



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA
DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN VEGETAL

**“VERMICOMPOST Y COMPOST DE RESIDUOS HORTÍCOLAS
COMO COMPONENTES DE SUSTRATOS PARA LA PRODUCCIÓN
DE PLANTA ORNAMENTAL Y AROMÁTICA. CARACTERIZACIÓN
DE LOS MATERIALES Y RESPUESTA VEGETAL”**

Memoria de la Tesis Doctoral presentada por Daicy de Jesús
Mendoza Hernández para optar al Grado de Doctor

Dirigida por la Dra. Rosa M^a Belda Navarro y el Dr. Manuel
Abad Berjón

Valencia, septiembre de 2010



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA
DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN VEGETAL

ROSA MARÍA BELDA NAVARRO, PROFESORA TITULAR DE UNIVERSIDAD, Y
MANUEL ABAD BERJÓN, CATEDRÁTICO DE UNIVERSIDAD, ADSCRITOS AL
DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN VEGETAL DE LA UNIVERSIDAD
POLITÉCNICA DE VALENCIA,

HACEN CONSTAR: Que la Memoria de la Tesis Doctoral titulada “Vermicompost y compost de residuos hortícolas como componentes de sustratos para la producción de planta ornamental y aromática. Caracterización de los materiales y respuesta vegetal”, que presenta Dña. Daicy de Jesús Mendoza Hernández para aspirar al Grado de Doctor, ha sido realizada bajo nuestra dirección y por ello autorizamos su presentación.

Y para que conste, expedimos la presente en Valencia, a ocho de septiembre de dos mil diez.

Rosa María Belda Navarro

Manuel Abad Berjón

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a la Fundación Gran Mariscal de Ayacucho (Venezuela) por el financiamiento que se me ha otorgado para la realización de estos estudios de postgrado.

Esta Tesis se ha realizado en el marco del Proyecto MEC-INIA titulado “Caracterización y evaluación de vermicomposts de residuos de cultivos hortícolas como sustratos para la producción de plantas ornamentales en maceta” de referencia RTA 2006-00008-C02-02.

A mi Director el Dr. Manuel Abad Berjón, al que quiero dar las gracias, con todo mi cariño y respeto, por recibirme, orientarme y enseñarme, así como por su gran dedicación y paciencia infinita durante esas largas horas de revisiones bañadas con cantidades ingentes de tinta verde. Por brindarme su apoyo y especialmente por su amistad.

A la Dra. Rosa M^a Belda, directora de esta Tesis, por el tiempo y dedicación que le ha prestado a este trabajo, y por lo mucho que he aprendido trabajando con ella.

Al Dr. Fernando Fornes, por su gran implicación y compromiso de forma desinteresada, y por su asesoramiento oportuno y acertadas recomendaciones durante la realización de esta Memoria.

Al Dr. Vicente Noguera, por sus sabios consejos profesionales y de calidad de vida.

Al personal de los Departamentos de Producción Vegetal, Tecnología de Alimentos, Química y Edafología, especialmente a la Dra. Neus Sanjuan, la Ing. Laura Úbeda, al Dr. Ángel Maquieira y la Dra. Joana Oliver por el asesoramiento en el uso de programas informáticos e interpretación de datos y en el manejo de equipos necesarios para la realización de parte de este trabajo.

A las Dras. M^a José López y Raquel Melgar por su buena disposición a la hora de facilitarme los datos e información necesaria para la redacción de esta Memoria.

Al Dr. José Alburquerque por poner a mi alcance todos los medios requeridos para el análisis de las sustancias húmicas en los laboratorios del CEBAS-CSIC, Murcia.

A Rafael Lluna (Coproa S.L.) y José Almudéver (Tenisplant), por permitirme realizar los ensayos de campo en sus instalaciones.

A la Dra. Carolina Carrión, por recibirme en el laboratorio y enseñarme gran parte de los métodos incluidos en este trabajo.

A Elena, Helen, Marirus, Pedro, Pilar, Luis, Yoli, Bernardo, Sofía, Alicia, y Marta, que con su trabajo y amistad ayudaron a que esta Tesis fuera posible.

A mi querida cuñada y amiga Marianella, gracias por tu ayuda y cariño en estos años de convivencia.

Al Ing. José Francisco Hurtado (mi Pepe), gracias querido amigo por la gran ayuda recibida en todo momento y por compartir conmigo experiencias tan divertidas (dentro y fuera del laboratorio), por tus asesoramientos estilísticos (aunque no los sigamos al pie de la letra), pero sobre todo gracias por permitirme ser tu amiga.

A la Ing. (casi doctora) Rosana García de la Fuente, querida amiga, durante estos años hemos compartido largas y extenuantes jornadas de trabajo y en cada momento he estado agradecida por vivir la experiencia de hacer esta Tesis con una de las personas más nobles, capaces y divertidas que he conocido. En estos años me he dado cuenta que en jornadas laborales de 16 horas es posibles reírse 15 (dentro y fuera del rigor científico). Gracias por tu ayuda y apoyo incondicional en todos los asuntos profesionales y personales. En esta etapa tan importante de mi carrera profesional y de mi vida puedo decir que más que una colega y amiga, me llevo una hermana.

A Julio (mi negrín), por quererme incondicionalmente y apoyarme en TODO. Tú me complementas.

A mi familia –Papá, Mamá, hermanos, abuelo Pedro (Juan), tíos, primos y sobrinos– que desde lejos me han dado fuerza para cumplir este objetivo.

A todos... *Gracias Totales.*

Hay que sembrar el petróleo
A.U.P.

RESUMEN

El objetivo general de esta Tesis Doctoral es estudiar las características y propiedades de tres materiales –un compost y dos vermicomposts– obtenidos mediante procesos de compostaje y vermicompostaje, aplicados separadamente o en combinación (precompostaje, sólo fase activa, seguido de vermicompostaje) a una mezcla de residuos hortícolas, con vistas a la aplicación de dichos materiales como sustratos o componentes de sustratos para la producción de plantas en contenedor. Para tal fin, se abordaron cuatro objetivos particulares, cuyos resultados se resumen a continuación. Primeramente se estudió la variación de parámetros de interés agronómico durante el compostaje y el vermicompostaje de la mezcla de residuos preparada (restos del cultivo de tomate más cáscara de almendra, 75:25 en volumen). Las propiedades y características físicas, químicas y biológicas de la mezcla de residuos de partida experimentaron cambios significativos durante los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a ésta. La magnitud de los cambios observados dependió de los hechos diferenciales de los procesos estudiados y fue, además, cuantitativamente superior durante las etapas con mayor actividad en dichos procesos. A continuación se procedió a caracterizar el compost y los dos vermicomposts producidos como sustratos para el cultivo sin suelo, determinando y evaluando –en comparación con una turba *Sphagnum* rubia– sus propiedades más importantes. Esta caracterización reveló diferencias marcadas en los parámetros estudiados entre los tres materiales objeto de la investigación –que estuvieron relacionadas con los tratamientos aplicados a la mezcla de residuos de partida– así como con la turba utilizada como control de referencia. Más tarde se llevó a cabo la evaluación agronómica del compost y los dos vermicomposts, realizando tres experimentos separados de desarrollo vegetal en condiciones comerciales (bajo invernadero y al aire libre) para examinar el uso de éstos como sustratos para la germinación, el estaquillado y la producción de plantas adultas de ocho especies ornamentales (cuatro de flor, dos de hoja y dos aromáticas). Estos experimentos pusieron de manifiesto que los materiales estudiados, especialmente los dos vermicomposts, pueden utilizarse con éxito como sustitutivos parciales de los materiales usados generalmente como sustratos en viveros comerciales (turba *Sphagnum* y fibra de coco). Los dos vermicomposts pueden emplearse en proporciones del 50% al 75% del volumen total del sustrato, mientras que el compost puede representar del 25% al 50% de éste, proporcionando estas mezclas, además, resultados similares o superiores a los controles comerciales. La respuesta vegetal a los sustratos preparados con los tres materiales estudiados dependió del uso (o aplicación) de dichos sustratos, observándose que el más sensible a las características y propiedades de éstos fue la germinación de semillas y posterior emergencia de las plántulas, seguido del estaquillado, que presentó una sensibilidad moderada, y, finalmente, del desarrollo de la planta desde el final de la etapa inicial hasta su madurez comercial, que se mostró tolerante. En un cultivo de romero de ciclo comparativamente más largo (>6 meses) se observó que éste afectó a las propiedades físicas y las características químicas de los sustratos estudiados. Finalmente, se valoró el perfil ambiental de los tres procesos de tratamiento y estabilización aplicados a la mezcla de residuos, siguiendo la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV). Este estudio permitió jerarquizar estos procesos por orden creciente de magnitud del impacto global de los mismos –1: vermicompostaje, 2: compostaje, y 3: precompostaje seguido de vermicompostaje– así como priorizar las categorías de impacto consideradas, siendo la ecotoxicidad acuática marina y el cambio climático las que presentaron los valores más elevados.

SUMMARY

"Vermicompost and compost prepared from horticultural wastes as growing media constituents for ornamental and aromatic plant production. Characterization of the organic materials and plant response"

The general objective of this doctoral thesis is to study the characteristics and properties of three materials –one compost and two vermicomposts– produced through composting and vermicomposting processes, applied separately or in combination (pre-composting, solely bio-active phase, followed by vermicomposting) to a mixture of horticultural wastes, with the aim of using these materials as growing media or growing media constituents for the production of containerized plants. With this aim in view, four specific objectives were undertaken whose results are summarized later on. Firstly, the changes in parameters with horticultural significance during the composting and vermicomposting processes applied to the waste mixture prepared (tomato crop residues plus almond shell wastes, 75:25 by volume) was studied. Physical, chemical and biological properties and characteristics of the starting waste mixture underwent remarkable and significant variations during the treatment and stabilization processes applied to this mixture. The extent of the changes observed depended on the differential events during the processes studied and was also quantitatively higher during the stages with high biological activity. Then, the compost and two vermicomposts produced were characterized thoroughly as container media for soilless cultivation purposes by determining and assessing –in comparison with a light *Sphagnum* peat– their main properties. This characterization work showed remarkable and significant differences in the parameters determined between the three materials under study –differences which were related to the treatments applied to the starting waste mixture– as well as from the peat used as reference (control) material. Afterwards, the horticultural evaluation of the compost and two vermicomposts obtained was carried out by developing three separate plant growth experiments under commercial conditions (under greenhouse or at open air) in order to assess the use of these three materials as containerized growing media for seed germination, propagation by cuttings, and mature plant production from eight ornamental species (four flowering plants, two foliage ones, and two aromatics). These experiments demonstrated that the materials studied, particularly the two vermicomposts, can be used successfully as partial substitutes for the materials used regularly as growing media in commercial plant nurseries (*Sphagnum* peat and coir dust). These two vermicomposts can be used at ratios ranging between 50% and 75% of the growing media volume, whereas the compost can constitute from 25% to 50% of this total volume, giving these mixtures in addition results in growth which were similar to or better than those obtained in the commercial controls. Plant response to the growing media prepared with the three materials studied depended critically on the use (application) of these substrates; seed germination and subsequent seedling emergence were highly sensitive to growing media characteristics and properties, followed by rooting of cuttings, which was moderately sensitive, and, finally, by plant development –from seedling stage to commercial maturity– which was tolerant. A rosemary crop with a growing cycle comparatively longer (>6 months) affected both the physical properties and the chemical characteristics of the growing media studied. Finally, the environmental profile of the three treatment and stabilization processes applied to the waste mixture studied was evaluated by using the Life Cycle Assessment (LCA) methodology. This study allowed to arrange in order of importance these processes by increasing the magnitude of their global impact –1: vermicomposting, 2: composting, and 3: pre-composting followed by vermicomposting– as well as to prioritize the impact categories considered, marine aquatic eco-toxicity and climate change being the categories which showed the greatest values.

RESUM

“Vermicompost i compost de residus hortícoles com a components de substrats per a la producció de plantes ornamentals i aromàtiques. Caracterització dels materials i resposta vegetal”

L'objectiu general d'esta Tesi Doctoral es l'estudi de les característiques i propietats de tres materials – un compost i dos vermicomposts– obtinguts mitjançant processos de compostatge i vermicompostatge, aplicats de forma separada o en combinació (precompostatge, només la fase activa, seguit de vermicompostatge) d'una mescla de residus hortícoles, amb vistes a la aplicació d'estos materials com a substrat o component de substrat per a la producció de plantes en contenidor. Per a tal fi, s'abordaren quatre objectius particulars, els resultats dels quals es resumixen a continuació. Primer s'estudià la variació de paràmetres d'interès agronòmic al llarg del compostatge i el vermicompostatge de la mescla de residus preparada (restes del cultiu de tomaca i closca d'ametlla, 75:25 en volum). Les propietats i característiques físiques, químiques i biològiques de la mescla de residus de partida experimentaren canvis significatius durant els processos de tractament i estabilització aplicats a aquesta. La magnitud dels canvis observats depengué dels fets diferencials dels processos estudiats i fou, amés, quantitativament superior durant les etapes amb major activitat en eixos processos. A continuació es va procedir a caracteritzar el compost y els dos vermicomposts produïts com substrats per al cultiu sense sòl, determinant i avaluant –en comparació amb una torba *Sphagnum* rossa– les seves propietats més importants. Esta caracterització revelà diferències marcades en els paràmetres estudiats entre els tres materials objecte de l'investigació –que estigueren relacionades amb els tractaments aplicats a la mescla de residus de partida– així com la torba utilitzada com a control de referència. Més en davant es va dur a terme l'avaluació agronòmica del compost i els dos vermicomposts, realitzant tres experiments separats de desenvolupament vegetal en condicions comercials (sota hivernacle i a l'aire lliure) per a examinar l'ús d'aquets com substrats per a la germinació, l'estacatge i la producció de plantes adultes de vuit espècies ornamentals (quatre de flor, dues de fulla y dues aromàtiques). Aquests experiments posaren de manifest que els materials estudiats, especialment els dos vermicomposts, poden utilitzar-se amb èxit com a substitutius parcials dels materials emprats generalment com a substrats en viviers comercials (torba *Sphagnum* i fibra de coco). Els dos vermicomposts poden emprar-se en proporcions del 50% al 75% del volum total del substrat, mentre que el compost pot representar del 25% al 50% d'aquest, proporcionant estes mescles, a més, resultats similars o superiors als controls comercials. La resposta vegetal als substrats preparats amb els tres materials estudiats depengué del seu ús (o aplicació), observant-se que el més sensible a les característiques i propietats de aquests fou la germinació de llavors i posterior emergència de les plàntules, seguit de l'estacatge, que presentà una sensibilitat moderada, i, finalment, del desenvolupament de la planta des de la fi de la etapa inicial fins la maduresa comercial, que es va mostrar tolerant. En un cultiu de romer de cycle comparativament més llarg (>6 mesos) es va observar que aquest afectà a les propietats físiques i les característiques químiques estudiades. Finalment, es valorà el perfil ambiental dels tres processos de tractament i estabilització aplicats a les mescles de residus, seguint la metodologia del Anàlisi del Cicle de Vida (ACV). Aquest estudi permeté jerarquitzar els processos per ordre de creixent magnitud del seu impacte global –1: vermicompostatge, 2: compostatge, i 3: precompostatge seguit de vermicompostatge– així com prioritzar les categories de' impacte considerades, siguent la eco toxicitat aquàtica marina i el canvi climàtic les que presentaren els valors més elevats.

ÍNDICE

1.INTRODUCCIÓN.....	1
1.1.LOS RESIDUOS AGRÍCOLAS.....	3
1.1.1.Generalidades.....	
1.1.2.Residuos agrícolas. Definición y tipos. Características y composición. Producción, problemática y desarrollo sostenible.....	4
1.1.3.Gestión de los residuos agrícolas: alternativas disponibles para su tratamiento.....	6
1.2.EL CASO PARTICULAR DE LOS RESIDUOS VEGETALES DE ORIGEN HORTÍCOLA.....	9
1.2.1.Problemática de los residuos vegetales hortícolas: cantidades generadas e impacto ambiental.....	9
1.2.2.Minimización de la problemática.....	13
1.3.COMPOSTAJE DE RESIDUOS ORGÁNICOS CON VISTAS A SU USO EN AGRICULTURA.....	14
1.3.1.Concepto y funciones del compostaje.....	15
1.3.2. Factores que afectan al proceso de compostaje.....	17
1.3.2.1. Parámetros de seguimiento del proceso.....	17
1.3.2.2. Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato (mezcla de residuos).....	19
1.3.3.Sistemas de compostaje.....	21
1.3.4.Calidad del compost. Parámetros a considerar y regulación.....	23
1.4.EL VERMICOMPOSTAJE, UN SISTEMA DE TRATAMIENTO Y ADECUACIÓN DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS CON FINES AGRÍCOLAS.....	28
1.4.1.Antecedentes y concepto del vermicompostaje.....	29
1.4.2.Organismos implicados en el proceso de vermicompostaje. Lombrices de tierra, microorganismos y fauna asociada.....	31
1.4.3.Factores que regulan el proceso de vermicompostaje. Residuos de partida, población de lombrices y parámetros ambientales.....	34
1.4.4.Cambios en la composición y características de los residuos durante el proceso de vermicompostaje.....	37
1.4.5.Tipos de sistemas o procesos de vermicompostaje.....	39
1.4.6.Productos finales del proceso de vermicompostaje. Vermicompost, lombrices de tierra y lixiviados: composición, características y usos.....	41
1.5. EVALUACIÓN MEDIOAMBIENTAL DE LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA (ACV).....	44
1.6.VALORIZACIÓN AGRÍCOLA DE COMPOSTS Y VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS ORGÁNICOS.....	46
1.6.1.Aspectos básicos: gestión agronómica.....	46
1.6.2.Aprovechamiento como enmiendas orgánicas (mejoradores del suelo).....	47
1.6.3.Aprovechamiento como abonos orgánicos y órgano-minerales.....	49
1.6.4.Aprovechamiento como sustratos de cultivo.....	50

1.6.5. Uso de composts y vermicomposts para el control biológico de agentes fitopatógenos.....	51
1.6.5.1. Sustratos supresivos vs. conductivos.....	51
1.6.5.2. Mecanismos de supresividad en sustratos.....	52
1.6.6. Otros ámbitos de aplicación.....	54
1.7. USO DE COMPOSTS Y VERMICOMPOSTS COMO SUSTRATOS O COMPONENTES DE SUSTRATOS PARA LA PRODUCCIÓN DE PLANTAS EN CONTENEDOR.....	56
1.7.1. El cultivo sin suelo en España. El caso particular de la producción de planta ornamental en contenedor.....	57
1.7.2. Características y propiedades del sustrato “ideal”.....	60
1.7.3. Materiales alternativos y sustitutos de la turba: residuos, composts y vermicomposts.....	61
1.7.4. Composts y vermicomposts de residuos de cultivos hortícolas como componentes de sustratos de cultivo.....	66
2. OBJETIVOS	69
3. MATERIALES Y MÉTODOS	73
3.1. PREPARACIÓN Y PRODUCCIÓN DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS	75
3.1.1. Mezcla de residuos frescos de partida. Composición y preparación	75
3.1.2. Compostaje (proceso COM) y compost C.....	76
3.1.3. Precompostaje de la mezcla de residuos de partida seguido de vermicompostaje (proceso C+V) y vermicompost V1.....	77
3.1.4. Vermicompostaje directo (proceso VER) de la mezcla de residuos de partida y vermicompost V2.....	79
3.2. VARIACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DE INTERÉS AGRONÓMICO DURANTE EL COMPOSTAJE Y EL VERMICOMPOSTAJE DE LA MEZCLA DE RESIDUOS HORTÍCOLAS UTILIZADA. DETERMINACIONES EFECTUADAS	80
3.2.1. Muestreos realizados a lo largo de los tres procesos estudiados	80
3.2.2. Propiedades físicas	81
3.2.2.1. Granulometría y parámetros relacionados.....	81
3.2.2.2. Densidad aparente (D_A).....	82
3.2.2.3. Densidad de partícula (D_P).....	84
3.2.2.4. Porosidad total (P_T)	85
3.2.2.5. Volumen de agua (V_{agua})	85
3.2.2.6. Volumen de aire (V_{aire})	85
3.2.2.7. Capacidad de retención de agua (CRA)	86
3.2.2.8. Contracción de volumen (C_t)	86

3.2.3. Características físico-químicas	86
3.2.3.1. Obtención del extracto acuoso 1/5 (v/v).....	86
3.2.3.2. pH y conductividad eléctrica (CE)	87
3.2.3.3. Capacidad de intercambio catiónico (CIC).....	87
3.2.4. Características químicas. Fracción orgánica y sus componentes	88
3.2.4.1. Materia orgánica (MO) y cenizas	88
3.2.4.2. Carbono orgánico total (C _{OT}), nitrógeno total (N _T) y relación C _{OT} /N _T	88
3.2.4.3. Lignina, celulosa y hemicelulosa	88
3.2.4.4. Carbono orgánico hidrosoluble (C _{OH}) y nitrógeno hidrosoluble (N _H)	89
3.2.4.5. Carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C _{EXT})	89
3.2.4.6. Fraccionamiento del carbono de ácidos húmicos (C _{AH}) y ácidos fúlvicos (C _{AF})	89
3.2.5. Características químicas. Elementos minerales asimilables (solubles en agua)	89
3.2.5.1. Nitrógeno amoniacal y nítrico.....	89
3.2.5.2. Elementos minerales.....	89
3.2.6. Propiedades bioquímicas y biológicas. Actividades enzimáticas y bioensayos de germinación.....	90
3.2.6.1. Actividad ureasa	90
3.2.6.2. Actividad fosfatasa ácida y actividad fosfatasa alcalina	90
3.2.6.3. Actividad β-glucosidasa	90
3.2.6.4. Bioensayos de germinación	91
3.3. CARACTERIZACIÓN FÍSICA, QUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS COMO SUSTRATOS DE CULTIVO-COMPARACIÓN CON UNA TURBA <i>SPHAGNUM</i> RUBIA. DETERMINACIONES REALIZADAS	91
3.3.1. Materiales estudiados	91
3.3.2. Propiedades físicas	92
3.3.2.1. Granulometría y parámetros relacionados.....	92
3.3.2.2. Densidad aparente (D _A)	92
3.3.2.3. Densidad real o de partícula (D _P).....	93
3.3.2.4. Porosidad total (P _T).....	93
3.3.2.5. Curva de liberación de agua. Relaciones aire-agua	93
3.3.2.6. Capacidad de retención total de agua (CRA)	95
3.3.2.7. Contracción de volumen (C _t).....	95
3.3.2.8. Mojabilidad	95
3.3.3. Características físico-químicas	96
3.3.3.1. Preparación del extracto acuoso 1/5 (v/v).....	96
3.3.3.2. pH y conductividad eléctrica (CE)	96
3.3.3.3. Capacidad de intercambio catiónico (CIC).....	96
3.3.4. Características químicas.....	96
3.3.4.1. Materia orgánica (MO) y cenizas	96

3.3.4.2. Carbono orgánico total (C _{OT}), nitrógeno total (N _T) y relación C _{OT} /N _T	96
3.3.4.3. Carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C _{EXT}).....	96
3.3.4.4. Carbono orgánico hidrosoluble (C _{OH}) y nitrógeno hidrosoluble (N _H).....	96
3.3.4.5. Carbonatos totales	96
3.3.4.6. Elementos minerales solubles en agua.....	97
3.3.4.7. Elementos minerales solubles en CaCl ₂ -DTPA (CAT).....	97
3.3.4.8. Lignina, celulosa y hemicelulosa	97
3.3.4.9. Carbohidratos.....	97
3.3.4.10. Polifenoles.....	97
3.3.4.11. Metales pesados	97
3.3.5. Propiedades biológicas. Bioensayos.....	98
3.3.5.1. Bioensayo 1: germinación de semillas de berro y lechuga	98
3.3.5.2. Bioensayo 2: germinación, crecimiento y calidad de plántulas de berro	98
3.3.5.3. Bioensayo 3: crecimiento, floración y calidad de plantas adultas de petunia.....	99
3.3.5.4. Presencia de semillas y otros órganos de propagación.....	101
3.3.5.5. Bioensayo preliminar de supresividad.....	102
3.4. USO DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS COMO COMPONENTES DE SUSTRATOS DE CULTIVO. PLANTEAMIENTO DE LOS EXPERIMENTOS DE DESARROLLO VEGETAL	104
3.4.1. Experimento 1. Preparación de los semilleros de <i>Calendula</i> , <i>Impatiens</i> , <i>Petunia</i> y <i>Viola</i> ..	104
3.4.1.1. Preparación y caracterización de las mezclas.....	104
3.4.1.2. Descripción del experimento	104
3.4.1.3. Parámetros controlados	106
3.4.2. Experimento 2. Enraizamiento de estacas de <i>Euonymus</i> , <i>Lavandula</i> y <i>Rosmarinus</i>	108
3.4.2.1. Preparación y caracterización de las mezclas	108
3.4.2.2. Descripción del experimento	109
3.4.2.3. Parámetros controlados	110
3.4.3. Experimento 3. Desarrollo de plantas de <i>Rosmarinus</i> en maceta.....	112
3.4.3.1. Preparación y caracterización de las mezclas.....	112
3.4.3.2. Descripción del experimento	113
3.4.3.3. Parámetros controlados y caracterización de los sustratos.....	114
3.4.4. Análisis del material vegetal.....	115
3.5. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DE LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO Y ESTABILIZACIÓN DE LA MEZCLA DE RESIDUOS HORTÍCOLAS	116
3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS.....	116
3.7. PLAN DE TRABAJO.....	117
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	123
4.1. VARIACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DE INTERÉS AGRONÓMICO DURANTE EL COMPOSTAJE Y EL VERMICOMPOSTAJE DE LA MEZCLA DE RESIDUOS HORTÍCOLAS	125

4.1.1. Cambios en las propiedades físicas	126
4.1.2. Variación de las características físico-químicas y químicas	136
4.1.2.1. pH, conductividad eléctrica y capacidad de intercambio catiónico.....	138
4.1.2.2. Fracción orgánica y sus componentes.....	141
4.1.2.3. Parámetros físico-químicos y químicos indicadores de la estabilidad y madurez de la materia orgánica.....	154
4.1.2.4. Elementos minerales asimilables (solubles en agua).....	164
4.1.3. Evolución de las propiedades bioquímicas y biológicas	173
4.1.3.1. Actividades enzimáticas.....	173
4.1.3.2. Bioensayos de germinación.....	178
4.2. CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS. COMPARACIÓN CON LA TURBA <i>SPHAGNUM</i> RUBIA.....	185
4.2.1. Propiedades físicas.....	186
4.2.2. Características físico-químicas y químicas.....	205
4.2.3. Propiedades biológicas. Bioensayos	219
4.2.3.1. Bioensayo 1.....	221
4.2.3.2. Bioensayo 2.....	222
4.2.3.3. Bioensayo 3.....	225
4.2.3.4. Presencia de semillas y otros órganos de propagación	227
4.2.3.5. Bioensayo preliminar de supresividad	229
4.3. USO DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS COMO COMPONENTES DE SUSTRATOS DE CULTIVO. EXPERIMENTOS DE DESARROLLO VEGETAL.....	239
4.3.1. Experimento 1. Preparación de los semilleros de <i>Calendula</i> , <i>Impatiens</i> , <i>Petunia</i> y <i>Viola</i> ..	241
4.3.1.1. Caracterización de los sustratos preparados con el compost y los dos vermicomposts. Comparación con el sustrato control de turba	241
4.3.1.1.1. Propiedades físicas.....	241
4.3.1.1.2. Características físico-químicas y químicas	242
4.3.1.2. Geminación de las semillas	245
4.3.1.3. Crecimiento, desarrollo y floración de las plantas	257
4.3.1.4. Estado nutricional de las plantas	262
4.3.2. Experimento 2. Enraizamiento de estacas de evónimo, lavanda y romero.....	278
4.3.2.1. Caracterización de los sustratos preparados con el compost y los dos vermicomposts de residuos hortícolas. Comparación con el sustrato control de fibra de coco	278
4.3.2.1.1. Propiedades físicas	278
4.3.2.1.2. Características físico-químicas y químicas.....	280
4.3.2.2. Evaluación del enraizamiento y la calidad de las estacas.....	284
4.3.2.3. Estado nutricional de las estacas enraizadas.....	297
4.3.3. Experimento 3. Desarrollo de plantas de <i>Rosmarinus</i>	308

4.3.3.1. Caracterización de los sustratos preparados a base del compost y los vermicomposts de residuos hortícolas. Influencia del cultivo sobre las propiedades y características de las mezclas	309
4.3.3.1.1. Propiedades físicas	309
4.3.3.1.2. Características físico-químicas y químicas	313
4.3.3.2. Crecimiento y desarrollo de las plantas de romero cultivadas en maceta	326
4.3.3.3. Estado nutricional de las plantas.....	331
4.4. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DEL COMPOST Y LOS DOS ERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS	335
4.4.1. Observaciones preliminares.....	335
4.4.1.1. Fases del Análisis del Ciclo de Vida (ACV)	335
4.4.2. Aplicación del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) a la gestión y el tratamiento de residuos orgánicos	343
4.4.3. Definición del objetivo del presente estudio	344
4.4.4. Alcance del ACV de los procesos de tratamiento y estabilización utilizados	345
4.4.4.1. Unidad Funcional.....	345
4.4.4.2. Descripción del sistema estudiado.....	345
4.4.4.3. Fuentes y calidad de los datos.....	348
4.4.5. Inventario de Ciclo de Vida	349
4.4.6. Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV).....	355
5. CONCLUSIONES	367
6. BIBLIOGRAFÍA.....	373
7. ANEJOS	427

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1.1	Clasificación de los residuos agrícolas.....	5
Tabla 1.2.1.	Residuos sólidos producidos anualmente en 1 ha de enarenado bajo plástico en la provincia de Almería.....	12
Tabla 1.2.2.	Estimación de las cantidades de algunos de los principales residuos vegetales (RV) hortícolas producidos en las provincias de Almería y en España en los años 1997 y 2007, respectivamente.....	13
Tabla 1.3.1.	Ventajas e inconvenientes de los principales sistemas de compostaje.....	23
Tabla 1.3.2.	Parámetros a considerar para valorar la calidad de un compost.....	24
Tabla 1.3.3.	Parámetros a considerar para evaluar la calidad de un compost dependiendo del uso final del mismo.....	25
Tabla 1.3.4.	Requerimientos mínimos de calidad de los composts en España y en la Unión Europea.....	26
Tabla 1.4.1.	Residuos orgánicos utilizados en procesos de vermicompostaje.....	34
Tabla 1.4.2.	Composición (sobre materia seca) y características de cuatro vermicomposts obtenidos a partir de diferentes residuos orgánicos frescos.....	42
Tabla 1.4.3.	Efectos de la actividad de las lombrices sobre los nutrientes en diferentes tipos de residuos orgánicos	42
Tabla 1.6.1.	Efectos principales de composts y vermicomposts de residuos orgánicos sobre las propiedades de los suelos agrícolas.....	48
Tabla 1.7.1.	Exportaciones [a] e importaciones [b] españolas de planta viva (en euros) y principales países implicados en 2008	59
Tabla 1.7.2.	Evolución de la producción de planta ornamental en maceta (en miles de unidades) en las diecisiete Comunidades Autónomas del Estado español durante los últimos años.....	60
Tabla 1.7.3.	Características deseables del sustrato de cultivo "ideal".....	61
Tabla 1.7.4.	Ejemplos de composts de residuos orgánicos utilizados como sustratos o componentes de sustratos para la producción de planta ornamental en contenedor y respuesta de la planta.....	64
Tabla 1.7.5.	Ejemplos de vermicomposts de residuos orgánicos utilizados como sustratos o componentes de sustratos para la producción de planta ornamental en contenedor y respuesta de la planta.....	66
Tabla 3.2.1.	Muestreos de la mezcla de residuos hortícolas realizados a lo largo de los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a ésta, con indicación de la fase correspondiente.....	80
Tabla 3.4.1.	Fechas de siembra y recolección de las cuatro especies estudiadas en el Experimento 1.....	105

Tabla 3.4.2.	Periodo de tiempo y condiciones ambientales –de las cámaras de germinación– establecidas para cada especie estudiada en el Experimento 1.....	105
Tabla 3.4.3.	Fertilizantes utilizados para preparar la solución nutritiva aportada durante el Experimento 1.....	106
Tabla 3.4.4.	Parámetros controlados en las plantas de cada especie al finalizar el Experimento 1.....	107
Tabla 3.4.5.	Fechas de inserción en el sustrato y de recolección de las estacas de las cuatro especies estudiadas en el Experimento 2.....	109
Tabla 3.4.6.	Parámetros controlados en las estacas enraizadas cada especie en el Experimento 2.....	111
Tabla 3.4.7.	Características y composición del agua de riego utilizada en el Experimento 3.....	114
Tabla 3.4.8.	Parámetros controlados en las plantas de romero al finalizar el Experimento 3.....	115
Tabla 4.1.1.	Cambios en algunos parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de partícula de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	133
Tabla 4.1.2.	Cambios en propiedades físicas seleccionadas de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	134
Tabla 4.1.3.	Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre algunos parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de partícula (D_m , d_g , $l_g > 1$ mm e $l_g > 0,5$ mm) y otras propiedades físicas seleccionadas (DA, DP, PT, Vagua, Vaire, CRA y Contracción) de la mezcla de residuos hortícolas utilizada.....	137
Tabla 4.1.4.	Matriz de correlación entre los parámetros físicos determinados en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	138
Tabla 4.1.5.	Variación en el pH, la conductividad eléctrica (CE) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de la mezcla de residuos hortícolas estudiada con los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	139
Tabla 4.1.6.	Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre el pH, la conductividad eléctrica (CE) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de la mezcla de residuos hortícolas utilizada.....	141

Tabla 4.1.7. Variación en el contenido de materia orgánica total (MO), cenizas, carbono orgánico total (C_{OT}) y nitrógeno total (N_T), así como en la relación C_{OT}/N_T y la concentración de biopolímeros en la mezcla de residuos hortícolas estudiada con los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	142
Tabla 4.1.8. Parámetros obtenidos tras el ajuste de las curvas de pérdida de materia orgánica total (MO) –en la mezcla de residuos hortícolas utilizada– a una ecuación cinética de primer orden en los tres procesos estudiados (COM, C+V y VER).....	144
Tabla 4.1.9. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre características químicas seleccionadas de la mezcla de residuos hortícolas utilizada.....	151
Tabla 4.1.10. Variación en la concentración de carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	152
Tabla 4.1.11. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre el contenido en carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}).....	154
Tabla 4.1.12. Parámetros e índices físico-químicos y químicos seleccionados, y valor límite de éstos, para evaluar el grado de madurez y estabilidad de composts y vermicomposts de residuos orgánicos.....	156
Tabla 4.1.13. Cambios en la concentración de algunos elementos minerales asimilables en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	166
Tabla 4.1.14. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre la concentración de algunos elementos minerales asimilables (macroelementos [a] y microelementos [b]) en la mezcla de residuos hortícolas utilizada.....	169
Tabla 4.1.15. Matriz de correlación entre los parámetros físico-químicos y químicos durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) determinados en la mezcla de residuos hortícolas estudiada.....	170

Tabla 4.1.16. Análisis de componentes principales (ACP) de las características físico-químicas y químicas de las muestras tomadas durante los tres procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a la mezcla de residuos hortícolas estudiada.....	171
Tabla 4.1.17. Variación de los parámetros porcentaje de germinación de las semillas (G) y longitud media de la radícula (Lm) en los bioensayos de berro y lechuga realizados utilizando extractos acuosos puros (100%) y diluidos (25%) de las muestras de la mezcla de residuos tomadas a lo largo de los procesos COM, C+V y VER.....	180
Tabla 4.1.18. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER), Tiempo transcurrido desde el inicio del proceso) y Dilución (extracto puro, 100% vs. diluido, 25%)– sobre el porcentaje de germinación de las semillas (G), la longitud media de la radícula (Lm) y el índice de germinación (IGe) en los bioensayos de berro y lechuga.....	183
Tabla 4.2.1. Parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de partícula de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T).....	190
Tabla 4.2.2. Principales propiedades físicas de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T), e intervalos aceptables u óptimos (I) de las mismas para su uso como sustratos.....	192
Tabla 4.2.3. Valores de los coeficientes de regresión y del coeficiente de determinación del ajuste (R^2) a los modelos hidráulicos estudiados para los tres materiales residuales (C, V1 y V2) y la turba de referencia (T).....	196
Tabla 4.2.4. Resultados del análisis de regresión “paso a paso” entre algunos parámetros físicos seleccionados y las fracciones granulométricas de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y la turba de referencia (T).....	200
Tabla 4.2.5. Conductividad hidráulica relativa a 1kPa [K_r (1kPa)] y potencial de burbuja (Ψ_{me}) de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T)	202
Tabla 4.2.6. Matriz de correlación entre los parámetros físicos determinados en los tres materiales residuales estudiados (compost C y vermicomposts V1 y V2).....	204
Tabla 4.2.7. Principales características físico-químicas y químicas de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T).....	207
Tabla 4.2.8. Contenido en elementos minerales solubles en los materiales estudiados (C, V1 y V2) y en la turba de referencia (T) al utilizar agua y CAT como extractantes. Estudio comparativo de los dos métodos de extracción empleados.....	211
Tabla 4.2.9. Concentración de componentes seleccionados de la fracción orgánica de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T).....	213
Tabla 4.2.10. Concentración de metales pesados en los materiales estudiados (C, V1 y V2) y en la turba de referencia (T).....	215

Tabla 4.2.11. Matriz de correlación entre los parámetros físico-químicos y químicos analizados en los tres materiales residuales estudiados (compost C y vermicompost V1 y V2).....	216
Tabla 4.2.12. Análisis de componentes principales (ACP) de las características físico-químicas y químicas de los materiales residuales estudiados (compost C y vermicomposts V1 y V2).....	217
Tabla 4.2.13. Parámetros determinados (G, Lm e IGe) en el bioensayos de germinación de semillas de berro y de lechuga utilizando extractos acuosos puros (100%) y diluidos (25%) de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T) (bioensayo 1).....	221
Tabla 4.2.14. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –material (C, V1, V2 y T) y dilución (100% y 25%)– sobre la germinación de las semillas (G), la longitud media de la radícula (Lm) y el índice de germinación (IGe) de berro y de lechuga en el bioensayo 1.....	223
Tabla 4.2.15. Parámetros determinados (Pt ₃ , Pn ₇ y B) en el bioensayo de germinación, crecimiento y calidad de plántulas de berro, utilizando los materiales sólidos (C, V1, V2 y SC) puros y mezclados (40% en volumen) con SC (biensayo 2)...	224
Tabla 4.2.16. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –material (C, V1 y V2) y mezcla (100% y 40%)– sobre la germinación de las semillas de berro a los tres días desde la siembra (Pt ₃), el número de plántulas normales producidas a los 7 días (Pn ₇) y la biomasa (seca) de la parte aérea (B) a los 7 días en el bioensayos 2.....	225
Tabla 4.2.17. Parámetros determinados en el bioensayo de crecimiento y floración de plantas de petunia en sustratos preparados con los materiales sólidos (C, V1 y V2) mezclados (40% en volumen) con el sustrato comercial de turba (SC), que se utilizó también como control (bioensayo 3).....	225
Tabla 4.2.18. Contenido en semillas y otros órganos de reproducción (estimado como el número de plántulas que emergieron) en los sustratos preparados con los materiales estudiados (C, V1 y V2 mezclados al 40% volumen con SC) y en el control (SC).....	228
Tabla 4.2.19. Efectos principales de los tratamientos estudiados (Material y Dosis de inóculo) sobre parámetros seleccionados, indicadores de la severidad de la enfermedad ocasionada por FOM en las plantas de melón.....	235
Tabla 4.2.20. Parámetros indicadores de la severidad de la enfermedad ocasionada por FOM en plantas de melón cultivadas en sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2.....	236
Tabla 4.3.1. Propiedades físicas seleccionadas de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 1. Comparación con el sustrato control de turba.....	241

Tabla 4.3.2.	Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre propiedades físicas seleccionadas (DA, DP, PT, Vagua, Vaire y Contracción) de las mezclas utilizadas como sustratos de cultivo.....	243
Tabla 4.3.3.	pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica (MO) y niveles de macronutrientes asimilables (solubles en agua) de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 1. Comparación con el sustrato control de turba.....	244
Tabla 4.3.4.	Niveles de micronutrientes asimilables (solubles en agua) en los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 1. Comparación con el sustrato control de turba.....	246
Tabla 4.3.5.	Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el pH, la conductividad eléctrica (CE), el contenido en materia orgánica (MO) y niveles de elementos asimilables (solubles en agua) seleccionados (macroelementos [a]; microelementos [b]) de las mezclas utilizadas como sustratos de cultivo.....	247
Tabla 4.3.6.	Efectos principales de los sustratos (tratamiento) a base de residuos de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros Tg y Gt 50 de semillas de caléndula y alegrí.....	249
Tabla 4.3.7.	Influencia de los sustratos a base de compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) sobre los parámetros Tg y Gt 50 de semillas de <i>Calendula</i> e <i>Impatiens</i> . Comparación con el sustrato control de turba.....	250
Tabla 4.3.8.	Efectos principales de los sustratos (tratamiento) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros Tg y Gt 50 de semillas de <i>Petunia</i> y <i>Viola</i>	253
Tabla 4.3.9.	Influencia de los sustratos a base de compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) sobre los parámetros Tg y Gt 50 de semillas de <i>Petunia</i> y <i>Viola</i> . Comparación con el sustrato control de turba.....	255
Tabla 4.3.10.	Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de <i>Calendula</i>	258
Tabla 4.3.11.	Parámetros del crecimiento estudiados, contenido en clorofila y floración de las plantas de <i>Calendula</i> en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba.....	259

Tabla 4.3.12. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuo hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados de crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de <i>Impatiens</i>	260
Tabla 4.3.13. Parámetros del crecimiento estudiados, contenido en clorofila y floración de las plantas de <i>Impatiens</i> en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba.....	261
Tabla 4.3.14. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de <i>Petunia</i> . .	263
Tabla 4.3.15. Parámetros del crecimiento estudiados, contenido en clorofila y floración de las plantas de <i>Petunia</i> en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba.....	264
Tabla 4.3.16. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de <i>Viola</i>	266
Tabla 4.3.17. Parámetros del crecimiento estudiados, contenido en clorofila y floración de las plantas de <i>Viola</i> en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba.....	267
Tabla 4.3.18. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de <i>Calendula</i>	268
Tabla 4.3.19. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido foliar de nutrientes en las plantas de <i>Calendula</i> . Comparación con el sustrato control de turba.....	269
Tabla 4.3.20. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de <i>Impatiens</i>	270
Tabla 4.3.21. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido foliar de nutrientes en las plantas de <i>Impatiens</i> . Comparación con el sustrato control de turba.....	271
Tabla 4.3.22. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de <i>Petunia</i>	272

Tabla 4.3.23. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido foliar de nutrientes en las plantas de <i>Petunia</i> . Comparación con el sustrato control de turba.....	273
Tabla 4.3.24. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de <i>Viola</i>	274
Tabla 4.3.25. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido foliar de nutrientes en las plantas de <i>Viola</i> . Comparación con el sustrato control de turba.....	275
Tabla 4.3.26. Propiedades físicas seleccionadas de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco.....	279
Tabla 4.3.27. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre propiedades físicas seleccionadas (DA, DP, PT, Vagua, Vaire y Contracción) de las mezclas utilizadas como sustratos de cultivo.....	280
Tabla 4.3.28. pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica total (MO) y niveles de macronutrientes asimilables (solubles en agua) de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco.....	281
Tabla 4.3.29. Niveles de micronutrientes asimilables (solubles en agua) en los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco.....	283
Tabla 4.3.30. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el pH, la conductividad eléctrica (CE), el contenido de materia orgánica total (MO) y los niveles de los elementos asimilables (solubles en agua) seleccionados (macroelementos [a] y microelementos [b]) de las mezclas utilizadas como sustratos de cultivo.....	284
Tabla 4.3.31. Efectos principales de los sustratos (tratamiento) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de de las estacas de <i>Euonymus</i> 'Compacta'.....	285
Tabla 4.3.32. Supervivencia, parámetros del desarrollo estudiados y calidad de las estaca de <i>Euonymus</i> 'Compacta' en los sustratos preparados con el compost C y lo vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco.....	287

