environmental Quality*. 28, 194-201.
- Koenig, R.T., Palmer, M.D., Miner Jr., F.D., Miller, B.E., Harrison, J.D., **2005**. Chemical amendments and process controls to reduce ammonia volatilization during in-house composting. *Compost Science and Utilization*. 13, 141-149.
- Köhler, J., **Tortosa, G.**, Cegarra, J., Caravaca, F., Roldán, A., **2008**. Impact of DOM from composted "alperujo" on soil structure, AM fungi, microbial activity and growth of *Medicago sativa*. *Waste Management* 28, 1423-1431.
- Komilis, D.P., Tziouvaras, I.S., **2009**. A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. *Waste Management* 29, 1504-1513.
- LBADR, **2002**. Libro Blanco de la Agricultura y del Desarrollo Rural. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.  
En: <http://www.libroblancoagricultura.com>.
- Li, B.Y., Zhou, D.M., Cang, L., Zhang, H.L., Fan, X.H., Qin, S.W., **2007**. Soil micronutrient availability to crops as affected by long-term inorganic and organic fertilizer applications. *Soil and Tillage Research* 96, 166-173.
- Li, G., Zhang, F., Sun, Y., Wong, J.W.C., Fang, M., **2001**. Chemical evaluation of sewage sludge composting as a mature indicator for composting process. *Water, Air and Soil Pollution* 132, 333-345.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., **2003**. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology* 86, 131-137.
- López, M.J., Boluda, R., **2008**. Residuos agrícolas. En: *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8), 489-518.
- Low, K.S., Lee, C.K., **1997**. Quaternized rice husk as sorbent for reactive dyes. *Bioresource Technology* 61, 121-125.
- MacCarthy, P., Rice, J.A., **1985**. Spectroscopic methods (other than NMR) for determining functionality in humic substances. En: *Humic substances in soil, sediment, and water: Geochemistry, isolation and characterization*. Ed: G.R. Aiken, D.M. McKnight, R.L. Wershaw, P. MacCarthy. Wiley-Interscience, New York. pp. 527-560.
- Madejon, E., Galli, E., Tomati, U., **1998**. Composting of wastes produced by low water consuming olive mill technology. *Agrochimica* 42, 135-146.
- Maestro-Durán, R., Borja Padilla, R., Martín Martín, A., Fiestas Ros de Ursinos, J.A., Alba Mendoza, J., **1991**. Biodegradación de los compuestos fenólicos presentes en el alpechín. *Grasas y Aceites*. 42, 271-276.
- Mahimairaja, S., Bolan, N.S., Hedley, M.J., Macgregor, A.N., **1994**. Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with

- different amendments: An incubation experiment. *Bioresource Technology* 47, 265-273.
- Manios, T., Maniadakis, K., Kalogeraki, M., Mari, E., Stratakis, E., **2006**. Efforts to explain and control the prolonged thermophilic period in two-phase olive oil mill sludge composting. *Biodegradation* 17, 285-292.
- MAPA, **2003**. Libro blanco de la agricultura y el desarrollo rural. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.  
En: <http://www.libroblancoagricultura.com/>.
- MAPA, **2005**. Anuario de Estadística Agroalimentarias 2004. Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Mari, I., Ehaliotis, C., Kotsou, M., Balis, C., Georgakakis, D., **2003**. Respiration profiles in monitoring the composting of by-products from the olive oil agro-industry. *Bioresource Technology* 87, 331-336.
- Mari, I., Ehaliotis, C., Kotsou, M., Chatzipavlidis, I., Georgakakis, D., **2005**. Use of sulfur to control pH in composts derived from olive processing by-products. *Compost Science and Utilization*. 13, 281-287.
- Martin, J.P. and Haider, K. **1971**. Microbial activity in relation to soil humus formation. *Soil Science*, 111 (1): 54-63.
- Martinez-Mena, M., Alvarez Rogel, J., Castillo, V., Albaladejo, J., **2002**. Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid Mediterranean soil. *Biogeochemistry* 61, 309-321.
- Masciandaro, G., Ceccanti, B., Ronchi, V., Benedicto, S., Howard, L., **2002**. Humic substances to reduce salt effect on plant germination and growth. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 33, 365-378.
- McCrary, D.F., Hobbs, P.J., **2001**. Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: A review. *Journal of Environmental Quality*. 30, 345-355.
- Mekki, A., Dhouib, A., Sayadi, S., **2007**. Polyphenols dynamics and phytotoxicity in a soil amended by olive mill wastewaters. *Journal of Environmental Management*. 84, 134-140.
- Merdy, P., Guillon, E., Aplincourt, M., **2002b**. Iron and manganese surface complex formation with extracted lignin. Part 1: Adsorption isotherm experiments and EPR spectroscopy analysis. *New Journal of Chemistry* 26, 1638-1645.
- Merdy, P., Guillon, E., Dumonceau, J., Aplincourt, M., **2002a**. Characterisation of a wheat straw cell wall residue by various techniques - A comparative study with a synthetic and an extracted lignin. *Analytica Chimica Acta* 459, 133-142.
- Miller, F.C., **1992**. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. En: Metting, F.B., Jr. (Ed.), *Soil Microbial Ecology, Applications in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 515-544.
- Mondini, C., Chiumenti, R., Da Borso, F., Leita, L., De Nobili, M., **1996**. Changes during processing in the organic matter of composted and air-dried poultry manure. *Bioresource Technology* 55, 243-249.

- Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Sinicco, T., Leita, L., **2006**. Evaluation of extracted organic carbon and microbial biomass as stability parameters in ligno-cellulosic waste composts. *Journal of Environmental Quality*. 35, 2313-2320.
- Montemurro, F., Diacono, M., Vitti, C., Debiase, G. **2009**. Biodegradation of olive husk mixed with other agricultural wastes. *Bioresource Technology*. 100, 2969-2974.
- Montoneri, E., Boffa, V., Quagliotto, P.L., Mendichi, R., Chierotti, M.R., Gobetto, R., **2008**. Humic acid-like matter isolated from green urban wastes. Part I: structure and surfactant properties. *Bioresources* 3, 123-141.
- Moore Jr., P.A., Daniel, T.C., Edwards, D.R., Miller, D.M., **1995**. Effect of chemical amendments on ammonia volatilization from poultry litter. *Journal of Environmental Quality* 24, 293-300.
- Moore Jr., P.A., Daniel, T.C., Edwards, D.R., Miller, D.M., **1996**. Evaluation of chemical amendments to reduce ammonia volatilization from poultry litter. *Poultry Science*. 75, 315-320.
- Moreno, J., Mormeneo, S., **2008**. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8), 111-140.
- Moreno, J., Moral, R., **2007**. *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8).
- Nakasaki, K., Shoda, M., Kubota, H., **1986**. Effects of a bulking agent on the reaction rate of thermophilic sewage sludge composting. *Journal of Fermentation Technology* 64, 539-544.
- Nakasaki, K., Nagasaki, K., Ariga, O., **2004**. Degradation of fats during thermophilic composting of organic waste. *Waste Management and Research* 22, 276-282.
- Nardi, S., Concheri, G., Dell'Agnola, E., **1996**. Biological activity of humus. Humic substances in terrestrial ecosystems. Piccolo, A. (Ed.). Elsevier Science B.V., pp. 361-406. .
- Nardi, S., Pizzeghello, D., Gessa, C., Ferrarese, L., Trainotti, L., Casadoro, G., **2000**. A low molecular weight humic fraction on nitrate uptake and protein synthesis in maize seedlings. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 415-419.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D., **1993**. Relationship between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology*. 44, 203-207.
- Nierop, K.G.J., Jansen, B., Verstraten, J.M., **2002**. Dissolved organic matter, aluminium and iron interactions: Precipitation induced by metal/carbon ratio, pH and competition. *Science of the Total Environment* 300, 201-211.
- Noble, R., Roberts, S.J., **2004**. Eradication of plant pathogens and nematodes during composting: A review. *Plant Pathology* 53, 548-568.
- Nogales, R., Gallardo-Lara, F., Delgado, M., **1982**. Aspectos físico-químicos y microbiológicos del compostaje de basuras urbanas. *Anales de Edafología y Agrobiología* 41, 1159-1174.