Tabla 4.3.33. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de las estacas de <i>Euonymus</i> 'Microphylla'.....	288
Tabla 4.3.34. Supervivencia, parámetros del desarrollo estudiados y calidad de las estacas de <i>Euonymus</i> 'Microphylla' en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco.....	289
Tabla 4.3.35. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de las estacas de <i>Lavandula</i>	291
Tabla 4.3.36. Supervivencia, parámetros del desarrollo estudiados y calidad de las estacas de <i>Lavandula</i> en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco	283
Tabla 4.3.37. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de las estacas de <i>Rosmarinus</i>	295
Tabla 4.3.38. Supervivencia, parámetros del desarrollo estudiados y calidad de las estacas de <i>Rosmarinus</i> en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco	296
Tabla 4.3.39. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de <i>Euonymus</i> 'Compacta'.....	298
Tabla 4.3.40. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de <i>Euonymus</i> 'Compacta'. Comparación con el sustrato control de fibra coco.....	299
Tabla 4.3.41. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de <i>Euonymus</i> 'Microphylla'.....	300
Tabla 4.3.42. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de <i>Euonymus</i> 'Microphylla'. Comparación con el sustrato control de fibra coco.....	301
Tabla 4.3.43. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de <i>Lavandula</i>	302

Tabla 4.3.44. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de <i>Lavandula</i> . Comparación con el sustrato control de fibra coco.....	303
Tabla 4.3.45. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de <i>Rosmarinus</i>	305
Tabla 4.3.46. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de <i>Rosmarinus</i> . Comparación con el sustrato control de fibra coco.....	306
Tabla 4.3.47. Propiedades físicas seleccionadas de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 así como el sustrato control de turba al inicio (I) y al final (F) del ciclo de cultivo de <i>Rosmarinus</i>	310
Tabla 4.3.48. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre la densidad aparente (DA), la densidad de partícula (DP), la porosidad total (PT), el volumen de aire (Vaire), el volumen de agua (Vagua), y la Contracción, de las mezclas utilizadas como sustratos al inicio (I) y final (F) del cultivo de <i>Rosmarinus</i>	312
Tabla 4.3.49. Comparación (diferencias estadísticas) entre los valores iniciales (I) y finales (F) de las propiedades físicas de los sustratos preparados con el compost C, y los vermicomposts V1 y V2, y del sustrato control de turba.....	313
Tabla 4.3.50. pH, conductividad eléctrica (CE) y contenido en materia orgánica total (MO) de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 así como del sustrato control de turba al inicio (I) y al final (F) del ciclo de cultivo de <i>Rosmarinus</i>	314
Tabla 4.3.51. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el pH, la conductividad eléctrica (CE) y el contenido en materia orgánica total (MO) al inicio (I) y al final (F) del cultivo de <i>Rosmarinus</i>	315
Tabla 4.3.52. Comparación (diferencias estadísticas) entre los valores iniciales (I) y finales (F) de pH, conductividad eléctrica (CE) y materia orgánica total (MO) de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2, y del sustrato control de turba.....	316
Tabla 4.3.53. Contenido en macronutrientes asimilables (solubles en agua) de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 así como del sustrato control de turba al inicio (I) y al final (F) del cultivo de <i>Rosmarinus</i>	318

Tabla 4.3.54. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los niveles de macronutrientes asimilables de las mezclas utilizadas como sustratos al inicio (I) y al final (F) del cultivo de <i>Rosmarinus</i>	319
Tabla 4.3.55. Comparación (diferencias estadísticas) entre los valores iniciales (I) y finales (F) del contenido en macronutrientes asimilables de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2, y del sustrato control de turba	320
Tabla 4.3.56. Contenido en micronutrientes asimilables (solubles en agua) de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 así como del sustrato control de turba al inicio (I) y al final (F) del cultivo de <i>Rosmarinus</i>	322
Tabla 4.3.57. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los niveles de micronutrientes asimilables de las mezclas utilizadas como sustratos al inicio (I) y al final (F) del cultivo de <i>Rosmarinus</i>	323
Tabla 4.3.58. Comparación (diferencias estadísticas) entre los valores iniciales (I) y finales (F) del contenido en micronutrientes asimilables de los sustratos preparados con compost C, y los vermicomposts V1 y V2, y del sustrato control de turba...	324
Tabla 4.3.59. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento y la calidad de las plantas de <i>Rosmarinus</i>	327
Tabla 4.3.60. Parámetros del crecimiento y la calidad estudiados de las plantas de <i>Rosmarinus</i> en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba.....	329
Tabla 4.3.61. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de plantas de <i>Rosmarinus</i>	331
Tabla 4.3.62. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 sobre el contenido de nutrientes de la parte aérea de las plantas de <i>Rosmarinus</i> . Comparación con el sustrato control de turba.....	332
Tabla 4.4.1. Principales programas informáticos utilizados en la elaboración del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) (según Antón, 2004 y Puig <i>et al.</i> , 2005).....	339
Tabla 4.4.2. Clasificación de las diferentes categorías de impacto atendiendo al área de protección que corresponden, la escala geográfica (alcance) y la obligatoriedad de incluirlas en el análisis.....	341
Tabla 4.4.3. Datos recopilados de entradas y salidas (materia, energía y emisiones) durante el proceso de compostaje (COM).....	349

Tabla 4.4.4. Datos recopilados de entradas y salidas (materia, energía y emisiones) durante el proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V).....	352
Tabla 4.4.5. Datos recopilados de entradas y salidas (materia, energía y emisiones) durante el proceso de vermicompostaje (VER)	355
Tabla 4.4.6. Resultados del impacto ambiental de los procesos de tratamiento y estabilización estudiados (COM, C+V y VER) por categoría de impacto.....	362

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1.1.	Alternativas disponibles para el tratamiento de los residuos agrícolas....	8
Figura 1.3.1.	Evolución temporal de los principales parámetros de seguimiento del proceso de compostaje y sucesión microbiana.....	20
Figura 1.4.1.	Lombrices de tierra <i>Eisenia fetida</i> y <i>Eisenia andrei</i>	32
Figura 1.4.2	Evolución temporal del índice de potencial metabólico (DH-asa/CS) y fases del proceso de vermicompostaje de lodos de la industria papelera.	38
Figura 3.1.1.	Mezcla de residuos de partida (restos del cultivo de tomate y cáscara de almendra, 75:25 v:v) utilizada para la producción del compost y los dos vermicomposts estudiados.....	76
Figura 3.1.2.	Pila de compostaje en construcción utilizando la mezcla de residuos de partida, izquierda y compost C producido, derecha.....	77
Figura 3.1.3.	Litera utilizada para el desarrollo de la etapa de vermicompostaje del proceso C+V (precompostaje seguido de vermicompostaje), izquierda y vermicompost V1 obtenido, derecha.....	78
Figura 3.1.4.	Vermicompost V2 obtenido mediante vermicompostaje directo (proceso VER) de la mezcla de residuos de partida.....	79
Figura 3.2.1.	Esquema del procedimiento utilizado para la determinación de la densidad aparente (D_A).....	83
Figura 3.3.1.	Esquema del equipo de De Boodt utilizado para determinar la curva característica de liberación de agua de un sustrato y detalle de un embudo de filtrado.....	93
Figura 3.4.1.	Vista general del experimento de producción de plantas de alegría (<i>Impatiens walleriana</i> 'Candy') en invernadero (izquierda) y al aire libre (derecha).....	106
Figura 3.4.2.	Detalle de estacas de <i>Lavandula</i> en proceso de enraizamiento (izquierda) y vista general del Experimento 2 de enraizamiento de estaca (derecha).....	110
Figura 3.4.3.	Imágenes del sistema radical (con cepellón) de estacas enraizadas de <i>Euonymus</i> 'Microphylla'. Estimación del nivel de enraizamiento (puntuación mínima 1, izquierda; puntuación máxima 5, derecha).....	112
Figura 3.4.4.	Vista general del experimento de producción de plantas de romero (<i>Rosmarinus officinalis</i>) al aire libre (izquierda) y detalle de diferencias de color (clorosis, derecha) entre las plantas cultivadas sobre el sustrato control de turba (arriba) y el compost puro (sustrato C-1, abajo).....	113
Figura 3.7.1a.	Esquema del plan de trabajo desarrollado a lo largo de la investigación. A. Etapa 1.....	119

Figura 3.7.1b.	Esquema del plan de trabajo desarrollado a lo largo de la investigación (<i>Continuación</i>). B. Etapa 2.....	120
Figura 3.7.1c.	Esquema del plan de trabajo desarrollado a lo largo de la investigación (<i>Continuación</i>). C. Etapa 3.....	121
Figura 3.7.1d.	Esquema del plan de trabajo desarrollado a lo largo de la investigación (<i>Continuación</i>). D. Etapa 4.....	122
Figura 4.1.1.	Histogramas de frecuencias del tamaño de partícula de la mezcla de residuos hortícolas estudiada en diferentes momentos del compostaje (COM) de ésta, expresados como días desde el inicio del proceso.....	127
Figura 4.1.2.	Histogramas de frecuencias del tamaño de partícula de la mezcla de residuos hortícolas estudiada en diferentes momentos del tratamiento de ésta (precompostaje seguido de vermicompostaje, C+V), expresados como días desde el inicio del tratamiento.....	129
Figura 4.1.3.	Histogramas de frecuencias del tamaño de partícula de la mezcla de residuos hortícolas estudiada en diferentes momentos del vermicompostaje (VER) de ésta, expresados como días desde el inicio del proceso.....	130
Figura 4.1.4.	Curvas granulométricas acumuladas de la mezcla de residuos hortícolas estudiada en diferentes momentos de los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta, expresados como días desde el inicio de cada proceso	131
Figura 4.1.5.	Pérdidas de materia orgánica total (MO) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	145
Figura 4.1.6.	Pérdidas de nitrógeno total (N_T) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	148
Figura 4.1.7.	Variación de la CIC (izquierda) y la relación CIC/C_{OT} (derecha) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	158
Figura 4.1.8.	Variación de la relación C_{OH}/N_T (izquierda) y C_{EXT}/C_{OH} (derecha) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	159
Figura 4.1.9.	Variación de la relación de humificación (RH, izquierda) y del índice de humificación (IH, derecha) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	161

Figura 4.1.10.	Variación del porcentaje de ácidos húmicos (P_{AH} , izquierda) y del índice de polimerización (RP, derecha) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	163
Figura 4.1.11.	Distribución ortogonal del análisis de componentes principales (ACP) para los procesos de tratamiento y de estabilización estudiados (COM, C+V y VER) [a] y para algunos parámetros físico-químicos y químicos determinados en las muestras (mezcla de residuos) tomadas durante dichos procesos [b].....	172
Figura 4.1.12.	Cambios en la actividad ureasa de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	175
Figura 4.1.13.	Cambios en la actividad fosfatasa ácida (izquierda) y fosfatasa alcalina (derecha) de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	176
Figura 4.1.14.	Cambios en la actividad de la β -glucosidasa de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta.....	178
Figura 4.1.15.	Variación del índice de germinación (IGe) en los bioensayos de berro (izquierda) y lechuga (derecha) realizados utilizando extractos acuosos puros (100%) y diluidos (25%) de las muestras de la mezcla de residuos tomadas a lo largo de los procesos COM, C+V y VER.....	181
Figura 4.2.1.	Histograma de frecuencias del tamaño de partícula de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T).....	187
Figura 4.2.2.	Curvas granulométricas acumuladas de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T).....	188
Figura 4.2.3.	Curvas características de liberación de agua de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T).....	194
Figura 4.2.4.	Variación del logaritmo decimal de la conductividad hidráulica relativa (K_r) en función de la tensión aplicada en los materiales estudiados (C, V1 y V2) y en la turba de referencia (T).....	201
Figura 4.2.5.	Distribución ortogonal del análisis de componentes principales (ACP) para los materiales residuales estudiados (compost C y vermicomposts V1 y V2) [a] y para los parámetros físico-químicos y químicos determinados [b].....	218
Figura 4.2.6.	Plantas de petunia producidas en sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 mezclados (40% en volumen) con un sustrato comercial de turba (SC), y su comparación con éste (bioensayo 3).....	227

Figura 4.2.7.	Presencia de órganos capaces de germinar o brotar en los sustratos preparados con los materiales estudiados (vermicompost V2 puro en la imagen), que se utilizaron en un experimento de enraizamiento de estacas de <i>Euonymus japonicus</i> bajo invernadero (ver la sección 4.3.3)..	228
Figura 4.2.8.	Porcentaje de plantas infectadas, peso fresco y longitud del tallo de plantas de melón cultivadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 con diferente dosis de inóculo de <i>Fusarium</i>	231
Figura 4.2.9.	Curva de progresión de la enfermedad en las plantas de melón cultivadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 con diferentes dosis de inóculo de <i>Fusarium</i>	233
Figura 4.2.10.	Plantas de melón producidas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 inoculados con la dosis baja (D1) de FOM (tratamientos C-1, V1-1 y V2-1, respectivamente). Las plantas corresponden al muestreo realizado al final del experimento, tras 66 días desde la inoculación de FOM.....	237
Figura 4.3.1.	Efecto del sustrato –compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) y sus mezclas con un sustrato comercial de turba– sobre la germinación acumulada en el tiempo de semillas de <i>Calendula e Impatiens</i>	248
Figura 4.3.2.	Efecto del sustrato –compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) y sus mezclas con un sustrato comercial de turba– sobre la germinación acumulada en el tiempo de semillas de <i>Petunia y Viola</i>	252
Figura 4.3.3.	Germinación total (%) de <i>Calendula, Impatiens, Petunia y Viola</i> en los diferentes sustratos preparados con los materiales C, V1 y V2, y su comparación con el sustrato control de turba (CO).....	256
Figura 4.3.4.	Plantas adultas de <i>Impatiens</i> producidas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO).....	262
Figura 4.3.5.	Plantas adultas de <i>Petunia</i> producidas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO).....	265
Figura 4.3.6.	Estacas de <i>Euonymus 'Microphylla'</i> enraizadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco (CO).....	290
Figura 4.3.7.	Estacas de <i>Lavandula</i> enraizadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco (CO).....	294
Figura 4.3.8.	Plantas adultas de <i>Rosmarinus</i> producidas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO).....	330

Figura 4.4.1.	Fases del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) de un producto, proceso o actividad.....	336
Figura 4.4.2.	Diagrama del proceso de compostaje (COM) aplicado para el tratamiento y la estabilización de la mezcla de residuos hortícolas de partida.....	351
Figura 4.4.3.	Diagrama del proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V) aplicado para el tratamiento y la estabilización de la mezcla de residuos hortícolas de partida.....	354
Figura 4.4.4.	Diagrama del proceso de vermicompostaje directo (VER) aplicado para el tratamiento y la estabilización de la mezcla de residuos hortícolas de partida.....	356
Figura 4.4.5.	Valoración del perfil medioambiental del proceso de compostaje COM	359
Figura 4.4.6.	Valoración del perfil medioambiental del proceso de vermicompostaje directo (VER).....	361
Figura 4.4.7.	Valoración del perfil medioambiental del proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V).....	362
Figura 4.4.8.	Ecotoxicidad acuática marina, expresada como kg de 1,4-diclorobenceno eq. [a], y cambio climático, expresado como kg de CO ₂ eq. [b], ocasionados durante los tres procesos de tratamiento y estabilización estudiados (COM, C+V y VER).....	363
Figura I.1.	Calcímetro Bernard.....	438
Figura II.1.	Evolución con el tiempo de la altura del vástago de las plantas de <i>Rosmarinus</i> cultivadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO). Datos correspondientes al Experimento 3 de evaluación agronómica.....	453
Figura II.2.	Evolución con el tiempo del diámetro de la parte aérea (vástago) de las plantas de <i>Rosmarinus</i> cultivadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO). Datos correspondientes al Experimento 3 de evaluación agronómica.....	455

1. INTRODUCCIÓN

1.1. LOS RESIDUOS AGRÍCOLAS

1.1.1. Generalidades

El término *Residuo* incluye a todo aquel material generado por las actividades de producción y consumo que no alcanza, en el contexto en que es producido, ningún valor económico, siendo necesario por tanto su recogida y tratamiento por razones de salud y de contaminación ambiental, para evitar ocupaciones innecesarias de espacio, o simplemente por motivaciones estéticas (OCDE-Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, citado por Otero del Peral, 1992, y Seoáñez, 2000).

La falta de valor económico de estos materiales residuales puede deberse tanto a la carencia de tecnologías adecuadas para su aprovechamiento como a la inexistencia de mercados para los productos recuperados.

En términos jurídicos, la legislación europea (Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas), estatal (Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos) y autonómica (Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de residuos de la Comunidad Valenciana) definen el vocablo *Residuo* como “Cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o tenga la intención o la obligación de desprenderse”. En todo caso, tendrán esta consideración los que figuren en la Lista Europea de Residuos (Decisión 2000/532/CE de la Comisión, de 3 de mayo, modificada posteriormente por otras Decisiones, y Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero).

Los residuos se han venido clasificando tradicionalmente, atendiendo a su naturaleza, en orgánicos e inorgánicos, destacando los orgánicos tanto por su elevado volumen de producción como por el fuerte impacto medioambiental que provocan.

Existen tres grandes sectores productores de residuos orgánicos (Abad y Puchades, 2002; Bernal y Gondar, 2008; Costa *et al.*, 1991):

- Primario: Residuos agrícolas, ganaderos y forestales
- Secundario: Residuos industriales (agroalimentarios, textiles, etc.)
- Terciario: Residuos urbanos (RSU, lodos de EDAR, etc.)

En términos cuantitativos, el sector agrario, por su actual intensificación, constituye la principal fuente de residuos orgánicos (restos de cosechas y poda,

estiércoles, purines, etc.) en Europa Occidental (EEA-European Environmental Agency, 1995).

1.1.2. Residuos agrícolas. Definición y tipos. Características y composición. Producción, problemática y desarrollo sostenible

Los residuos orgánicos agrícolas pueden definirse, según la Agencia Europea de Medio Ambiente, como aquellos materiales inutilizables, sólidos o líquidos, que resultan de las prácticas agrarias. Éstas pueden comprender actividades fundamentalmente agrícolas (cultivo de cereales, pastos, frutales, etc.) y ganaderas (cría extensiva o intensiva), y, en ocasiones, actividades de transformación de productos agrícolas (extracción de aceite de oliva, conservas, etc.) (López y Boluda, 2008).

Según datos proporcionados por el Instituto Tecnológico Alimentario (AINIA, 2003), los residuos orgánicos relacionados con el sector primario –agrícolas, ganaderos y forestales– y la industria agroalimentaria representan en España cerca de 37,076 millones de toneladas, de las cuales el 72,8% corresponde a la actividad agrícola.

En el contexto de la producción vegetal, el concepto estricto de residuo agrícola con denominación de residuo de cosecha se aplica a la fracción o fracciones de un cultivo que no constituyen la cosecha propiamente dicha, así como a aquella parte de la cosecha que no cumple con los requisitos de calidad mínima para ser comercializada como tal (Martínez, 2006). En la Tabla 1.1.1 se presenta la clasificación de los residuos agrícolas de acuerdo con diferentes criterios.

La elevada tasa de producción y la composición de este tipo de residuos generan un importante impacto medioambiental.

Se estima que en la Unión Europea (UE) se producen 1,6 billones de toneladas anuales de materia orgánica exógena (es decir, materia orgánica aplicable al suelo para mejorar su productividad de acuerdo con la definición dada por la UE), de las cuales 415 millones corresponden a residuos agrícolas. También son fuente importante de este tipo de residuos el cultivo de frutas y hortalizas procedentes de zonas de huerta o invernadero, además de aquellos

resultantes de la retirada de productos vegetales comerciales de los mercados para mantener los precios (Van-Camp *et al.*, 2004).

Tabla 1.1.1 Clasificación de los residuos agrícolas

CNAE ¹	LER ²	Descripción	Ejemplos
0111 Cultivo de cereales y otros cultivos	020103	Residuos de agricultura, horticultura, silvicultura, caza y pesca: residuos de tejidos vegetales	Pajas, tallos, cascarillas
0112 Cultivo de hortalizas, especialidades de horticultura y productos de viveros	020103	Residuos de agricultura, horticultura, silvicultura, caza y pesca: residuos de tejidos vegetales	Plantas "verdes", tallos, restos de podas
0113 Cultivo de frutos, frutos secos, especias y cultivos para bebidas	020103	Residuos de agricultura, horticultura, silvicultura, caza y pesca: residuos de tejidos vegetales	Plantas "verdes", tallos, restos de podas
0201 Silvicultura y explotación forestal	020107	Residuos de agricultura, horticultura, silvicultura, caza y pesca. residuos forestales	Pies no maderables, ramas, matorrales

¹ CNAE: Clasificación Nacional de Actividades Económicas

² LER: Lista Europea de Residuos (Decisión 2000/532/CE, de 3 de mayo de 2000, modificada por las Decisiones 2001/118/EU, 2001/119/EU, 2001/573/EU; transpuestas por la Orden MAM/304/2002)

Fuente: López y Boluda, 2008

Las características y composición de los residuos agrícolas varían según el estadio de desarrollo de la especie cultivada en la época de recolección, el órgano o parte vegetal de que se trate, y el origen/la naturaleza del residuo, principalmente. Todo esto hace que estos residuos presenten un contenido hídrico variable, alto contenido de materia orgánica, composición mineral también variable, y generalmente una elevada relación C/N; aunque con notables diferencias según el origen y la composición del residuo (Carrión *et al.*, 2006; López y Boluda, 2008; Martínez, 2006).

Según Van-Camp *et al.* (2004) y Martínez (2006), la mayor producción de residuos agrícolas corresponde al sector cerealista seguido de los cultivos hortícolas. En el primer caso, estos residuos poseen baja humedad (10-15%), alto contenido en celulosa (30-50%), alrededor del 10% de lignina, y presentan además una relación C/N muy elevada (80-100). Por otra parte, los residuos hortícolas, al tratarse de residuos de cultivos que se cosechan antes de la senescencia vegetal, presentan alto contenido en humedad y generalmente son fácilmente biodegradables. Aunque tienen un elevado contenido de carbono,

éstos presentan una relación C/N baja (15-30), debido a su alto contenido en nitrógeno; en general, el contenido de hemicelulosa oscila entre 5 y 15%, y el de celulosa entre 10 y 40%, siendo el contenido de lignina de estos residuos más bajo que el del resto de los residuos agrícolas (López y Boluda, 2008).

El efecto perjudicial que estos residuos causan sobre el medio ambiente viene ocasionado fundamentalmente por la acumulación de los mismos en las zonas de cultivo y cercanías de los invernaderos, convirtiéndose, debido a su depósito y abandono, en fuente de lixiviados y gases, focos de plagas y vectores de enfermedades, así como fuente de malos olores (causados por procesos fermentativos), lo que hace necesaria la gestión adecuada de éstos con el fin de minimizar el impacto asociado a su producción (Carrión *et al.*, 2006).

Por otra parte, la creciente sensibilidad social hacia las cuestiones medioambientales ha generado la necesidad de dirigir la agricultura hacia el Desarrollo Sostenible. Por tanto, adecuar o habilitar los residuos agrícolas para su uso como sustratos o componentes de sustratos en el cultivo sin suelo, o bien considerarlos como fuente de materia orgánica exógena que puede incorporarse al suelo para aumentar la fertilidad de éste, son prácticas adecuadas, siempre que estén sujetas a una serie de directrices, normas y pautas acordes con las Buenas Prácticas Agrícolas y el Desarrollo Sostenible (López y Boluda, 2008); de esta manera se cumplirá, además, con lo establecido en el Sexto Programa de Acción de la Comunidad Europea en Materia de Medio Ambiente (Decisión N° 1600/2002/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de julio de 2002), el cual tiene como objetivo *“lograr una mayor eficiencia en los recursos y una gestión de los mismos y de los residuos para asegurar modelos de producción y consumo más sostenibles”*.

1.1.3. Gestión de los residuos agrícolas: alternativas disponibles para su tratamiento

Uno de los parámetros utilizados en la actualidad para medir el grado de desarrollo de un país es la producción de residuos por habitante. Según el Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2009), la generación de residuos en España alcanzó en 2006 la cantidad de 523 kg por habitante, frente a los 500 kg recogidos en 2005, lo que se traduce en un incremento del 4,64%. La generación

de residuos supone una pérdida de recursos y de energía; además, la producción, gestión y eliminación de éstos es uno de los aspectos más preocupantes en relación con la sostenibilidad del desarrollo y la degradación del medio ambiente.

En este contexto, la Unión Europea (Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas) ha establecido una “Estrategia de Gestión de Residuos” cuyo principal objetivo es fomentar una gestión sostenible y ecológicamente racional de los mismos, que contemple la salud pública y la protección del entorno natural. Esta norma (y otras anteriores derogadas por la misma) es la base de la legislación española sobre residuos, materializada en la Ley 10/1998, de 21 de abril, modificada en el BOE nº 275, de 16 de noviembre de 2007, por la Ley 34/2007, de 15 de noviembre.

La estrategia europea establece una jerarquización de las diferentes alternativas de gestión de los residuos: “prevención, reutilización, reciclado, valorización material, valorización energética, y eliminación o vertido sin riesgo”. Dicha jerarquía está basada en la contribución de cada una de estas alternativas al Desarrollo Sostenible (CE, 2000).

En España, un 18% de los residuos se composta, un 14% se destina al reciclaje y un 9% se valoriza energéticamente. El 59% de los residuos acaban, por tanto, en vertederos, muchos de ellos incontrolados, lo cual agrava aún más el problema. En cuanto a la gestión de residuos, España se encuentra aún muy por debajo de otros países europeos como Dinamarca, Suecia y Bélgica, donde existe un elevado porcentaje de actividades de aprovechamiento energético, además de un alto nivel de recuperación de materiales mediante el reciclaje y el compostaje (EEA, 2007).

Las opciones que ofrecen más ventajas desde el punto de vista ambiental para el tratamiento de los residuos agrícolas son las que permiten la recuperación o el reciclaje de los recursos contenidos en ellos. Operaciones de eliminación sin recuperación de energía o el depósito en vertederos suponen una pérdida de recursos naturales y contribuyen, además, a la contaminación ambiental, por lo que se les consideran prácticas no aceptables. De acuerdo con esto, los tratamientos de los residuos agrícolas se clasifican actualmente en función de las

operaciones previas de tratamiento, los procesos de transformación aplicados, y el producto final obtenido (Boluda y López, 2008) (Figura 1.1.1).

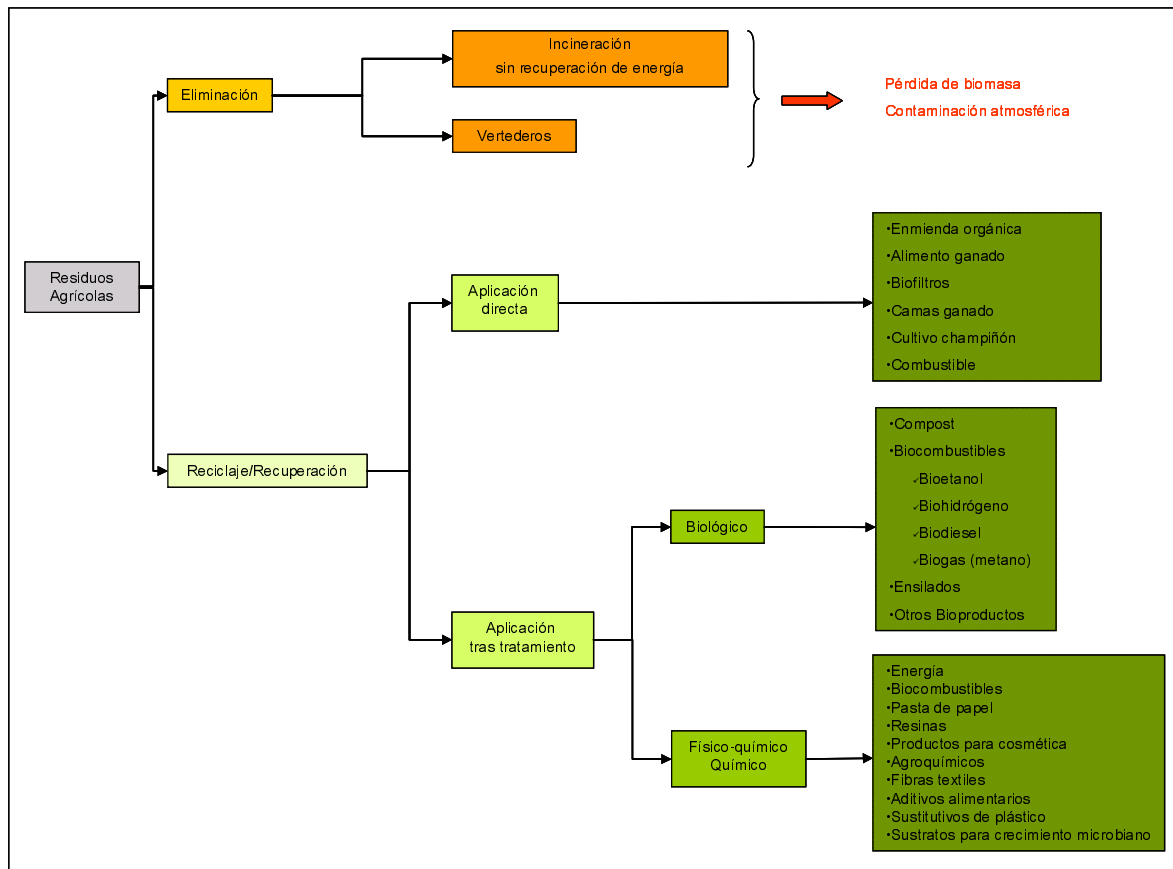


Figura 1.1.1. Alternativas disponibles para el tratamiento de los residuos agrícolas

Fuente: López y Boluda, 2008. Redibujado

Además, el enorme volumen de residuos vegetales producidos obliga a buscar formas combinadas para la gestión de los mismos: diferentes métodos de transformación y distintas alternativas de valorización con el fin de conseguir un nivel de calidad acorde con el destino final (Carrión *et al.*, 2006).

Un claro ejemplo de esto es Andalucía Oriental. El Ayuntamiento de El Ejido (Almería) es pionero en el tema de tratamiento de residuos hortícolas y el que más actuaciones ha llevado a cabo en los últimos 10 años, destacando su Plan de Higiene Rural (Carrión *et al.*, 2006). Este documento implica a la administración local en la localización y la recogida de los residuos, y en la definición de los puntos finales y de las posibles industrias que pudieran hacer un aprovechamiento de los residuos para eliminar la aparición de vertederos convencionales del tamaño que requerirían los volúmenes expresados.

Para el desarrollo del Plan se ha promovido la implantación de empresas y se ha normalizado su actuación con subvenciones públicas y contrataciones. Por su parte, el agricultor es el responsable de costear la canalización de sus residuos hacia los puntos de destino final, bien contratando empresas de servicios que actúen siguiendo las ordenanzas municipales, o bien llevando ellos mismos los residuos a los Puntos de Recogida o facilitando las labores de recogida que realiza directamente el Ayuntamiento. En este proyecto se ha contado con la participación de más de 30 empresas y la puesta en funcionamiento –en noviembre de 2001– de la Planta de Reciclaje y Tratamiento de Residuos Agrícolas de Ejido Medio Ambiente (PHR –Plan de Higiene Rural–, 2001).

Otro ejemplo de localidades involucradas en el tratamiento de residuos es La Mojonera (Almería), donde en el año 1993 se inició la gestión de residuos hortícolas al crearse una Concejalía específica de Salud y Medio Ambiente. La recogida y tratamiento de residuos hortícolas se enmarcó dentro de un programa global denominado Plan General de Educación y Gestión Ambiental, que se desarrolla desde entonces. Durante los últimos años, este Ayuntamiento, junto con los de Vícar y Roquetas de Mar, trabajan en la gestión común de una planta de compostaje en el paraje de La Joya, dentro del término municipal de La Mojonera. Es un centro de acopio de residuos para su posterior entrega a una empresa que se encarga de tratarlos (PTEOR, 2008).

A pesar de estas iniciativas, todavía se está lejos de alcanzar una gestión eficaz de los residuos hortícolas, que siguen siendo un factor crítico en la agricultura intensiva bajo plástico.

1.2. EL CASO PARTICULAR DE LOS RESIDUOS VEGETALES DE ORIGEN HORTÍCOLA

1.2.1. Problemática de los residuos vegetales hortícolas: cantidades generadas e impacto ambiental

Tal como se ha indicado en la sección 1.1.2, los cultivos hortícolas son unos de los principales generadores de residuos orgánicos, especialmente los que se encuentran dentro de los sistemas hortícolas intensivos dedicados a la producción de hortalizas bajo invernadero. En España se producen elevadas cantidades de este tipo de residuos, concentrándose en las principales zonas de producción de

hortalizas. La gestión de estos residuos se hace, por tanto, necesaria, incrementándose, de forma gradual, la oferta de tratamientos disponibles.

Los residuos vegetales “verdes” procedentes de la actividad hortícola intensiva (hortalizas comestibles y flor cortada, principalmente) son la causa de importantes problemas medioambientales (Blázquez, 2003). Los restos vegetales de otros cultivos no constituyen un residuo propiamente dicho. Así, la mayoría de residuos forrajeros se reciclan y se utilizan como alimento del ganado; además, los residuos de cosecha de los cultivos hortícolas extensivos pueden ser incorporados al suelo, ya que, debido a su elevado contenido hídrico y baja relación C/N (de 15 a 30), son fácilmente biodegradables.

En las explotaciones fuertemente intensivas, y especialmente en cultivo protegido, los residuos de los cultivos hortícolas deben ser retirados del suelo o del sustrato donde se han desarrollado antes de iniciarse el cultivo siguiente, debido fundamentalmente a razones de índole temporal y fitosanitaria (Martínez, 2006).

La acción más frecuente en las zonas hortícolas intensivas es acumular los residuos vegetales al aire libre, con el fin de facilitar su desecación y disminución de volumen previamente a su vertido o incineración; sin embargo, este sistema de manejo genera graves problemas ambientales. Al amontonarse, los residuos que están en la superficie se secan rápidamente, pero, dada la elevada humedad y temperatura existentes, se inician procesos de putrefacción en aquellos que no están en contacto con el aire, transformándose en un foco de plagas e insectos vectores de enfermedades que pueden propagarse por los cultivos cercanos. En otros casos, los residuos se encuentran contaminados por restos de productos fitosanitarios, por lo que su incineración puede verter a la atmósfera compuestos potencialmente peligrosos; además, esta práctica se aprovecha comúnmente para eliminar otro tipo de residuos –plásticos de invernadero, envases de productos fitosanitarios, etc.–, incrementándose así los riesgos ambientales. También es frecuente que se utilicen estos residuos para alimentar el ganado, con el consiguiente peligro sanitario que esta acción conlleva, tanto para el propio ganado como para los consumidores del mismo (Blázquez, 2003; Mazuela, 2005).

Por todo ello, los residuos hortícolas constituyen un problema ambiental por el impacto de su manejo, por los grandes volúmenes generados en áreas

geográficas reducidas, y por su producción continua a lo largo de todo el año, dado el carácter intensivo de este tipo de Horticultura.

En España, la superficie dedicada a la producción de hortalizas representa solamente el 1,1% del total de la superficie cultivada; sin embargo, en ella se produce más del 13,8% de la producción agrícola española. Actualmente, las principales Comunidades Autónomas productoras de hortalizas son Andalucía, Región de Murcia, Extremadura, Canarias, y la Comunidad Valenciana. A nivel nacional, los principales cultivos hortícolas, en cuanto a producción se refiere, son (en orden decreciente): tomate, cebolla, melón, pimiento, lechuga, sandía, pepino, coliflor, zanahoria y calabacín (MAPA, 2008).

El cultivo de cebolla, coliflor, lechuga y zanahoria se realiza principalmente en condiciones extensivas con rotaciones, incorporando sus residuos al suelo o utilizándolos para alimentación animal, por lo que los residuos vegetales generados no constituyen un problema. Sin embargo, el resto de las hortalizas citadas se producen en sistemas forzados y semiforzados, generando una elevada acumulación no sólo de residuos vegetales, sino también de otros materiales residuales no menos importantes y contaminantes como plásticos, envases, sustratos, y productos fitosanitarios, principalmente.

La superficie de cultivo protegido en España se aproxima a las 79.000 ha, de las cuales el 95,5% corresponde a producción de hortalizas. En Andalucía, con un 72% del total nacional, se concentra la mayor parte de la superficie de cultivo protegido, siendo en Almería donde mayor área se dedica a este sistema de producción (COAG, 2009).

Se estima que en la provincia de Almería sólo los desechos vegetales de invernadero representan más de un millón de toneladas de restos orgánicos al año (Urrestarazu *et al.*, 2005), sin considerar otros residuos como plásticos de invernadero, envases de productos fitosanitarios, alambres, etc., que alcanzan cantidades superiores a las 36.000 toneladas.

En un estudio realizado en el año 1999 por el Grupo Ecologista del Mediterráneo-GEM, se indica que el 75,5% de los residuos sólidos generados por este sistema de cultivo son biomasa vegetal residual (Tabla 1.2.1).

Tabla 1.2.1. Residuos sólidos producidos anualmente en 1 ha de enarenado bajo plástico en la provincia de Almería

Residuo	Toneladas	%
Biomasa vegetal residual	29,10	75,5
Plástico	1,05	2,7
Cartones y papel	0,05	0,1
Metales	0,06	0,2
Lixiviados	0,30	0,8
Sustratos	8,00*	20,7
Total	38,56	100,0

* Valor medio de los datos recogidos en las fuentes citadas más abajo

Fuente: GEM-Grupo Ecologista del Mediterráneo, 1999; Miguéiz y Añó, 2002

Además, en este informe se hace referencia a las toneladas de residuos vegetales (RV) producidos por cada uno de los principales cultivos de la provincia de Almería –datos de 1997–, así como a las toneladas de residuos vegetales producidas por hectárea de superficie cultivada (RV/S) de cada hortaliza.

A partir de estos datos, y teniendo en cuenta la productividad anual (P) de cada cultivo en esa región, se ha determinado un índice (RV/P) que evalúa las toneladas de residuo vegetal generadas por tonelada de producto cosechado. Dicho índice es relativamente constante, de modo que conociendo la producción de cada cultivo –en una región y año concreto– se pueden estimar las toneladas de residuos vegetales generados en dicha zona y periodo. Este dato puede estimarse también si se conoce la superficie cultivada (Carrión *et al.*, 2006).

En la Tabla 1.2.2 se muestran los valores estimados de estas cantidades para los principales cultivos hortícolas de España en el año 2007, con objeto de conocer la magnitud de los residuos vegetales hortícolas producidos a nivel estatal.

En ella se observa que, en el año indicado, se generaron alrededor de 3,0 (ó 3,9 dependiendo del cálculo) millones de toneladas de residuos vegetales de origen hortícola, concentradas en las principales zonas de producción de hortalizas. La ventaja que presentan estos residuos es su elevado contenido de humedad –entorno a 90 %–, por lo que reducen su volumen fácilmente; a pesar de ello, la enorme cantidad de residuos producidos hace que éstos sigan siendo difícilmente manejables.

Tabla 1.2.2. Estimación de las cantidades de algunos de los principales residuos vegetales (RV) hortícolas producidos en las provincias de Almería y en España en los años 1997 y 2007, respectivamente

Cultivo	Almería 1997				España 2007			
	RV (t)	P (t)	RV/P (t/t)	RV/S (t/ha)	P (t)	RV' (t)	S (ha)	RV'' (t)
Tomate	283.500	769.500	0,36	35,0	4.081.477	1.469.332	53.297	1.865.395
Melón	133.400	261.000	0,51	23,0	1.183.154	603.409	38.688	889.824
Pimiento	192.500	465.850	0,41	25,0	1.057.533	433.589	21.798	544.950
Sandía	99.200	339.200	0,29	15,5	790.947	229.375	16.861	261.346
Pepino	69.750	294.500	0,23	22,5	558.817	128.528	7.307	164.408
Calabacín	67.500	204.000	0,33	22,5	316.725	104.519	6.724	151.290
Total						2.968.752		3.877.213

P: producción; S: superficie; RV' y RV'': residuos vegetales estimados según el índice RV/P y la relación RV/S, respectivamente

Fuente: Escobar, 1998; MAPA, 2000, 2007

1.2.2. Minimización de la problemática

Los efectos negativos de la producción de residuos orgánicos pueden disminuir notablemente si se desarrolla un plan de gestión de los mismos cuyo objetivo sea convertir los residuos en recursos.

Los residuos orgánicos de calidad aceptable son una fuente interesante de materia orgánica y elementos fertilizantes. Por ello, el reciclado y la valorización de dichos residuos en Agricultura constituye una manera eficaz de evitar la degradación y contaminación del medio, a la vez que se aprovechan los recursos contenidos en los mismos, completándose de esta manera los ciclos de la materia –alterados por la actividad agrícola intensiva– y reduciéndose el consumo de fertilizantes, enmiendas y sustratos (Abad y Puchades, 2002; Carrión *et al.*, 2006).

Para hacer esto posible, se requieren sistemas eficaces de recogida selectiva, acopio y transformación de estos residuos.

En el caso de los residuos orgánicos de origen hortícola, la valorización en Agricultura es uno de los destinos inmediatos, siendo ésta la alternativa que aporta mayores ventajas ambientales y económicas, siempre que se realicen los tratamientos necesarios –como compostaje y vermicompostaje– que permitan obtener productos maduros, estables y de calidad, y se programen y controlen los planes de aplicación a suelos, sustratos y cultivos (Aalok *et al.*, 2008; Martínez, 2002; Mazuela *et al.*, 2005; Solé-Mauri *et al.*, 2007).

1.3. COMPOSTAJE DE RESIDUOS ORGÁNICOS CON VISTAS A SU USO EN AGRICULTURA

La utilización directa de residuos orgánicos frescos en Agricultura presenta una serie de inconvenientes: fitotoxicidad (por compuestos orgánicos, elementos y sustancias minerales, etc.), deficiencia de oxígeno en el entorno radicular, y elevación de la temperatura en la rizosfera, entre otros (Abad *et al.*, 1997; Butler *et al.*, 2001; Khalil, 2008; Pascual *et al.*, 1999), por lo que dichos residuos deben ser sometidos a tratamientos previos a su utilización.

Uno de los métodos más utilizados para la adecuación de los residuos orgánicos con fines agrícolas es el compostaje (Abad y Puchades, 2002; Moral *et al.*, 2009; Moreno y Moral, 2008; Soliva, 2001; Stoffella y Kahn, 2005), destacando dicho proceso tanto desde el punto de vista ecológico como económico (Bernal *et al.*, 2009; Raviv, 2005; Sæbø, 2006).

En la actualidad, el compostaje es un proceso tecnológico industrializado, no excesivamente complejo, técnica y económicamente viable, poco contaminante, y que, además, tiene mayor aceptación social en comparación con el vertido controlado o la incineración.

El desarrollo de nuevos planes y estrategias relacionados con el manejo de residuos orgánicos ha generado en los últimos años un incremento marcado en el uso del compostaje como herramienta de aprovechamiento y valorización de los mismos. Según Crowe *et al.* (2002), uno de los principales objetivos para los países de la Unión Europea es disminuir entre un 20% y un 50% la cantidad de residuos orgánicos que van a vertedero, lo que podría incrementar significativamente la aplicación del compostaje para el manejo de estos residuos en los próximos años (Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos).

Un caso de valorización de residuos orgánicos –particularmente residuos de jardinería urbana– a destacar es el que se ha venido desarrollando en EE.UU., donde, según una encuesta realizada por la revista BioCycle (Simmons, 2006), el número de plantas de compostaje de este tipo de material aumentó un 585% en un periodo de 10 años. Este incremento se produjo debido a la prohibición, en 23 Estados, del depósito de este tipo de residuos en vertederos e incineradoras. Por ello, una alternativa eficaz para la gestión de este tipo de residuos sería la

prohibición o reducción de su vertido en vertederos autorizados, y el establecimiento de ayudas para fomentar el compostaje de los mismos.

1.3.1. Concepto y funciones del compostaje

La definición técnica más aceptada del *compostaje* es “la descomposición biológica aeróbica de residuos orgánicos de distinta procedencia bajo condiciones controladas” (Abad y Puchades, 2002; Saña y Soliva, 1987; Soliva, 2001; Soliva *et al.*, 2008). Se denomina *descomposición* –y no estabilización– porque no siempre se puede asegurar que la estabilización de la materia orgánica (humificación) sea total. Se dice que la descomposición es de tipo *biológico* –microbiológico– para diferenciarla de las descomposiciones físicas y químicas. Se indica que es *aeróbica* porque durante el proceso se favorecen las transformaciones (biológicas y/o fisicoquímicas) de tipo aeróbico al realizar operaciones que permiten el acceso de oxígeno al material en descomposición. Estas transformaciones ocurren de forma más rápida que en condiciones anaeróbicas y son, además, más exotérmicas. En consecuencia, el proceso degradativo es más rápido que en ausencia de dicho elemento y se genera, adicionalmente, más energía en forma de calor, incrementándose así la temperatura en el material. Este aumento en la temperatura, unido al tipo de transformaciones aeróbicas que tienen lugar, acelera el proceso, evita la generación de malos olores y favorece la higienización del compost eliminándose o reduciéndose así agentes patógenos o molestos, semillas de malas hierbas, etc. Por último, se señala que transcurre bajo *condiciones controladas*, especialmente de temperatura, humedad y aireación, para diferenciarlo de las putrefacciones. El proceso va dirigido prioritariamente a los *residuos* sólidos (o semisólidos) biodegradables, los cuales constituyen la fase sólida orgánica que facilita la actividad biológica al servir de soporte físico y matriz de intercambio de gases, proporcionar nutrientes orgánicos e inorgánicos y agua, aportar microorganismos nativos, almacenar los residuos metabólicos generados, y actuar como aislante térmico, principalmente.

Por otro lado, Haug (1993), Raviv (2005), y Zucconi y de Bertoldi (1987) definen el compostaje como “el proceso bio-oxidativo que se desarrolla sobre sustratos orgánicos en estado sólido y en condiciones de humedad adecuadas

por la acción de numerosos y variados microorganismos; el proceso implica el paso por una etapa termófila, con producción temporal de fitotoxinas, generándose como productos de la biodegradación dióxido de carbono, agua, sustancias minerales y una materia orgánica madura (y por tanto implícitamente estabilizada) e higienizada, es decir, libre de fitotoxinas, patógenos y semillas de malas hierbas, y con ciertas características húmicas”.

En el proceso industrial del compostaje se identifican dos fases consecutivas (Abad y Puchades, 2002; Costa *et al.*, 1991; Moreno y Mormeneo, 2008; Saña y Soliva 1987) claramente diferenciadas: la *fase de compostaje* propiamente dicha, en la que la actividad de los microorganismos es máxima dado que tienen a su disposición gran cantidad de compuestos fácilmente biodegradables, y la *fase de maduración o estabilización*, en la que la actividad de los microorganismos decae al agotarse la reserva de material biodegradable. En la primera fase predomina la mineralización de la fracción orgánica, mientras que en la segunda prevalece la polimerización y condensación de compuestos, dando lugar a un producto, el compost, de características similares al humus.

Todo el proceso está sometido a diferentes tipos de controles –temperatura, humedad y aireación, principalmente– para garantizar un adecuado tratamiento y estabilización de la materia orgánica (Crojen *et al.*, 2003), lo que diferencia al compostaje de los procesos naturales no controlados que suelen desembocar en anaerobiosis más o menos acusadas (Bueno *et al.*, 2008).

El compostaje presenta una serie de ventajas tanto ambientales como agrícolas y económicas (Soliva *et al.*, 2008).

Desde el punto de vista ambiental, una de las aplicaciones a considerar para este proceso es el tratamiento de residuos orgánicos –reduciendo su humedad, peso, volumen y peligrosidad–, permitiendo así reciclar los recursos contenidos en ellos; además, el compostaje permite controlar las emisiones de CO₂ a la atmósfera de manera más fácil que otros tipos de tratamientos no biológicos, como la incineración (López y Boluda, 2008).

Por otro lado, el proceso de compostaje conduce a un producto estabilizado, maduro e higienizado, con un alto contenido de materia orgánica y componentes húmicos, denominado *compost*, que puede ser utilizado sin riesgo en Agricultura, por ser inocuo y no contener sustancias fitotóxicas, y que favorece además el

crecimiento y desarrollo de las plantas (Moreno y Moral, 2008; Soliva, 2001; Stoffella y Kahn, 2005; Zucconi y de Bertoldi, 1987).

Finalmente, los elevados costes económicos totales de otros medios de gestión de residuos orgánicos (vertido, incineración, etc.) hacen recomendable el uso del compostaje como alternativa más rentable y con tecnología más sencilla de aplicar (Criner *et al.*, 1995; Eweis *et al.*, 1999).

1.3.2. Factores que afectan al proceso de compostaje

Un proceso de compostaje donde se pretenda obtener un producto final útil (material orgánico estabilizado) no se puede dejar transcurrir espontáneamente, sino que en él han de controlarse los parámetros que influyen en el desarrollo y actividad microbiológica, garantizándose así el éxito del proceso (Hedegaard *et al.*, 1996; Köner *et al.*, 2003).

Los parámetros más importantes en relación con el proceso de compostaje pueden clasificarse en dos tipos: parámetros de seguimiento de dicho proceso y parámetros relativos a la naturaleza del sustrato (Bueno *et al.*, 2008).

1.3.2.1. Parámetros de seguimiento del proceso

Los parámetros incluidos dentro de este grupo son aquellos que han de ser medidos durante todo el proceso (temperatura, humedad, pH, aireación, y espacio de aire libre) y corregidos, en caso de ser necesario, para que sus valores estén dentro del rango óptimo durante todas las fases del compostaje (Jeris y Regan., 1973).

Dado que el compostaje es un proceso fundamentalmente microbiológico, el síntoma más claro de esta actividad microbiana es el incremento de la *temperatura* de la masa de material que está compostando, siendo considerada ésta como una variable fundamental en el control de dicho proceso (Liang *et al.*, 2003; Miyatake *et al.*, 2006). Por la evolución de la temperatura se puede juzgar la eficiencia y el grado de estabilización a la que ha llegado el proceso, ya que existe una relación estrecha y directa entre la temperatura y la magnitud de degradación de la materia orgánica. Cada especie de microorganismo requiere un intervalo de temperatura donde desarrollar su actividad, produciéndose un desprendimiento de

calor que provoca un incremento de la temperatura, que dependerá, además, de la adecuación de los demás factores a los intervalos óptimos.

Debido a la descomposición biológica de la materia orgánica que se produce en el compostaje, la presencia de agua es imprescindible para las necesidades fisiológicas de los microorganismos, siendo ésta el medio de transporte de las sustancias solubles que sirven de alimento a las células microbianas y de los productos de desecho de las reacciones que tienen lugar en el proceso. (Bueno *et al.*, 2008; Madejón *et al.*, 2002). Según Schulze (1962), pequeñas variaciones en la *humedad* del material que se está compostando provocan grandes cambios en la temperatura, por lo que se ha establecido una humedad óptima para el crecimiento microbiano entre el 50% y el 70%; por debajo del 30% la actividad biológica decrece notablemente, mientras que con valores de humedad superiores al 70% el aire es desplazado por el agua del espacio poroso entre las partículas, iniciándose así procesos de anaerobiosis.

Otro parámetro que varía significativamente durante el compostaje es el *pH*. Durante la fase inicial del proceso se observa una disminución del pH debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más lábil, que causa la liberación de ácidos orgánicos. Posteriormente se produce una progresiva alcalinización del medio, debido a la degradación de los ácidos orgánicos y a la generación de amoníaco por la descomposición de las proteínas (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). Finalmente, el pH tiende a la neutralidad debido a la formación de compuestos húmicos, que tienen propiedades tampón. En un estudio realizado por Suler *et al.* (1977) se estableció una relación entre los cambios de pH y la aireación de la mezcla, concluyéndose que un compostaje con aireación adecuada conduce a productos finales (composts) con valores de pH próximos a la neutralidad, y que la degradación de la materia orgánica se inhibe a pH bajos, por lo que valores de pH iguales o superiores a 7,5 durante el proceso son indicativos de una correcta descomposición.

La presencia de oxígeno durante el compostaje es imprescindible para el desarrollo y la actividad microbiana, ya que los microorganismos que intervienen en éste son fundamentalmente aerobios. Una *aireación* insuficiente favorece la proliferación de microorganismos anaerobios, que sustituyen a los aerobios, ocasionando retraso en la descomposición, aparición de sulfuro de hidrógeno, y la

producción de malos olores, principalmente (Bidlingmaier, 1996). Por otro lado, el exceso de ventilación puede provocar el enfriamiento de la pila y una elevada pérdida de humedad, disminuyendo la actividad metabólica de los microorganismos (Zhu, 2006). Además, aportaciones adicionales de oxígeno pueden dar lugar a un consumo de los compuestos húmicos formados y a una rápida mineralización de los mismos (Tomati *et al.*, 2000).

Anteriormente se indicó la importancia del contenido de humedad de la masa en compostaje, que debe ser tal que el agua no llegue a ocupar la totalidad de los poros de dicha masa y permita por consiguiente la circulación tanto del oxígeno, necesario para mantener la aerobiosis, como de otros gases que se generan durante el proceso. La totalidad de poros de la masa es el “espacio de aire libre” (Schulze, 1962), que relaciona el contenido de humedad, la densidad aparente, la densidad de partícula, y la *porosidad*, por lo que conocidos los valores de densidad puede estimarse la humedad óptima para el residuo estudiado. Debido a que la densidad de partícula es una constante para cada producto y la densidad aparente puede aumentar o disminuir dependiendo del grado de humedad de la mezcla en compostaje, se hace necesario determinar la densidad aparente a distintos grados de humedad con objeto de poder calcular la humedad idónea y corregirla así en la pila.

En la Figura 1.3.1 se muestra la evolución de los principales parámetros de seguimiento del proceso, así como la sucesión microbiana durante el compostaje.

1.3.2.2. Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato (mezcla de residuos)

Entre los parámetros relativos a la naturaleza de la mezcla de residuos a compostar se encuentran todos aquellos que han de ser medidos y adecuados a sus correspondientes valores óptimos (estándar o de referencia) al inicio del proceso de compostaje (Madejón *et al.*, 2001a).

El *tamaño de las partículas* es un factor fundamental para la optimización del proceso, ya que cuanto mayor sea la superficie específica de la mezcla de residuos, mejor y más rápido será el ataque microbiano, y en consecuencia la reactividad química aumentará. Por tanto, el troceado y desfibrado del material facilitará el ataque de los microorganismos y aumentará la velocidad del proceso.

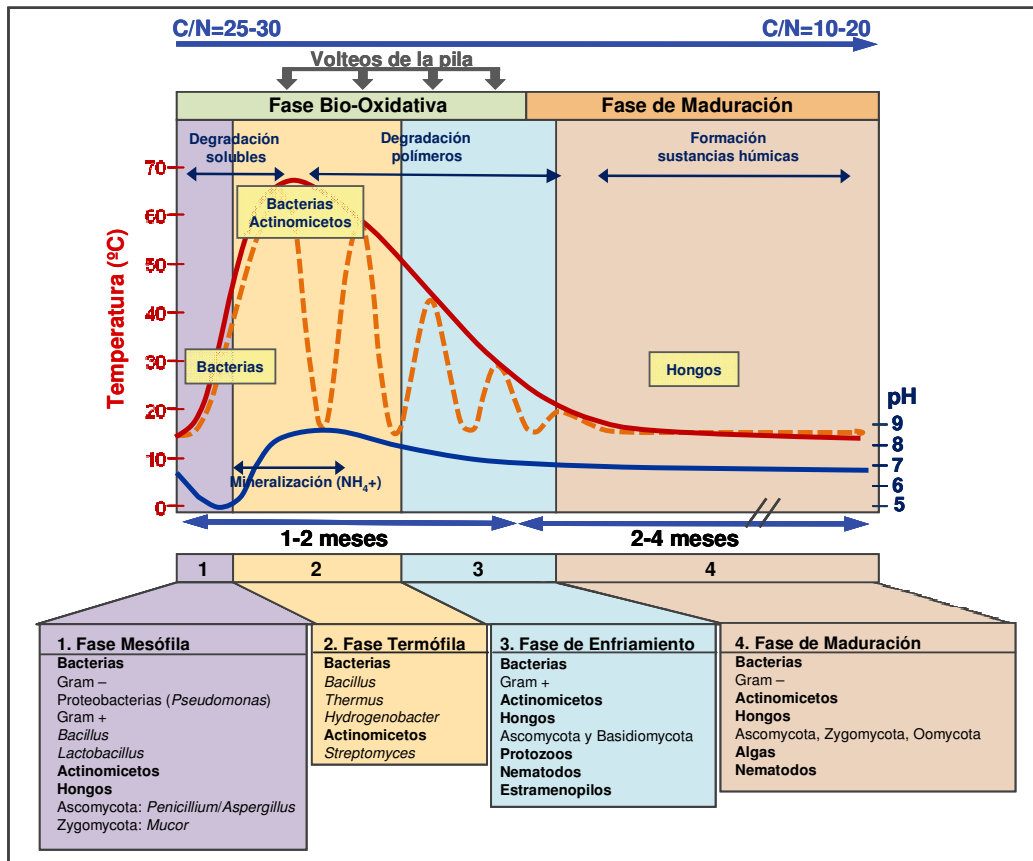


Figura 1.3.1. Evolución temporal de los principales parámetros de seguimiento del proceso de compostaje y sucesión microbiana

Fuente: Moreno y Mormeneo, 2008. Redibujado

Otro parámetro que afecta notablemente al proceso de compostaje es la *relación carbono:nitrógeno (C/N)* del material de partida. Ésta influye en la velocidad del proceso y en la pérdida de amonio durante el mismo. Los microorganismos utilizan generalmente 30 partes de C por cada parte de N asimilado, por lo que el rango óptimo teórico establecido para la relación C/N es de 25-35 (Jhorar *et al.*, 1991). Si la relación C/N es superior a 40 la actividad biológica disminuye, ya que los microorganismos deben oxidar el exceso de carbono, con la consiguiente ralentización del proceso debido a la deficiente disponibilidad de N para la síntesis proteica. Por el contrario, si la relación C/N es muy baja el compostaje se lleva a cabo con mayor rapidez (Zhu, 2006), pero el exceso de nitrógeno se desprende en forma amoniacal, produciéndose una pérdida de este elemento así como un problema medioambiental, ya que el amoníaco es un gas con un considerable efecto invernadero.

La *composición elemental* del residuo es otro factor relevante en el compostaje. Los microorganismos sólo pueden metabolizar intracelularmente compuestos simples, por lo que las moléculas más complejas deben ser degradadas extracelularmente mediante procesos enzimáticos más o menos complicados, convirtiéndose en otras más sencillas (Castaldi *et al.*, 2005). Para llevar a cabo estos procesos, los microorganismos necesitan el soporte de macronutrientes (nitrógeno, carbono y fósforo) –esenciales para la multiplicación celular– y micronutrientes como boro, manganeso, cinc, cobre, hierro, molibdeno y cobalto, entre otros; estos micronutrientes desempeñan un importante papel en la síntesis de las enzimas, el metabolismo de los microorganismos, y los mecanismos de transporte intra- y extra-celular (Miyatake *et al.*, 2006).

El conocimiento de la fracción orgánica de los composts es fundamental, ya que ésta se considera el principal factor para determinar la calidad agronómica de dichos composts. Durante el proceso de compostaje la *materia orgánica* tiende a descender, formándose al final compuestos simples y compuestos húmicos (a partir de cadenas carbonadas largas) (Cataldi *et al.*, 2005). Algunos compuestos procedentes de la materia orgánica son incorporados por los microorganismos y otros son transformados en anhídrido carbónico y agua. La velocidad de transformación de la materia orgánica depende de su naturaleza física y química, de los microorganismos que intervienen, y de las condiciones físico-químicas del proceso (Michel *et al.*, 2004).

Desde el punto de vista físico-químico, la *conductividad eléctrica (CE)* de un compost está determinada por la naturaleza y composición del material de partida, fundamentalmente por su concentración de sales y, en menor grado, por la presencia de los iones amonio o nitrato formados durante el proceso (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). La CE tiende a aumentar durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica, que lleva al aumento de la concentración de sales.

1.3.3. Sistemas de compostaje

El compostaje puede llevarse a cabo utilizando diferentes sistemas. La clasificación más común de éstos se realiza en función del aislamiento del material a compostar con respecto al exterior. El suministro de oxígeno por

aireación y el control de la temperatura y la humedad pueden realizarse en sistemas abiertos, semi-cerrados y cerrados (Abad y Puchades, 2002; Costa *et al.*, 1991; Saña y Soliva, 1987; Soliva, 2001).

Los sistemas *abiertos* (pilas y trincheras) suelen ser los más utilizados debido a su bajo coste y la sencillez de su tecnología. En ellos, el material recepcionado, una vez homogeneizado, se extiende en eras, pilas, mesetas o zanjas de dimensiones variables. Los sistemas de manejo del material también pueden variar, siendo lo más común la aireación por medio de volteos periódicos (*sistema dinámico*) y menos frecuente la aireación pasiva o forzada (*sistema estático*). En este último tipo de sistemas se dispone una red de tuberías perforadas distribuidas por todo el terreno y por debajo (en la base) de la pila de residuos a compostar, a través de las cuales se inyecta aire (sistema Rutgers) o se aspiran los gases resultantes (sistema Beltsville). También existen *sistemas mixtos* que combinan los dos métodos de aireación indicados (Chica y García, 2008; Rynk, 2000a, 2000b; Rynk y Richard, 2005).

En los sistemas *semi-cerrados*, el conjunto de operaciones que se llevan a cabo se realizan dentro de una gran nave cubierta y cerrada que dispone de un sistema de extracción de gases por tuberías colocadas a lo largo del techo. La atmósfera interior, viciada por los gases de la masa de residuos en descomposición, es tratada por medio de biofiltros. El sistema más conocido es el de *trincheras* o *calles* en las que el material se coloca entre muretes longitudinales y es volteado por distintos procedimientos (cargador de vagones portátiles, volteadores de hileras, etc.) (Chica y García, 2008; Rynk, 2000a, 2000b; Rynk y Richard, 2005).

Por otra parte, en los sistemas *cerrados* el material a compostar nunca está en contacto con el exterior. En estos sistemas se requieren diferentes instalaciones y equipos que contengan los residuos e intenten controlar el entorno del compostaje en contenedores, reactores o túneles, así como conductos, turbinas, etc. Los sistemas cerrados más habituales son los *túneles* con circulación de aire y los *digestores* aerobios, tales como lechos horizontales agitados, contenedores aireados-agitados, reactores torre o silos, y reactores de tambor rotativo, principalmente (Chica y García, 2008; Rynk, 2000a, 2000b; Rynk y Richard, 2005).

La Tabla 1.3.1 recoge las ventajas e inconvenientes de los principales sistemas de compostaje.

Tabla 1.3.1. Ventajas e inconvenientes de los principales sistemas de compostaje

	SISTEMA DE COMPOSTAJE		
	Pilas con volteos o estáticas	Digestores aeróbicos	Túneles con recirculación de aire
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Instalación sencilla y barata • Control relativamente simple de la temperatura y humedad • Mantenimiento reducido 	<ul style="list-style-type: none"> • Proceso continuo o semicontinuo • Mejor control de la descomposición • Control de olores avanzado • Uso intensivo del suelo 	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción del tiempo de compostaje • Control total del proceso • Control de olores avanzado • Uso intensivo del suelo
Inconvenientes	<ul style="list-style-type: none"> • Según las condiciones climáticas pueden requerir zonas cubiertas (compostaje y maduración) • Riesgo de malos olores 	<ul style="list-style-type: none"> • Costes de implantación y mantenimiento elevados • Técnica relativamente compleja, que requiere adiestramiento para su manejo 	<ul style="list-style-type: none"> • Costes de implantación y mantenimiento elevados • Tecnología reciente, que exige el desarrollo de técnicas propias o la dependencia de patentes ya establecidas

Fuente: Carrión et al., 2006

1.3.4. Calidad del compost. Parámetros a considerar y regulación

El concepto de calidad del compost es difícil de definir (Masaguer y Benito, 2008; Soliva, 2001; Soliva y Molina, 1996). Por un lado porque han de tenerse en cuenta múltiples aspectos, y por otro porque existe cierto margen de subjetividad: ¿qué se pretende con las normas de calidad del compost? ¿que sea aceptado? ¿que tenga un uso concreto? ¿evitar contaminación, otros riesgos ambientales y molestias?, entre otras cuestiones.

La calidad del compost debería considerarse a partir de las características que resulten de aplicar un tratamiento respetuoso con el medio ambiente, acorde con una gestión racional de los residuos, y que tenga como objetivo elaborar un producto para uso agrícola (Raviv, 1998, 2005). En general, los requerimientos de calidad del compost deberían ir dirigidos a conseguir: aspecto y olor aceptables; higienización correcta; impurezas y contaminantes a nivel de trazas; nivel conocido de componentes agrónomicamente útiles; y, características homogéneas y uniformes que permitan, además, el almacenamiento sin

experimentar alteraciones posteriores (Carrión *et al.*, 2006; Saña y Soliva, 1987; Soliva, 2001; Soliva y Molina, 1996).

La determinación del mayor número posible de parámetros (físicos, físico-químicos, químicos y biológicos) no lleva a definir mejor la calidad del producto final de un proceso de compostaje. Se trata de seleccionar aquellos parámetros que mejor definan las características del compost en función del uso que se le dé al mismo.

Para valorar la calidad de un compost es necesario evaluar detalladamente una serie de parámetros específicos medidos tanto a lo largo del proceso de compostaje como en el producto final, con el fin de establecer la mejor aplicación de dicho compost, ya sea como enmienda orgánica del suelo (mejorador del suelo), sustrato o componente de sustratos de cultivo, u otro tipo de usos o aplicaciones. Los parámetros a considerar contemplan las propiedades físicas, químicas y biológicas del compost, que permiten conocer el comportamiento de dicho compost en la aplicación elegida (Masaguer y Benito, 2008; Soliva, 2001).

Los parámetros que pueden utilizarse para valorar la calidad del compost (Soliva, 2001), así como la información proporcionada por cada uno de ellos, se recogen en la Tabla 1.3.2.

Tabla 1.3.2. Parámetros a considerar para valorar la calidad de un compost

Propiedad	Parámetro	Informa sobre
Física	• Densidad aparente	Transporte, manejo y aplicación
	• Color	Aceptación
	• Olor	Aceptación, higiene e impacto ambiental
	• Humedad	Transporte y manejo
	• Granulometría	Manejo, aceptación y efectos sobre el suelo/sustrato
	• Capacidad de retención de agua	Efectos sobre el suelo/sustrato y ahorro de agua
	• Presencia de inertes	Aceptación, impacto ambiental y seguridad
Química	• Contenido y estabilidad de la materia orgánica	Efectos sobre el suelo/sustrato y sobre los vegetales, y aceptación
	• Nutrientes minerales	Efectos sobre el suelo/sustrato y sobre los vegetales
	• Contaminantes	Salud, efectos sobre el suelo/sustrato y sobre los vegetales, e impacto ambiental
	• Sales solubles	Efectos sobre el suelo/sustrato y sobre los vegetales, e impacto ambiental
	• pH	Disponibilidad de nutrientes
Biológica	• Patógenos	Salud e impacto ambiental
	• Semillas de malas hierbas	Efectos sobre el suelo/sustrato y sobre la producción vegetal

Fuente: Soliva, 2001

Además, el destino final del compost influye también en su calidad, ya que cada aplicación o aprovechamiento requiere unas exigencias particulares (Masaguer y Benito, 2008; Sullivan y Miller, 2005). En la Tabla 1.3.3 se muestran algunos parámetros establecidos para evaluar la calidad del compost en función del uso final del mismo.

Tabla 1.3.3. Parámetros a considerar para evaluar la calidad de un compost dependiendo del uso final del mismo

Parámetro	Uso *			
	Sustrato para semillero	Venta como sustrato	Enmienda o abono orgánico	Mulch
Respuesta del crecimiento	++	++	++	-
Contenido en nutrientes	-	+	+	-
pH/Sales solubles	++	++	+	-
Color/Olor	++	++	+	+
Presencia de inertes	++	++	-	+
Maduración/Estabilidad	++	++	+	-
Tamaño de partícula	++	+	+	+

* (-) importancia baja; (+) importancia media; (++) importancia alta

Fuente: Sullivan y Miller, 2005

La Tabla 1.3.3 sirve como guía para definir la calidad de un compost, pero una evaluación más detallada debe incluir una serie de parámetros específicos que deben determinarse durante el proceso de compostaje y necesariamente sobre el producto final, antes de su comercialización y uso, con el fin de establecer la aplicación del compost apropiada, tal como se ha indicado más arriba (y se ha recogido en la Tabla 1.3.1).

En cualquiera de los casos, deberán cumplirse siempre unos niveles mínimos de calidad, cuyo objetivo principal es impedir la transferencia de contaminantes (abióticos y bióticos) al medio.

En la Tabla 1.3.4 se recogen los requisitos mínimos exigibles a los composts de residuos orgánicos comercializados en España, así como las propuestas europeas (UE).

Puede observarse que el compost de la clase A es el de mejor calidad, ya que los requerimientos exigidos son más restrictivos que el perteneciente a la clase 1 establecida por la UE. Además, se aprecian algunas diferencias entre legislaciones respecto a los patógenos considerados para la evaluación sanitaria

Tabla 1.3.4. Requerimientos mínimos de calidad de los composts en España y en la Unión Europea

Parámetro	España ¹			Unión Europea			
	Enmienda			Mejoradores de suelo y sustratos de cultivo ²		Compost ³	
	Compost	Compost vegetal	Abono	Compost	Compost vegetal	Clase 1	Clase 2
Humedad	≤40%	≤40%	Gránulo/Pellet ≤14%				
Granulometría	90%<25mm		90%<10mm				
Piedras, gravas, etc.	>5mm, <5%	Sin impurezas ni inertes				>5mm, <5%	>5mm, <5%
Plásticos, metales, vidrios, etc.	>2mm, <3%					>2mm, 0,5%	>2mm, <0,5%
Materia orgánica total	≥35%	≥40%		>20% (ms)	>45% (ms)		
Relación C/N	<20	<15					
Nitrógeno orgánico			≥85% del N total				
Metales pesados	mg/kg de materia seca			mg/kg de materia seca			
	Clase A	Clase B	Clase C				
Cd	0,7	2	3			0,7	1,5
Pb	45	150	200			100	150
Cu	70	300	400			100	150
Zn	200	500	1.000			200	400
Ni	25	90	100			50	75
Cr (Total)	70	250	300			100	150
Cr (VI)	0	0	0				
Hg	0,4	1,5	2,5			0,5	1
Patógenos							
(materias primas de origen animal)	<i>Salmonella</i> : Ausente/25g producto <i>Escherichia coli</i> : <1.000 NMP (Número Más Probable)/g producto			<i>Salmonella</i> : Ausente/50g producto <i>Clostridium perfringens</i> : Ausente/1g producto			
Organismos nocivos (materias primas de origen vegetal)	Aquellos contenidos en el RD 2071/1993, de 26 de noviembre (lista modificada por BOE núm. 113, de 12 de mayo de 2003), en la Ley 43/02 de Sanidad Vegetal y en la Orden 776/02 del MAPA			<3 semillas viables de malas hierbas/L producto			
Otros	Clase C, no aplicar a suelos agrícolas en dosis superiores a 5 t (ms)/ha × año			Sin restricciones de uso Aplicación al suelo <30 t (ms)/ha × 3 años			

¹Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes; Orden APA/863/2008, de 25 de marzo

²Informe UNE-CR 13456. Mejoradores de suelo y sustratos de cultivo. Etiquetado, especificaciones y clasificación de productos. AENOR, 2003

³Working Document. Biological Treatment of Biowaste. 2nd Draft. Comisión Europea (2001)

ms: materia seca

de los composts. Merece destacarse que la normativa europea, a través del Informe CEN (Comité Europeo de Normalización) de referencia CR 13456 (transpuesto como el Informe UNE-CR 13456, de abril de 2003, en España), incluye los materiales “compost” y “compost vegetal” como sustratos o componentes de sustratos de cultivo, especificando solamente el contenido mínimo de materia orgánica total que debe garantizarse (>20% ms).

En general, tanto la legislación española como la de otros países europeos establecen la calidad del compost desde una perspectiva ambiental. Sin embargo, para determinar la calidad agronómica de un compost deben tomarse en cuenta parámetros físicos, físico-químicos, químicos y biológicos cruciales para su aplicación y uso, como la granulometría, el pH, la conductividad eléctrica, la capacidad de intercambio catiónico, la relación C/N, el nivel de nutrientes minerales, el contenido y estabilidad de la materia orgánica, y el índice de germinación de semillas, entre otros (Abad y Puchades, 2002; Campitelli, 2008b; Goyal *et al.*, 2005; Masaguer y Benito, 2008; Soliva y Molina, 1996).

El control de la calidad debe realizarse durante todo el proceso de compostaje y no solamente sobre el producto final (Goyal *et al.*, 2005), tal como se recoge en la propuesta europea “Working Document. Biological Treatment of Biowaste. 2nd Draft (2001)”, en la que se indica la frecuencia y los métodos de muestreo y análisis.

En este marco legislativo y normativo debe indicarse que recientemente se ha publicado el Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre Sustratos de Cultivo (BOE núm. 170, de 14 de julio de 2010). Dicho Real Decreto incluye el articulado de las disposiciones correspondientes y siete Anexos (I a VII) con los siguientes contenidos: I) Clasificación de productos, II) Identificación y etiquetado, III) Métodos analíticos, IV) Márgenes de tolerancia, V) Lista de residuos orgánicos biodegradables, VI) Límites máximos de microorganismos y metales pesados en los sustratos de cultivo, y VII) Instrucciones para la inclusión de un nuevo tipo en la relación de sustratos de cultivo y componentes de los mismos.

En este Real Decreto se incluye el compost (Nº 1.1), y más específicamente el compost vegetal (Nº 1.4), como ingrediente para la formulación de sustratos de cultivo. Además, sólo se permite el uso de sustratos clase A y clase B –con unos límites máximos de concentración de metales pesados similares a los de los

composts clase A y clase B del Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes, respectivamente–, prohibiéndose expresamente la aplicación de sustratos clase B en cultivos hortícolas comestibles. Finalmente, se amplían las especies de microorganismos nocivos para la salud (a *Listeria* y *Enterococcaceae*) en los sustratos de cultivo de origen orgánico para las que no deben superarse los niveles máximos especificados.

Actualmente existen conocimientos y capacidad técnica suficientes para producir un compost de calidad que cumpla la legislación y cubra las necesidades del usuario final. Los sistemas de recogida selectiva y la conciencia general del reciclado han contribuido a mejorar la calidad de las materias primas en las plantas de compostaje. Sin embargo, todavía no se ha generalizado el establecimiento de un control de calidad mínimo en el compost, lo que crea cierta desconfianza para algunos potenciales usuarios de dicho producto (Masaguer y Benito, 2008).

Por otro lado, es necesario encontrar mercados adecuados para cada tipo de compost, ya que no es viable establecer unas normas restrictivas para la producción y calidad del compost, si no existe demanda de dicho producto (Abad y Puchades, 2002; Raviv, 1998, 2005).

Por último, si el compost obtenido al final del proceso de compostaje cumple unos estándares de calidad reconocidos, aumentará la confianza del consumidor, facilitando el desarrollo –a medio y largo plazo– de la industria del compostaje y los beneficios por ella generados (Carrión *et al.*, 2006).

1.4. EL VERMICOMPOSTAJE, UN SISTEMA DE TRATAMIENTO Y ADECUACIÓN DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS CON FINES AGRÍCOLAS

La problemática asociada a la eliminación y gestión –respetuosas con el ambiente– de las grandes cantidades de residuos orgánicos generados, se ha convertido en un asunto de importancia mundial. Algunas medidas que se han adoptado para solucionar este problema pueden ofrecer dificultades aún más graves. La quema a cielo abierto o el mal diseño de incineradoras, así como el vertido incontrolado o el diseño deficiente de vertederos pueden ocasionar riesgos graves de contaminación (Ndegwa y Thompson, 2001). Por ello, en los

últimos años se ha generado una creciente necesidad de desarrollar tecnologías ecológicamente racionales, económicamente viables y socialmente aceptables (Suthar, 2007) para el tratamiento de los residuos orgánicos.

Uno de los métodos más utilizados para la adecuación y aprovechamiento en el ámbito agrícola de este tipo de residuos es el vermicompostaje (Benítez, 2005; Elvira *et al.*, 1997, 1998; Garg *et al.*, 2006; Suthar, 2007). Se ha demostrado que éste es un proceso rápido, técnicamente viable y económicamente rentable, que permite el manejo eficiente de los residuos orgánicos (Garg *et al.*, 2006; Jeyabal y Kuppuswamy, 2001; Loh *et al.*, 2005).

En los últimos años se han desarrollado gran número de investigaciones y proyectos basados en la utilización de residuos orgánicos para la producción de vermicompost (Edwards y Arancon, 2004). En países como Cuba, India o Australia, la tecnología del vermicompostaje se ha desarrollado ampliamente, incorporándola en su mayor parte dentro de los procesos de los diferentes sistemas de producción agrícola (Allison *et al.*, 2006).

1.4.1. Antecedentes y concepto del vermicompostaje

En el Antiguo Egipto ya era conocido el papel beneficioso que desempeñaban las lombrices en la fertilidad de los suelos (Minnich, 1977); los faraones las consideraban “animal sagrado” y dictaban severas penas a quienes las dañaran. El filósofo griego Aristóteles definió las lombrices como “los intestinos de la tierra” (Kevan, 1985). Griegos y romanos eran también conscientes de la relación existente entre las lombrices y los suelos fértiles. Pero sería en el siglo XIX cuando Charles Darwin (1881), en su libro “La Formación de la Tierra Vegetal por la Acción de las Lombrices”, explica la importancia de las lombrices y su función en el ciclo de descomposición de la materia orgánica y la liberación de los nutrientes contenidos en ésta. Más tarde, otros autores también indicaron el papel positivo de las lombrices en diferentes procesos relacionados con el suelo y el desarrollo de las plantas, siendo Wollny (1890) el primero que cuantificó esta relación. A partir de entonces se iniciaron una serie de investigaciones que llegaron a transformar finalmente el vermicompostaje en una actividad zootécnica que permite mejorar la producción agrícola.

La primera referencia de los beneficios del vermicompostaje, entendido como el uso de lombrices para la eliminación de residuos orgánicos, fue aportada por el monje benedictino Augustus Hessing en los años 30 del siglo pasado, cuando utilizaba lombrices para la eliminación de los residuos orgánicos producidos en el monasterio. A mediados de la década de los 40 comenzó el desarrollo de la cría intensiva de lombrices con el fin de obtener vermicompost o humus de lombriz. Inicialmente se utilizó la especie *Eisenia fetida*, también conocida como lombriz roja californiana, la cual posteriormente, y por razones de crianza, reproducción y variedad de residuos orgánicos que ingiere, ha resultado ser la lombriz más adecuada para los procesos de vermicompostaje y sistemas de lombricultura. Sin embargo, el conocimiento científico de los procesos de vermicompostaje se inició en los años 70 en Estados Unidos con los profesores C. A. Edwards y E. Neuhauser (Cornell University), y R. Hartenstein (State University of New York, Syracuse), que sentaron las bases científicas y técnicas del desarrollo de estos sistemas de tratamiento y adecuación de residuos orgánicos.

El *vermicompostaje* es un proceso de bio-oxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica por la acción combinada de lombrices y microorganismos, mediante el cual se obtiene un producto final estabilizado, homogéneo y de granulometría fina denominado *vermicompost*, *lumbricompost*, *compost de lombriz* o *humus de lombriz* (Nogales *et al.*, 2008; Suthar, 2008). Esta práctica de biotransformación aprovecha varias ventajas derivadas de la actividad de ciertas especies epigeas de lombrices, las cuales aceleran la descomposición y humificación de la materia orgánica (Edwards y Arancon, 2004), ya sea de modo directo (alimentación detritívora y desplazamiento a través de galerías) o bien indirectamente (estimulación de la actividad microbiana). Por otro lado, las lombrices mejoran también la estructura del producto final, al provocar, por el paso del residuo a través de su sistema digestivo, la fragmentación de los materiales orgánicos, reduciendo su tamaño y favoreciendo la formación de agregados estables (Elvira *et al.*, 1998). Además, la actividad de estos detritívoros aumenta el contenido de nutrientes, convirtiéndolos –a través de la actividad microbiana– en formas solubles y asimilables para los cultivos (Elvira *et al.*, 1998; Garg *et al.*, 2006; Ndegwa y Thompson, 2001). Asimismo, mediante este proceso se favorece la producción de sustancias que pueden actuar con

acción fitohormonal sobre las plantas. Finalmente, el vermicompostaje posibilita la explotación de las lombrices como fuente proteica para consumo animal.

Este proceso ha sido utilizado para la biodegradación y estabilización de gran número de residuos orgánicos y se considera hoy día como una tecnología limpia y sin impacto ambiental (“ecotecnología”), cuyos costes de inversión, energéticos y de mantenimiento son además moderadamente bajos (Melgar, 2003; Nogales *et al.*, 2008; Saavedra, 2007).

1.4.2. Organismos implicados en el proceso de vermicompostaje. Lombrices de tierra, microorganismos y fauna asociada

El vermicompostaje es el resultado de la actividad de una serie de organismos cuyas interacciones afectan las características del medio en donde éstos se desarrollan.

Existen más de 4.400 especies de *lombrices terrestres* identificadas, pero sólo media docena de ellas pueden ser utilizadas en la degradación de residuos orgánicos. Estas lombrices se agrupan en la categoría ecológica de epigeas (es decir, que viven en la superficie del suelo), que poseen una estrategia reproductiva “r” (rápida y prolífica), lo que permite que sucesivas generaciones se vayan sustituyendo continuamente, manteniendo por ello unas altas tasas de consumo de sustrato orgánico, lo cual acelera su degradación. Taxonómicamente, las especies de mayor interés para los procesos de vermicompostaje pertenecen al Orden *Haploxtaxida* y la Familia *Lumbricidae*. Dentro de esta familia, las especies *Eisenia fetida* y *Eisenia andrei* (Figura 1.4.1) han demostrado ser las más eficientes para la biodegradación y estabilización de residuos orgánicos, por lo que son las utilizadas más frecuentemente (Domínguez, 2004; Domínguez *et al.*, 2005; Nogales *et al.*, 2008; Schuldt, 2006). A nivel morfológico existe una gran similitud entre estas dos especies; sin embargo, *E. fetida* es de color marrón con bandas intersegmentarias pálidas y/o amarillentas, mientras que *E. andrei* posee una pigmentación homocrómica rojo oscuro sin bandas. Además, estudios basados en determinaciones bioquímicas, espectroscópicas y reproductivas han confirmado que son dos especies diferentes (Domínguez *et al.*, 2003a, 2005; Pérez-Losada *et al.*, 2005)

Pese a las diferencias encontradas entre las dos especies, ambas presentan muchas características comunes:

- La longitud corporal media es de 60-120 mm y su diámetro de 3-6 mm.
- El número medio de segmentos varía entre 80 y 120.
- El clitelo (área glandular desarrollada en la madurez sexual) ocupa entre 6 y 8 segmentos, y los tubérculos pubertarios (formaciones glandulares) se extienden a lo largo del borde ventral del clitelo en tres segmentos.
- Las cápsulas, que contiene los huevos, tienen un diámetro entre 2,3 y 4,4 mm, y su longitud varía entre 2,4 y 5,2 mm.
- La vida de estas especies puede alcanzar hasta los 15 años, si las condiciones son favorables.
- Ambas especies maduran sexualmente a los dos meses de vida.



Eisenia fetida



Eisenia andrei

Figura 1.4.1. Lombrices de tierra *Eisenia fetida* y *Eisenia andrei*

Fuente: Bioconet, 1995-2009; Worm Composting Canada, 2009

El acoplamiento de dos lombrices se efectúa cada 7 días (o más) entre uno y otro, del cual se obtienen 1 ó 2 cápsulas por cada lombriz. Si las condiciones del medio son óptimas, después de 14-21 días de incubación eclosiona la cápsula y nacen entre 2 y 4 lombricillas de color rosado pálido translúcido, en condiciones de moverse y nutrirse de inmediato. Las nuevas lombrices alcanzan su madurez sexual entre los 40 y 70 días después de su nacimiento, dependiendo de las condiciones del medio.

Por otra parte, en el vermicompostaje se encuentran también involucrados gran número de *microorganismos*, principalmente bacterias, hongos y actinomicetos mesófilos.

Las actividades de las lombrices y los microorganismos se encuentran estrechamente relacionadas. Los microorganismos constituyen una parte fundamental de la dieta de las lombrices, las cuales pueden consumir bacterias, algas, hongos y protozoos de forma selectiva, ganando nutrientes por la digestión de éstos y también por los productos asociados a la descomposición de la materia orgánica; a su vez, las lombrices modifican el tamaño de partícula y la estructura de los residuos, fragmentando el material orgánico y aumentando la superficie específica de ésta, lo que incrementa la actividad de los microorganismos, especialmente de los beneficiosos para el desarrollo de las plantas (Brown y Doube, 2004; Domínguez, 2004).

Además, el aparato digestivo de la lombriz ha sido descrito como un "sistema digestivo mutualista" donde las exoenzimas producidas por los microorganismos ingeridos mejoran la degradación de la materia orgánica compleja durante su paso por el intestino, aumentando así la capacidad de la lombriz para asimilar los nutrientes de origen orgánico (Drake y Horn, 2007).

En los procesos de vermicompostaje, especialmente aquellos desarrollados a gran escala, pueden participar otros muchos organismos que colonizan los residuos para alimentarse de la materia orgánica o para utilizarlos como hábitat (nicho ecológico); estos organismos se conocen como *fauna asociada o acompañante* (Nogales *et al.*, 2008). Los organismos detritófagos (como cochinillas u otros insectos) pueden competir con las lombrices por el alimento; además, éstos pueden encontrarse asociados con otros invertebrados como nematodos, ácaros e insectos diversos que participan en la descomposición del sustrato orgánico, compitiendo así por el alimento con las lombrices sin causarles daño directamente. Sin embargo, en los procesos de vermicompostaje manejados correctamente no debería existir riesgo de daño a las lombrices por parte de los agentes antes mencionados; incluso en algunos estudios (Domínguez *et al.*, 2003b; Villenave *et al.*, 2010) se ha observado una disminución drástica de la población de nematodos causada por un aumento de la población de bacterias que se alimentaban de éstos, debido a la actividad de las lombrices durante el proceso de vermicompostaje.

1.4.3. Factores que regulan el proceso de vermicompostaje. Residuos de partida, población de lombrices y parámetros ambientales

El desarrollo correcto del proceso de vermicompostaje depende de una serie de factores que influyen notablemente en la calidad del producto final obtenido (vermicompost y proteína de lombriz) (Nogales *et al.*, 2008).

Gran número de *residuos orgánicos* generados por las actividades agrícolas, urbanas e industriales han sido utilizados con éxito como materiales de partida (puros o mezclados con otros materiales) en procesos de vermicompostaje (Tabla 1.4.1); en algunos casos, estos residuos necesitan ciertos tratamientos previos como lavado, precompostaje, maceración en tanques o depósitos, o mezcla con materiales estructurantes –para obtener un sustrato poroso y aireado, evitándose así problemas de anaerobiosis, además de eliminarse posibles compuestos tóxicos (como el amonio), y regulándose, además, parámetros como pH, conductividad eléctrica, relación C/N y concentración de metales pesados, entre otros–, adecuándolos de esta manera para su uso como alimento de las lombrices.

Tabla 1.4.1. Residuos orgánicos utilizados en procesos de vermicompostaje

RESIDUOS AGROPECUARIOS	Estiércoles (vacuno, caballar, caprino y purines)	Cavender <i>et al.</i> , 2003 Bachman y Metzger, 2008
	Residuos de cosechas	Arancon <i>et al.</i> , 2005, 2006 Pascual, 2006 Pramanik <i>et al.</i> , 2007 Roberts <i>et al.</i> , 2007 Sangwan <i>et al.</i> , 2008 Singh, 2008 Mainoo <i>et al.</i> , 2009
	RESIDUOS URBANOS	Zaller, 2007
	RSU compostados	Arancon <i>et al.</i> , 2005, 2006
	Lodos de depuradora (anaerobios y aerobios)	Khwairakpam y Bhargava, 2009
	Residuos de jardinería y parques	Nair <i>et al.</i> , 2006 Pramanik <i>et al.</i> , 2007
	RESIDUOS DE INDUSTRIAS AGROALIMENTARIAS	I. Oleícola (alperujo)
I. Vitivinícola (lodos y samientos)		Fernández, 2008
RESIDUOS DE OTRAS INDUSTRIAS		Kaushik y Garg, 2003 Sangwan <i>et al.</i> , 2008
Lodos de depuración de industrias de celulosa y papel		

La densidad de *población de las lombrices* puede afectar de forma negativa el desarrollo del proceso de vermicompostaje, ya que una densidad elevada generaría competencia entre individuos, ralentizándose así el proceso (Domínguez, 1996; Ndegwa y Thompson, 2000).

Se ha observado que existe un mecanismo regulador del crecimiento de *E. fetida* y *E. andrei* por el cual la población total de lombrices se estabiliza alrededor de un cierto número de individuos. En las condiciones “artificiales” donde se desarrollan los procesos de vermicompostaje se puede observar que un gran aporte de alimento y el control de las condiciones ambientales favorecen, a corto plazo, la rápida colonización del sustrato y una posterior superpoblación de lombrices en éste. A partir de aquí, disminuye la tasa reproductiva, apreciándose además una disminución del tamaño de las lombrices, a pesar de la abundancia de alimento (Nogales *et al.*, 2008).