- Northup, R.R., Dahlgren, R.A., McColl, J.G., **1998**. Polyphenols as regulators of plant-litter-soil interactions in northern California's pygmy forest: A positive feedback? *Biogeochemistry* 42, 189-220.
- Ogunwande, G.A., Osunade, J.A., Adekalu, K.O., Ogunjimi, L.A.O., **2008**. Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. *Bioresource Technology* 99, 7495-7503.
- Oleszczuk, P., **2008**. Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69, 496-505.
- Ongley, E.D., **2007**. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje - 55. FAO.
- Ouatmane, A., Provenzano, M.R., Hafidi, M., Senesi, N., **2000**. Compost Maturity Assessment Using Calorimetry, Spectroscopy and Chemical Analysis. *Compost Science and Utilization* 8, 124-134.
- Ozores-Hampton, M., Obreza, T.A., **2000**. Composted waste use on Florida vegetable crops: A review. *Proceedings of the International Composting Symposium (ICS'99)*. Eds.: P.R. Warman and B.R. Taylor. Halifax, Canada. 2.
- PAE, **2006**. Perfil Ambiental de España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. En: [http://www.mma.es/portal/secciones/calidad\\_contaminacion/indicadores\\_ambientales/](http://www.mma.es/portal/secciones/calidad_contaminacion/indicadores_ambientales/).
- PAE, **2008**. Perfil Ambiental de España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. En: [http://www.mma.es/portal/secciones/calidad\\_contaminacion/indicadores\\_ambientales/](http://www.mma.es/portal/secciones/calidad_contaminacion/indicadores_ambientales/).
- Papendick, R.I., Parr, J.F., **1992**. Soil quality. The key to a sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture* 7, 2-3.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Roig, A., Cegarra, J., Sánchez-Monedero, M.A., **1996**. Influence of the bulking agent on the degradation of olive-mill wastewater sludge during composting. *International Biodeterioration and Biodegradation* 38, 205-210.
- Paredes, C., Cegarra, J., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A., Bernal, M.P., **1999**. Characterization of olive mill wastewater (alpechin) and its sludge for agricultural purposes. *Bioresource Technology* 67, 111-115.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A., **2002**. Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresource Technology* 85, 1-8.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T. **1999**. Comparison of fresh composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource technology* 68, 255-264.
- Pasda, N., Limtong, P., Oliver, R., Montange, D., Panichsakpatana, S., **2005**. Influence of bulking agents and microbial activator on thermophilic aerobic transformation of sewage sludge. *Environmental Technology*. 26, 1127-1135.

- Pera, A.V., G.; Sireno, I.; Lorella, M. y de Bertoldi, M., **1983**. Effect of organic matter on rhizosphere microorganisms and root development of Sorghum plants in two different soils. *Plant and Soil* 74, 3-18.
- Pereira Neto, J.T., Stentiford, E.I., Mara, D.D., **1987**. Comparative survival of pathogenic indicators in windrow and static pile. En: *Compost: production, quality and use*. Eds.: M. de Bertoldi, M.P. Ferranti, P. L'Hermite and F. Zucconi. Elsevier Applied Science Publishers. Barking, pp. 276-295.
- Pérez, M.D., Moreno, J., **2008**. Residuos urbanos. En: *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8), 467-488.
- Pérez-Sanz, A., Álvarez-Fernández, A., Casero, T., Legaz, F., Lucena, J., **2002**. Fe enriched biosolids as fertilizers for orange and peach trees grown in field conditions. *Plant and Soil* 241, 145-153.
- Pérez-Sanz, A., Lucena, J.J., Graham, M.C., **2006**. Characterization of Fe-humic complexes in an Fe-enriched biosolid by-product of water treatment. *Chemosphere* 65, 2045-2053.
- Piotrowska, A., Iammarino, G., Rao, M.A., Gianfreda, L., **2006**. Short-term effects of olive mill waste water (OMW) on chemical and biochemical properties of a semiarid Mediterranean soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 600-610.
- Plaza, C., Nogales, R., Senesi, N., Benítez, E., Polo, A., **2008**. Organic matter humification by vermicomposting of cattle manure alone and mixed with two-phase olive pomace. *Bioresource Technology* 99, 5085-5089.
- Ponsá, S., Barrena, R., Gea, T., Sánchez, A., **2008**. ¿Cómo medir el contenido en materia orgánica biodegradable de un material orgánica? Libro de resúmenes de las I Jornadas de la Red Española de Compostaje, (Barcelona, 6-9 de febrero), 15-20.
- Priego-Capote, F., Ruiz-Jimeñez, J., Luque De Castro, M.D., **2004**. Fast separation and determination of phenolic compounds by capillary electrophoresis-diode array detection: Application to the characterisation of alperujo after ultrasound-assisted extraction. *Journal of Chromatography A* 1045, 239-246.
- Provenzano, M.R., Albuizio, A., D'Orazio, V., **2005**. Spectroscopic and thermal investigations on compost improved by iron salt addition. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53, 374-382.
- Provenzano, M.R., Senesi, N., Piccone, G., **1998**. Thermal and Spectroscopic Characterization of Composts from Municipal Solid Wastes. *Compost Science and Utilization* 6, 67-73.
- Provin, T.L., Wright, A.L., Hons, F.M., Zuberer, D.A., White, R.H., **2008**. Seasonal dynamics of soil micronutrients in compost-amended bermudagrass turf. *Bioresource Technology* 99, 2672-2679.
- Ranalli, A., Martinelli, N., **1995**. Integral centrifuges for olive oil extraction, at the third millenium threshold. Transformation yields. *Grasas y aceites*. 46, 255-263.
- Rashid, A., Ryan, J., **2004**. Micronutrient constraints to crop production in soils with mediterranean-type characteristics: A review. *Journal of Plant Nutrition*. 27, 959-975.