La exigencia de un *medio húmedo* para las lombrices está directamente relacionada con el mecanismo respiratorio de las mismas, ya que el intercambio gaseoso ocurre a través de la epidermis húmeda (Nogales *et al.*, 2008); además, este factor afecta notablemente la reproducción de los individuos, por lo que la humedad del sustrato alimenticio debe controlarse mediante riegos periódicos durante el proceso de vermicompostaje, intentando mantener los niveles recomendados, que oscilan entre 50% y 90%, siendo 85% el valor óptimo para dicho proceso (Domínguez y Edwards, 1997).

La *temperatura*, junto con la humedad, es el factor que más influye en la actividad, crecimiento y reproducción de las lombrices. Los procesos de vermicompostaje deben llevarse a cabo a temperaturas comprendidas entre 10 y 35°C (Nogales *et al.*, 2008), siendo la temperatura óptima 25°C. Generalmente, por debajo de 10°C se reduce la capacidad para alimentarse de los individuos; y por debajo de 4°C, la producción de cápsulas y el desarrollo de las lombrices jóvenes cesa completamente. Por otra parte, temperaturas superiores a 30°C afectan indirectamente a las lombrices, ya que estas temperaturas templadas estimulan la actividad química y microbiana en el sustrato (residuos o mezcla de residuos), provocando así un incremento en el consumo de oxígeno, con efectos negativos sobre la supervivencia de las lombrices (Domínguez, 2004).

El sustrato orgánico debe reunir unas condiciones de *aireación* óptimas para el desarrollo de las lombrices y el buen funcionamiento del proceso de vermicompostaje, ya que estos individuos no poseen órganos respiratorios especializados y realizan el intercambio oxígeno-dióxido de carbono mediante difusión, a través de la pared de su cuerpo (Domínguez, 2004). La aireación depende de las características físicas del propio medio, aunque las lombrices, con su propio desplazamiento, contribuyen al aumento de este parámetro. Concentraciones de oxígeno entre 55% y 65% se consideran normales (Edwards y Bohlen, 1996; Nogales *et al.*, 2008), aunque éstas pueden verse reducidas por un exceso de agua o por la compactación del material, debido a una estructura “maciza” o bien por un exceso de peso en la litera. Cualquiera de estas circunstancias puede provocar la desaparición del volumen poroso destinado a contener aire, desarrollándose condiciones de hipoxia o anoxia (Melgar, 2003).

Existe una serie de *organismos nocivos* que pueden constituir una amenaza para las lombrices. Algunos protozoos pueden causar esterilidad de los individuos, afección que se relaciona con el aumento de población de estos microorganismos generado en situaciones de estrés derivadas de altas concentraciones de agentes contaminantes. También, diversos ciliados y esporozoos parásitos pueden afectar ocasionalmente a las lombrices (Schuldt, 2006). Por otra parte, enemigos como ratones, aves y topos pueden controlarse con la implantación (sobre y debajo de las literas) de lonas resistentes, que impidan el paso de estos depredadores. Existe también un gran número de invertebrados que son depredadores o parásitos de las lombrices como hormigas, ácaros, tijeretas, ciempiés, etc. Por lo general, estos invertebrados se controlan manteniendo la humedad del sustrato orgánico por encima del 80% y un pH superior a 7. En los países tropicales, la planaria (*Bipalium kewense*) es considerada como la plaga de mayor importancia, ya que se adhiere a la lombriz, alimentándose de su contenido interno hasta matarla. El control de esta plaga se realiza manteniendo el pH del material orgánico entre 7,5 y 8 (Nogales *et al.*, 2008). En muchas ocasiones, la única forma de control es mediante la retirada manual de los individuos.

En algunos procesos de vermicompostaje se ha detectado una enfermedad que afecta la salud de las lombrices, conocida como “gozzo” ácido o síndrome

proteico. Se presenta en aquellos casos en que el sustrato donde se desarrollan las lombrices es rico en proteínas, las cuales no son asimiladas por los individuos, que llegan a presentar inflamaciones en su cuerpo y pueden morir en pocas horas (Melgar, 2003).

1.4.4. Cambios en la composición y características de los residuos durante el proceso de vermicompostaje

Las características y composición de los residuos orgánicos son modificadas notablemente por la acción conjunta de lombrices y microorganismos. La biodegradación y estabilización de la materia orgánica se lleva a cabo en condiciones mesófilas y aeróbicas mantenidas por la acción de las lombrices (Nogales *et al.*, 2008).

Durante los procesos de vermicompostaje el sustrato orgánico es fragmentado –aumentando considerablemente la cantidad de *partículas* pequeñas, especialmente aquellas menores de 5 mm–, modificándose además la *densidad aparente* del material como consecuencia del paso de éste por el intestino de las lombrices. Esta acción mecánica aumenta la relación superficie:volumen de las partículas o agregados, lo que incrementa la actividad microbiana en el sustrato (Elvira *et al.*, 1998).

Por otra parte, y debido a la acción combinada de lombrices y microorganismos, una fracción de la *materia orgánica* contenida en los residuos se mineraliza, por lo que los valores de carbono orgánico total disminuyen notablemente, incrementándose –al final del proceso– los valores de carbono orgánico extraíble. El grado de disminución de carbono orgánico total es variable (entre 10% y 50%), dependiendo fundamentalmente de la naturaleza del residuo orgánico, su biodegradabilidad, la densidad de población de lombrices, y la duración del proceso (Domínguez, 2004; Nogales *et al.*, 2008). Además, tanto la hemicelulosa como la celulosa se degradan más fácilmente que la lignina, cuyo contenido se mantiene o aumenta durante el vermicompostaje (Elvira, 1996).

La actividad de las lombrices acelera la *humificación* de la materia orgánica. Durante el vermicompostaje, los niveles de ácidos húmicos, y en menor medida de ácidos fúlvicos, aumentan entre 40% y 60% (Domínguez, 2004; Nogales *et al.*, 2008; Plaza *et al.*, 2008). Estos procesos son acelerados y estimulados no

solamente por la fragmentación y reducción del tamaño de partícula del material orgánico, sino también por el notable aumento de la actividad microbiana dentro del intestino de las lombrices, y por la aireación y remoción de la materia orgánica como consecuencia del desplazamiento de estos anélidos.

La evolución de las *actividades enzimáticas* durante el proceso de vermicompostaje puede utilizarse como biomarcador de los cambios sufridos por los residuos orgánicos a lo largo de dicho proceso, ofreciendo además información del funcionamiento de los ciclos de los elementos minerales. Generalmente, la mayoría de las actividades enzimáticas, después de un aumento inicial durante los primeros estadios del proceso, tienden a disminuir a medida que avanza la biodegradación de los residuos orgánicos por la acción de las lombrices y los microorganismos (Benítez *et al.*, 1999, 2002), por lo que los vermicomposts tienen menor actividad enzimática que los materiales frescos de partida. Sin embargo, los vermicomposts –al tener estabilizada su materia orgánica– consiguen una eficiencia superior en la construcción de un “pool” enzimático “estable”, es decir, complejos enzima-humus capaces de resistir la desnaturalización de las enzimas (Benítez *et al.*, 2000a, 2005). En la Figura 1.4.2 se muestra la evolución temporal del “índice de potencial metabólico” (actividad deshidrogenasa, DH-asa/carbono orgánico soluble en agua, CS) establecido por Benítez *et al.* (1999), que permite diferenciar claramente dos fases en los procesos de vermicompostaje: una inicial hidrolítica y otra final de maduración.

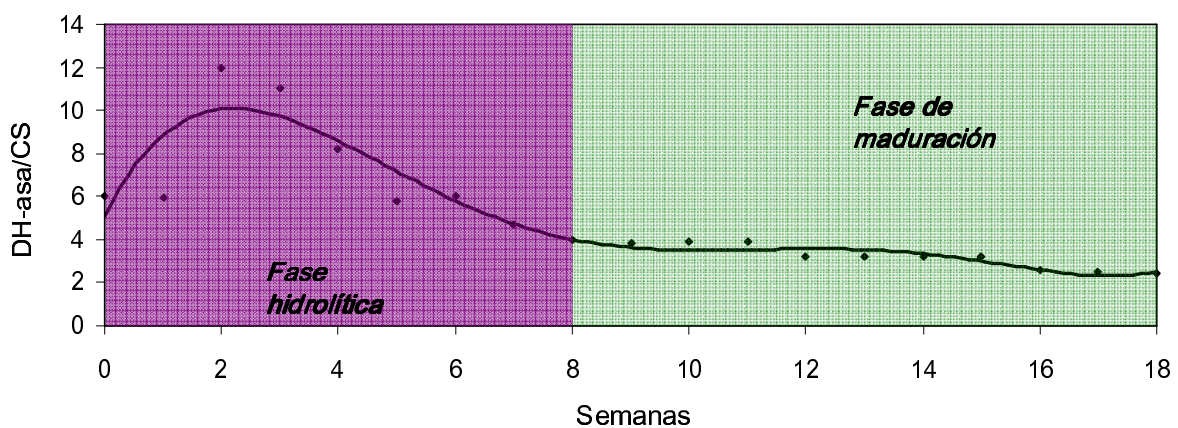


Figura 1.4.2. Evolución temporal del índice de potencial metabólico (DH-asa/CS) y fases del proceso de vermicompostaje de lodos de la industria papelera

DH-asa: actividad deshidrogenasa; CS: carbono orgánico hidrosoluble

Fuente: Benítez, 1999. Redibujado

La concentración de *nutrientes minerales* tiende a aumentar en los residuos orgánicos durante el proceso de vermicompostaje. Estos aumentos se han atribuido a un efecto de concentración de los mismos debido a la mineralización de la materia orgánica contenida en los residuos (Elvira *et al.*, 1998; Li *et al.*, 2009). Por otra parte, el comportamiento del *nitrógeno* varía durante el vermicompostaje, observándose descensos en su concentración en aquellos residuos que presentan inicialmente niveles elevados de nutrientes (Atiyeh *et al.*, 2000a; Nogales *et al.*, 1999) –lo que se atribuye al propio consumo de las lombrices inoculadas, a procesos de desnitrificación, a pérdidas por volatilización, y a pérdidas por lixiviación–, mientras que los aumentos en el contenido de este elemento se han relacionado con un efecto de concentración del mismo, debido a la mineralización de la materia orgánica (Elvira, 1998).

Finalmente, uno de los efectos más favorables del vermicompostaje es que, durante el proceso, muchos de los nutrientes contenidos en los residuos son transformados en formas asimilables por la planta (Edwards y Arancon, 2004).

Algunos residuos orgánicos como estiércoles, lodos de depuradoras y restos industriales pueden plantear problemas a la hora de ser vermicompostados, ya que la concentración total de *metales pesados* (Cd, Ni, Cr, Pb, etc.) presentes en algunos de estos residuos puede aumentar debido a la mineralización de la materia orgánica. Sin embargo, las concentraciones de metales pesados asimilables o extraíbles tienden a disminuir apreciablemente durante el proceso como consecuencia de la formación de complejos insolubles con los ácidos húmicos y otras fracciones orgánicas más polimerizadas (Domínguez, 2004). Por otra parte, las concentraciones de *contaminantes orgánicos* tienden a disminuir con el transcurso del vermicompostaje (Saavedra *et al.*, 2006).

1.4.5. Tipos de sistemas o procesos de vermicompostaje

Los procesos de vermicompostaje pueden desarrollarse a diferentes escalas dependiendo de los objetivos que se persigan. Básicamente se pueden establecer cuatro escalas: doméstica, pequeña o de laboratorio, mediana o piloto, e industrial (Nogales *et al.*, 2008).

En la *escala doméstica* se utilizan los residuos de cocina y otros desperdicios que se generan en el propio hogar como alimento para las lombrices, aplicándose

los productos finales (vermicompost y lombrices) en el huerto, jardín o macetas de la propia casa, o bien en la alimentación de los animales domésticos. Para ello, solamente se requiere de algunas cajas, cajones o cualquier otro recipiente de madera, plástico o metal que se pueda mantener dentro de la casa o en el patio. También existe en el mercado una amplia variedad de vermicompostadores domésticos de diferentes diseños (Schuldt, 2006).

Los procesos de vermicompostaje a *escala pequeña* suelen utilizarse en laboratorios y centros de investigación con el fin de generar conocimiento sobre las bases científicas del proceso y la viabilidad de utilizar nuevos residuos orgánicos (puros o mezclados con otros materiales) como alimento para las lombrices. Generalmente, las condiciones ambientales están controladas en estos procesos. Además, se utilizan contenedores, receptáculos y pequeños reactores, abiertos o cerrados, de tamaño variable según el tipo de experimento a desarrollar (Frederickson *et al.*, 2007)

La escala mediana o piloto se desarrolla en áreas pequeñas y su objetivo fundamental es reciclar restos de cosecha, estiércoles de animales o residuos agroindustriales con el fin de obtener vermicompost, que será utilizado posteriormente en las labores de fertilización de los cultivos. Su uso está también extendido a centros de investigación y, en este caso, tiene por objeto optimizar los procesos de vermicompostaje a una escala mayor y bajo condiciones menos controladas que a escala de laboratorio (Benítez *et al.*, 2002).

El vermicompostaje a *escala industrial* tiene como finalidad la producción y comercialización de vermicompost. Generalmente, estas instalaciones poseen en explotación más de 500 m² de literas en cultivo directo. Cuando en una instalación se llega al límite de ampliación de literas (en las que se incorporan las lombrices que se van generando) se produce una sobrepoblación de individuos, pasando a ser éstos un nuevo producto para su comercialización en forma viva o transformados en harina de lombriz. A esta escala, se requiere, por lo general, la mecanización del proceso. El diseño de campo debe contar con áreas de acondicionamiento, de literas, de cría y de almacenamiento, principalmente (Sherman-Huntoon 2000).

1.4.6. Productos finales del proceso de vermicompostaje. Vermicompost, lombrices de tierra y lixiviados: composición, características y usos

Generalmente, la implantación de un sistema de vermicompostaje tiene como objetivo principal la gestión de residuos orgánicos considerados problemáticos, a partir de los cuales pueden obtenerse (directa o indirectamente) una serie de productos con valor económico, convirtiéndose así el vermicompostaje en un sistema de gestión de residuos rentable tanto desde el punto de vista ambiental como económico.

Uno de los principales productos obtenidos a partir de este proceso es el *vermicompost*. Según la legislación vigente en España (Orden APA/863/2008, de 25 de marzo, que modifica el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes) el vermicompost es el producto estabilizado obtenido a partir de materiales orgánicos, por digestión con lombrices, bajo condiciones controladas. Este material debe tener un contenido mínimo del 30% de materia orgánica total, una humedad máxima de 40%, una relación C/N <20, y el 90% de sus partículas deberá pasar por la malla de 25 mm. En adición a lo anterior, el reciente Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre Sustratos de Cultivo incluye el producto vermicompost o humus de lombriz (Nº 1.12) como sustrato o componente de sustratos de cultivo, especificando que debe garantizarse un contenido de materia orgánica (total) >30% (ms). La normativa europea (Informe UNE-CR 13456, de abril de 2003), por su parte, incorpora el vermicompost en la lista de productos para uso como sustratos o componentes de sustratos de cultivo bajo la denominación “mantillo orgánico”, para el que requiere un contenido en materia orgánica (total) >20% (ms).

El vermicompost es un producto orgánico finamente dividido, estabilizado y humificado, con excelente estructura, porosidad, aireación, drenaje, y capacidad de retención de agua (Edwards y Arancon, 2004), con un contenido variable en nutrientes minerales y sustancias reguladoras del crecimiento vegetal (es decir, con actividad similar a las hormonas vegetales), que puede ser almacenado sin posteriores tratamientos ni alteraciones (Nogales *et al.*, 2008).

La composición del vermicompost varía notablemente dependiendo del tipo de residuo orgánico utilizado como material de partida (Tabla 1.4.2). Sin embargo, cuando el contenido en nutrientes de un vermicompost es comparado con el de

un sustrato de cultivo comercial, el primero contiene generalmente cantidades superiores de los elementos esenciales requeridos para el desarrollo de las plantas (Edwards y Arancon, 2004).

Tabla 1.4.2. Composición (sobre materia seca) y características de cuatro vermicomposts obtenidos a partir de diferentes residuos orgánicos frescos

	Estiércol vacuno ^a	Lodo de papelera ^b	Lodo de industria láctea ^b	Alperujo ^c
pH	8,1	8,1	7,8	7,4
CE, dS.m ⁻¹	6,6	0,41	0,45	-
C _{org} , g.kg ⁻¹	250	151	225	351
AH, g.kg ⁻¹	9	34	38	-
Relación C/N	17	16	13	24
N, g.kg ⁻¹	-	12	17	15
P, g.kg ⁻¹	-	5,9	7,7	-
K, g.kg ⁻¹	-	7,6	7,6	-
Fe, g.kg ⁻¹	-	7,5	9,3	-
Mn, mg.kg ⁻¹	-	190	218	-
Cu, mg.kg ⁻¹	-	34	43	-
Zn, mg.kg ⁻¹	-	108	198	483

^aBenítez *et al.* (2002), ^bElvira *et al.* (1998), ^cNogales y Benítez (2006)

CE: conductividad eléctrica; C_{org}: carbono orgánico total; AH: ácidos húmicos; - datos no presentados

Fuente: Nogales *et al.*, 2008

Una de las principales ventajas del vermicompostaje es que durante dicho proceso muchos de los nutrientes contenidos en los residuos frescos de partida son transformados a formas más disponibles (asimilables) para la planta (Tabla 1.4.3).

Tabla 1.4.3. Efectos de la actividad de las lombrices sobre los nutrientes en diferentes tipos de residuos orgánicos

	Estiércol		Purín de cerdo		Restos del cultivo de patata	
	ST	T	ST	T	ST	T
N-NO ₃ , ppm	8,8	259,4	31,6	110,3	74,6	1428,0
¹ P, % ms	0,11	0,18	1,05	1,64	0,19	0,22
² K, % ms	0,19	0,41	1,49	1,76	1,94	3,09
² Ca, % ms	0,35	0,59	1,56	2,27	0,91	1,37
² Mg, % ms	0,05	0,08	0,45	0,72	0,24	0,34

ST: sin tratar por las lombrices; T: tratado con lombrices

¹Fácilmente soluble; ²Intercambiable; ms: materia seca

Fuente: Edwards y Arancon 2004

El uso del vermicompost en Agricultura es el principal aprovechamiento de este producto, el cual puede aplicarse como enmienda orgánica, abono orgánico, o sustrato para el cultivo y la producción de especies vegetales bajo abrigo (Nogales *et al.*, 2008). Los efectos positivos del vermicompost sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo, así como sobre los rendimientos y la calidad de las cosechas son similares o superiores a los de los productos obtenidos mediante otros sistemas de gestión de residuos (p.ej. compostaje).

Por otra parte, en los últimos años se ha generado un gran interés científico por el uso de vermicomposts para otros fines distintos a los que tradicionalmente habían sido empleados, debido a distintos tipos de efectos específicos beneficiosos cuando estos materiales se incorporan al suelo: supresión de hongos fitopatógenos, modificación de la extractabilidad (y asimilabilidad) de metales pesados, y regeneración de suelos degradados, entre otros (Nogales *et al.*, 2008).

La producción de *lombrices* como fuente proteica para alimentación animal es otra de las alternativas de producción de los sistemas de vermicompostaje, especialmente aquellos desarrollados a escala industrial donde, en ocasiones, se producen excedentes de estos individuos.

El cuerpo de la lombriz está compuesto principalmente por agua (85-90% de su peso total); el resto son proteínas (70-80% ms), carbohidratos (8-20% ms), grasas (7-10% ms) y elementos minerales (2-3% ms). Las proteínas de las lombrices contienen todos los aminoácidos esenciales en cantidades adecuadas para la alimentación animal. Adicionalmente, los tejidos de estos anélidos contienen ácidos grasos de cadena larga, muchos de los cuales no pueden ser sintetizados por animales no rumiantes, y un adecuado nivel de elementos minerales (Edwards y Arancon, 2004).

La *harina de lombriz*, que tiene un alto valor proteico, se utiliza en el ámbito industrial en la elaboración de piensos equilibrados para la alimentación de ganado bovino, porcino, aviar, etc.; se ha comprobado que la utilización de esta harina en la elaboración de piensos reporta tasas de conversión superiores a los equilibrados con otras proteínas (Edwards y Bohlen, 1996), reduciéndose además los costes de producción entre un 20% y 40%.

En los procesos de vermicompostaje se obtienen *lixiviados* como resultado de la constante aplicación de agua para mantener la humedad del sustrato orgánico dentro del rango óptimo; estos lixiviados percolan de las literas, siendo recogidos en contenedores. La composición de los lixiviados depende principalmente de las características químicas de los sustratos utilizados en el vermicompostaje. El uso de sustratos ricos en materia orgánica y elementos minerales para la producción de vermicompost asegura el contenido de estas sustancias en las soluciones lixiviadas, por lo que éstas pueden utilizarse con fines agrícolas. Según Tejada *et al.* (2008), la aplicación de lixiviados procedentes de procesos de vermicompostaje aumentó los rendimientos de un cultivo de tomate, suministrando adecuadamente los macronutrientes necesarios para dicho cultivo. Sin embargo, se deben tomar precauciones a la hora de utilizar estos lixiviados, ya que pueden contener sustancias tóxicas, especialmente si se utilizan residuos orgánicos procedentes del sector urbano o industrial (Nogales *et al.*, 2008).

1.5. EVALUACIÓN MEDIOAMBIENTAL DE LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA (ACV)

La búsqueda del desarrollo sostenible ha generado una presión creciente sobre la planificación y regulación de la producción de residuos –exigiendo la creación de nuevas estrategias de gestión o la integración de las ya existentes, con un enfoque hacia la reducción de los impactos ambientales–; haciendo necesaria, por tanto, la evaluación objetiva de las repercusiones ambientales derivadas de los sistemas de gestión de dichos residuos (Barton *et al.*, 1996; Güereca *et al.*, 2006).

El compostaje y el vermicompostaje son dos de los procesos más conocidos y utilizados en el tratamiento y estabilización de los residuos orgánicos (Lascano *et al.*, 2008). Y como en todo proceso, existen una serie de entradas y salidas de materia y energía. Sin embargo, cada una de estas dos tecnologías presenta importantes diferencias en cuanto a los requerimientos, condiciones y factores que intervienen durante su desarrollo, difiriendo, por tanto, en las cargas ambientales que cada uno de estos procesos puede generar.

Una de las herramientas más utilizadas para identificar, evaluar, comparar y reducir el grado de impacto ambiental generado por tecnologías alternativas –en

este caso compostaje y vermicompostaje– es el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) (Aranda *et al.*, 2006).

La metodología del ACV trata los aspectos medioambientales e impactos ambientales potenciales (por ejemplo, el uso de recursos y las repercusiones de las emisiones) a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto, desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final y reciclado, hasta su eliminación (Norma UNE-EN ISO 14040, 2006).

Un ACV completo atribuye a los productos (compost y vermicompost, en este caso) todos los efectos ambientales derivados del consumo de las materias primas necesarias para su elaboración, las emisiones y los residuos generados en el proceso de producción, así como los efectos ambientales procedentes del fin de vida del producto, cuando éste se consume o ya no puede utilizarse. El ACV consiste, por tanto, en un tipo de contabilidad ambiental en la que se cargan a los productos los efectos ambientales adversos, debidamente cuantificados, generados durante su ciclo de vida.

En los últimos años se han realizado una serie de estudios relacionados con la aplicación del ACV a la gestión y el manejo de residuos orgánicos de diferentes orígenes y características (Blengini, 2008; Güereca *et al.*, 2006; Verhagen y Boon, 2008); sin embargo, sólo un número reducido de investigaciones están basadas en la aplicación de dicho ACV a tecnologías de tratamiento y estabilización como el compostaje y, en menor medida, el vermicompostaje. Tal es el caso de Martínez-Blanco *et al.* (2010), quienes cuantificaron los requerimientos materiales, el consumo de energía y las emisiones gaseosas y de residuos asociados al compostaje a escala doméstica e industrial, llegando a determinar el impacto medioambiental de estos procesos mediante el uso del ACV. A su vez, Colón *et al.* (2010) prepararon un inventario detallado de la energía y los recursos materiales consumidos durante el compostaje a escala doméstica, con el fin de determinar los impactos ambientales asociados a este proceso y llegar a identificar la etapa más crítica desde el punto de vista ambiental, evaluando al mismo tiempo la calidad del compost producido. En otras investigaciones se ha aplicado el ACV para comparar las cargas ambientales generadas por el uso de composts y turbas como sustratos de cultivo, o para clasificar los sustratos según su perfil medioambiental (Boldrin *et al.*, 2010; Verhagen y Boon, 2008).

1.6. VALORIZACIÓN AGRÍCOLA DE COMPOSTS Y VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS ORGÁNICOS

1.6.1. Aspectos básicos: gestión agronómica

Se define como *valorización* todo procedimiento que permite el aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos sin poner en peligro la salud humana y sin utilizar métodos que puedan causar perjuicios al medio ambiente (Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos; Ley 10/200, de 12 de diciembre, de residuos de la Comunidad Valenciana).

El término *valorización agrícola* se aplica cuando éste es el sector productivo al que se destinan los residuos a valorizar. Esta actividad genera beneficios (Abad *et al.*, 1997; Raviv, 1998, 2005; Stoffella y Kahn, 2005) desde el punto de vista ambiental y económico –ya que se eliminan los residuos sin alteración relevante del equilibrio ecológico, además de recuperar y aprovechar la materia orgánica y los elementos fertilizantes contenidos en dichos residuos–, adecuándose así a los criterios de desarrollo sostenible mediante su colaboración directa en el uso eficiente de los insumos y en la conservación y mejora del recurso suelo/medio de cultivo.

A la hora de valorizar un compost o vermicompost en Agricultura, debe establecerse claramente el uso final del material tratado y estabilizado. De entre las diferentes alternativas de valorización, el aprovechamiento de estos materiales como enmiendas húmicas para los suelos de agrícolas, abonos orgánicos para las plantas cultivadas, y/o sustratos o componentes de sustratos para el cultivo sin suelo, constituyen algunas de las opciones más usuales (Abad y Puchades, 2002; Bachman y Metzger, 2008; Benitez *et al.*, 2000b; Boixadeira y Teira, 2001; Kale, 2004; Moral y Muro; 2008; Schuldt, 2006; Soliva y Paulet, 2003).

Cuando se plantea el uso de residuos orgánicos en Agricultura es necesario separar composts y vermicomposts del resto de residuos orgánicos debido a las características que los diferencian, ya que aquellos productos provienen de tratamientos biológicos controlados que implican una serie de actuaciones durante (y al final de) los respectivos procesos de producción, mientras que el resto de los materiales orgánicos usados en Agricultura (residuos ganaderos, lodos de depuración de agua residuales, residuos agroindustriales, etc.) no suelen ser tratados de forma específica. Además, y como consecuencia de los procesos

específicos asociados al compostaje y vermicompostaje, los productos obtenidos –compost y vermicompost, respectivamente– tienen generalmente un contenido de humedad inferior al 40%, mientras que el resto de materiales orgánicos frescos superan ampliamente este porcentaje en la mayoría de los casos (Edwards y Arancon, 2004; Moral y Muro, 2008).

Por ello, se puede deducir una serie de factores que diferencian el manejo y la gestión agronómica de composts y vermicomposts frente a los residuos orgánicos frescos. Uno de estos factores es el *precio*, que suele estar en el mercado por encima de los 30 €/t para composts y vermicomposts, mientras que para los demás residuos orgánicos se encuentra entre 0 y 18 €/t. Por otra parte, la *dosis de aplicación* es controlada en el caso de composts y vermicomposts, aplicándose éstos en menor cantidad que los residuos orgánicos debido a su mayor valor fertilizante (orgánico y mineral) y menor contenido de humedad. Finalmente, y debido también al distinto contenido de humedad, los *sistemas de aplicación* de composts y vermicomposts y de residuos orgánicos son diferentes (Moral y Muro, 2008; Munroe, 2007; Schuldt, 2006).

1.6.2. Aprovechamiento como enmiendas orgánicas (mejoradores del suelo)

La disminución de la fertilidad del suelo y la baja productividad de los cultivos ocasionadas por la erosión, la pérdida de nutrientes por escorrentía y lixiviación, y la disminución de los niveles de materia orgánica, entre otros factores, ha estimulado el interés por mejorar la calidad global del suelo mediante la adición de enmiendas orgánicas preparadas a partir de diferentes tipos de residuos (Campitelli y Ceppi, 2008b).

La aplicación de composts y vermicomposts (de lodos de depuradoras, residuos agrícolas, residuos sólidos urbanos, estiércoles animales, etc.) representa una estrategia de gestión que podría contrarrestar el agotamiento de la materia orgánica en los suelos, minimizando así los efectos negativos de dicho proceso (Evanylo, 2008; Ferreras *et al.*, 2006; Madejón, 2001a; Masciandaro *et al.*, 2000; Péres-Piqueres *et al.*, 2006; Tejada, 2009). Sin embargo, el uso de composts y vermicomposts como enmiendas requiere un adecuado grado de madurez de los mismos, lo que implica la presencia de materia orgánica estable y la ausencia de compuestos fitotóxicos así como de patógenos de plantas o

animales en estos materiales (Bernal *et al.*, 1998; Domínguez, 2004; Ferreras *et al.*, 2006).

Por otra parte, la dosis de aplicación, la época de adición al suelo, el método de aportación, las características edáficas y climatológicas, y la especie vegetal a cultivar, son otros factores importantes que deben tenerse en cuenta a la hora de utilizar composts y vermicomposts como enmiendas orgánicas, ya que estos factores determinan la respuesta del sistema suelo-planta tras la aplicación de los mismos (Boixadera y Teira, 2001; Edwards y Bohlen, 1996; Schuldt, 2006).

Los efectos favorables de composts y vermicomposts sobre las propiedades y fertilidad de los suelos cultivados (Tabla 1.6.1) han sido estudiados por gran número de investigadores (Abad y Puchades, 2002; Campitelli y Ceppi, 2008a; Climent *et al.*, 1996; Evanylo *et al.*, 2008; Ferreras *et al.*, 2006; Madejón *et al.*, 2001b; Masciandaro *et al.*, 2000; Raviv, 1998, 2005; Stoffella y Kahn, 2005).

Tabla 1.6.1. Efectos principales de composts y vermicomposts de residuos orgánicos sobre las propiedades de los suelos agrícolas

Propiedad	Efecto
Física	<ul style="list-style-type: none"> • Agregación de las partículas o mejora de la estructura • Mantenimiento de la estabilidad de los agregados • Reducción de la densidad aparente • Incremento de la porosidad total • Aumento de la permeabilidad al aire y al agua • Incremento de la capacidad de retención de agua útil • Mejora del balance hídrico del suelo
Química	<ul style="list-style-type: none"> • Mantenimiento o ligero aumento del pH • Incremento de la capacidad tampón • Aumento de la salinidad, que puede disminuir posteriormente por efecto de las lluvias y el riego • Aumento del contenido de materia orgánica • Incremento de los niveles de los macro- y micronutrientes esenciales para las plantas • Mejora de la retención de nutrientes, como por ejemplo fosfatos, permitiendo que el fósforo se encuentre disponible para la planta • Mayor asimilabilidad de los micronutrientes por quelación
Biológica	<ul style="list-style-type: none"> • Potenciación de la coexistencia de diferentes especies de microorganismos • Incremento de la microbiota edáfica (bacterias, actinomicetos, hongos, etc.) beneficiosa • Estimulación de diferentes actividades enzimáticas (deshidrogenasa, β-glucosidasa, ureasa, fosfatasa, etc.) • Control de la población de nematodos y de otros agentes fitopatógenos (efecto "supresivo") • Estimulación del desarrollo vegetal y aumento de la producción y calidad de las cosechas

Fuente: Abad y Puchades, 2002; Aggelides *et al.*, 2000; Climent *et al.*, 1996; Edwards y Arancon, 2004; Ferreras *et al.*, 2006; Ingelmo y Rubio, 2008; Lee *et al.*, 2004; Raviv, 2005; Stoffella y Kahn, 2005; Vargas y Suárez-Estrella, 2008

En general, se ha observado una mejora en las propiedades del suelo que se traduce en un aumento en la calidad y producción de las cosechas. Estudios realizados sobre diferentes cultivos hortícolas, frutales y de cereales, han demostrado que se produce una mejora notable en el estado nutritivo de la planta, así como en la cuantía y calidad de los productos cosechados cuando se utilizan composts y vermicomposts de diferentes tipos de residuos (RSU, cocina, estiércoles, poda de jardinería, e industria papelera, entre otros) como enmienda (Aguilar y González, 1998; Arancon *et al.*, 2004;; Grandy *et al.*, 2002; Gutiérrez-Miceli *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2004; Saña *et al.*, 1994; Singh *et al.*, 2008; Smith *et al.*, 2001; Suthar, 2009; Tejada y González, 2009).

1.6.3. Aprovechamiento como abonos orgánicos y órgano-minerales

El uso de residuos orgánicos biodegradables como abonos requiere la consideración de una serie de aspectos que van a condicionar su eficacia a corto y largo plazo, entre ellos la concentración de nutrientes, el equilibrio nutritivo, la velocidad de mineralización de los constituyentes orgánicos, etc.

Además, hay que tener en cuenta la cantidad de elementos minerales aportados por los composts y vermicomposts no extraídos por los cultivos, los cuales se incorporarán a los ciclos biogeoquímicos del suelo.

Por otra parte, estos productos no deben considerarse sólo como una fuente de los tres macronutrientes primarios, ya que éstos son ricos en elementos secundarios y micronutrientes, que se harán disponibles a la planta debido a las propiedades quelantes de la fracción orgánica de los mismos (Baca *et al.*, 1992).

El uso de composts y vermicomposts como abonos disminuirá la aplicación de fertilizantes químicos, reduciéndose así los efectos negativos derivados de su abuso. Además, pueden ser insumos de gran valor en Agricultura Ecológica donde las fuentes de materia orgánica y macroelementos constituyen un factor limitante de la producción (Canet y Albiach, 2008; Hargreaves *et al.*, 2008; Mäder *et al.*, 2000; Rajendran *et al.*, 2008).

Sin embargo, el aporte de los nutrientes y elementos metálicos presentes en composts y vermicomposts podría, en algún caso, resultar tóxico para el propio cultivo o contaminar el medio, por lo que deben establecerse procesos de mejora,

controles de calidad y métodos de aplicación adecuados (Abad y Puchades, 2002; Felipó, 2001; Smith, 2009).

Se han publicado varias experiencias de utilización de composts y vermicomposts de diferentes tipos de residuos como abonos orgánicos u órgano-minerales, obteniéndose resultados positivos tanto en el desarrollo de los cultivos como en las propiedades del suelo. Mkhabela y Warman (2005) señalaron el efecto favorable sobre la disponibilidad del fósforo en el suelo cuando se aplicó compost de RSU mezclado con fertilizante mineral, recomendándose el uso de esta mezcla en cultivos de patata, maíz dulce y calabaza. Por otra parte, Erhart *et al.* (2005) mostraron el efecto beneficioso del compost de restos de poda de jardinería urbana en la calidad de trigo, centeno y cebada. Finalmente, Marinari (2000) señaló un aumento en la productividad de un cultivo de maíz cuando se aplicó vermicompost de lodos de depuradora de aguas residuales municipales y de la industria papelera.

1.6.4. Aprovechamiento como sustratos de cultivo

Tradicionalmente, los residuos orgánicos como RSU, lodos de depuradora, compost de champiñón agotado, e incluso residuos “verdes” eran considerados no deseables o con poco valor. Sin embargo, hoy en día numerosos estudios han demostrado que estos residuos orgánicos, después de ser sometidos a procesos de biodegradación y estabilización adecuados (compostaje y vermicompostaje), pueden ser usados como sustratos o componentes de sustratos para el cultivo sin suelo con la obtención de resultados favorables (Abad *et al.*, 2008; Atiyeh *et al.*, 2001; Bachman y Metzger, 2008; Benito *et al.*, 2005; Bustamante *et al.*, 2008b; García-Gómez *et al.*, 2002).

En los últimos años, el uso de composts y vermicomposts como sustratos o componentes de sustratos de cultivo ha surgido como un nuevo e importante campo de aplicación de estos materiales. Esta técnica se ha desarrollado con éxito como alternativa al cultivo convencional de flores, plantas ornamentales y plantas hortícolas –entre otros usos– sobre suelos naturales *in situ*, degradados o contaminados por cultivos repetitivos y el empleo masivo de fertilizantes químicos y plaguicidas (Benítez *et al.*, 2000b; Carmona y Abad, 2008; Pascual *et al.*, 2007).

Desde el punto de vista económico, la comercialización de composts y vermicomposts como sustratos para el cultivo sin suelo ha significado la creación de un mercado de elevado valor añadido, el cual se ha afianzado en los últimos años debido al aumento en la calidad de los productos ofertados.

El aprovechamiento de residuos orgánicos, de composts y de vermicomposts como sustratos de cultivo se expone detalladamente en la sección 1.7 debido a su relevancia dentro de esta investigación.

1.6.5. Uso de composts y vermicomposts para el control biológico de agentes fitopatógenos

En las últimas décadas se ha generado un interés creciente por el estudio del fenómeno de *supresividad* y de los mecanismos que la sustentan. Se dice que un suelo es supresivo cuando, a pesar de la presencia de cultivos susceptibles y de condiciones favorables a la aparición de la enfermedad, los patógenos no son capaces de manifestarse –o lo hacen mínimamente–, la presencia de los mismos no determina el desarrollo de la enfermedad, o ésta comienza a manifestarse pero tiende a desaparecer posteriormente (Cook y Baker, 1983), lo que implica que en este suelo se entorpecen o impiden una o varias etapas de la patogénesis o la instalación del patógeno.

También han sido de gran importancia las investigaciones desarrolladas más recientemente sobre la potencialidad del uso de sustratos formulados con compost y vermicompost dentro del control biológico (y ambiental) de agentes fitopatógenos. El desarrollo de esta línea de investigación comenzó con el estudio de la supresión de patógenos vegetales mediante el uso de compost de corteza de árboles para la producción de planta ornamental (Hoitink y Fahy, 1986), habiéndose extendido actualmente a una extensa gama de cultivos sin suelo y a diferentes tipos de sustratos (Bonanomi *et al.*, 2007; Edwards y Arancon, 2004).

1.6.5.1. Sustratos supresivos vs. conductivos

La producción de plántulas en bandejas de alveolos con sustrato ha experimentado un importante crecimiento en los últimos años, debido, principalmente, a las ventajas que presenta este sistema de cultivo frente a la siembra directa o la producción de plántulas en semilleros tradicionales. Además,

la práctica totalidad de las plántulas producidas en maceta se cultivan en sustratos, extendiéndose también este medio de cultivo al sector de las hortalizas. Sin embargo, las plantas desarrolladas sobre sustratos poseen una elevada probabilidad de sufrir numerosas y variadas enfermedades, siendo por tanto sometidas a tratamientos fitosanitarios preventivos (Avilés y Tello, 1999).

Los principales materiales utilizados como sustratos o componentes de sustratos son las turbas y la fibra de coco debido a sus adecuadas propiedades físicas y a la escasa actividad biológica que albergan, lo que, en principio, simplifica su manejo. Sin embargo, gran número de trabajos en los que se utilizan sustratos que contienen turba o fibra de coco señalan las propiedades conductivas de éstos a numerosas enfermedades del suelo (Borrero *et al.*, 2005; Hoitink y Fahy, 1986).

Por otro lado, existen diferentes investigaciones en las que se demuestran las propiedades supresivas de sustratos formulados con composts o vermicomposts frente a diversas enfermedades de origen edáfico, y en las que se relaciona el efecto supresivo con las propiedades y características físicas, químicas y biológicas de estos materiales (Akhtar y Malik, 2000; Bonanomi *et al.*, 2007; Litterick *et al.*, 2004; Noble y Coventry, 2005; Szczech, 1999).

Los materiales más citados por sus propiedades supresivas son los composts y vermicomposts de cortezas de árboles y de residuos agrícolas, ganaderos, agroalimentarios y urbanos. No obstante, no todos los composts y vermicomposts presentan supresividad natural o la mantienen durante todo el ciclo (o ciclos) de cultivo, ya que son productos que varían considerablemente en su composición y características físicas, químicas y biológicas. Además, si estos materiales son supresores, pueden serlo en distinto grado y para diferentes patógenos (Edwards y Arancon, 2004; Hoitink *et al.*, 1991; Nakamura, 1996; Termorshuizen *et al.*, 2006).

1.6.5.2. Mecanismos de supresividad en sustratos

La supresividad de los sustratos puede ser *natural*, ligada frecuentemente a las características físicas, químicas y biológicas del sustrato, y por tanto relativamente estable e independiente del tipo de cultivo, o *inducida* por algunas prácticas de manejo. En los sustratos, la granulometría (que a su vez afecta a la

capacidad de aireación y de retención de agua así como a la conductividad hidráulica, entre otras propiedades físicas), la relación C/N y lignina/celulosa, la conductividad eléctrica, el pH y la presencia de ciertas sustancias tóxicas en la fase líquida, afectan a la incidencia de enfermedades inducidas por fitopatógenos del suelo. Sin embargo, es la microbiota del compost o vermicompost es la que juega el papel principal en la supresión frente a estas enfermedades (Amir y Alabouvette, 1993; Avilés y Tello, 2001; Hoitink y Boehm, 1999; Hoitink y Fahy, 1986; Szczech, 1999).

Los mecanismos asociados a los fenómenos de supresividad natural en los sustratos formulados con compost o vermicompost pertenecen a las denominadas *supresividad general* y *supresividad específica* (Edwards y Arancon, 2004; Hoitink y Boehm, 1999; Vargas y Suárez-Estrella, 2008) y, aunque en menor medida, a la inducción de resistencia a la planta.

La *supresividad general* viene explicada por la capacidad de composts y vermicomposts para sostener en el tiempo suficiente biomasa y actividad microbiana, nutrida por la lenta degradación de los compuestos carbonados complejos que los constituyen tras el compostaje y vermicompostaje (Edwards y Arancon, 2004; Hoitink y Boehm, 1999). De tal manera que la comunidad microbiana, como un todo, funciona sustrayendo los nutrientes del medio, lo que se traduce en el establecimiento de microbiostasis sobre los propágulos de los hongos fitopatógenos y/o en una elevada competencia por la colonización de la esfermosfera y rizosfera, zonas abastecidas por los exudados y rizodepósitos radicales. La actividad microbiana del sustrato es un buen índice de la capacidad del mismo para inducir microbiostasis.

La *supresividad específica*, de presencia mucho más restringida en los sustratos preparados con compost, depende de la adecuada instalación tras la fase termófila del compostaje, de microorganismos que operan como agentes de control biológico (Hoitink y Boehm, 1999). Una mayor consistencia en la expresión de la supresividad específica se hace posible cuando se introducen, durante el compostaje, agentes de control biológico adecuados (Hoitink *et al.*, 1993; Trillas *et al.*, 2006) para asegurar su presencia.

En el caso de las fusariosis vasculares la supresividad de los composts parece ser tanto de tipo general como de tipo específica (Avilés y Tello, 2001). En

ensayos con varios composts, turbas y fibras de coco –en los patosistemas fusariosis vascular del tomate y del clavel–, se ha encontrado una fuerte correlación entre pH, actividad microbiana y severidad de la enfermedad; de manera que cuanto más alto fue el pH y la actividad microbiana, menor fue la severidad de la fusariosis vascular. Esta relación integra el efecto de la disponibilidad de nutrientes y el grado de competencia microbiana, dos factores clave en estos patosistemas (Borrero *et al.*, 2004, 2009).

Otra expresión de control biológico en los sustratos puede producirse vía planta mediante la manifestación, en ciertos casos, de fenómenos de *inducción de resistencia* en la planta (Zhang *et al.*, 1998). Este fenómeno es aún menos frecuente, estimándose que sólo el 10% de los composts lo presentan (Hoitink y Boehm, 1999).

En cualquiera de estas tres expresiones de la supresividad (general, específica e inducción de resistencia) es determinante la naturaleza y composición de la matriz orgánica, dado que ésta es la que selecciona y mantiene la comunidad microbiana implicada (Hoitink y Boehm, 1999).

Finalmente, puede decirse que la clave para la difusión y utilización a escala comercial de sustratos supresivos a base de compost y vermicompost es el desarrollo de productos con escasa variabilidad entre lotes y de espectro supresivo definido y consistente en el tiempo, para lo cual, el proceso de compostaje o vermicompostaje es de gran importancia, debiendo éste manejarse y controlarse adecuadamente.

1.6.6. Otros ámbitos de aplicación

Los composts y vermicomposts pueden ser utilizados en diversos campos de aplicación, diferentes de los antes expuestos, debido a los sistemas de producción y las características finales de los mismos. Estas aplicaciones han generado un consumo creciente de dichos materiales durante los últimos años.

La utilización de composts y vermicomposts como fertilizantes orgánicos, enmiendas, preparación de extractos líquidos y elaboración de sustratos para horticultura son los principales destinos de estos materiales en *Agricultura Ecológica* (Canet y Albiach, 2008; Schuld, 2006). Se han descrito efectos positivos del uso de composts y vermicomposts como fertilizantes sobre la

precocidad y el peso unitario de las piezas cosechadas en diferentes hortalizas (Domínguez y Roselló, 1998; Ramech *et al.*, 2005). Por otra parte, los efectos positivos más destacables se presentan cuando estos productos se aplican al suelo, debido a los aportes de materia orgánica biológicamente activa (Canet y Albiach, 2008).

En los últimos años ha aumentado el interés por el uso de composts y vermicomposts en la *rehabilitación de suelos degradados y contaminados*. El equilibrio de los suelos puede verse afectado negativamente por diversas acciones, principalmente antrópicas, las cuales perjudican notablemente la calidad de los mismos (García y Lobo, 2008). Los efectos negativos que un manejo agrícola inadecuado puede causar sobre las características del suelo, aunados con la introducción de determinados agentes contaminantes, ha resultado en la generación de extensas áreas de terreno con síntomas de degradación y contaminación, mostrando principalmente una reducción de la cubierta vegetal, lo cual está estrechamente relacionado con bajos niveles de materia orgánica (García *et al.*, 1996).

La incorporación de composts y vermicomposts como fuente de materia orgánica exógena es una buena estrategia para la rehabilitación de suelos degradados y contaminados, debido a la estimulación que estos materiales ejercen sobre la actividad microbiana capaz de degradar los compuestos orgánicos contaminantes (Delgado-Moreno y Peña, 2009; García y Lobo, 2008; Moreno *et al.*, 2009; Ros *et al.*, 2003; Tejada *et al.*, 2007).

La *obtención de productos de alto valor añadido* a partir de composts y vermicomposts ha sido uno de los principales objetivos de numerosos grupos de investigación, enfocándose al desarrollo de tres líneas principales: la recuperación de fracciones húmico-enzimáticas de posible aplicación agrotecnológica, la obtención de enmiendas orgánicas de alta calidad mediante la desmetalización del producto final, y la producción de composts y vermicomposts con capacidad supresora y fitoestimulante (González *et al.*, 2008).

A partir de ello, se han desarrollado una serie de trabajos sobre la posibilidad de recuperar, por un lado, los componentes enzimáticos que bacterias y hongos usan para degradar las macromoléculas y generar nutrientes orgánicos, y por otro, todo el conjunto enzimático encargado de la degradación de compuestos

xenobióticos y compuestos orgánicos recalcitrantes (Benítez *et al.*, 2000b, 2005; García *et al.*, 1995). Por otra parte, la extracción de metales pesados basada en la asociación potencial de éstos a glicoproteínas de pared y membranas bacterianas, a agentes quelantes de origen catabólico microbiano, y a moléculas semioxidadas y oxidadas –pero que aún guardan una estructura biorresistente a la degradación–, es una de las herramientas utilizadas en la descontaminación de residuos orgánicos, especialmente de aquellos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (González *et al.*, 2008).

Por otra parte, la presencia de sustancias de tipo húmico en estos materiales les confiere propiedades estimulantes del desarrollo vegetal, ya sea por su carácter fitohormonal o por su capacidad de movilización de nutrientes y microelementos (Atiyeh *et al.*, 2002b; Ayuso *et al.*, 1996).

La necesidad creciente de recrear ambientes naturales dentro del medio urbano, donde la naturaleza recupera su protagonismo mediante la incorporación de especies vegetales que mejoran las condiciones de vida de forma sostenible (*naturación urbana*) (Briz, 2004), ha generado un incremento en el uso de composts y vermicomposts de buena calidad como sustratos para cultivos sin suelo (Köhler, 2008; Urrestarazu y Burés, 2009), ya que éstos son considerados parte importante de la moderna ingeniería medioambiental, disciplina imprescindible para mejorar sustancialmente la calidad de los proyectos a desarrollar sobre esta temática.

Finalmente, *otros usos* y aplicaciones suficientemente desarrolladas de composts y vermicomposts (Martínez, 1995; Protopopov *et al.*, 1999; Stoffella y Kahn, 2005) son: acolchado (mulching), jardinería (pública y privada), paisajismo a distintas escalas; espacios recreativos y deportivos, y recuperación de superficies degradadas por diversas actividades antrópicas (infraestructuras viarias e hidráulicas, minería, vertederos públicos, etc.), principalmente.

1.7. USO DE COMPOSTS Y VERMICOMPOSTS COMO SUSTRATOS O COMPONENTES DE SUSTRATOS PARA LA PRODUCCIÓN DE PLANTAS EN CONTENEDOR

La agricultura mundial ha cambiado drásticamente en las últimas décadas. El aumento de la población mundial y la mejora del nivel de vida en muchos países

han generado una fuerte demanda de alimentos y especies ornamentales de alto valor económico, especialmente aquellos producidos fuera de temporada, incluyendo flor cortada, plantas ornamentales en maceta y material vegetal para la propagación de plantas.

Resultado de esta tendencia es el uso extendido de gran variedad de sistemas de cultivo protegido, en los que los costes de producción son más elevados que al aire libre. En este sentido, se han adoptado diversas técnicas de cultivo sin suelo que intensifican el sistema productivo, manteniendo así la competitividad (Raviv y Lieth, 2008).

1.7.1. El cultivo sin suelo en España. El caso particular de la producción de planta ornamental en contenedor

Se entiende por *cultivo sin suelo* cualquier sistema de cultivo en el que la planta desarrolla su sistema radical en un medio (sólido o líquido) confinado en un espacio limitado y aislado, fuera del suelo (Abad, 1991; Baixauli y Aguilar, 2002; Urrestarazu, 2004, 2006).

Los cultivos sin suelo suelen clasificarse en *cultivos hidropónicos* (cultivo en soluciones nutritivas o sobre materiales sólidos inertes) y *cultivos en sustrato* (cultivo sobre materiales químicamente activos, con fertilidad inicial y/o capacidad de intercambio catiónico apreciables). Además, los cultivos sin suelo pueden funcionar como *sistemas abiertos*, a solución perdida, no recirculante, o bien como *sistemas cerrados*, con recirculación de las soluciones de lixiviación (FAO, 1990; Benton, 2005; Magán-Cañadas, 2002; Noguera, 1993; Urrestarazu, 2004, 2006).

Por otro lado, el término *sustrato* se aplica en Horticultura a todo material sólido y poroso distinto del suelo *in situ*, que puede ser natural, de síntesis o residual, mineral u orgánico, y que colocado en un contenedor, en forma pura o en mezcla, permite el anclaje del sistema radicular, además de la libre circulación de agua y gases, desempeñando, por tanto, un papel de soporte y almacén/deposito de reserva para la planta (Abad, 1991; Abad *et al.*, 2004, 2005a; Carmona y Abad, 2008; Handreck y Black, 2005). El sustrato puede intervenir (material químicamente activo) o no (material inerte) en el proceso de nutrición de la planta.

El cultivo en sustrato es ampliamente utilizado para la producción de plantas y cosechas (Cánovas, 1993; Urrestarazu, 2004, 2006), destacando la producción de flor cortada, de plantas ornamentales en contenedor, de material vegetal para la propagación de plantas, y el cultivo hidropónico de hortalizas, entre otras aplicaciones (Maroto, 2000, 2002; Posadas, 2004; van Winden, 1998).

La superficie dedicada a cultivos ornamentales en España en el año 2009 fue de 4.101 ha, destinándose el 60% de ésta a planta en contenedor, el 38% a flor cortada y el 2% a esquejes (MAPA, 2009). El sub-sector de planta ornamental en maceta se encuentra mejor situado con respecto al de flor cortada, ya que existe una menor competencia entre países y las principales zonas productoras españolas cuentan, además, con ventajas comparativas importantes, como son sus favorables condiciones climáticas, especialmente inviernos templados, y buena relación calidad/precio.

Por otro lado, y por lo que se refiere al comercio exterior –según datos de la Dirección General de Aduanas elaborados por FEPEX (Federación Española de Asociaciones de Productores y Exportadores de Frutas, Hortalizas, Flores y Plantas Vivas) y publicados en 2009–, merece destacarse que la balanza comercial de planta viva es muy favorable (superávit) a España, ya que los ingresos por exportación son casi el doble de los gastos de importación (Tabla 1.12). Durante el año 2008, el 73% del valor total de las exportaciones –que ascendieron a más de 176 millones de euros– se destinó a cinco países (Alemania, Francia, Holanda, Italia y Portugal), tal como se recoge en la Tabla 1.7.1 [a], mientras que el 78% de las importaciones, con un coste total de unos 95 millones de euros, procedía sólo de cuatro países (Bélgica, Francia, Holanda e Italia) (Tabla 1.7.1 [b]).

La producción total de planta ornamental en maceta ha disminuido en España un 25% en el periodo 2002-2007, lo que puede ser debido a la caída del consumo y al incremento de los costes de producción. Sin embargo, y a pesar de ello, a partir del año 2006 se observa un aumento en la producción en más de 23 millones de unidades, siendo la Comunidad Valenciana y Andalucía las Comunidades Autónomas que reportan un mayor incremento en el año 2007, con un 23% y un 22%, respectivamente, en comparación con 2006 (Tabla 1.7.2).

Tabla 1.7.1. Exportaciones [a] e importaciones [b] españolas de planta viva (en euros) y principales países implicados en 2008

[a]

	Alemania	Francia	Holanda	Italia	Portugal	Resto de países	Total
Esquejes	2.030.761	2.183.529	791.058	612.833	384.873	2.044.857	8.047.911
Árboles y arbustos	138.485	5.741.496	708.514	5.329.352	7.207.587	8.396.825	27.522.259
Rosales	-	93.880	172.763	74.764	85.014	156.102	582.523
Plantas de exterior	7.021.157	30.864.755	7.757.532	11.940.171	6.887.136	15.088.371	79.559.122
Plantas de interior	3.789.579	13.338.604	6.902.250	3.325.706	4.419.047	4.399.332	36.174.518
Rododendro y Azalea	7.832	7.503	62.813	-	29.084	6.149	113.381
Otras plantas	31.249	1.521.869	280.574	3.954.554	1.080.114	17.506.125	24.374.485
TOTAL	13.019.063	53.751.836	16.875.504	25.237.380	20.092.855	47.597.761	176.374.199

[b]

	Bélgica	Francia	Holanda	Italia	Resto de países	Total
Esquejes	110.354	539.899	1.283.361	1.548.280	1.550.337	5.032.231
Árboles y arbustos	148.128	2.203.981	921.024	4.932.148	2.585.713	10.790.994
Rosales	48.280	115.256	278.723	-	211.963	654.222
Plantas de exterior	1.496.509	2.463.525	6.363.740	10.036.885	7.273.037	27.633.696
Plantas de interior	1.013.446	1.352.840	34.959.426	1.958.742	5.209.980	44.494.434
Rododendro y Azalea	670.863	17.062	102.677	36.491	250.996	1.078.089
Otras plantas	912	1.129.234	146.486	71.379	4.122.980	5.470.991
TOTAL	3.488.492	7.821.797	44.055.437	18.583.925	21.205.006	95.154.657

Fuente: FEPEX, 2009

En los cultivos ornamentales en maceta raramente se utiliza el suelo en el sentido habitual. Esto se traduce en una demanda de sustratos continua y con tendencia a crecer a medida que estos sistemas de cultivo se tecnifican e intensifican. Los sustratos más utilizados son de naturaleza orgánica, especialmente los preparados con turbas *Sphagnum* y diferentes tipos de residuos y subproductos orgánicos (Abad *et al.*, 2004, 2005a; Burés, 1997; Carmona y Abad, 2008; Maher *et al.*, 2008; Raviv *et al.*, 2002; Urbano *et al.*, 2004).

Tabla 1.7.2. Evolución de la producción de planta ornamental en maceta (en miles de unidades) en las diecisiete Comunidades Autónomas del Estado español durante los últimos años

Comunidad Autónoma	Año				
	2002	2003	2004	2006	2007
Galicia	9.150	9.849	1.145	1.598	3.820
P. de Asturias	400	400	400	280	280
Cantabria	32	27	27	27	189
País Vasco	3.452	3.216	3.825	4.036	1.705
Navarra	590	725	725	836	836
La Rioja	630	640	640	640	630
Aragón	-	-	120	-	1.800
Cataluña	59.473	70.279	67.685	45.990	46.238
Baleares	2.120	2.120	-	-	-
Castilla y León	206	306	292	339	330
Madrid	-	-	-	-	-
Castilla-La Mancha	550	347	594	855	808
C. Valenciana	80.523	52.091	61.306	45.254	55.814
R. de Murcia	2.752	2.785	4.716	4.470	4.834
Extremadura	2.047	888	960	1.072	1.310
Andalucía	75.027	36.353	38.883	48.366	58.837
Canarias	7.910	5.906	6.136	6.986	6.689
TOTAL	244.862	185.932	187.454	160.749	184.120

Fuente: MAPA, 2003, 2004, 2006, 2007, 2008

1.7.2. Características y propiedades del sustrato "ideal"

No existe el sustrato "ideal" en cuanto a constituyentes y composición; el mejor sustrato en cada caso (modalidad de sistema de cultivo sin suelo) depende de factores tales como: material vegetal utilizado (semilla, estaca, plántula, etc.), especie cultivada, condiciones climáticas, tamaño y forma del contenedor, sistemas de riego y fertilización, aspectos económicos, experiencia local en su utilización, e impacto medioambiental del mismo (obtención o eliminación una vez agotado), entre otros (Abad *et al.*, 2004, 2005a; Hartmann *et al.*, 2010; Lemaire *et al.*, 2005).

Las plantas responden a las características y propiedades del sustrato (físicas, físico-químicas, químicas y biológicas) más que a sus materiales constituyentes. De forma general, y para obtener buenos resultados en el cultivo en sustrato, éste debe reunir una serie de condiciones que se recogen en la Tabla 1.7.3.

Tabla 1.7.3. Características deseables del sustrato de cultivo “ideal”

Propiedades físicas	Propiedades químicas	Otras propiedades
<ul style="list-style-type: none"> Elevada capacidad de retención de agua fácilmente disponible 	<ul style="list-style-type: none"> Baja a moderada capacidad de intercambio catiónico, en función del programa de fertilización aplicado 	<ul style="list-style-type: none"> Libre de semillas de malas hierbas, nematodos y otros patógenos vegetales
<ul style="list-style-type: none"> Suficiente suministro de aire 	<ul style="list-style-type: none"> Nivel adecuado de nutrientes asimilables 	<ul style="list-style-type: none"> Reproducibilidad y disponibilidad
<ul style="list-style-type: none"> Distribución del tamaño de partícula que asegure las dos condiciones anteriores 	<ul style="list-style-type: none"> Baja salinidad 	<ul style="list-style-type: none"> Bajo coste
<ul style="list-style-type: none"> Baja densidad aparente 	<ul style="list-style-type: none"> pH moderadamente ácido y elevada capacidad tampón 	<ul style="list-style-type: none"> Fácil de mezclar, humectar/rehumectar y desinfectar
<ul style="list-style-type: none"> Elevada porosidad total 	<ul style="list-style-type: none"> Mínima velocidad de descomposición 	<ul style="list-style-type: none"> Resistencia a cambios físicos, químicos y ambientales extremos
<ul style="list-style-type: none"> Estructura estable y contracción (o expansión) reducida 		

Fuente: Abad *et al.*, 2004, 2005a; Hartmann *et al.*, 2002

1.7.3. Materiales alternativos y sustitutos de la turba: residuos, composts y vermicomposts

Una de las principales técnicas utilizadas para intensificar la producción de hortalizas y plantas ornamentales es la implementación de sustratos para la producción de cultivos sin suelo. Esta práctica ha aumentado en los últimos años debido a diferentes factores, entre los que habría que destacar la incapacidad de transmisión enfermedades por patógenos del suelo y la posibilidad de conseguir una cosecha más homogénea y de mejor calidad, ya que estos sistemas permiten un control más preciso del entorno de la raíz (Carrión *et al.*, 2006; Raviv y Lieth, 2008).

En España, los sustratos más extendidos para la producción de hortalizas son de naturaleza inorgánica (mineral) tales como lana de roca, perlita o arena. Por el contrario, cuando se comercializa la planta entera –como es el caso de material de propagación vegetal, planta ornamental en maceta, etc.– se utilizan sustratos de naturaleza orgánica, principalmente a base de turbas *Sphagnum* debido a sus óptimas cualidades (Carmona y Abad, 2008; Maher *et al.*, 2008; Raviv *et al.*, 2002), siendo éste el material más utilizado como sustrato en Europa y Norte America (Abad *et al.*, 2004, 2005a; Maher *et al.*, 2008).

Sin embargo, el uso de turba ha sido cuestionado recientemente desde el punto de vista medioambiental y económico. Las reservas de turba son unos

recursos naturales difícilmente renovables (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2006); en adición, estos ecosistemas (turberas), que son muy frágiles, mantienen una flora específica y son además sumideros naturales del CO₂ atmosférico (Parish *et al.*, 2008). Todo ello unido al elevado precio de la turba hortícola de calidad y la fuerte dependencia de los países productores y exportadores –España importó en el año 2007 alrededor de 190.218 t (dato provisional) de turba por valor de 31 millones de euros (IGME, 2007)–, ha fomentado el interés de los consumidores de turba (agricultores, viveristas, etc.) por la búsqueda de nuevos materiales sustitutivos de la misma (Benito *et al.*, 2005; Carmona y Abad, 2008; Maher *et al.*, 2008).

En los últimos años ha aumentado el empleo de sustratos procedentes de residuos de diversas actividades agroindustriales, como es el caso de la fibra de coco. El mesocarpo del fruto del coco contiene aproximadamente 75% de fibras largas y 25% de material fino, y en el proceso de extracción de las fibras largas –que se utilizan para la fabricación de cuerdas, cepillos, etc.– se genera un residuo compuesto de polvo y las fibras más cortas. Este material se produce en cantidades abundantes en países tropicales como Sri Lanka, Vietnam, India o Brasil (Maher *et al.*, 2008; Noguera *et al.*, 2000).

La principal ventaja de la fibra de coco respecto a la turba es que, a igual tamaño de partícula, retiene menos agua, favoreciendo así la aireación de las raíces, además de resultar más económica (Abad *et al.*, 2005b; Fornes *et al.*, 2003; Noguera *et al.*, 2000). Sin embargo, este material presenta algunos inconvenientes como la falta de homogeneidad y, en ocasiones, una elevada concentración salina, por lo que debe llevarse a cabo una caracterización de sus propiedades físicas y químicas en origen (países productores) o una vez importado por los países de destino (Abad *et al.*, 2002).

Por otra parte, esta problemática puede solucionarse mediante la utilización de otros materiales orgánicos, especialmente autóctonos y con disponibilidad local, como sustitutivos de la turba (Carlile, 2006; Carmona y Abad, 2008).

En este contexto, numerosos residuos y subproductos orgánicos generados por diferentes actividades de producción y consumo, están siendo investigados y utilizados con éxito como sustratos o componentes de sustratos de cultivo (Abad *et al.*, 1997, 1999, 2001, 2004, 2005a; Bachman y Metzger, 2008; Bustamante *et*

al., 2008b; Fitzpatrick, 2005; García-Gómez *et al.*, 2002; Klock-Moore y Fitzpatrick, 1999; Maher *et al.*, 2008; Zaller, 2007). De este modo, al tiempo que se sustituye la turba se favorece la valorización agrícola de estos residuos, colaborando así eficazmente en la gestión de los mismos

La transformación (tratamiento) de residuos de diferente origen en materiales orgánicos estabilizados –química y biológicamente– a través de procesos de compostaje y vermicompostaje, es una de las opciones más factibles en el sentido más arriba indicado, presentándose como una alternativa económica, rentable y con escaso impacto medioambiental, además de ser viable para dar respuesta a la demanda de agricultores y viveristas (Carrión *et al.*, 2006; Ozores-Hampton, 2002).

Se han realizado numerosas e importantes investigaciones sobre el uso de composts y vermicomposts de residuos orgánicos como sustratos o componentes de sustratos de cultivo (Abad *et al.*, 2008; Edwards y Burrows, 1988). En las Tablas 1.7.4 y 1.7.5 se presentan algunos estudios recientes (desde el año 2000) llevados a cabo utilizando composts y vermicomposts, respectivamente, de diferentes orígenes y características como sustratos o componentes de sustratos para la producción de planta ornamental en contenedor, así como la respuesta de la planta estudiada al sustrato utilizado.

Los resultados de los trabajos recogidos en dichas tablas ponen de manifiesto que la respuesta de la especie ornamental seleccionada al compost o vermicompost objeto de investigación –usado como ingrediente de los sustratos sobre los que ésta se cultiva– depende de varios factores como: la cantidad (porcentaje) de compost o vermicompost en el volumen final de la mezcla (con otros materiales: turba, fibra de coco, corteza de pino, perlita, etc.) a utilizar como sustrato; las características y propiedades físicas, químicas y biológicas de los composts y vermicomposts estudiados, siendo éstas reflejo de los residuos frescos de partida y los procesos de tratamiento y estabilización (compostaje o vermicompostaje) aplicados a los mismos; las exigencias de la especie cultivada, particularmente las referentes a los equilibrios aire:agua, el pH y la salinidad en el entorno de la rizosfera; los tratamientos aplicados al compost o vermicompost (lavado de sales en exceso, corrección de pH, dilución/mezcla con otros materiales, etc.) con objeto de adecuarlo como sustrato de cultivo; y, el manejo

del compost o vermicompost en el sistema integral de cultivo sin suelo empleado para producir especies ornamentales, especialmente la altura (o profundidad) del contenedor y los programas de riego y fertilización aplicados.

Tabla 1.7.4. Ejemplos de composts de residuos orgánicos utilizados como sustratos o componentes de sustratos para la producción de planta ornamental en contenedor y respuesta de la planta

Compost	Especie	Respuesta de la planta*	Porcentaje en la mezcla (% v:v)**	Referencia
Compost de biosólidos	<i>Tagetes patula</i> 'Queen Sophia'	+	20	Atiyeh <i>et al.</i> ,
Compost de residuos de hojas	<i>Tagetes patula</i> 'Queen Sophia'	-	20	2000b
Compost de restos de jardinería urbana	<i>Viburnum tinus</i> 'Eve Price'	+	50	Guerin <i>et al.</i> , 2001
Compost de mantillo de bosque	<i>Viburnum tinus</i> 'Eve Price'	=	50	
Compost de estiércol vacuno	<i>Viburnum tinus</i> 'Eve Price'	=	50	
Compost de corteza de pino	<i>Viburnum tinus</i> 'Eve Price'	+	50	
Compost de RSU	<i>Cotoneaster dammeri</i> 'Coral Beauty'	+	75	Hicklenton <i>et al.</i> , 2001
Compost de restos de poda de limonero	<i>Calendula officinalis</i> 'Nana Bon-Bon'	+	50	García-Gómez <i>et al.</i> , 2002
	<i>Calceolaria hybrida</i> 'Dainty'	+	25	
Compost de alperujo	<i>Calendula officinalis</i> 'Nana Bon-Bon'	+	75	2002
	<i>Calceolaria hybrida</i> 'Dainty'	+	50	
Compost de biosólidos y restos de poda	<i>Gloxinia sylvatica</i>	-	25	Wilson <i>et al.</i> , 2002
	<i>Justicia carnea</i>	=	25	
	<i>Lysimachia congestiflora</i>	=	25	
Compost de lodos de depuración de aguas residuales y poda de jardinería urbana	<i>Salvia</i> 'Van Houttei'	+	50	Wilson <i>et al.</i> , 2003
	<i>Salvia gauranítica</i> 'Black and Blue'	=	50	
	<i>Salvia</i> 'Indigo Spires'	=	50	
Compost de restos de poda	<i>Cordia globosa</i>	+	100	Wilson <i>et al.</i> , 2004
	<i>Hamelia patens</i>	+	100	
	<i>Heliotropium angiospermum</i>	+	100	
	<i>Salvia coccinea</i>	+	100	
Compost de restos de poda de jardinería	<i>Lolium perenne</i>	+	50	Benito <i>et al.</i> , 2005
	<i>Cupressus sempervirens</i>	+	50	
Compost de paja de maíz	<i>Impatiens wallerana</i>	+	50	Dede <i>et al.</i> ,
Compost de RSU	<i>Impatiens wallerana</i>	+	25	2006
Compost de lodos de plantas depuradoras	<i>Pinus pinea</i>	+	30	Hernández-Apaolaza <i>et al.</i> , 2005
	<i>Cupressus sempervirens</i>	+	30	
	<i>Cupressus arizonica</i>	+	30	
Compost de biosólidos y restos de poda	<i>Cordia globosa</i>	+	40	Wilson <i>et al.</i> , 2006
	<i>Hamelia patens</i>	+	40	
	<i>Heliotropium angiospermum</i>	+	40	
	<i>Salvia coccinea</i>	+	40	

*+, -, =: efecto positivo, negativo o nulo, respectivamente (con relación al control)

**Porcentaje de compost en la mezcla con otros materiales, expresado en volumen

Tabla 1.7.4. Ejemplos de composts de residuos orgánicos utilizados como sustratos o componentes de sustratos para la producción de planta ornamental en contenedor y respuesta de la planta (Continuación)

Compost	Especie	Respuesta de la planta*	Porcentaje en la mezcla (% v:v)**	Referencia
Compost de poda de jardinería	<i>Begonia semperflorens</i> 'Bellavista F1'	+	50	Grigatti <i>et al.</i> , 2007
	<i>Mimulus</i> 'Magic × hybridus'	+	50	
	<i>Salvia splendens</i> 'Maestro'	+	50	
	<i>Tagetes patula</i> × <i>erecta</i> 'Zenith Lemon Yellow'	+	50	
Compost de corteza de pino	<i>Euphorbia pulcherrima</i>	+	80	Masaguer <i>et al.</i> , 2008
Compost de restos de poda de jardinería	<i>Euphorbia pulcherrima</i>	+	66,6	
Compost de restos de cultivo de maíz	<i>Gerbera jamesonii</i>	-	100	Caballero <i>et al.</i> , 2009
Compost de orujo de aceituna	<i>Gerbera jamesonii</i>	+	100	
Compost de orujo de uva	<i>Gerbera jamesonii</i>	+	100	
Compost de champiñón agotado	<i>Gerbera jamesonii</i>	+	100	
Compost de alperujo	<i>Dianthus caryophyllus</i>	-	50	Carmona <i>et al.</i> , 2009
Compost de orujo de vid	<i>Dianthus caryophyllus</i>	=	100	
Compost de corcho	<i>Dianthus caryophyllus</i>	-	50	
Compost de restos de jardinería urbana	<i>Salvia nemorosa</i> 'Tesquicola'	=	25	Dubský y Šrámek, 2009
	<i>Erigeron speciosus</i> 'Rosa Juwel'	-	25	
	<i>Veronica incana</i>	-	25	
	<i>Veronica porphyriana</i>	-	25	
	<i>Lychnis viscaria</i> 'Atropurpurea'	=	25	
Compost de poda de <i>Ulex europaeus</i>	<i>Thuja plicata</i> 'Atrovirens'	+	100	Iglesias-Díaz <i>et al.</i> , 2009
Compost de residuos de arboretum e invernadero	<i>Impatiens walleriana</i> 'Hybrid Accent Red'	+	25	Olszewski <i>et al.</i> , 2009
	<i>Salvia splendens</i> 'Hotline Red'	+	25	
	<i>Catharanthus roseus</i> 'Cooler Red'	+	25	

*+, -, =: efecto positivo, negativo o nulo, respectivamente (con relación al control)

**Porcentaje de compost en la mezcla con otros materiales, expresado en volumen

Se puede observar, además, que en los casos más favorables los composts y vermicomposts estudiados pueden llegar a constituir entre el 75% y el 100% del volumen del sustrato de cultivo, mientras que en los menos ventajosos la proporción de estos materiales no debería superar el 20-25% del volumen de la mezcla.

1.7.4. Composts y vermicomposts de residuos de cultivos hortícolas como componentes de sustratos de cultivo

Los composts y vermicomposts de residuos vegetales (restos de poda, jardinería, cultivos intensivos y extensivos, industria agroalimentaria, etc.) presentan una serie de características favorables para el cultivo en sustrato (Edwards y Arancon, 2004; Raviv, 2002, 2005).

Tabla 1.7.5. Ejemplos de vermicomposts de residuos orgánicos utilizados como sustratos o componentes de sustratos para la producción de planta ornamental en contenedor y respuesta de la planta

Vermicompost	Especie	Respuesta de la planta*	Porcentaje en la mezcla (% v.v)**	Referencia
Vermicompost de estiércol de cerdo	<i>Tagetes patula</i> 'Queen Sophia'	=	20	Atiyeh <i>et al.</i> , 2000b
Vermicompost de residuos orgánicos de origen doméstico	<i>Tagetes patula</i> 'Queen Sophia'	=	20	
Vermicompost de estiércol de cerdo	<i>Tagetes patula</i> 'Queen Sophia'	+	40	Atiyeh <i>et al.</i> , 2002a
Vermicompost comercial (Biogreen®)	<i>Impatiens wallerana</i>	+	100	Asciutto <i>et al.</i> , 2006
Vermicompost de restos de origen doméstico	<i>Tagetes patula</i> 'Spanish Brocade'	=	77	Frederickson <i>et al.</i> , 2007
Vermicompost de orujo de uva	<i>Lolium multiflorum</i>	+	16	Paradelo <i>et al.</i> , 2007
Vermicompost comercial de residuos orgánicos de origen doméstico	<i>Petunia</i> 'Dreams Neon Rose F1'	+	80	Arancon <i>et al.</i> , 2008
Vermicompost comercial de restos del reciclado de cartón	<i>Petunia</i> 'Dreams Neon Rose F1'	+	100	
Vermicompost de estiércol de ganado	<i>Petunia</i> 'Dreams Neon Rose F1'	+	70	
Vermicompost de estiércol de cerdo	<i>Tagetes patula</i> 'Queen Sophia'	+	10	Bachman y Metzger, 2008
	<i>Centaurea cagnus</i> 'Imperial'	=	20	
Vermicompost de estiércol	<i>Petunia hybrida</i> 'Dream Neon Rose'	=	60	Chamani <i>et al.</i> , 2008
	<i>Petunia hybrida</i> 'Dream Neon Rose'	+	40	
Vermicompost de estiércol de conejo	<i>Pinus pinaster</i>	=	50	Lazcano <i>et al.</i> , 2010
Vermicompost de estiércol de cerdo	<i>Hibiscus moscheutos</i> 'Luna Blus'	+	20	McGinnis <i>et al.</i> , 2009

*+, -, =: efecto positivo, negativo o nulo, respectivamente (con relación al control)

**Porcentaje de vermicompost en la mezcla con otros materiales, expresado en volumen

Estos materiales poseen un gran valor fertilizante debido a su alto contenido en nutrientes potencialmente disponibles para la planta y a la liberación de los

mismos de manera lenta y progresiva. Además, pueden presentar efectos supresivos frente a agentes fitopatógenos, debido, principalmente, a la presencia de diversos grupos de microorganismos que disminuyen la incidencia de la enfermedad. Estas características repercuten muy positivamente en una mayor producción de biomasa y en un aumento en la supervivencia de las plantas –tras el trasplante y en el mercado–, así como en una reducción de insumos –turbas, fertilizantes y productos fitosanitarios–. Por otra parte, los composts y vermicomposts agotados, es decir ya utilizados (una vez ha finalizado su vida útil como sustratos), pueden reutilizarse como material orgánico para la fertilización de suelos y plantas, relleno de taludes, u otros usos típicos de estos materiales, no generando impacto ambiental alguno (Carmona y Abad, 2008; Carrión *et al.*, 2006)

A pesar de lo anterior, factores como la presencia de materiales inertes no deseables (piedras y grava, plástico, etc.), alta densidad aparente, baja capacidad de retención de agua a bajas tensiones, pH alcalino, salinidad elevada y fitotoxicidad, entre otros, pueden limitar la utilización de composts y vermicomposts como sustratos de cultivo.

Una densidad aparente elevada encarece tanto el proceso de elaboración del sustrato como el manejo y transporte del mismo en el vivero una vez que está en el contenedor; sin embargo, en la producción de plantas al aire libre, éste puede ser un factor beneficioso, ya que proporciona estabilidad mecánica al conjunto planta-maceta en condiciones ventosas (Abad *et al.*, 2004; Carmona y Abad, 2008; Wallach, 2008).

Por otro lado, la fertilidad asociada a estos materiales no facilita la aplicación de programas de fertilización controlada a los mismos, ya que es difícil prever la dinámica y mineralización de los nutrientes con el tiempo, y su interferencia con los programas de fertilización de fondo y de cobertura, o la fertirrigación. (Martínez, 1995; Sánchez-Monedero *et al.*, 2004). Por ello, su uso como sustratos no debería extenderse, por el momento, a cultivos con programas de fertilización muy controlados. Es sabido, además, que la utilización de composts y vermicomposts como sustratos implica, generalmente, su mezcla con otros materiales –orgánicos o inorgánicos, naturales, sintéticos o residuales– que disminuyen los niveles de nutrientes asimilables y sales solubles, y mejoran su

textura y estructura (Abad *et al.*, 2004, 2005b, 2008; Carmona y Abad, 2008; Carrión *et al.*, 2006). Así pues, la producción de planta ornamental en contenedor, y de plantas destinadas a jardinería, paisajismo y viveros forestales, se presentan como las alternativas de aplicación más importantes de composts y vermicomposts en los sistemas de cultivo en sustrato.

Sin embargo, por el momento son muy escasos los composts y, especialmente, vermicomposts de residuos de cultivos hortícolas producidos, caracterizados, evaluados y utilizados en el cultivo en sustrato, a pesar de sus enormes posibilidades y múltiples ventajas.

Todo ello justifica los objetivos de esta Tesis Doctoral, en la que se lleva a cabo la caracterización de un compost y dos vermicomposts de residuos hortícolas –producidos a escala pequeña o de laboratorio–, y se realizan además varios experimentos de crecimiento vegetal con plantas ornamentales y aromáticas (ensayos de campo, al aire libre o bajo invernadero) en las condiciones (clima, especies, ciclos de cultivo, técnicas culturales, etc.) del Mediterráneo español.

2. OBJETIVOS

El Objetivo General de esta Tesis Doctoral es estudiar las características y propiedades de tres materiales –un compost y dos vermicomposts– producidos mediante procesos de compostaje y vermicompostaje, aplicados separadamente o en combinación (precompostaje, sólo fase activa, seguido de vermicompostaje) a una mezcla a base de residuos orgánicos de origen hortícola, con vistas a su aprovechamiento como sustratos o componentes de sustratos de cultivo para la producción de plantas en contenedor.

Para tal fin, se han abordado los siguientes Objetivos Particulares:

1. Estudiar la variación de parámetros físicos, físico-químicos, químicos, bioquímicos y biológicos de interés agronómico durante el compostaje y el vermicompostaje de la mezcla de residuos preparada (restos del cultivo de tomate más cáscara de almendra).
2. Caracterizar el compost y los dos vermicomposts finalmente obtenidos como sustratos para el cultivo sin suelo, determinando y evaluando –en comparación con una turba *Sphagnum* rubia– sus propiedades y características físicas, físico-químicas, químicas y biológicas más importantes.
3. Evaluar el compost y los dos vermicomposts desde el punto de vista agronómico, realizando tres experimentos separados de desarrollo vegetal en condiciones comerciales, bajo invernadero y al aire libre, con el fin de examinar su uso como sustratos o componentes de sustratos para la germinación, el estaquillado y la producción de plantas adultas de especies ornamentales de flor, de hoja y aromáticas.
4. Valorar el perfil ambiental de los procesos utilizados en la producción del compost y los dos vermicomposts, aplicando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV), con el propósito de estimar (y en su caso minimizar) la magnitud de los impactos, de diferentes categorías, de dichos procesos.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. PREPARACIÓN Y PRODUCCIÓN DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS

3.1.1. Mezcla de residuos frescos de partida. Composición y preparación

La mezcla de residuos de partida utilizada en la producción del compost y los dos vermicomposts objeto de esta investigación se preparó en la Planta Piloto de Compostaje del Área de Microbiología, Departamento de Biología Aplicada, de la Universidad de Almería, ubicada en las instalaciones de IFAPA – Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica, Centro de “La Cañada”, adscrito a la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, y situado en las proximidades de dicha Universidad.

La mezcla de partida estuvo compuesta de restos del cultivo de tomate (*Solanum lycopersicum*) y cáscara de almendra (*Prunus dulcis*) en la proporción 75:25 (en volumen). Los residuos hortícolas –generados tras el arranque de cultivos de tomate que habían finalizado su ciclo productivo así como por la poda de estos cultivos, principalmente– procedían de diversos invernaderos del Levante almeriense (El Ejido) y fueron suministrados por la empresa Ejido Medioambiente S.A., mientras que la cáscara de almendra se adquirió en la empresa agroalimentaria Borges Andalucía S.A., ubicada en la localidad de Viator, Almería.

Para la preparación de la mezcla, los residuos orgánicos (restos hortícolas y cáscara de almendra) se llevaron a la zona de recepción de la Planta Piloto de Compostaje, donde estaban situados los equipos de molienda. Los restos del cultivo de tomate se trituraron, tras ser secados al aire, utilizando un molino de cuchillas (Biotriturador Profi 4000) hasta un tamaño aproximado de 2 cm, mientras que la cáscara de almendra se molió directamente con un molino de martillos (Ruano S.L.) hasta un diámetro comprendido entre 0,1 y 0,4 cm. Los residuos triturados y molidos se mezclaron utilizando un dúmper autocargable (D-1500-AC 4×4, Piquersa), regándose (con manguera) la mezcla así preparada hasta alcanzar una humedad del 45%-60% (Figura 3.1.1). Se prepararon en total 12 m³ de mezcla, que se repartieron entre los sistemas de tratamiento y estabilización aplicados a ésta, tal como se indica a continuación.

3.1.2. Compostaje (proceso COM) y compost C

La mezcla de residuos de partida preparada como se ha indicado más arriba se trasladó al área de compostaje de la Planta Piloto mediante un dúmper autocargable (D-1500-AC 4×4, Piquersa), para formar con ésta 4 pilas de unos 2 m³ de volumen cada una (1,5 m de largo × 1,5 m de ancho × 1 m de altura y sección trapezoidal), las cuales se dispusieron sobre una losa de hormigón de 200 m² de superficie acondicionada con un sistema de aireación forzada (mediante tuberías perforadas) conectado a un equipo de bombas soplantes (Figura 3.1.2).



Figura 3.1.1. Mezcla de residuos de partida (restos del cultivo de tomate y cáscara de almendra, 75:25 v:v) utilizada para la producción del compost y los dos vermicomposts estudiados

El compostaje (COM) realizado fue de hecho un proceso mixto en el que diariamente se insufló aire –por la base de la mezcla (pila) de residuos (sistema Rutgers)– a razón de 4 ciclos de aireación de 5 minutos cada uno y flujo de 3 m³ de aire/s, aplicados cada 6 horas, realizándose además volteos quincenales de las pilas durante el primer mes del proceso. Éstas se regaron con manguera al inicio del proceso y en los dos volteos posteriores, aplicándose un volumen total de agua de 995 L/pila.

Transcurridos 63 días desde el inicio del proceso se dio por terminada la fase activa del compostaje (en la que se registraron temperaturas próximas a 70°C durante los periodos termófilos), iniciándose entonces el periodo de maduración, que se prolongó otros 117 días; pasada esta última etapa el producto obtenido (compost C, Figura 3.1.2) se recogió y colocó en contenedores de rafia de gran volumen (big bags) para su posterior traslado.



Figura 3.1.2. Pila de compostaje en construcción utilizando la mezcla de residuos de partida, izquierda y compost C producido, derecha

3.1.3. Precompostaje de la mezcla de residuos de partida seguido de vermicompostaje (proceso C+V) y vermicompost V1

Para la producción del vermicompost V1, una porción de la mezcla de residuos de partida preparada según se ha indicado en la sección 3.1.1 se compostó durante 63 días (precompostaje) bajo las mismas condiciones de manejo y control (aireación, volteos, humedad, etc.) descritas anteriormente para la fase activa del proceso COM (ver la sección 3.1.2).

Trascurrido este periodo, el material obtenido se trasladó a las instalaciones de la Planta Piloto de Vermicompostaje ubicada en el centro de IFAPA ya indicado. Dicho material se añadió como alimento para las lombrices *Eisenia andrei* y *Eisenia fetida*, disponiéndose en la mitad longitudinal de dos literas de 9 m de largo × 1,2 m de ancho × 0,35 m de altura cada una, en un volumen equivalente a unos 2 m³ de sustrato (mezcla de residuos precompostada) por

litera. A lo largo de cada litera se colocó también un cordón lateral de estiércol ovino maduro (alrededor de 1,5 m³ por litera) conteniendo las lombrices en diferentes estados de desarrollo, para facilitar así el paso de éstas hacia la mezcla a vermicompostar y conseguir finalmente una densidad de población de unos 25.000 individuos/m³ (Figura 3.1.3). Las lombrices de las especies utilizadas se adquirieron en la empresa Lombriastur S.L.

Durante el proceso de vermicompostaje, los niveles de temperatura y humedad del material (mezcla o sustrato) se situaron en torno a 25°C y 80%, respectivamente. El nivel de humedad se mantuvo mediante la aplicación de riegos por microaspersión, aportando un volumen total de agua de 4.574 L/litera a lo largo del proceso.



Figura 3.1.3. Litera utilizada para el desarrollo de la etapa de vermicompostaje del proceso C+V (precompostaje seguido de vermicompostaje), izquierda y vermicompost V1 obtenido, derecha

Transcurridos 198 días desde la incorporación de las lombrices a las literas se dio por finalizado el vermicompostaje de la mezcla de residuos, procediéndose entonces a separar las lombrices del material así producido mediante la retirada del cordón de estiércol maduro y la colocación lateral de un nuevo cordón de estiércol ovino fresco a razón de 1-2 m³ por litera, para más tarde, y al igual que con el compost C, colocar el material obtenido (vermicompost V1, Figura 3.1.3) en contenedores (big bags) para su posterior traslado.

La duración total de este proceso (precompostaje seguido de vermicompostaje), que se ha denominado C+V en esta Memoria, fue de 261 días.

3.1.4. Vermicompostaje directo (proceso VER) de la mezcla de residuos de partida y vermicompost V2

El proceso de vermicompostaje VER se desarrolló añadiendo la mezcla de residuos frescos de partida (preparada como se ha señalado en la sección 3.1.1) directamente como alimento de las lombrices de las especies más arriba indicadas, y bajo las mismas condiciones de producción, manejo, temperatura y control de humedad, entre otras, señaladas para la etapa de vermicompostaje en el proceso C+V (sección 3.1.3), aportándose –con ayuda de microaspersores– un volumen total de agua de 6.029 L/litera a lo largo del proceso. Dicho proceso (VER) se prolongó durante 261 días; a partir de este momento, se procedió a la separación de las lombrices del producto final obtenido (vermicompost V2, Figura 3.1.4) de la misma manera que en C+V (ver la sección 3.1.3) y a la colocación de dicho material en el contenedor para su traslado posterior.



Figura 3.1.4. Vermicompost V2 obtenido mediante vermicompostaje directo (proceso VER) de la mezcla de residuos de partida

3.2. VARIACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DE INTERÉS AGRONÓMICO DURANTE EL COMPOSTAJE Y EL VERMICOMPOSTAJE DE LA MEZCLA DE RESIDUOS HORTÍCOLAS ESTUDIADA. DETERMINACIONES REALIZADAS

3.2.1. Muestreos realizados a lo largo de los tres procesos estudiados

Con objeto de estudiar los cambios ocurridos en los principales parámetros físicos, químicos y biológicos de la mezcla de residuos de partida durante los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a dicha mezcla –compostaje (COM), precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V), y sólo vermicompostaje (VER)–, se tomaron muestras de ésta en cinco momentos seleccionados a lo largo de cada uno de los procesos estudiados, expresados como número de días transcurridos desde el inicio de los mismos, según se detalla en al Tabla 3.2.1.