- Rauthan, B., Schnitzer, M., **1981**. Effects of a soil fulvic acid on the growth and nutrient content of cucumber (*Cucumis sativus*) plants. *Plant and Soil* 63, 491-495.
- Raviv, M., Tarre, S., Geler, Z., Shelef, S., **1987**. Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and digested cow manure during composting. *Biological Wastes* 19, 309-318.
- Roe, N.E.S., P.J. y Brian, H.H., **1993**. Municipal solid waste compost supresses weeds in vegetable crop alleys. *Hortscience* 28, 1171-1172.
- Roig, A., Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., **2004**. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. *Chemosphere* 57, 1099-1105.
- 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., **2007a**. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology* 98, 1822-1831.
- Said-Pullicino, D., Gigliotti, G., **2007b**. Oxidative biodegradation of dissolved organic matter during composting. *Chemosphere* 68, 1030-1040.
- Said-Pullicino, D., Kaiser, K., Guggenberger, G., Gigliotti, G., **2007c**. Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: Distribution between stable and labile organic matter pools. *Chemosphere* 66, 2166-2176.
- Sampedro, I., Aranda, E., Díaz, R., García-Sánchez, M., Ocampo, J.A., García-Romera, I., **2008**. Saprobe fungi decreased the sensitivity to the toxic effect of dry olive mill residue on arbuscular mycorrhizal plants. *Chemosphere* 70, 1383-1389.
- Sánchez-Arias, V., Fernández, F.J., Villaseñor, J., Rodríguez, L., **2008**. Enhancing the co-composting of olive mill wastes and sewage sludge by the addition of an industrial waste. *Bioresource Technology* 99, 6346-6353.
- Sánchez Monedero, M.A., **1997**. Compostaje de residuos orgánicos. Estudio del proceso y evaluación agrícola de los composts. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., **1999**. Relationships between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Bioresource Technology* 70, 193-201.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P., **2001**. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers systems and its effects on the pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* 78, 301-308.
- Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., García, D., Roig, A., **2002**. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. *Biodegradation* 13, 361-371.
- Sánchez-Monedero, M.A., Cayuela, M.L., Mondini, C., Serramiá, N., Roig, A., **2008**. Potential of olive mill wastes for soil C sequestration. *Waste Management*. 28, 4, 767-773.

- Sánchez-Monedero, M.A., Serramiá, N., García-Ortiz Civantos, C., Fernández.Hernández, A., Roig, A. **2010**. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. 81, 18-25.
- Saña, J., Soliva, M., **1987**. El Compostatge. Procés, sistemes i aplicacions. Ed.: Diputació de Barcelona. Servei del Medi Ambient. Barcelona.
- Sasaki, N., Suehara, K.-I., Kohda, J., Nakano, Y., Yano, T., **2003**. Effects of C/N ratio and pH of raw materials on oil degradation efficiency in a compost fermentation process. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 96, 47-52.
- Sauerbeck, D., **1987**. Effects of agricultural practices on the physical, chemical and biological properties of soils: Part II. Use of sewage sludge and agricultural wastes. *Scientific Basis for Soil Protection in the European Community*. Eds.: J. Barth and P. L'Hermite. Elsevier. London,, 181-210.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., **1988**. Maturity evaluation of organic waste. *BioCycle* 29, 54-56.
- Scheuerell, S., Mahaffee, W., **2002**. Compost tea: Principles and prospects for plant disease control. *Compost Science and Utilization*. 10, 313-338.
- Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., Ammar, E., 2007. Bioconversion of wastes from the olive oil and confectionary industries: Spectroscopic study of humic acids. *Environmental Technology*. 28, 1285-1298.
- Senesi, N., **1989**. Composted materials as organic fertilizers. *Science of the Total Environment*. 81-82, 521-542.
- Sequi, P., de Nobili, M., Leita, L., Cercignani, G., **1986**. A new index of humification. *Agrochimica* XXX, 1-2.
- Serra-Wittling, C., Barriuso, E., Houot, S., **1996**. Impact of composting on composts organic matter characteristics. En: *The Science of Composting*. de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.). Blackie Academic and Professional. Glasgow, pp. 262-273.
- Serramiá, N., Sánchez-Monedero, M.A., García-Ortiz Civantos, C., Fernández.Hernández, A., Roig, A. **2010**. Contribution of the lignocellulosic fraction of two-phase olive-mill waste to the degradation and humification of the organic matter during composting. *Waste Management*. 30, 1939-1947.
- Sikora, L.J., Ramirez, M.A., Troeschel, A., **1983**. Laboratory composter for stimulation studies. *Journal Environment Quality* 12, 219-224.
- Sjostrom, E., **1993**. *Wood Chemistry: Fundamentals and Applications*, Second Edition. Helsinki University of Technology, Espoo, Finland ISBN: 0-12-647481-8.
- Smidt, E., Meissl, K., Schmutzer, M., Hinterstoisser, B., **2008**. Co-composting of lignin to build up humic substances-Strategies in waste management to improve compost quality. *Industrial Crops and Products*. 27, 196-201.
- SODEAN, **2005**. Potencial aprovechamiento energético de la biomasa del olivar en Andalucía. En: [http://www.sodean.es/publicaciones/potencial\\_y\\_aprovechamiento.pdf](http://www.sodean.es/publicaciones/potencial_y_aprovechamiento.pdf) .

- Sommers, S.G., Kjellerup, V., Kristjansen, O., **1992**. Determination of total ammonium nitrogen in pig and cattle slurry: sample preparation and analysis. *Acta Agric. Scand. Sect. B, Soil Plant Science.* 42, 146-151.
- Stentiford, E.I., **1993**. Diversity of composting systems. En: *Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Eds.: Harry A. J. Hoitink and Harold M. Keener. Renaissance Publications. Ohio, pp. 95-110.
- Stephen, Y., Lin., Carlton W, D., **1992**. *Methods in Lignin Chemistry*. Springer Series in Wood Science ISBN 0387502955.
- Stevenson, F.J., **1982**. *Humus chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. Wiley, New York.
- Stevenson, F.J., **1994**. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions (2nd Edition)*. John Wiley & Sons, Inc.
- Tam, N.F.Y., Tiquia, S., **1994**. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. *Resources, Conservation and Recycling* 11, 261-274.
- Tam, N.F.Y., Tiquia, S.M., **1999**. Nitrogen transformation during co-composting of spent pig manure, sawdust litter and sludge under forced-aerated system. *Environ. Technol.* 20, 259-267.
- Tang, J.-C., Shibata, A., Zhou, Q., Katayama, A., **2007**. Effect of temperature on reaction rate and microbial community in composting of cattle manure with rice straw. *Journal of Bioscience and Bioengineering.* 104, 321-328.
- Tardáguila, J., Montero, F., Olmeda, M., Alba, J., Bernabéu, R., **1996**. Análisis del sector del aceite de oliva. *Alimentación, Equipos y Tecnología*. Abril.
- Tejada, M., González, J.L., Hernández, M.T., García, C., **2008**. Agricultural use of leachates obtained from two different vermicomposting processes. *Bioresource Technology* 99, 6228-6232.
- Thaer, **1809**. (ver Stevenson 1994).
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., **2002**. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671-677.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J., **1996**. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environmental Pollution* 93, 249-256.
- TMECC, **2002**. *Test Methods for the Examination of Composting and Compost*. US Composting Council, Bethesda, MD.
- Tonelli, D., Seeber, R., Ciavatta, C., Gessa, C., **1997**. Extraction of humic acids from a natural matrix by alkaline pyrophosphate. Evaluation of the molecular weight of fractions obtained by ultrafiltration. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 359, 555-560.
- Tortosa, G., 2007**. Extracción de Materia Orgánica Soluble (MOS) de un Composts de Orujo de Oliva de Dos Fases Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- Tortosa, G., Alburquerque-Méndez, J.A., Ait-Baddi G. y Cegarra J. 2008**. Elaboración de abonos orgánicos sólidos y líquidos enriquecidos en nutrientes mediante el co-compostaje de orujo de oliva de dos fases ("Alperujo"), estiércoles y aditivos minerales ácidos. En: *Proceso y destino del compost, formación, información e interrelaciones entre los agentes*

del sector. Ponencias y comunicaciones de las I Jornadas de la Red Española de Compostaje.