Tabla 3.2.1. Muestreos de la mezcla de residuos hortícolas realizados a lo largo de los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a ésta, con indicación de la fase correspondiente

Proceso	Fase	Muestreo (días desde el inicio del proceso)
COMPOSTAJE (COM)	Inicio (mezcla de residuos de partida)	0
	Fase bio-oxidativa activa (termófila)	21
	Final fase activa (enfriamiento)/Inicio maduración	63
	Fase de maduración	88
	Final maduración	180
PRECOMPOSTAJE SEGUIDO DE VERMICOMPOSTAJE (C+V)	Inicio compostaje (mezcla de partida)	0
	Final fase activa compostaje (enfriamiento)/Inicio vermicompostaje (mezcla de residuos precompostada)	63
	Crecimiento exponencial de la población de lombrices	113
	Estabilización de la población	203
	Final vermicompostaje	261
SÓLO VERMICOMPOSTAJE (VER)	Inicio vermicompostaje (mezcla de partida)	0
	Crecimiento exponencial de la población de lombrices	104
	Inflexión en la población	154
	Estabilización de la población	182
	Final vermicompostaje	261

En cada momento se seleccionaron, de forma aleatoria, tres puntos de muestreo en cada una de las pilas de compostaje/literas de vermicompostaje, de donde se tomaron las muestras elementales; a partir de éstas se prepararon las muestras globales (por combinación de todas las muestras elementales tomadas, es decir, mediante mezcla y homogeneización de las mismas) y finales (parte representativa de la muestra global obtenida por reducción). Las lombrices presentes (visibles) en las muestras tomadas a lo largo de los procesos de vermicompostaje (C+V y VER) se eliminaron manualmente. En cada muestreo se obtuvieron tres muestras finales de unos 2,5 kg cada una, que se almacenaron a 4°C hasta los análisis posteriores.

Las muestras tomadas se analizaron en los laboratorios de los Departamentos de Producción Vegetal (Unidad Docente Fitotecnia General y U.D. Biología Vegetal) y de Química (U. D. Química Analítica) de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de la Universidad Politécnica de Valencia.

3.2.2. Propiedades físicas

3.2.2.1. Granulometría y parámetros relacionados

El análisis granulométrico se realizó siguiendo la metodología descrita en la Norma UNE-EN 15428 (2008), utilizando una tamizadora electromagnética digital CISA, modelo 002, con los siguientes tamices: 31,5, 16, 8, 4, 2, 1, 0,5, 0,25, y 0,125 mm de luz de malla (cuadrada) y 20 cm de diámetro.

Para ello, se tomaron aproximadamente 200 g de muestra que se esparcieron sobre una hoja de papel de filtro para su secado al aire. Una vez seca, la muestra se pesó con una precisión de 0,1 g (M_t) y se tamizó durante 10 minutos a la amplitud 8 (sobre 10) del equipo. A partir del peso de material retenido en cada uno de los tamices (M_i) se calculó el porcentaje (en masa) de cada fracción granulométrica (P_i), según la ecuación:

$$P_i (\%) = \frac{M_i}{M_t} \times 100$$

Los resultados se han expresado con una aproximación del 1%.

Con los valores obtenidos (P_i) se han representado los histogramas de frecuencias y las curvas acumuladas de distribución de tamaño de partícula, y se

han calculado además algunos parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de las partículas: diámetro medio aritmético (D_m) y diámetro medio geométrico (d_g), según lo señalado por Burés (1997) y Shirazi y Boersma (1984). Las definiciones de estos dos últimos parámetros estadísticos y las ecuaciones utilizadas para el cálculo de los mismos se presentan más adelante en la sección 4.1.1 del apartado de Resultados y Discusión.

El índice de grosor (I_g) se calculó sumando los porcentajes en masa (o peso) de partículas con $\emptyset > 1$ mm ó $\emptyset > 0,5$ mm ($I_g > 1$ mm e $I_g > 0,5$ mm, respectivamente - Noguera *et al.*, 2003; Richards *et al.*, 1986) según la ecuación:

$$I_g (\%) = \sum P_i ; i > 1 \text{ mm ó } 0,5 \text{ mm}$$

3.2.2.2. Densidad aparente (D_A)

La densidad aparente (D_A) se define como la relación entre la masa del material sólido seco y el volumen ocupado por el material húmedo –es decir, considerando el volumen poroso existente entre las partículas de éste– en unas condiciones de humedad normalizadas, expresada generalmente en g/cm^3 o kg/m^3 . La determinación de este parámetro se ha basado en los procedimientos descritos por De Boodt *et al.* (1974) y Martínez (1993), y en los recogidos en la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (2007).

La determinación de la D_A se realiza a partir del peso seco del material contenido en un cilindro de volumen conocido, tras saturarlo con agua destilada y someterlo a una succión de 10 cm de columna de agua (c.a.) –equivalente a 1 kPa–.

Para ello se utilizaron anillas de acero inoxidable –de 3 y 4 cm de altura y 82 mm de diámetro– y tela de nylon. Un extremo de la anilla de 4 cm, de volumen conocido (V , cm^3), se cubre con tela de nylon y se determina el peso del conjunto (A) con una precisión de 0,1 g. Al otro extremo se acopla la anilla de 3 cm y, en el cilindro formado, se introduce la muestra del material a caracterizar (previamente humedecida), sin apelmazar ni apretar, hasta 1 mm del borde superior (Figura 3.2.1). A continuación, el cilindro se coloca en un recipiente al que se le añade

agua destilada hasta 0,5 mm del borde superior y se deja saturar por capilaridad durante 48 horas.

Transcurrido este tiempo, y con el fin de someter la muestra a la tensión de 10 cm de c.a., el cilindro se coloca en un baño de arena durante 48 h.

El baño de arena consiste en un recipiente cilíndrico de 25 L, al que se le ha realizado una perforación (drenaje) a 15 cm de su base. Se llena con arena de mar lavada de grano fino (0,25-0,30 mm, Panreac Química S.A.) hasta 10 cm por encima del drenaje y se añade agua en cantidad suficiente para que ésta rebose por el mismo. La capilaridad garantiza que la capa de arena situada por encima de la línea de drenaje se mantenga permanentemente húmeda.

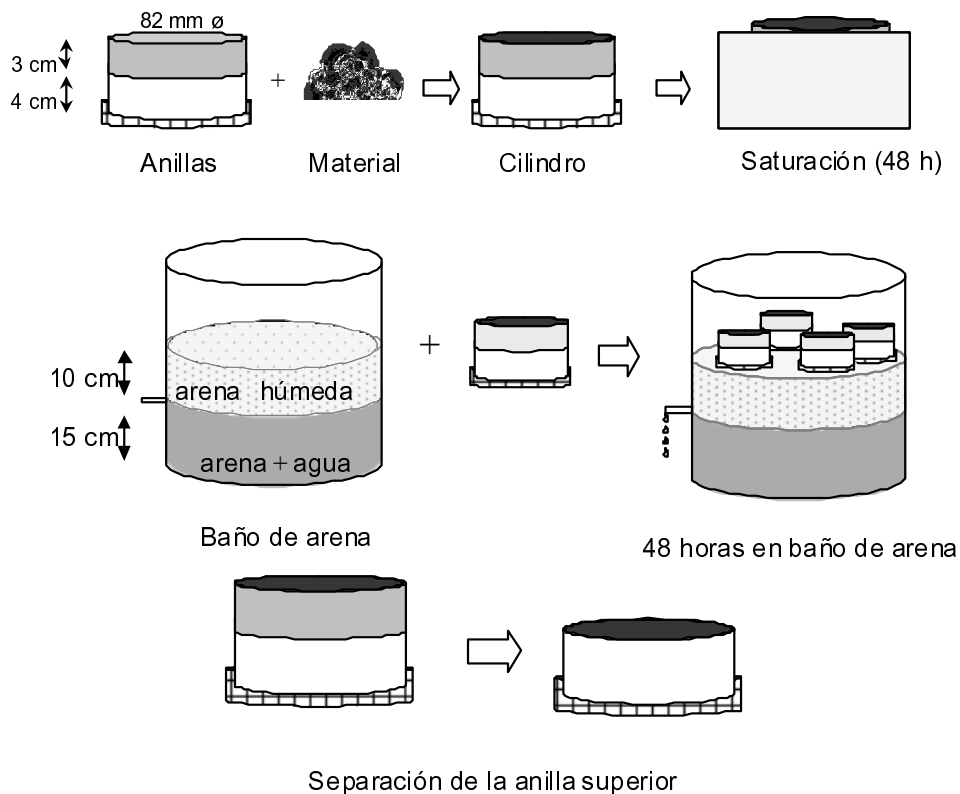


Figura 3.2.1. Esquema del procedimiento utilizado para la determinación de la densidad aparente (D_A)

Posteriormente, se saca el cilindro del baño de arena y se separan las dos anillas que lo forman. Se corta el material sobrante de la anilla inferior (4 cm) con

una espátula y se pesa el conjunto anilla + material húmedo (B). Finalmente, se introduce el conjunto en estufa a 105°C hasta peso constante (C).

Con los valores de los pesos A, B y C, se calcula la humedad (X) –en porcentaje en peso– según la expresión:

$$X (\%) = \frac{B - C}{B - A} \cdot 100$$

Finalmente, con los valores medios de humedad, se calcula la densidad aparente (D_A) del material mediante la ecuación:

$$D_A (\text{kg/m}^3) = \frac{B - A}{V} \cdot \frac{100 - X}{100} \cdot 1000$$

3.2.2.3. Densidad de partícula (D_P)

La densidad real o de partícula (D_P) es la relación entre la masa del material sólido seco y el volumen real ocupado por las partículas que lo forman –es decir, excluyendo el volumen poroso entre las mismas–, expresada generalmente en g/cm^3 o kg/m^3 .

La D_P de los materiales inorgánicos (minerales) se determina directamente por picnometría (Martínez, 1993), mientras que para los materiales orgánicos la D_P se estima indirectamente (De Boodt *et al.*, 1974) a partir de los contenidos en materia orgánica (MO) y materia mineral (o cenizas, MM) determinados por calcinación a 450°C, según la siguiente ecuación:

$$D_P (\text{kg/m}^3) = \frac{100}{\frac{\%MO}{1.550} + \frac{\%MM}{2.650}}$$

donde 1.550 kg/m^3 es la densidad media de la materia orgánica y 2.650 kg/m^3 la de las cenizas.

Una descripción detallada del método utilizado se recoge también en la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (2007).

3.2.2.4. Porosidad total (P_T)

El espacio poroso total o porosidad total (P_T) se calculó según lo indicado en la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (2007), a partir de los datos de densidad de partícula (D_P) y densidad aparente (D_A), aplicando la ecuación:

$$P_T (\% \text{ v/v}) = \left(1 - \frac{D_A}{D_P} \right) \times 100$$

3.2.2.5. Volumen de agua (V_{agua})

El cálculo del volumen de agua y el volumen de aire después de haber aplicado la presión hidrostática de 1 kPa al material humedecido en condiciones normalizadas, se realizó aplicando la ecuación recogida en la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (2007) a partir de los datos obtenidos en la determinación de la densidad aparente:

$$V_{\text{agua}} (\% \text{ v/v}) = \frac{B - C}{V} \times 100$$

donde V corresponde al volumen de la anilla de 4 cm utilizada para la determinación de la densidad aparente, y B y C son los pesos (de anilla + material) húmedo y seco, respectivamente, obtenidos para su cálculo (sección 3.2.2.2).

3.2.2.6. Volumen de aire (V_{aire})

El volumen de aire se calculó según la ecuación recogida en la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (2007):

$$V_{\text{aire}} (\% \text{ v/v}) = P_T - V_{\text{agua}}$$

donde P_T es la porosidad total y V_{agua} el volumen de agua, ambos parámetros expresados en porcentaje de volumen (% v/v).

3.2.2.7. Capacidad de retención de agua (CRA)

La capacidad de retención total de agua (CRA) se determinó según la modificación de la metodología de De Boodt *et al.* (1974) propuesta por Martínez (1993), y lo especificado en la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (2007), utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{CRA (g agua/100 g sustrato seco)} = \frac{B - C}{C - A} \times 100$$

donde A corresponde al peso de la anilla de 4 cm utilizada para la determinación de la densidad aparente, y B y C son los pesos (de anilla + material) húmedo y seco, respectivamente, obtenidos para su cálculo (sección 3.2.2.2).

3.2.2.8. Contracción de volumen (C_t)

Siguiendo la metodología propuesta por Martínez (1993) y la recogida en la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (2007), la contracción de volumen (C_t , Contracción) se calculó como la pérdida de volumen aparente experimentada por el material húmedo contenido en la anilla de 4 cm tras secarlo a 105°C (ver la sección 3.2.2.2), utilizando la ecuación:

$$C_t (\% \text{ v/v}) = \left(\frac{V - V_{ss}}{V} \right) \times 100$$

donde V es el volumen de la anilla utilizada para la determinación de la densidad aparente (sección 3.2.2.2) y V_{ss} el volumen de material contenido en la anilla tras secado a 105°C. El parámetro V_{ss} se calculó a partir de la ecuación del volumen de un cilindro ($h\pi r^2$), donde r y h se obtuvieron como valor medio de las medidas del diámetro (dos) y de la altura (cuatro), respectivamente, realizadas en el material seco contenido en la anilla.

Todas las determinaciones recogidas en esta sección 3.2.2. *Propiedades físicas* se realizaron por triplicado.

3.2.3. Características físico-químicas

3.2.3.1. Obtención del extracto acuoso 1/5 (v/v)

Un gran número de características físico-químicas y químicas de los materiales orgánicos y sustratos se determinan en el extracto acuoso 1/5 (v/v) del material, obtenido según la Norma UNE-EN 13652 (2002).

Para ello, en primer lugar se determinó la Densidad Aparente Compactada en Laboratorio del material, según se especifica en el anexo A de la Norma UNE-EN 13040 (2008). Posteriormente, se colocó en un recipiente de plástico el peso equivalente a 60 mL de material –calculado a partir del valor de esta densidad aparente compactada– y 300 mL de agua. Tras agitar durante una hora, se filtró la suspensión obtenida utilizando un sistema de vacío.

En todos los casos, las suspensiones (y extractos) se realizaron por triplicado.

3.2.3.2. pH y conductividad eléctrica (CE)

La determinación del pH se llevó a cabo en la suspensión acuosa 1/5 (v/v) del material, inmediatamente después de la agitación y previamente al filtrado de la misma (Norma UNE-EN 13037, 2001). Se utilizó un pH-metro CRISON, modelo 2000 y un electrodo CRISON, modelo 5000-20.

La conductividad eléctrica (CE) se determinó en el extracto obtenido mediante filtración a vacío de la suspensión acuosa 1/5 (v/v), según indica la Norma UNE-EN 13038 (2001). Las medidas se realizaron utilizando un conductímetro (CRISON, modelo 522) equipado con una célula de conductividad (CRISON, modelo 52-89). Tras efectuar la corrección de temperatura, los resultados se expresaron en mS/m a 25°C.

3.2.3.3. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó según el método descrito por Harada e Inoko (1980), siguiendo además las modificaciones propuestas por Kakezawa *et al.* (1992) y Jokova *et al.* (1997).

Este método se basa en el lavado del material con ácido clorhídrico y la posterior saturación del complejo de cambio con bario. Los protones así liberados se valoran con hidróxido de sodio, a partir de los cuales se calcula la capacidad de intercambio catiónico.

En el Anejo I de esta Memoria se recoge el método analítico utilizado para la determinación de este parámetro físico-químico.

3.2.4. Características químicas. Fracción orgánica y sus componentes

En esta sección se presentan sólo los principios de los métodos analíticos empleados para determinar los parámetros que se indican a continuación, detallándose en el Anejo I de esta Memoria los procedimientos experimentales correspondientes a dichos métodos de análisis.

3.2.4.1. Materia orgánica total (MO) y cenizas

La determinación del contenido en materia orgánica total (MO) y cenizas se llevó a cabo siguiendo la metodología recogida en la Norma UNE-EN 13039 (2001).

Para ello, la muestra se secó a 105°C y posteriormente se calcinó a 450°C, siendo el residuo de la ignición el contenido en cenizas. Como materia orgánica total (MO) se tomó la pérdida de masa por ignición. Ambos parámetros se expresaron como porcentaje de la muestra seca.

3.2.4.2. Carbono orgánico total (C_{OT}), nitrógeno total (N_T) y relación C_{OT}/N_T

El carbono orgánico total (C_{OT}) se determinó por el método de Navarro *et al.* (1991) de análisis elemental de carbono mediante la medida del anhídrido carbónico producido al quemar la muestra a 1.020°C en un analizador elemental, previa destrucción de carbonatos. En el caso del nitrógeno total (N_T), su determinación se realizó también quemando la muestra a 1.020°C en el analizador elemental.

La relación C_{OT}/N_T se calculó como cociente de los contenidos en C_{OT} y N_T .

3.2.4.3. Lignina, celulosa y hemicelulosa

Para el análisis de estos biopolímeros se siguió la determinación secuencial de fibras detergentes, utilizando para ello la metodología propuesta por Van Soest *et al.* (1991) con un tratamiento previo de la muestra con amilasa termoestable (Giger, 1995).

3.2.4.4. Carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) y nitrógeno hidrosoluble (N_H)

Se determinó el carbono orgánico y el nitrógeno extraído con agua destilada (C_{OH} y N_H , respectivamente) según la metodología propuesta por Sánchez-Monedero *et al.* (1996) en un analizador elemental para muestras líquidas mediante combustión a alta temperatura con oxidación catalítica.

3.2.4.5. Carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT})

El carbono extraído con una disolución de hidróxido sódico, según la técnica utilizada por Sánchez-Monedero *et al.* (1996), se determinó en un analizador elemental para muestras líquidas.

3.2.4.6. Fraccionamiento del carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y ácidos fúlvicos (C_{AF})

Se realizó precipitando la fracción húmica a pH 2 en el extracto obtenido con hidróxido sódico (Cegarra, 1978). El carbono de la fracción fúlvica (C_{AF} , sobrenadante) se determinó en un analizador elemental para muestras líquidas. El carbono de la fracción húmica (C_{AH}) se calculó como la diferencia del carbono extraíble (C_{EXT}) y el carbono de la fracción fúlvica (C_{AF}).

3.2.5. Características químicas. Elementos minerales asimilables (solubles en agua)

3.2.5.1. Nitrógeno amoniacal y nítrico

La determinación de N mineral (N_{min} ; $N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$) se realizó mediante destilación de los extractos acuosos 1/5 (v/v) (Norma UNE-EN 13652, 2002), según el procedimiento descrito por Puchades *et al.* (1985), usando MgO y aleación Devarda en un analizador de nitrógeno semiautomático.

3.2.5.2. Elementos minerales

El análisis de los elementos solubles en agua P, K, S, Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Zn, Mn, Mo y B se realizó en el extracto 1/5 (v/v) preparado tal como se ha indicado en la sección 3.2.3.1, utilizando espectrofotometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (ICP-AES; Spectroflame, Spectro Analytical Instruments, Inc.).

Todas las determinaciones indicadas en las secciones 3.2.3, 3.2.4 y 3.2.5 (caracterización físico-química y química [fracción orgánica y fracción mineral], respectivamente) se realizaron por triplicado.

3.2.6. Propiedades bioquímicas y biológicas. Actividades enzimáticas y bioensayos de germinación

3.2.6.1. Actividad ureasa

Se determinó el amonio liberado después de la incubación del material con una disolución de urea a 37°C durante 90 minutos, siguiendo el método de Tabatabai y Bremner (1972) modificado por Nannipieri *et al.* (1978).

3.2.6.2. Actividad fosfatasa ácida y actividad fosfatasa alcalina

Se midió, mediante espectrofotometría, el *p*-nitrofenol (PNF) liberado cuando la muestra de material se incubó a 37°C durante una hora con una disolución tamponada (pH 6,5 para la fosfatasa ácida y pH 11 para la fosfatasa alcalina) de *p*-nitrofenilfosfato (PNFP). El método colorimétrico para medir el *p*-nitrofenol liberado se basa en que las disoluciones alcalinas de este compuesto tienen color amarillo, mientras que en medio ácido (pH<5) son incoloras (Tabatabai y Bremner, 1969).

3.2.6.3. Actividad β -glucosidasa

La actividad β -glucosidasa se determinó siguiendo la metodología propuesta por Tabatabai (1982), basada en la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol (PNF) producido por la acción de esta enzima después de incubar la muestra de material con el sustrato β -glucopiranosido en medio tamponado a pH 6. La incubación se llevó a cabo a 37°C durante una hora, y el *p*-nitrofenol liberado se extrajo por filtración después de la adición de CaCl₂ y tampón tris-hidroximetilaminometano (THAM) a pH 12.

Las determinaciones de las actividades enzimáticas señaladas más arriba se realizaron por cuadruplicado.

3.2.6.4. Bioensayos de germinación

Los bioensayos de germinación se basan en la colocación de semillas de una o varias especies vegetales en contacto con el extracto acuoso del material a testar, controlándose la tasa de germinación de dichas semillas y la elongación de las radículas emergidas en comparación con un control (Zucconi *et al.*, 1981a, 1981b).

Los bioensayos de germinación se realizaron utilizando semillas de dos especies, berro (*Lepidium sativum*, cv. 'Alenois') y lechuga (*Lactuca sativa*, cv. 'Bionda Degli Ortolani'), y el extracto acuoso 1/5 (v/v) del material en estudio. Se prepararon dos niveles de dilución de este extracto (puro, 100% y diluido al 25% con agua destilada). El blanco (control) fue agua destilada.

Como soporte para la germinación se utilizaron placas petri, en las que –sobre un papel de filtro humedecido con unas gotas del extracto preparado a partir del material a testar– se depositaron 10 semillas de la especie a estudiar. Tras cubrir las semillas con otro papel de filtro humedecido con el extracto (para cada placa se utilizaron alrededor de 1,5 mL), la germinación se llevó a cabo en oscuridad, utilizando una cámara termostataada.

Transcurridos 3 días (a 23°C) para berro y 5 días (a 17°C) para lechuga, se controló el porcentaje de germinación de las semillas (% G) en cada placa y se midió la longitud de la radícula de las semillas que habían germinado (Lm, mm). El índice de germinación (IGe) se calculó a partir de estos valores, utilizando la expresión:

$$\text{IGe (\% del control)} = \frac{\% G_{\text{extracto}}}{\% G_{\text{control}}} \cdot \frac{Lm_{\text{extracto}}}{Lm_{\text{control}}} \cdot 100$$

Todos los bioensayos se realizaron por quintuplicado.

3.3. CARACTERIZACIÓN FÍSICA, QUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS COMO SUSTRATOS DE CULTIVO Y SU COMPARACIÓN CON UNA TURBA *SPHAGNUM* RUBIA. DETERMINACIONES REALIZADAS

3.3.1. Materiales estudiados

Los materiales caracterizados como sustratos de cultivo fueron:

- un compost (C), obtenido al finalizar el proceso de compostaje (COM)

- dos vermicomposts:
 - V1**, el producto final del proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V), y
 - V2**, el material obtenido tras el proceso directo (solamente) de vermicompostaje (VER)
- una turba *Sphagnum* rubia (**T**), utilizada como material de referencia.

Los tres primeros materiales citados se obtuvieron a partir de la mezcla de residuos hortícolas (restos del cultivo de tomate) y agroindustriales (cáscara de almendra) descrita en la sección 3.1.1.

El material de referencia fue una turba *Sphagnum* rubia finlandesa débilmente descompuesta (grado de descomposición H1-H3 según la escala de Von Post), sin encalar ni fertilizar (KEKKILÄ VAPOPEAT® C, *Natural-0*, Kekkila Oy).

3.3.2. Propiedades físicas

3.3.2.1. Granulometría y parámetros relacionados

La granulometría se determinó de igual forma que en la sección 3.2.2.1.

A partir de los resultados obtenidos en el análisis granulométrico de las cuatro muestras estudiadas se construyeron tanto los histogramas de frecuencias como las curvas acumuladas de distribución del tamaño de las partículas, y se calcularon varios parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de éstas: diámetro mediano (D_{50} , mm), diámetro medio aritmético (D_m , mm), diámetro medio geométrico (d_g , mm), desviación típica geométrica (σ_g , adimensional), módulo granulométrico (m_g , adimensional), e índice de grosor superior a 1 mm y 0,5 mm ($I_g > 1$ mm e $I_g > 0,5$ mm, respectivamente), según lo señalado por Burés (1997), Noguera *et al.* (2003), Richards *et al.* (1986) y Shirazi y Boersma (1984). Las definiciones de todos estos parámetros estadísticos y las expresiones utilizadas para el cálculo de los mismos se presentan más adelante, en la sección 4.2.1 del apartado de Resultados y Discusión.

3.3.2.2. Densidad aparente (D_A)

Se determinó según el método expuesto en la sección 3.2.2.2.

3.3.2.3. Densidad real o de partícula (D_p)

Se determinó como en la sección 3.2.2.3.

3.3.2.4. Porosidad total (P_T)

Se determinó de igual forma que en la sección 3.2.2.4.

3.3.2.5. Curva de liberación de agua. Relaciones aire-agua

La curva de liberación de agua de un material (sustrato) estudia la variación del contenido de humedad volumétrica en función de la tensión a la que se somete dicho material (en cm de c.a. ó kPa). Para su obtención se siguió la metodología y nomenclatura desarrollada por De Boodt *et al.* (1974), así como las indicaciones de la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (2007).

El procedimiento utilizado para obtener esta curva característica se basa en un equipo de embudos de filtrado interconectados (Figura 3.3.1), que permite someter las muestras colocadas en los mismos a tensiones de columna de agua (c.a.) variables, desde 0 hasta 100 cm de c.a. (0-10 kPa) (equipo de De Boodt, AFORA S.A.).

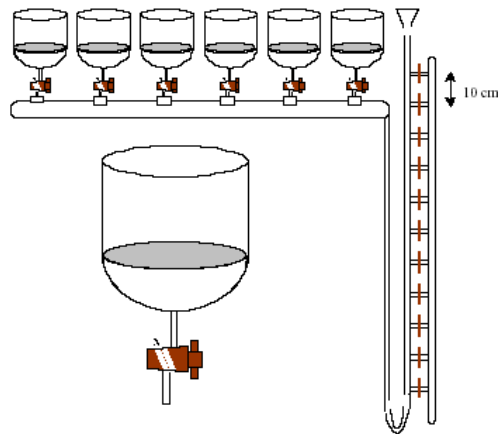


Figura 3.3.1. Esquema del equipo de De Boodt utilizado para determinar la curva característica de liberación de agua de un sustrato y detalle de un embudo de filtrado

En primer lugar, se humedece la muestra del material (o sustrato) a caracterizar hasta una humedad X –que se determina posteriormente– para

facilitar la saturación del sustrato en el embudo. Se pesa el embudo vacío con una precisión de 0,1 g (A) y se coloca una capa de unos 4-5 cm de sustrato humedecido, pesando a continuación todo el conjunto (B). Posteriormente, se satura el sustrato añadiendo agua destilada poco a poco en el embudo y se deja reposar 48 horas. A partir de este momento se aplican tensiones crecientes, dejando actuar cada una de ellas durante 24 ó 48 horas en función de la tensión aplicada (tiempo necesario para la estabilización), y se pesa el embudo con el material tensionado (C_i).

Para cada tensión (i) se determina la humedad –en volumen– del material (G_i , %) contenido en el embudo, utilizando la siguiente ecuación:

$$G_i (\% \text{ v/v}) = 100 \cdot \left(\frac{C_i - A - D}{D} \right) \cdot D_A \cdot \text{siendo } D_A = (B - A) \cdot \frac{100 - X}{100}$$

donde C_i es el peso (en gramos) del embudo con el sustrato a la humedad G_i , A el peso (g) del embudo vacío, D el peso (g) de materia seca del material introducido en el embudo, D_A la densidad aparente (en g/cm³), B el peso del embudo más el sustrato antes de saturar, y X la humedad inicial (% en peso) del material.

De acuerdo con la metodología utilizada, las tensiones a aplicar necesariamente para determinar los parámetros característicos de las relaciones aire-agua que se indican más abajo, son: 1, 5 y 10 kPa. Sin embargo, y para disponer de mayor número de datos e información respecto al comportamiento de los materiales en contenedores de poca altura o profundidad, las tensiones aplicadas en el presente trabajo fueron las siguientes: 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, 1, 2, 3, 5 y 10 kPa. De este modo, se obtienen dos curvas de liberación de agua, una a bajas tensiones (0-1 kPa) y otra a tensiones altas (1-10 kPa). Para aplicar las tensiones inferiores a 1 kPa se utilizó un equipo adicional consistente en dos matraces de vidrio de fondo redondo –de una y dos bocas esmeriladas, conectados mediante un tubo de vidrio, y dispuestos sobre un eje móvil vertical– unido mediante un sistema de gomas al equipo de De Boodt.

A partir de la curva característica de liberación de agua del material se obtienen las relaciones aire-agua, cuyos parámetros más significativos, expresados en % en volumen, son:

- *Capacidad de aireación (CA)* - Diferencia entre la porosidad total y el contenido en humedad a la tensión de 1 kPa.
- *Agua fácilmente disponible (AFD)* - Porcentaje de agua liberada al incrementar la tensión de 1 a 5 kPa.
- *Agua de reserva (AR)* - Porcentaje de agua drenada al aumentar la tensión de 5 a 10 kPa.
- *Agua total disponible (ATD)* - Porcentaje de agua liberada al incrementar la tensión de 1 a 10 kPa (ATD = AFD + AR).
- *Agua difícilmente disponible (ADD)* - Porcentaje de agua retenida en el material a 10 kPa.

3.3.2.6. Capacidad de retención total de agua (CRA)

Se determinó de igual forma que en la sección 3.2.2.7.

Para expresar la CRA en unidades de volumen se utilizó la ecuación:

$$\text{CRA (mL agua/L material)} = \frac{B - C}{V} \times 1.000$$

donde V corresponde al volumen de la anilla de 4 cm utilizada para la determinación de la densidad aparente, y B y C son los pesos (de anilla + muestra) húmedo y seco, respectivamente, obtenidos para el cálculo de ésta (sección 3.2.2.2).

3.3.2.7. Contracción de volumen (C_v)

Se determinó siguiendo la metodología señalada en la sección 3.2.2.8.

3.3.2.8. Mojabilidad

La mojabilidad se determinó siguiendo la metodología descrita en la Norma Australiana para Sustratos de Cultivo AS 3743 (2002).

En primer lugar, se seca un volumen de material de aproximadamente 300 mL a una temperatura de 40°C ± 2°C. La muestra seca se coloca en un recipiente de 35 mm de profundidad. A continuación se hace una pequeña depresión de ésta (en torno a 50 mm de diámetro y 5 mm de profundidad) y posteriormente se

añaden 10 mL de agua destilada en el centro de dicha depresión utilizando una pipeta o jeringa.

Se registra el tiempo que tarda el agua en ser absorbida por el material. El resultado se expresa en minutos.

3.3.3. Características físico-químicas

3.3.3.1. Preparación del extracto acuoso 1/5 (v/v)

Se preparó de la misma forma que en la sección 3.2.3.1

3.3.3.2. pH y conductividad eléctrica (CE)

Se determinaron tal como se indica en la sección 3.2.3.2.

3.3.3.3. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Se determinó siguiendo la metodología señalada en la sección 3.2.3.3.

3.3.4. Características químicas

3.3.4.1. Materia orgánica (MO) y cenizas

Se determinaron como en la sección 3.2.4.1.

3.3.4.2. Carbono orgánico total (C_{OT}), nitrógeno total (N_T) y relación C_{OT}/N_T

Se determinaron de igual forma que en la sección 3.2.4.2.

3.3.4.3. Carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT})

Su determinación se llevó a cabo de la misma manera que en la sección 3.2.4.5.

3.3.4.4. Carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) y nitrógeno hidrosoluble (N_H)

Se determinaron siguiendo la metodología señalada en la sección 3.2.4.4.

3.3.4.5. Carbonatos totales

El contenido en carbonatos totales de los materiales se determinó con un calcímetro Bernard, midiendo –en condiciones idénticas de presión y

temperatura– la cantidad de CO₂ desprendido al acidificar (con HCl) un peso dado de muestra y una cantidad conocida de CaCO₃, de acuerdo con lo indicado por García-de-la-Fuente *et al.* (2007) y Carrión *et al.* (2008).

3.3.4.6. Elementos minerales solubles en agua

El nitrógeno amoniacal y nítrico (N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻), así como los elementos P, K, S, Ca, Mg, Na, Fe, Zn, Cu, Mn, Mo y B se determinaron de la misma forma que en la sección 3.2.5.

El contenido en Cl⁻ se determinó electroquímicamente en medio ácido, utilizando un valorador de cloruros provisto de un electrodo de plata.

3.3.4.7. Elementos minerales solubles en CaCl₂-DTPA (CAT)

La determinación de los elementos minerales solubles en CaCl₂-DTPA (extracto 1/5, v/v) se realizó tal y como se recoge en la Norma UNE-EN 13651 (2002), siguiendo el procedimiento señalado en la sección 3.2.5., pero utilizando dicho extractante (en vez de agua destilada) para disolver los elementos minerales y en la preparación de los patrones.

3.3.4.8. Lignina, celulosa y hemicelulosa

Se llevó a cabo de la misma forma que en la sección 3.2.4.3.

3.3.4.9. Carbohidratos

Se determinaron como glucosa por el método de la antrona descrito por Brink *et al.* (1959).

3.3.4.10. Polifenoles

Se determinaron colorimétricamente mediante una modificación del método de Folin-Ciocalteu (Maestro-Durán *et al.*, 1991), utilizando ácido cafeico como patrón.

3.3.4.11. Metales pesados

La determinación de los metales pesados se realizó mediante digestión con agua regia de la muestra (seca y triturada) del material (Norma UNE-EN 13650,

2002) y posterior análisis utilizando espectrofotometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (ICP-AES; Spectroflame, Spectro Analytical Instruments, Inc.) para los elementos Cd, Cu, Ni, Pb, Zn y Cr, mientras que el Hg se determinó mediante espectroscopía de absorción atómica empleando la técnica de vapor frío (CV-ASS; Analyst 100, PerkinElmer, Inc.), de acuerdo con la Norma UNE-EN 13806 (2003).

El cromo hexavalente (Cr VI) se determinó por reacción con difenilcarbocida tras digestión alcalina de la muestra, según lo especificado en el Real Decreto 824/2005, de 8 julio, sobre Productos Fertilizantes.

Todas las determinaciones físicas, físico-químicas y químicas indicadas en esta sección 3.3 (caracterización de los materiales estudiados, compost C, vermicomposts V1 y V2, y turba T) se realizaron por triplicado.

3.3.5. Propiedades biológicas. Bioensayos

3.3.5.1. Bioensayo 1: germinación de semillas de berro y lechuga

Se realizó tal como se ha descrito en la sección 3.2.6.4.

3.3.5.2. Bioensayo 2: germinación, crecimiento y calidad de plántulas de berro

El bioensayo 2 se llevó a cabo siguiendo la metodología recogida en la Norma AFNOR XP U44-165 (2004), utilizando semillas de berro (*Lepidium sativum*, cv. 'Alenois').

Para la realización de este bioensayo, el material a estudiar se tamiza utilizando una malla cuadrada de 10 mm de luz, y posteriormente se mezcla con un sustrato comercial (turba *Sphagnum* rubia fina enmendada –pH alrededor de 6,5– y ligeramente fertilizada; Biolan Substrate C1L, Biolan Oy) con el fin de disminuir –por efecto de dilución– la salinidad y el pH de dicho material.

Como contenedores se usan macetas cilíndricas de plástico de 0,5 L de capacidad, con perforaciones en el fondo para permitir el riego por subirrigación.

Las macetas se disponen sobre una bandeja estanca en la que se vierte, delicadamente, agua destilada hasta alcanzar una altura de 2 cm, la cual se mantiene durante 4 horas. Transcurrido este tiempo se completa el riego con un aporte superficial de 100 mL de agua destilada por litro de sustrato de cultivo (con ayuda de un pulverizador), eliminándose el excedente de agua. El riego se repite

tantas veces como sea necesario a lo largo del ensayo con objeto de mantener la lámina de agua de 2 cm y evitar la desecación superficial de las macetas.

Las semillas de berro se colocan de forma regular sobre la superficie del sustrato, a razón de 25 semillas por maceta, quedando éstas recubiertas por una fina capa de dicho sustrato.

Las macetas (más las bandejas) se sitúan en una cámara de germinación a 23°C, con fotoperíodo de 16 horas e intensidad luminosa mínima de 4.000 lux.

Se dispone un diseño experimental completamente aleatorizado, con cuatro repeticiones por tratamiento. La unidad experimental es una maceta con 25 semillas.

Los parámetros a controlar y determinar son:

- Número total de plántulas emergidas a las 72 horas desde la siembra (Pt_3), expresado en porcentaje
- Número total de plántulas “normales” (es decir, con las características morfológicas habituales de la especie) emergidas el séptimo día después de la siembra (Pn_7), expresado en porcentaje
- Peso seco (a 65°C) de la biomasa aérea (B) de las plántulas producidas, expresado en miligramos por plántula.

3.3.5.3. Bioensayo 3: crecimiento, floración y calidad de plantas adultas de petunia

Este bioensayo se realizó siguiendo la metodología descrita en la Norma AFNOR XP U44-166 (2004).

Se utilizaron plántulas de petunia (*Petunia × hybrida*, cv. ‘Costa Hib. F1’) obtenidas mediante siembra directa (en alveolos de 5 cm³) sobre un sustrato comercial de turba *Sphagnum* rubia fina enmendada (pH en torno a 6,5) y ligeramente fertilizada (Biolan Substrate C1L, Biolan Oy).

El material a estudiar se pasa a través de un tamiz de malla cuadrada de 20 mm de luz y se mezcla con el sustrato comercial de turba *Sphagnum* rubia indicado más arriba en la proporción 40:60 (v:v); este último también se utilizó como sustrato de referencia.

Como contenedores se usaron macetas de plástico de 0,55 L de capacidad, con perforaciones en el fondo para permitir el riego por subirrigación.

Se procede a rellenar las macetas con un volumen constante (= 500 mL) de la mezcla preparada (sustrato), para luego trasplantar las plántulas (con 2-3 hojas verdaderas) con cepellón, colocando una plántula por maceta.

Tras el trasplante, las macetas se dispusieron sobre unos contenedores individuales de plástico estancos, en los que se vertió agua destilada hasta alcanzar una altura de 2 cm. Las macetas (más el contenedor) se trasladaron a un invernadero de cristal a temperatura constante (21°C). Las macetas se dejaron humectar por subirrigación hasta saturación –generalmente visible en la superficie–, para luego completar el riego con una aplicación superficial de 100 mL de agua destilada por litro de sustrato de cultivo, eliminándose el excedente de agua. El riego se repitió tantas veces como fue necesario a lo largo del ensayo, para mantener la altura de la lámina de agua y evitar la desecación superficial de las macetas.

Se organizó un diseño experimental en bloques al azar con 5 repeticiones, utilizándose 3 macetas como unidad experimental.

Se aplicó una solución nutritiva N-P₂O₅-K₂O 1-0,5-1,4 con pH igual a 6,5 y conductividad eléctrica inferior a 50 mS/m. El aporte se efectuó por subirrigación, dos semanas después del trasplante.

Transcurridas 4 semanas desde el trasplante, se procedió a determinar la biomasa seca (a 75°C) acumulada en las plantas producidas (raíces, parte aérea y planta entera [total]), aplicando la siguiente fórmula:

$$B = \frac{Bt}{N}$$

donde B es el peso de la biomasa seca por planta (mg), Bt la biomasa seca de todas las plantas vivas de la unidad experimental (mg), y N el número de plantas vivas por unidad experimental al final del ensayo.

Además, se midió la altura del vástago (cm) y la longitud del sistema radical (cm), se contó el número de flores formadas, controlando las flores anómalas (color y forma), y se determinó el contenido en clorofila de las hojas (con un equipo Chlorophyll Meter SPAD -502, Konica Minolta), expresándose éste en unidades SPAD.

3.3.5.4. Presencia de semillas y otros órganos de propagación

La determinación del contenido en semillas y otras estructuras reproductivas de especies adventicias capaces de germinar y brotar, respectivamente, en los materiales estudiados, se realizó siguiendo la metodología propuesta por el organismo alemán Federal Compost Quality Assurance Organization (FCQAO, 1994).

Para ello, el material a estudiar se tamiza a través de una malla cuadrada de 10 mm de luz y luego se somete a una temperatura de 4°C durante 3 días. A continuación se toma el material a testar y se mezcla con un sustrato comercial de turba *Sphagnum* rubia (Biolan Substrate C1L, Biolan Oy) –libre de semillas y otras estructuras reproductivas– en la proporción 40:60 (v:v) con la finalidad de disminuir la concentración de sales de dicho material.

La mezcla así preparada se distribuye uniformemente en una capa de 10 mm de grosor dentro de una bandeja de aluminio con perforaciones en el fondo. El material se presiona ligeramente y se riega hasta capacidad de contenedor (determinada como se ha indicado para la capacidad de retención total de agua [CRA] en la sección 3.3.2.6). La bandeja se cubre con una lámina transparente de film plástico con pequeños orificios, con el fin de evitar contaminaciones y pérdidas de humedad.

La bandeja con la mezcla del material a estudiar se coloca en una cámara de cultivo a una temperatura de 18-20°C y una iluminación mínima de 1.000 lux durante 15 días. La pérdida de humedad se restituye periódicamente mediante la aplicación de agua destilada por pulverización.

Al finalizar el experimento, se cuentan las plántulas que han emergido y se calcula el número de plántulas por litro de mezcla. Si se considera necesario, se pueden identificar las especies encontradas.

El material estudiado se clasifica como: a) “libre” de semillas y otros órganos de propagación, si se encuentran menos de 0,5 plántulas emergidas/L de mezcla; b) “libre en gran parte” de semillas y otros órganos de propagación, si menos de 2 plántulas/L de mezcla; y, c) con un “contenido considerable” de semillas y otros órganos de propagación, si más de 2 plántulas/L de mezcla.

3.3.5.5. Bioensayo preliminar de supresividad

En este bioensayo se siguieron básicamente las técnicas descritas por Larkin y Fravel (1998) con objeto de evaluar la supresividad potencial del compost C y los vermicomposts V1 y V2, al considerar que las características intrínsecas (originales) de estos tres materiales eran de gran interés para el control biológico de agentes fitopatógenos.

Medios de cultivo

Potato Dextrose Agar (PDA): Añadir 39 g de PDA (Difco) a 1 litro de agua destilada y autoclavar a 121°C durante 15 minutos.

Potato Dextrose Broth (PDB): Añadir 24 g de PDB (Difco) a 1 litro de agua destilada y autoclavar a 121°C durante 15 minutos.

Material vegetal

Se utilizaron plántulas de melón (*Cucumis melo*) del cv. 'Rochet', descrito como sensible a la infección por *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis* (que se denominará con el acrónimo FOM en el texto) (Marín, 2008; Ana Fita y Vicente Noguera, comunicación personal).

Agente fitopatógeno

Para la realización de este ensayo preliminar *in vivo* se utilizó la cepa de referencia *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis* –de la Colección Española de Cultivos Tipo (CECT 20474)– como agente fitopatógeno.

Para la obtención del inóculo, se añadieron 4 mL de una suspensión de esporas del hongo fitopatógeno –obtenida a partir de un cultivo en medio sólido PDA– a un matraz erlenmeyer que contenía 100 mL de PDB y, posteriormente, se incubó el cultivo a 28 °C en agitador orbital a 150 rpm durante 10 días.

Transcurrido dicho período, se procedió a centrifugar el cultivo de FOM a 5.000 rpm durante 5 minutos en condiciones de asepsia, recuperándose el sobrenadante resultante.

Con objeto de determinar la concentración del inóculo, se tomó 1 mL del sobrenadante indicado más arriba para el recuento en placa (en superficie) en PDA por medio de diluciones seriadas.

En este ensayo se ajustó la concentración de inóculo a $2,15 \cdot 10^4$ propágulos/mL, añadiéndose –a cada contenedor (maceta)– 1 mL del mismo en la dosis D1 y 5 mL en la dosis D2.

Descripción del experimento

Las plántulas de melón se produjeron en bandejas de semillero de 104 alveolos (4 x 4 x 6,5 cm por alveolo) rellenas de vermiculita tras un periodo de cultivo de 20 días y, posteriormente, se trasplantaron en macetas de plástico de 1,1 L de capacidad conteniendo los sustratos resultantes de la mezcla de una turba *Sphagnum* lituana (Klasmann-Deilmann GmbH) sin encalar ni fertilizar y los tres materiales objeto de estudio –C, V1 y V2– en la proporción 92:8 (% v:v).

Las macetas se colocaron en un invernadero de cristal ubicado en el campus de Vera de la Universidad Politécnica de Valencia durante los meses de abril y mayo de 2010, según un diseño experimental de bloques al azar, a razón de 3 repeticiones de 4 macetas con 2 plántulas cada una por tratamiento (sustrato).

Se estudiaron 6 tratamientos, resultantes de la combinación factorial de 3 sustratos (a base del compost C y de los vermicomposts V1 y V2) y 2 dosis de inoculación de FOM (D1 y D2). Paralelamente, se incluyeron en el ensayo los tres sustratos autoclavados (a 121°C durante 15 minutos) como controles positivos del agente fitopatógeno, así como controles negativos no inoculados con este hongo.