- Tortosa, G.**, Correa, D., Sánchez-Raya, A. J., Delgado, A., Sánchez-Monedero, M.A., Bedmar, E. J., **2011**. Nitrate contamination, physicochemical properties and biological activities in surface waters and sediments of La Rocina stream (Doñana National Park, SW Spain): Greenhouse gas emissions and denitrification. *Ecological Engineering* 37(4):539-548.
- Trillas, I.A., M.; Ordovás, J.; Bello, A. y Tello, J. , **2002**. Evaluation of composted agricultural wastes as a methyl bromide alternative for plant disease control. *Proceedings of the International Symposium Composting and Compost Utilization*. Eds.: F.C. Michel, R.F. Rynk and H.A.J. Hoitink. Columbus, Ohio, USA. .
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itavaara, M., **2000**. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresource Technology* 72, 169-183.
- Valdrighi, M.M., Pera, A., Agnolucci, M., Frassinetti, S., Lunardi, D., Vallini, G., **1996**. Effects of compost-derived humic acids on vegetable biomass production and microbial growth within a plant (*Cichorium intybus*)-soil system: a comparative study. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 58, 133-144.
- Van der Hoek, K.W., Oosthoek, J., **1985**. Composting: odour emissions and odour control by biofiltration. *Composting of Agricultural and other wastes*. Ed.: J.K.R. Gasser. Elsevier Applied Science Publishers. Barking.
- Verdonck, O., **1988**. Compost from organic waste materials as substitutes for the usual horticultural substrates *Biological Wastes* 26, 325-330.
- Viel, M., Sayack. D., Peyre, A. Andre, L., **1987**. Optimization of in-vessel co-composting through heat recovery. *Biological Wastes* 20, 167-185.
- Vuorinen, A.H., Saharinen, M.H., **1997**. Evolution of microbial and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system 66. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66, 19-29.
- Witter, E., Kirchmann, H., **1989**. Effects of addition of calcium and magnesium salts on ammonia volatilization during manure decomposition. *Plant and Soil* 115, 53-58.
- Witter, E., López-Real, J., **1988**. Nitrogen losses during the composting of Sewage Sludge, and the Effectiveness of Clay Soil, Zeolite, and Compost in adsorbing the volatilized Ammonia. *Biological Wastes* 23, 279-294.
- Wong, J.W.C., Mak, K.F., Chan, N.W., Lam, A., Fang, M., Zhou, L.X., Wu, Q.T., Liao, X.D., **2001**. Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresource Technology* 76, 99-106.
- Zayed, G., Abdel-Motaal, H., **2005**. Bio-production of compost with low pH and high soluble phosphorus from sugar cane bagasse enriched with rock phosphate. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 21, 747-752.
- Zenjari, B., El Hajjouji, H., Ait Baddi, G., Bailly, J.-R., Revel, J.-C., Nejmeddine, A., Hafidi, M., **2006**. Eliminating toxic compounds by composting olive mill wastewater-straw mixtures. *Journal of Hazardous Materials*. 138, 433-437.

- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y., **2005**. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 2109-2116.
- Zucconi, F., de Bertoldi, M., **1987**. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. *Compost: production, quality and use*. Eds.: M. de Bertoldi, M.P. Ferranti, P.L'Hermite and F. Zucconi. Elsevier Applied Science Publishers. Barking.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoldi, M., **1981b**. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22, 54-57.





El cultivo del olivo y, especialmente, la actividad de la industria oleícola asociada tienen una gran importancia económica y social en los países de la Cuenca Mediterránea, siendo España el principal país productor de aceite de oliva a nivel mundial. El alperujo (AL), subproducto del proceso de extracción del aceite por el sistema de dos fases, es uno de los principales residuos agroindustriales que se generan actualmente en España, habiéndose producido cerca de 5 millones de toneladas en la pasada campaña. Su tratamiento mediante compostaje ha demostrado ser suficientemente viable para su revalorización y utilización agrícola, conduciendo a la producción de composts ricos en materia orgánica humificada de clara naturaleza lignocelulósica, que pueden constituir una excelente materia prima para la producción industrial de abonos orgánicos y órgano-minerales de calidad.

En el presente trabajo se ha estudiado la viabilidad del compostaje de AL a escala pre-industrial con el fin de obtener abonos orgánicos tanto sólidos como líquidos según la legislación actual española (Real Decreto 824/2005, sobre productos fertilizantes).