Durante los días posteriores a la inoculación del hongo FOM se evaluó la evolución de la enfermedad, controlándose (cada 2-3 días) los síntomas de la infección, tales como clorosis, necrosis en el vástago, gomosis, etc. Transcurridos 66 días desde la inoculación del hongo se recolectaron las plantas, controlándose los parámetros: peso fresco, longitud de tallo afectado por necrosis, intensidad del color de la necrosis, y grado de clorosis. Las puntuaciones asignadas por un panel de 4 expertos a los diferentes grados de intensidad de la necrosis estuvieron basadas en la coloración de las manchas encontradas en la base del tallo: 1 - manchas de color blanco, 2 - color ocre, 3 - color marrón, y 4 - color negro. El nivel de clorosis se estimó visualmente, según la siguiente escala numérica: 1 - menos del 25% del total de hojas cloróticas; 2 - del 25% al 50% de hojas cloróticas; 3 - del 50% al 75% de hojas cloróticas; y, 4 - más del 75% de hojas cloróticas.

Posteriormente, se sembraron en medio PDA porciones de tallo de cada una de las plantas –desinfectando la superficie de dichas porciones con etanol– para determinar el porcentaje de plántulas infectadas. Las placas se incubaron a 28-30°C durante 5 días, identificándose la presencia de FOM mediante examen visual, evaluándose caracteres fenotípicos tales como aspecto del crecimiento del micelio, textura y coloración, observación de preparaciones teñidas con azul de metileno mediante microscopía óptica.

3.4. USO DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS COMO COMPONENTES DE SUSTRATOS DE CULTIVO. PLANTEAMIENTO DE LOS EXPERIMENTOS DE DESARROLLO VEGETAL

3.4.1. Experimento 1. Preparación de los semilleros de *Calendula*, *Impatiens*, *Petunia* y *Viola*

3.4.1.1. Preparación y caracterización de las mezclas

Se prepararon mezclas del compost C y los vermicomposts V1 y V2 –previamente tamizados a través de la malla de luz de 5 mm– con un sustrato comercial de turba *Sphagnum* rubia fina encalada –pH alrededor de 6,5– y ligeramente fertilizada (Biolan Substrate C1L, Biolan Oy), en las proporciones (compost o vermicompost:turba, % v:v) – 100:0, 75:25, 50:50 y 25:75. Se formularon así 12 tratamientos (sustratos) resultantes de la combinación factorial de tres Materiales orgánicos (C, V1 y V2) y cuatro niveles de Mezcla (100:0, 75:25, 50:50 y 25:75). En este experimento se utilizó, como sustrato control o de referencia, el sustrato comercial de turba mencionado más arriba.

Las propiedades y características físicas, físico-químicas y químicas de los sustratos preparados con los tres materiales estudiados (C1, V1 y V2), así como las del sustrato control (CO), se determinaron siguiendo las metodologías descritas en las secciones 3.2.2, 3.2.3, 3.2.4 y 3.2.5 de este apartado de Materiales y Métodos.

3.4.1.2. Descripción del experimento

Este experimento se realizó utilizando semillas de las siguientes especies ornamentales (de flor) de temporada: caléndula (*Calendula officinalis* ‘Nana

Gitana'), alegría (*Impatiens walleriana* 'Candy'), petunia (*Petunia × hybrida* 'Costa Blue') y pensamiento (*Viola cornuta* 'Super Majestic F1').

El experimento se llevó a cabo en un invernadero de vidrio con sistema de control de temperatura (25°C máx. y 14°C mín.), y posteriormente al aire libre. Dicho invernadero estaba ubicado dentro de las instalaciones de la empresa COPROA S.L., en la localidad de La Eliana, Valencia. Las fechas de siembra y recolección de las especies estudiadas se muestran en la Tabla 3.4.1

Tabla 3.4.1. Fechas de siembra y recolección de las cuatro especies estudiadas en el Experimento 1

	<i>Calendula</i>	<i>Impatiens</i>	<i>Petunia</i>	<i>Viola</i>
Fecha de siembra	04/11/2007	07/04/2008	07/04/2008	04/11/2007
Fecha de recolección	20/03/2008	28/05/2008	12/06/2008	15/03/2008

La siembra se realizó en bandejas, previamente rellenas con los sustratos a evaluar, de 60 alveolos/bandeja y 56 cm³/alveolo, las cuales se colocaron enseguida en cámaras de germinación bajo condiciones controladas, según los requerimientos de cada especie (Tabla 3.4.2), para ser luego trasladadas al invernadero y, finalmente, sacadas al aire libre (Figura 3.4.1).

Tabla 3.4.2. Periodo de tiempo y condiciones ambientales –de las cámaras de germinación– establecidas para cada especie estudiada en el Experimento 1

	<i>Calendula</i>	<i>Impatiens</i>	<i>Petunia</i>	<i>Viola</i>
Periodo (días)	2	3	3	9
Temperatura (°C)	25	23	22	16
Humedad relativa (%)	92	95	90	72

Se prepararon 3 repeticiones (bandejas) por cada tratamiento (sustrato), que se distribuyeron en el invernadero, y posteriormente al aire libre, según un diseño experimental de bloques al azar.

Las plantas se fertirrigaron mediante nebulizadores aéreos (caudal de 30 L/h, durante 1,5 min, de 2 a 4 veces diarias, según la época del año). Además, se realizó un riego cada 2.000 W/h/m² en el invernadero, y cada 500 W/h/m² en el exterior.



Figura 3.4.1. Vista general del experimento de producción de plantas de alegría (*Impatiens walleriana* 'Candy') en invernadero (izquierda) y al aire libre (derecha)

Los abonos utilizados para preparar la solución nutritiva aportada se presentan en la Tabla 3.4.3.

Tabla 3.4.3. Fertilizantes utilizados para preparar la solución nutritiva aportada durante el Experimento 1

Fertilizante	Cantidad (por cada 10 litros de agua)
N-P-K 13-40-13 + microelementos (g)	125
N-P-K 15-10-15 + microelementos (g)	65
Acido fosfórico (al 75%) (cm ³)	35
Acido nítrico (cm ³)	8

3.4.1.3. Parámetros controlados

El control de la germinación se realizó contando periódicamente (cada 2-3 días) las semillas germinadas en cada bandeja. Se consideró que las semillas habían germinado cuando los dos cotiledones habían emergido y estaban libres de la cubierta seminal. El conteo finalizó cuando se estabilizó la germinación.

Con los datos recogidos se determinaron los siguientes parámetros:

- Germinación acumulada (expresada en porcentaje) en el tiempo
- Germinación total alcanzada (expresada en porcentaje)
- Parámetro T_g calculado como el índice de Timson modificado $-\Sigma G/t$, donde G es el porcentaje de germinación a intervalos de un día y t es el período total de germinación-, que estima la velocidad de germinación de las

semillas (Guan *et al.*, 2008; Timson, 1965) de manera que cuanto más alto es el valor de dicho parámetro, más rápido es el proceso de germinación, y

- Parámetro Gt 50, que indica el tiempo (en días) transcurrido hasta alcanzar el 50% de la germinación total de las semillas (Pascual *et al.*, 2003).

Cuando las plantas alcanzaron un tamaño comercial y se observaron flores en anthesis en más del 50% de los tratamientos (sustratos), éstas se recolectaron, se eliminó el sustrato que estaba adherido al sistema radical y, de 15 plantas por bandeja (repetición), se midieron los parámetros que se especifican en la Tabla 3.4.4.

La **longitud del tallo** se determinó, midiendo con una regla milimetrada, desde las primeras raíces hasta las primeras ramificaciones. La **altura del vástago** se midió desde la zona donde se encontraban las primeras raíces hasta la parte más alta de la planta. Se contó el **número de ramificaciones** y el **número de hojas** de cada planta.

Tabla 3.4.4. Parámetros controlados en las plantas de cada especie al finalizar el Experimento 1

Parámetro	<i>Calendula</i>	<i>Impatiens</i>	<i>Petunia</i>	<i>Viola</i>
Longitud del tallo (mm)	X			
Altura del vástago (cm)		X	X	X
Nº de ramificaciones/planta		X	X	X
Nº de hojas /planta	X	X	X	X
Área de la hoja (cm ²)	X	X	X	X
Contenido en clorofila de las hojas (ud SPAD)	X	X	X	X
Plantas en floración (%)	X	X	X	X
Nº flores/ planta	X	X	X	X
Peso seco (mg/planta)	X	X	X	X

Para cada especie, se midió la longitud (L) y la anchura (A) de la hoja más grande con objeto de poder estimar así el **área de la hoja** más desarrollada (S), utilizando para ello una ecuación de tipo polinómico ($f(S)=a+bA+cA^2+dL+eL^2$).

Esta ecuación se obtuvo a partir de los valores de longitud (L, cm) y anchura (A, cm) de un conjunto de hojas de diferentes tamaños, de modo que se cubriera

un amplio rango de trabajo. La superficie foliar (S, cm²) de estas hojas de calibrado se determinó utilizando un medidor de área foliar, modelo Li-3000A (LI-COR Inc.). El ajuste de los valores se realizó con el programa Statgraphics Plus 5.1, utilizando una regresión no lineal. A continuación se presentan las ecuaciones utilizadas para cada una de las especies estudiadas:

Calendula

$$S = 2,68453 + 5,47882 \cdot A + 0,433259 \cdot A^2 - 1,05184 \cdot L + 0,169396 \cdot L^2 \quad (R^2 = 0,832; P \leq 0,001)$$

Impatiens

$$S = -1,17182 + 0,289789 \cdot A + 0,128426 \cdot A^2 - 2,68837 \cdot L - 0,1393L^2 \quad (R^2 = 0,965; P \leq 0,001)$$

Petunia

$$S = -6,19942 + 5,81854 \cdot A - 0,612273 \cdot A^2 + 1,9302 \cdot L - 0,0378401 \cdot L^2 \quad (R^2 = 0,980; P \leq 0,001)$$

Viola

$$S = 2,91128 + 1,35514 \cdot A + 0,110715 \cdot A^2 - 1,182933 \cdot L + 0,390742 \cdot L^2 \quad (R^2 = 0,932; P \leq 0,001)$$

La estimación del **contenido en clorofila** de las hojas (tres por planta) se realizó utilizando un equipo Chlorophyll Meter SPAD-502 (Konica Minolta Business Solutions Spain S.A.), expresando los resultados en unidades SPAD. Estas unidades son arbitrarias y se relacionan con el contenido en clorofila foliar siguiendo un método no destructivo (Mak y Yeh, 2001; Rodríguez y Miller, 2000). Para cada hoja se tomaron 3 lecturas SPAD.

Se contó el **número de plantas en floración** así como el **número de flores** formadas por planta.

Finalmente, se determinó el **peso seco** (a 65°C) de la parte aérea, las raíces y la planta entera (total), expresándose los resultados en mg/planta.

3.4.2. Experimento 2. Enraizamiento de estacas de *Euonymus*, *Lavandula* y *Rosmarinus*

3.4.2.1. Preparación y caracterización de las mezclas

Se prepararon mezclas del compost C y los vermicomposts V1 y V2 – previamente tamizados a través de la malla de luz de 5 mm– con un sustrato comercial de fibra de coco –pH alrededor de 5,7– ligeramente fertilizado (Fibra de

Coco®, Pelemix España S.L.) en las proporciones (compost o vermicompost:fibra de coco, % v:v) – 100:0, 75:25, 50:50 y 25:75. Se formularon así 12 tratamientos (sustratos) resultantes de la combinación factorial de tres Materiales orgánicos (C, V1 y V2) y cuatro niveles de Mezcla (100:0, 75:25, 50:50 y 25:75). En este experimento se utilizó, como sustrato control o de referencia, el sustrato comercial de fibra de coco mencionado más arriba.

Las propiedades y características físicas, físico-químicas y químicas de los sustratos preparados con los tres materiales estudiados (C, V1 y V2), así como las del sustrato control, se determinaron siguiendo las metodologías descritas en las secciones 3.2.2, 3.2.3, 3.2.4 y 3.2.5 de este apartado de Materiales y Métodos.

3.4.2.2. Descripción del experimento

En este experimento se utilizaron estacas de tallo de evónimo (*Euonymus japonicus* 'Compacta' y *E. japonicus* 'Microphylla'), lavanda (*Lavandula angustifolia* 'Munstead') y romero (*Rosmarinus officinalis*) de 40-70 mm de longitud, tomadas de brotes laterales y terminales –según la especie– de las plantas madres cultivadas en contenedores de gran volumen.

El ensayo se llevó a cabo en un invernadero de cristal sin calefacción ubicado en las instalaciones de Tenisplant, en la localidad de Picassent, Valencia.

Las fechas de inserción de las estacas tomadas de las plantas madres en los sustratos y de recolección de las estacas enraizadas de las especies estudiadas se muestran en la Tabla 3.4.5.

Tabla 3.4.5. Fechas de inserción en el sustrato y de recolección de las estacas de las cuatro especies estudiadas en el Experimento 2

	<i>Euonymus</i> 'Compacta'	<i>Euonymus</i> 'Microphylla'	<i>Lavandula</i>	<i>Rosmarinus</i>
Fecha de inserción	02/04/2008	03/04/2008	03/04/2008	04/04/2008
Fecha de recolección	15/07/2008	10/07/2008	01/07/2008	07/07/2008

En el experimento se utilizaron bandejas de 72 alveolos/bandeja y 62 cm³/alveolo que se rellenaron con los sustratos a estudiar. Se prepararon 3 repeticiones (bandejas) por cada tratamiento (sustrato), que se distribuyeron

especialmente en el invernadero según un diseño de bloques al azar (Figura 3.4.2).

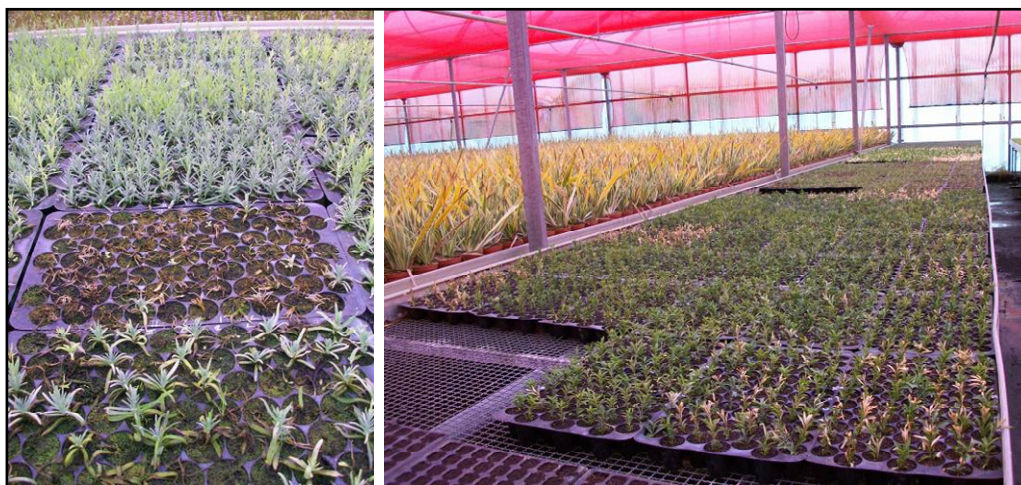


Figura 3.4.2. Detalle de estacas de *Lavandula* en proceso de enraizamiento (izquierda) y vista general del Experimento 2 de enraizamiento de estacas (derecha)

La parte basal de las estacas se sumergió aproximadamente 1 cm en una solución estimuladora del enraizamiento (ácido 3-indol butírico; Flower®Hormonas Enraizantes, Coydesa) para ser éstas posteriormente insertadas en los alveolos de las bandejas.

Las plantas se regaron mediante microaspersores aéreos (caudal de 36 L/h, duración de 5 min, 2 veces al día).

3.4.2.3. Parámetros controlados

El experimento se dio por finalizado cuando las estacas insertadas en el sustrato control presentaron un enraizamiento adecuado para el trasplante según las indicaciones del viverista.

La **supervivencia** de las estacas se determinó contando el número de estacas vivas presentes en las bandejas al final del experimento.

Inmediatamente después se recolectaron 15 estacas por bandeja, en las que se determinó el nivel de enraizamiento como se indica más adelante y de las que se eliminó el sustrato adherido al sistema radical, y se controlaron los parámetros especificados en la Tabla 3.4.6.

Tabla 3.4.6. Parámetros controlados en las estacas enraizadas cada especie en el Experimento 2

Parámetro	<i>Euonymus</i>	<i>Euonymus</i>	<i>Lavandula</i>	<i>Rosmarinus</i>
	'Compacta'	'Microphylla'		
Supervivencia (% del control)	X	X	X	X
Altura del vástago (cm)	X	X	X	X
Diámetro del tallo (mm)	X	X	X	X
Número de ramificaciones/estaca	X	X	X	X
Nivel de clorosis (puntuación)	X	X		
Longitud de las raíces (cm)	X	X	X	X
Volumen de las raíces (mL)	X	X	X	X
Nivel de enraizamiento (puntuación)	X	X	X	X
Peso seco (mg/estaca)	X	X	X	X

La **altura del vástago** (cm) se midió (regla milimetrada) desde la zona donde se encontraban las primeras raíces hasta la parte más alta de la estaca. El **diámetro del tallo** (mm) se midió en la base de la estaca utilizando un pie de rey digital, modelo 90700957 (Electronic Digital Caliper, Tresna Instruments). Se contó el **número de ramificaciones** formadas por cada estaca.

El **nivel de clorosis** se estimó visualmente, según la siguiente escala numérica: 1 - ausencia de clorosis en las hojas; 2 - menos del 25% del total de hojas cloróticas; 3 - del 25% al 50% del total de hojas cloróticas; 4 - del 50% al 75% del total de hojas cloróticas; y, 5 - más del 75% del total de hojas cloróticas.

La **longitud de las raíces** (cm) se midió con una regla milimetrada desde la base del tallo hasta el extremo de la raíz más larga. El **volumen de las raíces** (mL) se midió mediante el desplazamiento del volumen equivalente de agua al sumergir en una probeta el conjunto de raíces formadas.

El **nivel de enraizamiento** se estableció visualmente en el cepellón con raíces, utilizando una escala numérica del 1 al 5 (Figura 3.4.3). El valor 1 se asignó al crecimiento radical más pobre (escasa colonización del sustrato, raíces finas o delgadas, poco turgentes) y el 5 a un desarrollo excelente de las raíces (sustrato profusamente colonizado por raíces –tanto en sentido transversal como en profundidad–, raíces gruesas y carnosas, turgentes, y de color blanco brillante). Las puntuaciones 2, 3 y 4 se fijaron para sistemas radiculares de características intermedias. Para evaluar el nivel de enraizamiento se recurrió a un panel de 10 expertos.



Figura 3.4.3. Imágenes del sistema radical (con cepellón) de estacas enraizadas de *Euonymus* 'Microphylla'. Estimación del nivel de enraizamiento (puntuación mínima 1, izquierda; puntuación máxima 5, derecha)

Finalmente, Se determinó el **peso seco** (a 65°C) de la parte aérea, las raíces y la estaca entera (total), expresándose los resultados en mg/estaca.

3.4.3. Experimento 3. Producción de plantas de *Rosmarinus* en maceta

3.4.3.1. Preparación y caracterización de las mezclas

Se prepararon mezclas del compost C y los vermicomposts V1 y V2 –previamente tamizados a través de la malla de luz de 10 mm– con un sustrato comercial de turba *Sphagnum* parda de transición, enmendada –pH alrededor de 6,7– y ligeramente fertilizada (Kekkilä Ornamental Plant Mix 410, Kekkilä Oy), en las proporciones (compost o vermicompost:turba, % v:v) – 100:0, 75:25, 50:50 y 25:75. Se formularon así 12 tratamientos (sustratos), resultantes de la combinación factorial de tres Materiales orgánicos (C, V1 y V2) y cuatro niveles de Mezcla (100:0, 75:25, 50:50 y 25:75). En este experimento se utilizó, como sustrato control o de referencia, el sustrato comercial de turba mencionado más arriba.

Las propiedades y características físicas, físico-químicas y químicas de los sustratos preparados con los tres materiales estudiados (C, V1 y V2), así como las del sustrato control (CO), se determinaron siguiendo las metodologías

descritas en las secciones 3.2.2, 3.2.3, 3.2.4 y 3.2.5 de este apartado de Materiales y Métodos.

3.4.3.2. Descripción del experimento

Este experimento se realizó utilizando plántulas de romero (*Rosmarinus officinalis*) enraizadas con cepellón. El ensayo se desarrolló al aire libre en las instalaciones de Tenisplant, en la localidad de Picassent, Valencia.

El trasplante –utilizando plántulas de unos 90 mm de altura previamente enraizadas en bandejas de alveolos con fibra de coco, en los invernaderos del vivero indicado– se llevó a cabo el 21/10/2008 en macetas cuadradas de plástico de 550 cm³ de capacidad. Se prepararon 3 repeticiones de 5 macetas con 1 plántula en cada una de ellas por cada tratamiento (sustrato), que se distribuyeron espacialmente según un diseño de bloques al azar (Figura 3.4.4).



Figura 3.4.4. Vista general del experimento de producción de plantas de romero (*Rosmarinus officinalis*) al aire libre (izquierda) y detalle de diferencias de color (clorosis, derecha) entre las plantas cultivadas sobre el sustrato control de turba (arriba) y el compost puro (sustrato C-1, abajo)

El riego se realizó mediante aspersores aéreos (25 L/m², duración de 15 min y frecuencia de aproximadamente 1 riego/día).

Las características y composición del agua de riego se presentan en la Tabla 3.4.7.

El abonado, aplicado mediante fertirrigación, se realizó de 2 a 3 veces por semana con una solución 0-1-10-1 (N-P₂O₅-K₂O-MgO), con densidad de 1,1 g/cm³, a razón de 1,5 a 2 L/m³ de agua.

En los Experimentos 1, 2 y 3 ya descritos se realizaron tratamientos fitosanitarios preventivos y curativos utilizando productos poco tóxicos para agricultores y usuarios y con bajo impacto sobre el medio ambiente.

Tabla 3.4.7. Características y composición del agua de riego utilizada en el Experimento 3

pH	7,95
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,806
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	no detectado
Nitrógeno nítrico (mg/L)	23
Fósforo (P, mg/L)	no detectado
Potasio (K, mg/L)	8
Calcio (mg/L)	178
Magnesio (mg/L)	39,4
Bicarbonatos (mg/L)	220
Sulfatos (mg/L)	345
Sodio (mg/L)	64
Cloruros (mg/L)	98

3.4.3.3. Parámetros controlados y caracterización de los sustratos

Semanalmente, desde el inicio hasta el final del experimento, se midió la altura y la anchura (diámetro, en dos direcciones) de la parte aérea (vástago) de las plantas con la ayuda de una regla milimetrada, y se contó el número de ramificaciones formadas.

El experimento se dio por concluido cuando las plantas cultivadas sobre el sustrato control presentaron un buen desarrollo radicular o “llenado del sustrato” según indicaciones del viverista.

La recolección de las plantas se llevó a cabo el 11/05/2009, controlándose los parámetros indicados en la Tabla 3.4.8.

Para determinar la **altura del vástago**, el **diámetro del tallo**, el **número de ramificaciones**, el **nivel de clorosis**, la **longitud** y el **volumen de las raíces**, y el **peso seco de la planta** (parte aérea, raíces y planta entera) se procedió como se

ha descrito en la sección 3.4.2.3. El **volumen de la parte aérea** (mL) se midió mediante el desplazamiento del volumen equivalente de agua al sumergir en una probeta esta parte de la planta.

Tabla 3.4.8. Parámetros controlados en las plantas de romero al finalizar el Experimento 3

Parámetro
Altura del vástago (cm)
Diámetro del tallo (mm)
Número de ramificaciones/planta
Nivel de clorosis (puntuación)
Volumen de la parte aérea (mL)
Longitud de las raíces (cm)
Volumen de las raíces (mL)
Peso seco (mg/pl)

Los sustratos de las macetas de cada uno de los tratamientos experimentales estudiados se recogieron tras finalizar el cultivo de romero, se mezclaron y se homogeneizaron para, posteriormente, tomar una muestra representativa de cada uno de estos tratamientos (sustratos) con la finalidad de determinar las propiedades y características físicas, físico-químicas y químicas de éstos (al final del ciclo de cultivo), tal como se ha indicado en las secciones 3.2.2, 3.2.3, 3.2.4 y 3.2.5 de este apartado de Materiales y Métodos.

3.4.4. Análisis del material vegetal

Al concluir los Experimentos 1, 2 y 3 se procedió a determinar el contenido foliar (o de la parte aérea, según el caso) de nutrientes de las especies ornamentales y aromáticas obtenidas finalmente en los diferentes sustratos. Las muestras se prepararon mediante mezclas y homogeneización de todas las hojas sanas –secas y trituradas– de las plantas (o estacas) que componían cada tratamiento.

El **contenido en N** se determinó por destilación siguiendo el método Kjeldahl (Anejo I.18).

La **determinación de P, K, Ca, Mg y Na** se realizó siguiendo las metodologías presentadas en el Anejo I.19.

Todas las digestiones se realizaron por duplicado, incluido el blanco.

Los resultados se expresaron en mg de elemento por 100 g de materia seca.

3.5. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DE LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO Y ESTABILIZACIÓN APLICADOS A LA MEZCLA DE RESIDUOS HORTÍCOLAS

El estudio del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) de los tres procesos de tratamientos y estabilización (compostaje, COM; precompostaje, sólo fase activa, seguido de vermicompostaje, C+V; y, vermicompostaje directo de la mezcla de residuos frescos, VER) descritos en la sección 3.1 de este apartado de Materiales y Métodos se realizó siguiendo la metodología señalada en la Norma UNE-EN ISO 14040 (2006).

Los datos de campo o datos específicos se obtuvieron, principalmente, mediante medición directa de parámetros seleccionados en los sistemas de tratamiento y estabilización estudiados, a lo largo de cada uno de estos procesos. Además, algunos parámetros se estimaron a partir de la información recogida en diferentes fuentes bibliográficas.

A su vez, los datos genéricos se obtuvieron de las bases de datos incluidas en el programa informático GaBi 2006 (GaBi 4 software, PE International), que fue el utilizado para el desarrollo de este estudio de ACV.

La información sobre las etapas y actividades incluidas dentro del ACV de los tres procesos estudiados se presenta detalladamente en el apartado 4.4 del capítulo de Resultados y Discusión.

3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

Para el estudio estadístico de los resultados se utilizó el programa Statgraphics® Plus 5.1 para Windows (Statistical Graphics Corp., 2005).

Los resultados experimentales obtenidos se analizaron mediante las correspondientes técnicas de Análisis de la Varianza (ANOVA). Para determinar la significación de las diferencias entre las medias de los diferentes grupos o niveles establecidos, se aplicó el test de Student-Newman-Keuls, considerando un nivel de significación mínimo de $P \leq 0,05$.

En los análisis de regresión múltiple, el modelo consideró únicamente aquellas variables cuyos coeficientes difirieron significativamente de cero ($P \leq 0,05$).

Para el estudio de las posibles correlaciones entre diferentes parámetros se empleó la correlación bilateral de Pearson.

Finalmente, y para reducir la dimensionalidad de los conjuntos de datos estudiados, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en la matriz de correlación de dichos datos, ya que éstos no fueron dimensionalmente homogéneos o bien el orden de magnitud de las variables aleatorias medidas no fue el mismo (Jolliffe, 2002).

3.7. PLAN DE TRABAJO

Con el fin de poder alcanzar los cuatro objetivos particulares abordados en esta investigación (ver sección 2) –utilizando los materiales y las metodologías que se han descrito en las secciones anteriores (3.1 a 3.6)–, se desarrolló el plan de trabajo que se indica a continuación.

En primer lugar (etapa 1) se procedió a preparar la mezcla de residuos frescos de partida, la cual se sometió a cada uno de los tres procesos de tratamiento y estabilización estudiados, caracterizándose física, química y biológicamente las diferentes muestras tomadas en momentos seleccionados a lo largo de cada uno de dichos procesos (Figura 3.7.1a).

Posteriormente (etapa 2) se llevó a cabo la caracterización del compost y los dos vermicomposts obtenidos así como de la turba de referencia (control), determinándose y evaluándose críticamente sus propiedades físicas, físico-químicas, químicas y biológicas más importantes como sustratos o componentes de sustratos de cultivo (Figura 3.7.1b).

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la etapa anterior, se procedió a evaluar el compost y los dos vermicomposts desde el punto de vista agronómico (etapa 3), llevando a cabo tres experimentos independientes de desarrollo vegetal, bajo invernadero y al aire libre. Se cultivaron cuatro especies ornamentales de flor, dos de hoja y dos aromáticas, con diferentes exigencias del medio de cultivo, sobre sustratos preparados con el compost y los vermicomposts objeto de estudio (mezclados en cuatro proporciones –0%, 25%, 50% y 75% en volumen– con sustratos comerciales de turba o fibra de coco, según el experimento). Todos los sustratos se caracterizaron física, físico-química y químicamente al inicio de los experimentos. Además, se controlaron parámetros

específicos en cada experimento (germinación de las semillas y supervivencia de las estacas, entre otros) y se evaluó el crecimiento, desarrollo, floración y estado nutricional de las plantas al finalizar los experimentos, midiendo los parámetros más adecuados en cada caso (Figura 3.7.1c). En un experimento (nº 3) se determinaron las características y propiedades de los sustratos al finalizar éste, tras mantener el cultivo durante más de seis meses.

Finalmente (etapa 4), se realizó un Análisis del Ciclo de Vida de cada uno de los tres procesos estudiados –aplicados a la mezcla de residuos hortícolas de partida– con la finalidad de estimar la magnitud de los impactos, de diferentes categorías, de dichos procesos (Figura 3.7.1d).

Figura 3.7.1a. Esquema del plan de trabajo desarrollado a lo largo de la investigación. A. Etapa 1

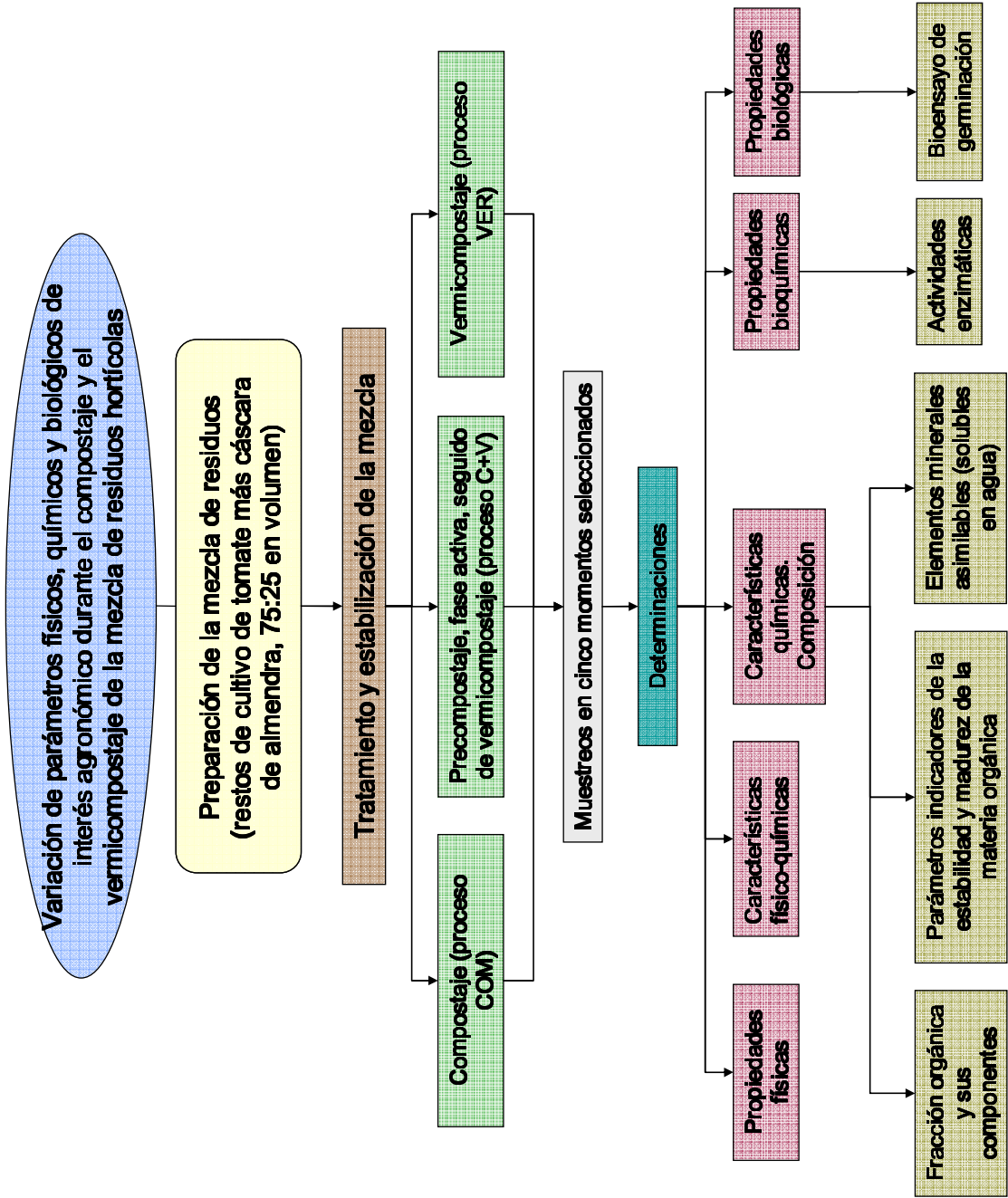
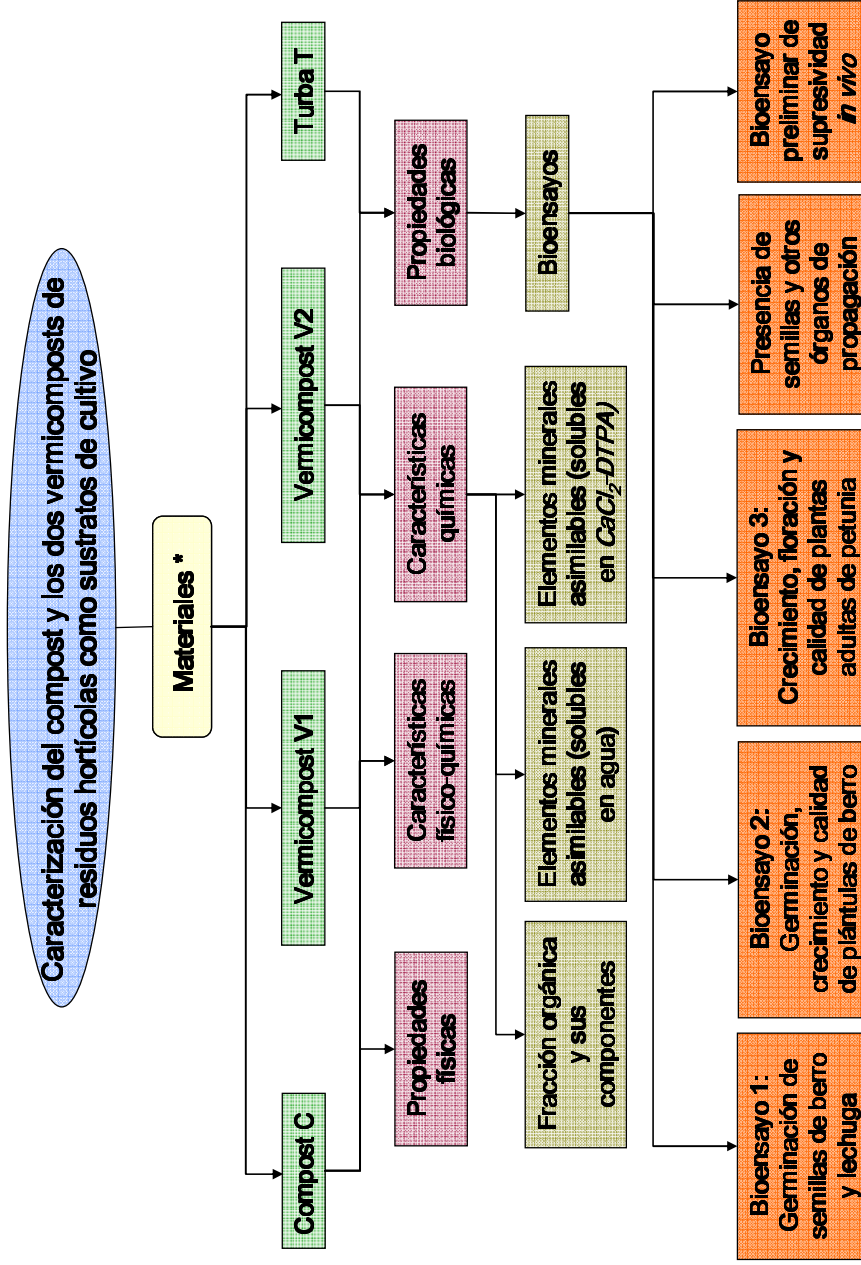


Figura 3.7.1b. Esquema del plan de trabajo desarrollado a lo largo de la investigación (Continuación). B. Etapa 2



*V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de la mezcla de residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de la mezcla de residuos frescos

Figura 3.7.1c. Esquema del plan de trabajo desarrollado a lo largo de la investigación (Continuación). C. Etapa 3

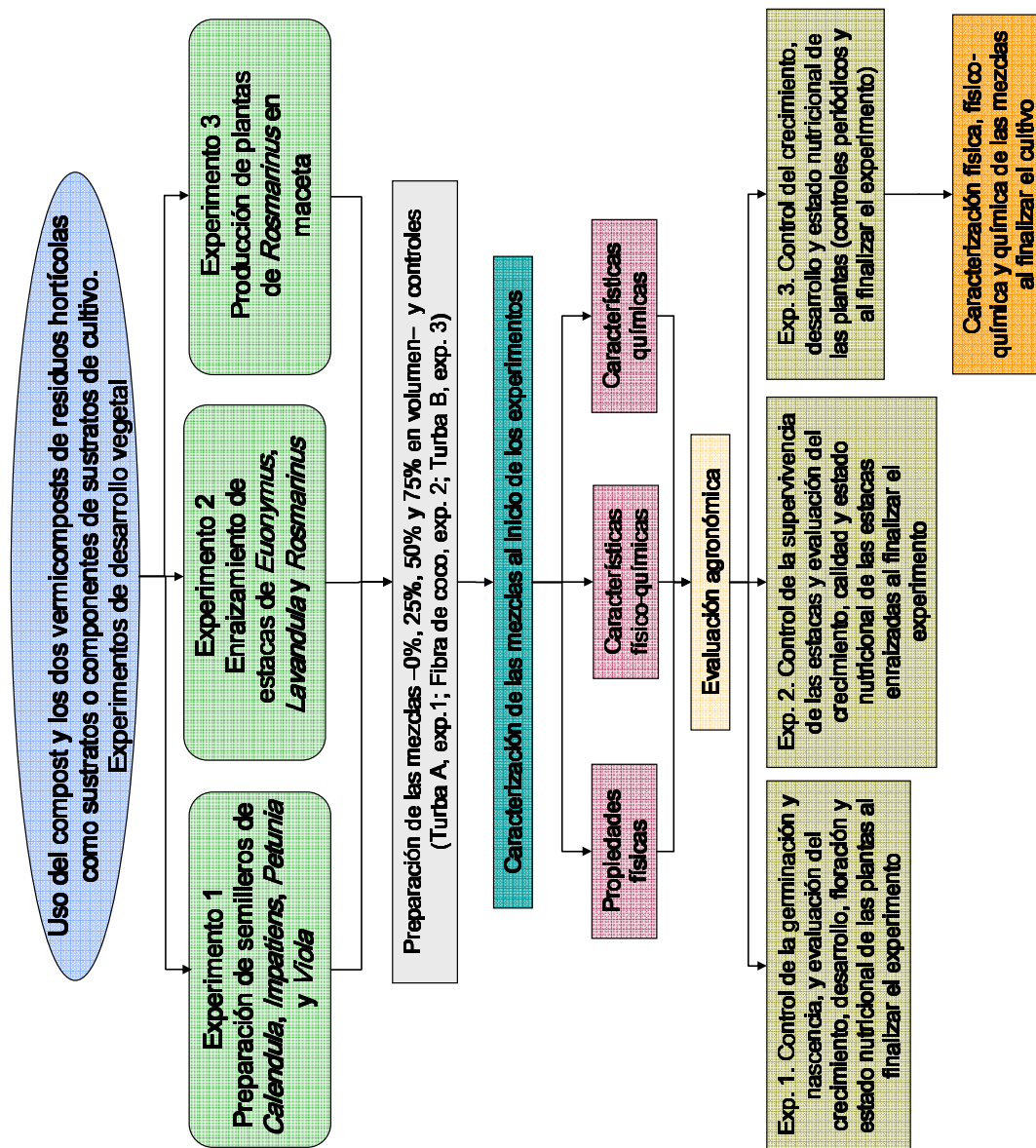
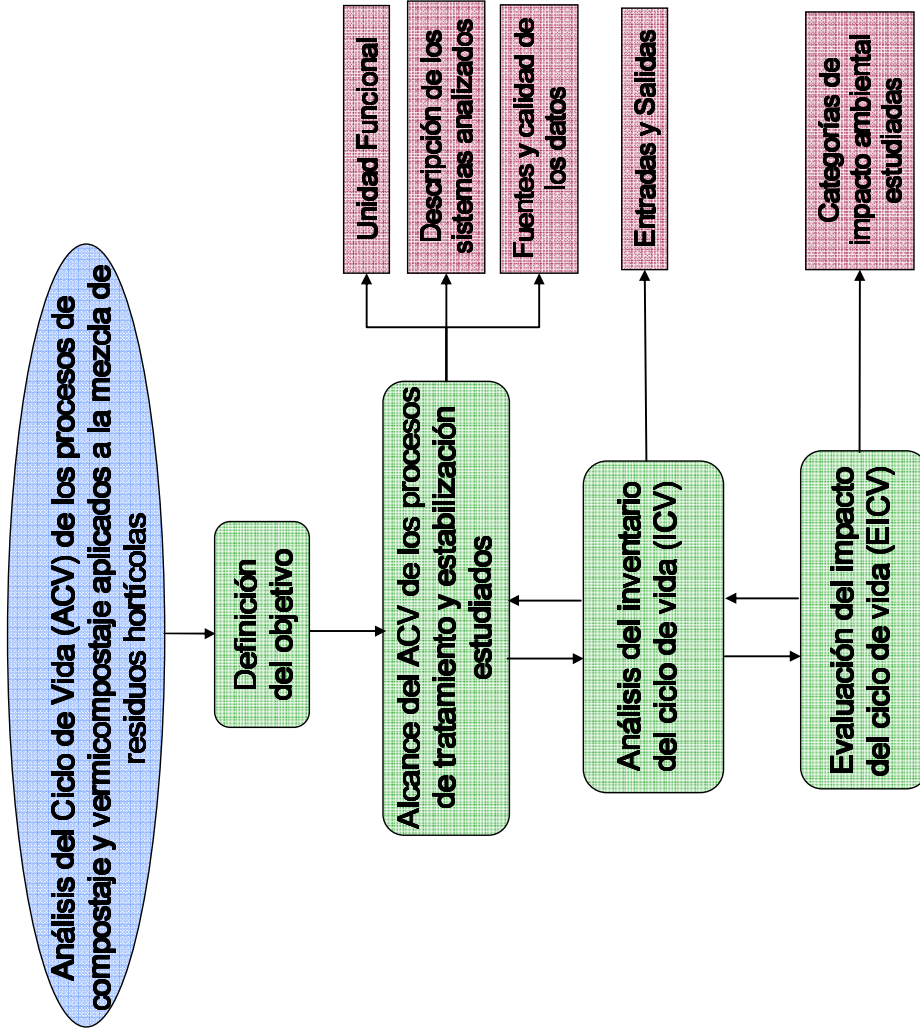


Figura 3.7.1d. Esquema del plan de trabajo desarrollado a lo largo de la investigación (Continuación). D. Etapa 4



4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. VARIACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DE INTERÉS AGRONÓMICO DURANTE EL COMPOSTAJE Y EL VERMICOMPOSTAJE DE LA MEZCLA DE RESIDUOS HORTÍCOLAS

Los residuos orgánicos tratados mediante procesos de bio-oxidación, degradación y estabilización, como el compostaje y el vermicompostaje, experimentan una serie de cambios en sus características y composición durante el transcurso de dichos procesos, debido principalmente a la acción de los diferentes y variados organismos que intervienen en los mismos (Abad y Puchades, 2002; Bueno *et al.*, 2008; Moreno y Mormeneo, 2008; Nogales *et al.*, 2008).

La evolución de las propiedades y características físicas, físico-químicas, químicas y biológicas del material o sustrato (mezcla de residuos) a lo largo de los procesos indicados permite conocer el grado de estabilidad y madurez de este sustrato orgánico, además de proporcionar información referente al manejo, seguimiento y control de dichos tratamientos.

Para examinar los cambios ocurridos en los principales parámetros físicos, químicos y biológicos de la mezcla de residuos de partida (restos de cultivo de tomate más cáscara de almendra, 75:25 v:v) durante los procesos de compostaje (COM), precompostaje (solamente fase bio-oxidativa activa) seguido de vermicompostaje (C+V), y sólo vermicompostaje (VER) aplicados a dicha mezcla, se tomaron porciones alícuotas (muestras elementales) de ésta en cinco momentos seleccionados a lo largo de cada uno de los procesos estudiados, expresados como el número de días transcurridos desde el inicio de los mismos, según se ha especificado en la sección 3.2.1:

[a] COM: Días **0** (inicio, mezcla de partida); **21** (fase bio-oxidativa activa, termófila); **63** (final fase activa/inicio de maduración); **88** (fase de maduración); y, **180** (final fase maduración, que corresponde al compost C producido).

[b] C+V: Días **0** (inicio compostaje, mezcla de partida); **63** (final fase activa compostaje/inicio de vermicompostaje, mezcla de residuos precompostada); **113** (crecimiento exponencial de la población de

lombrices); **203** (fase de estabilización de la población de lombrices); y, **261** (final vermicompostaje, correspondiente al vermicomposts V1 obtenido).

[c] VER: Días 0 (inicio de vermicompostaje, mezcla de partida); **104** (fase de crecimiento exponencial de la población de lombrices); **154** (inflexión en la población de lombrices); **182** (estabilización de la población de lombrices) y, **261** (final vermicompostaje, que corresponde al vermicompostaje V2 producido).

4.1.1. Cambios en las propiedades físicas

Primeramente, y con la finalidad de conocer los cambios ocurridos en la distribución del tamaño de las partículas de la mezcla original a lo largo de los procesos COM, C+V y VER, hasta la obtención de los productos finales –compost y vermicomposts–, se realizó un análisis granulométrico de las muestras tomadas en los diferentes momentos de cada uno de dichos procesos, determinándose así la cantidad de material –expresada como porcentaje en peso– retenido en cada una de las diez fracciones granulométricas estudiadas: <0,125; 0,125-0,25; 0,25-0,5; 0,5-1; 1-2; 2-4; 4-8; 8-16; 16-31,5; y, >31,5 mm.

En la Figura 4.1.1 se presenta la variación de la distribución del tamaño de partícula durante el proceso COM. Se observó una disminución del porcentaje de partículas con tamaño superior a 4 mm y un aumento notable en la cantidad de partículas retenidas en las fracciones 1-2 mm y 2-4 mm en la muestra tomada a partir de los 63 días desde el inicio del compostaje y en los muestreos posteriores, es decir, desde la etapa final de la fase bio-oxidativa activa y durante la fase de maduración. La fracción 1-2 mm fue la más abundante durante todo el proceso y al finalizar éste, la mayoría de las partículas (~ 90% p/p) estuvieron comprendidas entre 0,5 y 4 mm de diámetro.

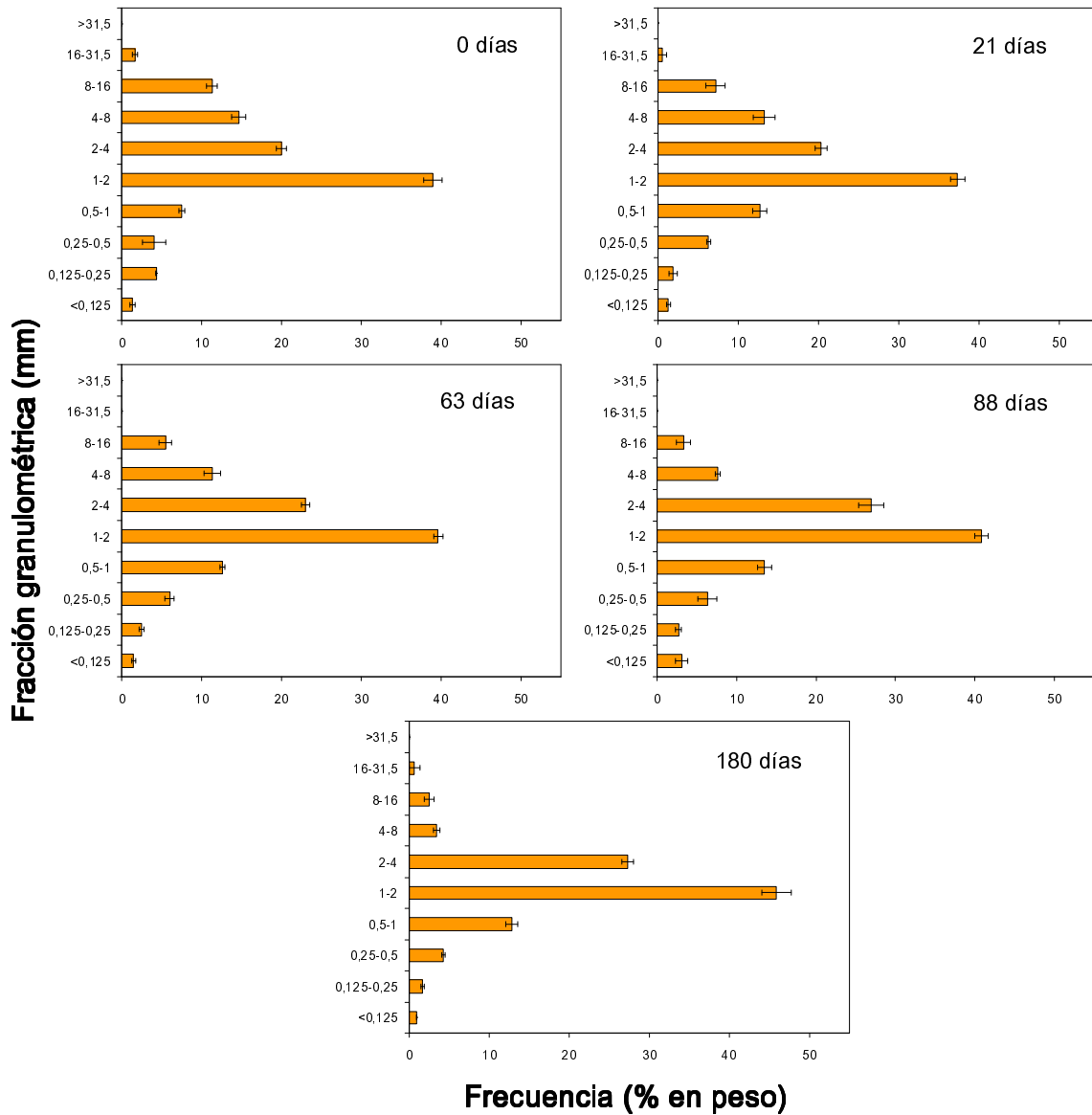


Figura 4.1.1. Histogramas de frecuencias del tamaño de partícula de la mezcla de residuos hortícolas estudiada en diferentes momentos del compostaje (COM) de ésta, expresados como días desde el inicio del proceso

Las barras horizontales indican el error estándar

En la Figura 4.1.2 se muestran los cambios ocurridos en el tamaño de las partículas en diferentes momentos del proceso C+V. Se apreció una reducción significativa en el porcentaje (en peso) de partículas comprendidas entre 4 y 31,5 mm, y un aumento de aquellas retenidas en las fracciones 0,5-1 mm y 2-4 mm, desde el inicio del proceso hasta el días 63, periodo que corresponde al precompostaje del material (mezcla de residuos); a los 113 y 203 días de

tratamiento, correspondientes ya al proceso de vermicompostaje, se observó un ligero incremento en el porcentaje de partículas con tamaño inferior a 1 mm, pero sin encontrarse diferencias significativas con respecto a la etapa anterior (primeros 63 días). La muestra tomada a los 261 días desde el inicio de C+V, correspondiente al producto final obtenido (vermicompost), presentó mayor porcentaje de partículas con diámetro superior a 4 mm, y menor cantidad en la fracción 1-2 mm, que aquellas muestreadas en los momentos anteriores, situación opuesta a la esperable al finalizar este proceso, ya que, a medida que éste avanza, el tamaño de partícula de la fracción orgánica se va reduciendo debido a la fragmentación y descomposición de las partículas de mayor diámetro (Raviv y Medina, 1987; Tarre *et al.*, 1987). Este efecto contrario al esperable puede estar relacionado con la formación de “agregados rígidos” debido a la unión de las partículas más pequeñas durante el secado de la muestra previo a la determinación granulométrica, según han señalado Blok *et al.* (2008).

Este efecto se observó también durante el proceso VER (Figura 4.1.3). En los primeros momentos de éste (104 días, en los que se produjo el crecimiento exponencial de la población de lombrices) se encontró un aumento significativo en el porcentaje de partículas con diámetro inferior a 1 mm, y una disminución notable de aquellas retenidas en la fracción 1-2 mm; esta tendencia se mantuvo con pocas variaciones hasta el siguiente muestreo (a los 154 días), a partir del cual se observó una reducción en la cantidad de partículas comprendidas entre 0,5 y 1 mm, y un aumento en el porcentaje de aquellas con diámetro superior a 2 mm, manteniéndose esta distribución hasta el final del proceso (día 261). En general, la mayoría de las partículas estuvieron comprendidas entre 0,5 y 16 mm durante este proceso (VER).

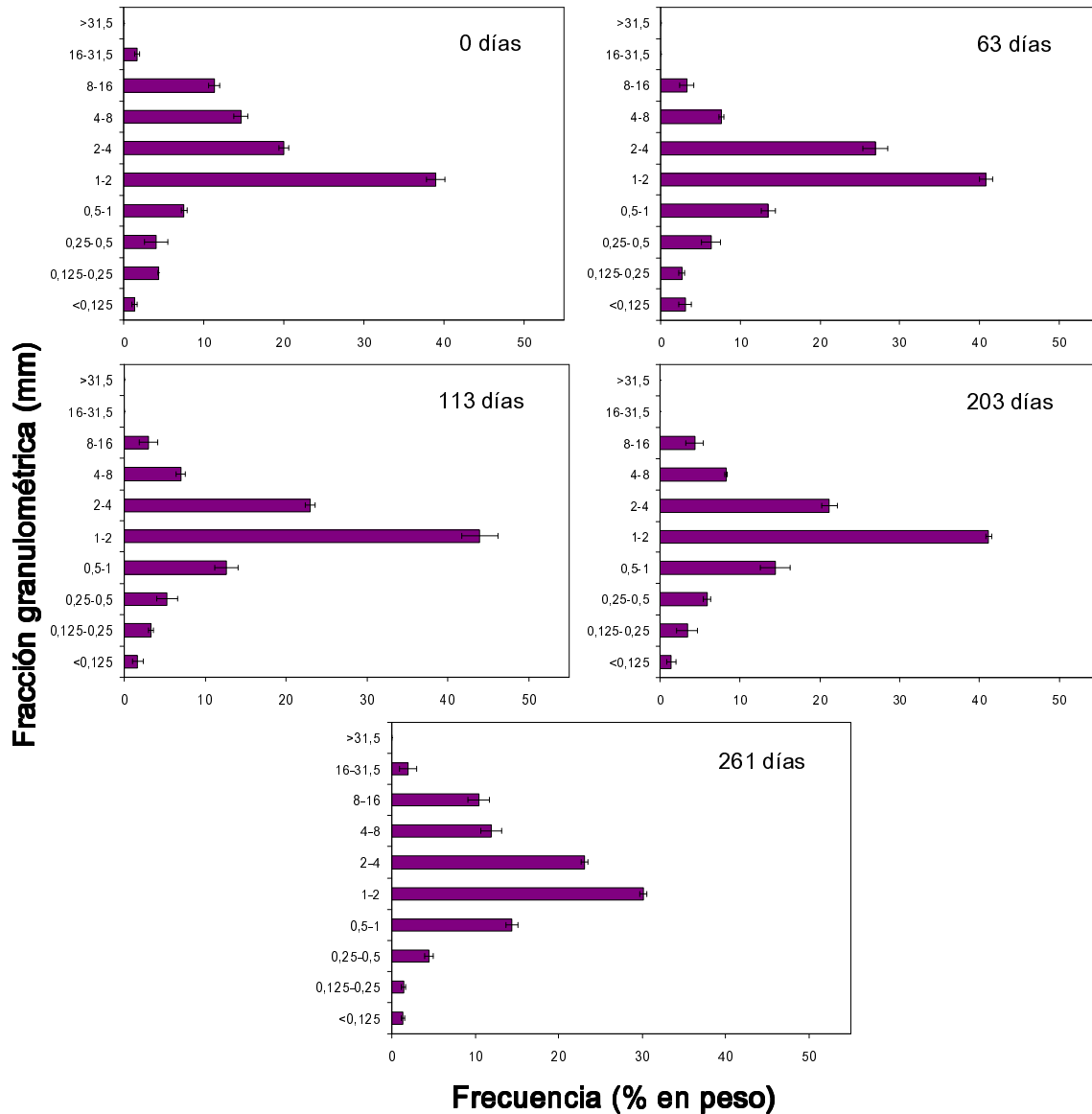


Figura 4.1.2. Histogramas de frecuencias del tamaño de partícula de la mezcla de residuos hortícolas estudiada en diferentes momentos del tratamiento de ésta (precompostaje seguido de vermicompostaje, C+V), expresados como días desde el inicio del tratamiento

Las barras horizontales indican el error estándar

A partir de los datos obtenidos en el análisis granulométrico de las muestras tomadas en los diferentes momentos de los procesos de biodegradación y estabilización estudiados (COM, C+V y VER), se han representado las curvas acumuladas de distribución de tamaño de partícula (Figura 4.1.4).

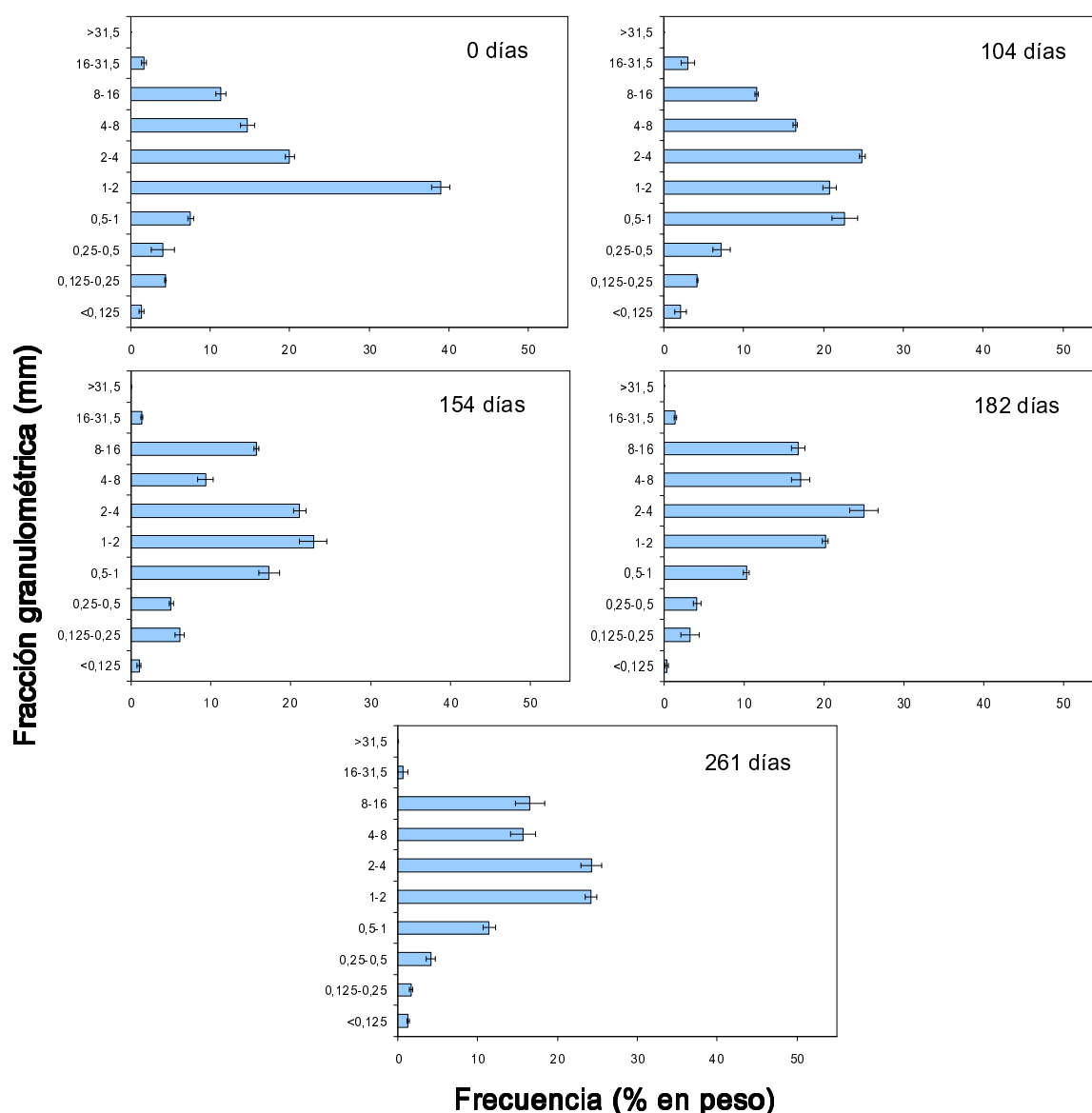


Figura 4.1.3. Histogramas de frecuencias del tamaño de partícula de la mezcla de residuos hortícolas estudiada en diferentes momentos del vermicompostaje (VER) de ésta, expresados como días desde el inicio del proceso

Las barras horizontales indican el error estándar

En general, los procesos COM y C+V presentaron curvas acumuladas con una forma sigmoideal más pronunciada que las correspondientes a VER a lo largo de los sucesivos muestreos realizados. Esto es debido a una distribución del tamaño de partícula comparativamente más “estrecha” en las muestras tomadas

durante los dos primeros procesos indicados (COM y C+V), reflejándose en un alto porcentaje de partículas concentradas en un rango más reducido de fracciones granulométricas (Ansorena, 1994). Por el contrario, en VER se observó una distribución del tamaño de partícula más “ancha” que en COM y C+V, proyectándose así curvas acumuladas con una tendencia más lineal.

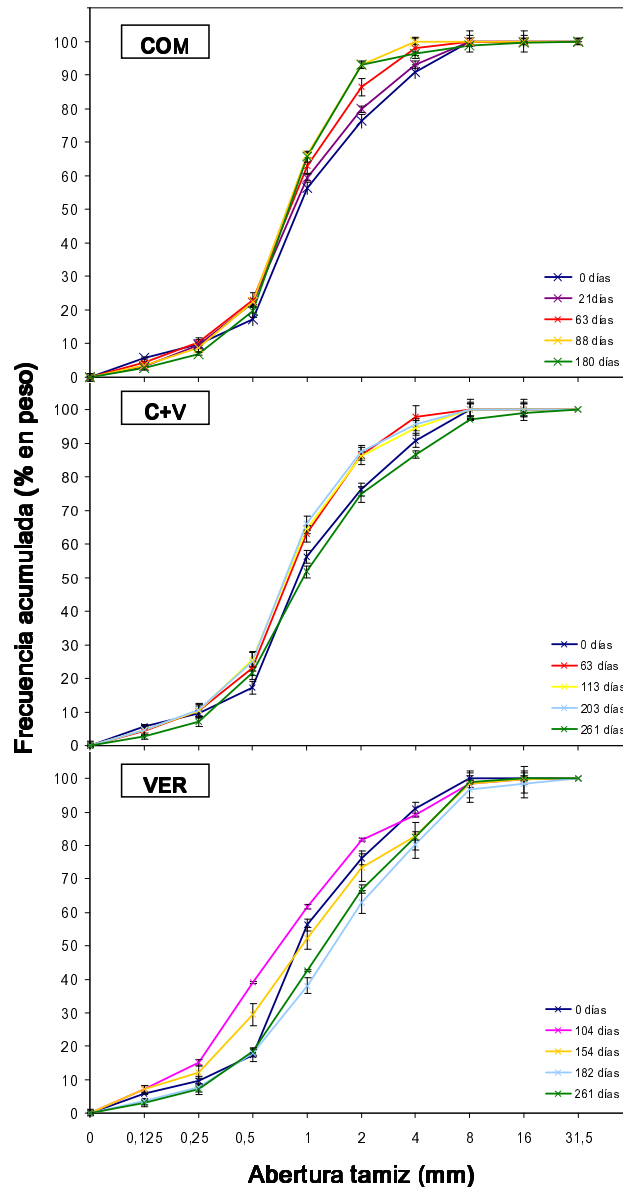


Figura 4.1.4. Curvas granulométricas acumuladas de la mezcla de residuos hortícolas estudiada en diferentes momentos de los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta, expresados como días desde el inicio de cada proceso

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

Las barras verticales indican el error estándar

La pendiente poco pronunciada de todas las curvas en los tramos comprendidos entre 0,125 y 0,25 mm indica un bajo porcentaje de partículas dentro dicho rango, y, a su vez, la horizontalidad de las líneas a partir del tamiz de 8 mm de diámetro, observada en la mayoría de los casos, señala un reducido contenido de partículas con tamaño superior a esta abertura de tamiz.

La comparación de distintos materiales a partir de su distribución granulométrica puede resultar confusa y, en ocasiones, llevar a conclusiones erradas, por lo que es recomendable utilizar parámetros de un solo valor numérico que faciliten la clasificación de los materiales estudiados y que permitan, además, estimar de manera más precisa la influencia de la granulometría en las propiedades físicas de los mismos (Ansorena, 1994; Burés, 1997).

En este sentido, existe una serie de parámetros que se encuentran estrechamente relacionados con la distribución del tamaño de las partículas y pueden calcularse a partir de los datos –porcentaje en peso– de cantidad de material retenido en cada fracción granulométrica (Abad *et al.*, 2005b; Burés, 1997; Noguera *et al.*, 2003): 1) el diámetro medio aritmético (D_m , mm), que es la suma de las medias aritméticas del tamaño de dos tamices consecutivos multiplicadas por la frecuencia que corresponde a estos tamaños, dividida por el número de tamices; 2) el diámetro medio geométrico (d_g , mm), que es el tamaño de partícula que tiene una probabilidad de ocurrencia en una muestra del 50%; y, 3) el índice de grosor superior a 1 mm ($I_g > 1$ mm) o superior a 0,5 mm ($I_g > 0,5$ mm), que se define como el porcentaje (acumulado) en peso de partículas de más de 1 mm ó 0,5 mm de diámetro, respectivamente. En la Tabla 4.1.1 se recogen los valores obtenidos para estos parámetros granulométricos durante los procesos COM, C+V y VER aplicados a la mezcla de residuos hortícolas estudiada.

En COM se observó una disminución significativa de los valores del diámetro medio aritmético (D_m) y diámetro medio geométrico (d_g) a medida que transcurría el proceso, mientras que en C+V y VER estos dos parámetros no mostraron una tendencia clara de variación, particularmente en C+V, donde los valores finales fueron similares o superiores a los encontrados en los momentos iniciales del proceso; al finalizar VER, los valores de d_g fueron inferiores a los del inicio de este proceso. Estos resultados, especialmente los obtenidos en C+V, podrían estar

relacionados con la formación de “agregados rígidos” a partir de las partículas elementales más pequeñas, ya comentado anteriormente.

Tabla 4.1.1. Cambios en algunos parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de partícula de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

Tiempo (días)	D _m (mm)	d _g (mm)	I _g >1 mm (% p/p)	I _g >0,5 mm (% p/p)
COM				
0	0,21a	2,24a	87	82b
21	0,17b	1,90b	79	91a
63	0,15bc	1,78bc	80	92a
88	0,13bc	1,57c	79	92a
180	0,12c	1,65bc	80	93a
<i>P</i>	***	***	ns	**
C+V				
0	0,21a	2,24a	87a	82b
63	0,15b	1,78b	80b	92a
113	0,12b	1,55b	77b	89a
203	0,15b	1,58b	76b	91a
261	0,20a	2,16a	78b	91a
<i>P</i>	***	***	**	*
VER				
0	0,21b	2,24b	87a	82
104	0,21b	1,89c	70b	93
154	0,21b	2,01bc	70b	88
182	0,25a	2,71a	80a	91
261	0,23ab	2,56a	81a	93
<i>P</i>	*	***	**	ns

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

D_m: diámetro medio aritmético; d_g: diámetro medio geométrico; I_g: índice de grosor

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna para COM, C+V y VER sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Por otro lado, no se observaron diferencias en los valores de I_g >1 mm a lo largo de COM, mientras que en C+V y VER este parámetro fue disminuyendo a medida que transcurrían dichos procesos. Finalmente, tanto COM como C+V mostraron diferencias en el índice de grosor (I_g) superior a 0,5 mm, apreciándose un aumento en el valor de este parámetro con el transcurso de ambos procesos, mientras que en VER dicho índice (I_g>0,5 mm) no varió de manera significativa.

En la Tabla 4.1.2 se muestran las principales propiedades físicas de las muestras tomadas en diferentes momentos de los tres procesos estudiados.

Tabla 4.1.2. Cambios en propiedades físicas seleccionadas de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

Tiempo (días)	DA (kg/m ³)	DP	PT	V _{agua} (% v/v)	V _{aire}	CRA (g agua/100 g material)	Contracción (% v/v)
COM							
0	182b	1.588c	88,4a	25,7d	62,7a	141,5a	13,5
21	311a	1.574c	80,1b	43,7a	36,4d	140,9a	15,0
63	321a	1.609b	79,9b	34,1c	45,8b	106,5b	14,0
88	316a	1.591c	80,0b	40,6ab	39,4cd	128,6a	14,8
180	321a	1.648a	80,5b	38,9b	41,6c	121,4ab	11,4
<i>P</i>	***	***	***	***	***	**	ns
C+V							
0	182b	1.588c	88,4a	25,7c	62,7a	141,5b	13,5c
63	321a	1.609bc	79,9b	34,1b	45,8b	106,5c	14,0c
113	320a	1.634b	80,3b	55,2a	25,1c	174,3a	24,9a
203	323a	1.712a	81,0b	60,1a	20,9c	186,1a	26,2a
261	308a	1.705a	81,9b	61,2a	20,7c	199,2a	20,1b
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***
VER							
0	182d	1.588c	88,4a	25,7e	62,7a	141,5d	13,5e
104	293c	1.659b	82,2b	54,1d	28,1b	184,8b	25,2c
154	308bc	1.676b	81,6b	60,7b	20,9cd	197,2a	29,5b
182	319b	1.699b	81,2b	62,7a	18,5d	196,6a	31,6a
261	348a	1.738a	79,9c	57,7c	22,2c	166,0c	19,7d
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

DA: densidad aparente; DP: densidad de partícula; PT: porosidad total; V_{agua}: volumen de agua; V_{aire}: volumen de aire; CRA: capacidad de retención total de agua

P: nivel de significación. ns, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna para COM, C+V y VER sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Se observó un incremento altamente significativo en la densidad aparente (DA), debido a la disminución del tamaño de las partículas ocasionada, principalmente, por la fragmentación y descomposición del material durante los procesos de compostaje y vermicompostaje aplicados a la mezcla de residuos de partida, lo que generó, además, una serie de cambios en el contenido de cenizas y materia orgánica total, incrementándose así la densidad de partícula (DP)

(Larney *et al.*, 2000; Mohee *et al.*, 2008; Raviv *et al.*, 1986). Esta tendencia de variación fue más gradual y marcada en VER, donde se alcanzaron los mayores valores de estos parámetros al final del proceso, en comparación con COM y C+V, en los que este incremento, especialmente en la D_A , fue más brusco, lo que ocurrió particularmente además desde los primeros momentos del proceso de compostaje (a partir de los 21 días en COM y los 63 días en C+V).

El aumento de la densidad aparente y de partícula señalado más arriba provocó la disminución de la porosidad total (P_T), debido al asentamiento (segregación) de las partículas más pequeñas y pesadas en la matriz del volumen de estos materiales. Este decrecimiento en los valores de porosidad total fue más marcado en los primeros momentos de los procesos estudiados, especialmente en COM y C+V, conforme a lo indicado para la densidad aparente, encontrándose diferencias significativas en este parámetro entre los distintos muestreos realizados en los tres procesos considerados (COM, C+V y VER).

Por otra parte, se apreció, en general, un aumento en el volumen de agua retenida a 1 kPa (V_{agua}) en detrimento del volumen de aire (V_{aire}) con el transcurso del tiempo en los tres procesos estudiados, especialmente en C+V y VER donde los valores de V_{agua} de los productos finales obtenidos (vermicomposts V1 y V2) fueron más del doble del mostrado por el material de partida (día 0). El aumento observado en la cantidad de agua retenida a lo largo de los tres procesos considerados fue más elevado cuando ésta se expresó en unidades de volumen (V_{agua} , % v/v) que cuando se registró en unidades de peso (CRA, g agua/100 g material). Complementariamente con lo anterior, el volumen de aire disminuyó durante el tratamiento de la mezcla de residuos estudiada, siendo la cuantía de este efecto comparativamente superior en C+V y VER donde el V_{aire} de las muestras tomadas al final de ambos procesos (a los 261 días desde su inicio) fue unas tres veces menor que la aireación de la mezcla de residuos original.

Finalmente, la contracción de volumen –expresada como pérdida de volumen aparente tras desecación en estufa a 105 °C– no varió de manera significativa durante COM, a diferencia de C+V y VER en que los valores de este parámetro al final de dichos procesos fueron superiores al de la muestra inicial (día 0).

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de los parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de partícula y

de las propiedades físicas de la mezcla de residuos hortícolas utilizada (Tabla 4.1.3), se encontraron efectos significativos para los dos factores estudiados (Proceso empleado para tratar y estabilizar la mezcla de residuos y Tiempo transcurrido desde el inicio del proceso) en la mayoría de los casos, especialmente para el factor Tiempo, que afectó todos los parámetros evaluados, así como también para la interacción entre ambos factores.

Por otra parte, y con objeto de conocer el grado de asociación existente entre los diferentes parámetros físicos determinados durante los tres procesos estudiados, se realizaron matrices de correlación para cada proceso, las cuales se muestran en la Tabla 4.1.4.

Durante los tres procesos (COM, C+V y VER) se observó, en general, una correlación positiva entre el diámetro medio aritmético (D_m), el diámetro medio geométrico (d_g), el índice de grosor (I_g) superior a 1 mm y la porosidad total (P_T), por lo que la disminución en D_m y d_g –parámetros relacionados con el diámetro de las partículas– provocó una reducción en el porcentaje de partículas (I_g) con tamaño superior a 1 mm, disminuyendo así los valores de la porosidad total. Además, estos cuatro parámetros estuvieron inversamente relacionados con la densidad aparente (D_A) y el volumen de agua retenida a 1 kPa (V_{agua}), y directamente con el volumen de aire (V_{aire}), especialmente P_T , de acuerdo con lo indicado por Abad *et al.* (2005b), Bunt (1988) y Noguera *et al.* (2003).

4.1.2. Variación de las características físico-químicas y químicas

Los procesos químicos, bioquímicos y biológicos que tienen lugar durante la transformación de un material orgánico (o mezcla) tratado mediante técnicas de compostaje y vermicompostaje, implican una serie de cambios en las reacciones de disolución e hidrólisis de los constituyentes minerales, de intercambio de iones, y de biodegradación de la materia orgánica, que repercuten en las características físico-químicas y químicas de dicho material a lo largo de los procesos de tratamiento y estabilización aplicados (Atiyeh *et al.*, 2000b; Goyal *et al.*, 2005; Moreno y Mormeneo, 2008; Nogales *et al.*, 2008).

Tabla 4.1.3. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre algunos parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de partícula (D_m , d_g , $I_g > 1$ mm e $I_g > 0,5$ mm) y otras propiedades físicas seleccionadas (D_A , D_P , P_T , V_{agua} , V_{aire} , CRA y Contracción) de la mezcla de residuos hortícolas utilizada

Fuente de variación	D_m (mm)	d_g	$I_g > 1$ mm (% p/p)	$I_g > 0,5$ mm	D_A (kg/m^3)	D_P	P_T	V_{agua} (% v/v)	V_{aire}	CRA (g agua/100 g material)	Contracción (% v/v)
A. Proceso	***	***	ns	ns	ns	***	*	***	***	***	***
B. Tiempo	***	**	***	***	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción AxB	***	***	ns	ns	**	***	**	***	***	***	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

D_m : diámetro medio aritmético; d_g : diámetro medio geométrico; I_g : índice de grosor; D_A : densidad aparente; D_P : densidad de partícula; P_T : porosidad total; V_{agua} : volumen de agua; V_{aire} : volumen de aire; CRA : capacidad de retención total de agua

ns, *, **, y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

Tabla 4.1.4. Matriz de correlación entre los parámetros físicos determinados en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

[COM]											
	D_m	d_g	lg>1	lg>0,5	D_A	D_P	P_T	V_{agua}	V_{aire}	CRA	Contracción
D_m	1										
d_g	0,974***	1									
lg>1	0,720**	0,748**	1								
lg>0,5	-0,520*	-0,535*	ns	1							
D_A	-0,783***	-0,811***	-0,646**	0,827***	1						
D_P	ns	ns	ns	ns	ns	1					
P_T	0,754**	0,793***	0,653**	-0,820***	-0,996***	ns	1				
V_{agua}	-0,617*	-0,639*	-0,631*	0,614*	0,793***	ns	-0,815***	1			
V_{aire}	0,693**	0,723**	0,667**	-0,715**	-0,900***	ns	0,917***	-0,978***	1		
CRA	ns	ns	ns	-0,523*	-0,552*	-0,573*	0,515*	ns	ns	1	
Contracción	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1

[C+V]											
	D_m	d_g	lg>1	lg>0,5	D_A	D_P	P_T	V_{agua}	V_{aire}	CRA	Contracción
D_m	1										
d_g	0,946***	1									
lg>1	0,583*	ns	1								
lg>0,5	ns	ns	ns	1							
D_A	-0,651**	-0,676**	-0,640**	0,693**	1						
D_P	ns	ns	ns	0,533*	0,515*	1					
P_T	0,697**	0,699**	0,618**	-0,66**	*0,988***	ns	1				
V_{agua}	ns	ns	-0,630*	ns	0,661**	0,832***	-0,564*	1			
V_{aire}	ns	ns	0,672**	-0,524*	-0,771***	-0,807***	0,688**	-0,987***	1		
CRA	ns	ns	ns	ns	ns	0,720**	ns	0,845***	-0,751**	1	
Contracción	ns	-0,592*	ns	ns	0,593**	0,667**	-0,521*	0,828***	-0,828***	0,654**	1

[VER]											
	D_m	d_g	lg>1	lg>0,5	D_A	D_P	P_T	V_{agua}	V_{aire}	CRA	Contracción
D_m	1										
d_g	ns	1									
lg>1	ns	0,772***	1								
lg>0,5	ns	-0,574*	ns	1							
D_A	ns	-0,820***	ns	0,651**	1						
D_P	ns	-0,675**	ns	0,664**	0,897***	1					
P_T	ns	0,876***	ns	-0,655**	-0,997***	-0,876***	1				
V_{agua}	ns	-0,914***	-0,540*	0,592*	0,939***	0,808***	-0,951***	1			
V_{aire}	ns	0,913***	0,524*	-0,608**	-0,956***	-0,826***	0,967***	-0,998***	1		
CRA	ns	-0,829***	-0,675**	ns	0,647**	ns	-0,678**	0,867***	-0,839***	1	
Contracción	ns	-0,753**	-0,573*	ns	0,616**	ns	-0,648**	0,829**	-0,801***	0,939***	1

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

D_m: diámetro medio aritmético; d_g: diámetro medio geométrico; lg: índice de grosor; D_A: densidad aparente; D_P: densidad de partícula; P_T: porosidad total; V_{agua}: volumen de agua; V_{aire}: volumen de aire; CRA: capacidad de retención total de agua
 Los valores indican el coeficiente de correlación de Pearson (r). ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a P≤0,05, P≤0,01 y P≤0,001, respectivamente

4.1.2.1. pH, conductividad eléctrica y capacidad de intercambio catiónico

En la Tabla 4.1.5 se presenta la variación de los principales parámetros físico-químicos de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de compostaje (COM), precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V) y sólo vermicompostaje (VER) aplicados a la misma.

Tabla 4.1.5. Variación en el pH, la conductividad eléctrica (CE) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de la mezcla de residuos hortícolas estudiada con los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

Tiempo (días)	pH	CE	CIC
		(mS/m)	(meq/100g)
COM			
0	8,46d	388a	35,9c
21	8,83ab	317c	45,7b
63	8,78b	364b	51,7a
88	8,68c	232e	47,8ab
180	8,90a	252d	49,6ab
<i>P</i>	***	***	***
C+V			
0	8,46b	388a	35,9c
63	8,78a	364b	51,7b
113	8,38c	127c	49,2b
203	8,46b	58d	56,3a
261	8,50b	61d	57,8a
<i>P</i>	***	***	***
VER			
0	8,46d	388a	35,9b
104	8,81a	70b	41,7b
154	8,52c	67b	53,9a
182	8,36e	62b	53,8a
261	8,73b	63b	59,8a
<i>P</i>	***	***	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna para COM, C+V y VER sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Durante COM se produjo un incremento de pH, tanto durante la fase bio-oxidativa activa (termófila) como durante la fase final de maduración, mientras que en C+V y VER este parámetro fue mayor en los primeros muestreos, especialmente en los días 63 y 104, respectivamente, para experimentar más tarde un ligero descenso hasta el final de ambos procesos. El aumento en los valores de pH durante COM está relacionado con la degradación (descarboxilación) de los ácidos orgánicos producidos en la etapa mesófila inicial, así como con la formación de compuestos amoniacales (nitrógeno amoniacal y amoníaco) procedentes de la degradación y posterior mineralización de las proteínas, que tienen lugar durante la etapa termófila de este proceso

(Albuquerque *et al.*, 2006b, 2009; Dias *et al.*, 2010; Moreno y Mormeneo, 2008). El comportamiento de este parámetro (pH) en las primeras etapas de C+V y VER puede estar relacionado con la formación de amonio (NH_4^+) como consecuencia de la degradación de las fracciones nitrogenadas de la materia orgánica; posteriormente, y debido a la acción microbiana asociada a la actividad de las lombrices, este NH_4^+ es transformado en NO_3^- (nitrificación), produciéndose la acidificación del medio (Atiyeh *et al.*, 2001; Cayuela *et al.*, 2007; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). En adición a lo anterior, la formación de CO_2 y ácidos orgánicos durante la etapa de vermicompostaje en C+V y VER pueden haber contribuido a este efecto de acidificación (Elvira *et al.*, 1998).

En relación a la conductividad eléctrica (CE), se observó una disminución en el contenido en sales solubles de la mezcla de residuos a lo largo de COM, C+V y VER, siendo este efecto mucho más marcado en los procesos de vermicompostaje (a partir del día 63 y el día 0 en C+V y VER, respectivamente). Este descenso en la CE se produjo de manera gradual durante COM, mientras que en C+V y VER la disminución de la salinidad se dio de forma brusca al incorporar las lombrices al medio o sustrato (mezcla de residuos precompostada o fresca, respectivamente). El descenso en la CE durante los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a residuos orgánicos de diferentes orígenes y características se ha relacionado con una reducción en la concentración de iones solubles, que pueden ser lixiviados por efecto de los riegos aplicados, fijados (inmovilizados) tanto durante la rápida proliferación de la población microbiana aerobia como durante el crecimiento de la población de lombrices, y/o precipitados en forma de sales insolubles (Albuquerque *et al.*, 2006a); estos efectos, en particular la lixiviación (con valores en torno a 5 litros de lixiviado por pila de compostaje frente a unos 138 litros por litera de vermicompostaje), se reflejaron especialmente en C+V y VER, donde la menor concentración de sales solubles en comparación con COM (ver la Tabla 4.1.13) dio lugar a valores de CE mucho más bajos, de acuerdo con lo indicado por Lazcano *et al.* (2008) y Paredes *et al.* (2002).

Por otra parte, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) aumentó a lo largo de los tres procesos estudiados, encontrándose los mayores valores de este parámetro en los últimos muestreos realizados en C+V y VER, en comparación

con COM. Este incremento en la CIC viene dado por la acumulación de compuestos con carga negativa –como restos de lignina– y por el aumento de grupos carboxilo y fenólicos generados durante la humificación de la materia orgánica (Benito *et al.*, 2009; Harada e Inoko, 1980; Lax *et al.*, 1986; Sánchez-Monedero *et al.*, 2002).

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de pH, CE y CIC (Tabla 4.1.6), se encontraron, en la mayoría de los casos, efectos altamente significativos para los dos factores estudiados (Proceso y Tiempo transcurrido desde el inicio del mismo) así como para la interacción entre dichos factores.

Tabla 4.1.6. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre el pH, la conductividad eléctrica (CE) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de la mezcla de residuos hortícolas utilizada

Fuente de variación	pH	CE (mS/m)	CIC (meq/100g)
A. Proceso	***	***	ns
B. Tiempo	***	***	***
C. Interacción A x B	***	***	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje
ns y *** indica diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$

4.1.2.2. Fracción orgánica y sus componentes

Durante el compostaje y el vermicompostaje de los residuos orgánicos se producen variaciones en el contenido de materia orgánica total y cenizas, que reflejan tanto los fenómenos de biodegradación que están ocurriendo como la intensidad de la actividad microbiana desarrollada durante estos procesos (Nogales *et al.*, 2008; Sánchez-Monedero, 1997).

En la Tabla 4.1.7 se muestra la variación del contenido en materia orgánica total (MO) y cenizas durante COM, C+V y VER. Se observó una disminución significativa de MO a lo largo de los tres procesos estudiados, con el correspondiente aumento del contenido en cenizas. Este efecto fue más marcado en VER que en C+V, apreciándose una disminución del contenido en MO del 23% y el 19% respecto al valor de la muestra inicial (día 0), respectivamente, mientras

Tabla 4.1.7. Variación en el contenido de materia orgánica total (MO), cenizas, carbono orgánico total (C_{OT}) y nitrógeno total (N_T), así como en la relación C_{OT}/N_T y la concentración de biopolímeros en la mezcla de residuos hortícolas estudiada con los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

Tiempo (días)	MO	Cenizas	C _{OT}	N _T	C _{OT} /N _T	Lignina	Hemicelulosa	Celulosa
	(% ms)					(% ms)		
COM								
0	82,6a	17,4c	34,9a	2,70c	12,9a	8,16d	15,0a	11,6b
21	80,4b	19,6c	34,0b	2,86ab	11,9b	10,1a	13,4ab	11,9b
63	80,1b	19,9c	33,9b	2,94a	11,5c	9,71b	14,0ab	12,0b
88	78,2c	21,8b	33,0c	2,92a	11,3cd	8,36c	12,8c	13,2a
180	73,4d	26,6a	31,3d	2,82b	11,1d	8,00d	10,3d	9,9c
<i>P</i>	***	***	***	*	***	***	***	***
C+V								
0	82,6a	17,4d	34,9a	2,70c	12,9a	8,16c	15,0a	11,6a
63	80,1a	19,9cd	33,9ab	2,94a	11,5b	9,71b	14,0a	12,0a
113	75,2ab	24,8bc	33,7ab	2,93a	11,5b	8,13d	8,89c	6,05c
203	70,0bc	30,0ab	33,6ab	2,64d	12,7a	6,27e	7,27d	5,78c
261	67,1c	32,9a	32,1b	2,83b	11,3b	25,3a	11,8b	7,15b
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***
VER								
0	82,6a	17,4c	34,9a	2,70c	12,9a	8,16e	15,0a	11,6a
104	72,2b	27,8b	34,2ab	2,91a	11,7b	23,9b	12,2ab	5,89bc
154	70,3b	29,7b	33,3bc	2,66c	12,5a	24,5a	14,2a	7,14b
182	67,6b	32,4b	31,7c	2,80b	11,3b	23,5d	8,92b	5,03c
261	63,4c	36,6a	30,0d	2,79b	10,7c	23,8c	9,48b	5,84bc
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	*	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

P: nivel de significación. ns, * y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común para COM, C+V y VER difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

que en COM este parámetro disminuyó sólo un 11%. Además, en C+V se observó una disminución de MO más notable tras la inoculación de las lombrices, en comparación con el descenso observado en la etapa inicial de precompostaje, mientras que en VER este efecto se dio ya desde el inicio del proceso, reflejando ambas situaciones una estimulación de la actividad microbiana por parte de estos anélidos. En COM, la MO disminuyó en mayor cuantía en las muestras tomadas al final del proceso (entre los días 88 y 180, de mitad a final de la fase de maduración) en comparación con los muestreos anteriores (fase bio-oxidativa activa e inicio de la maduración).

A partir de los datos de contenido en cenizas obtenidos para la mezcla de residuos hortícolas estudiada a lo largo de COM, C+V y VER, se calcularon las pérdidas de materia orgánica durante estos tres procesos de acuerdo con la ecuación presentada por Viel *et al.* (1987):

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

donde MO (%) indica el porcentaje (en peso) de materia orgánica perdida en la mezcla de residuos con respecto a la cantidad inicial (en la muestra tomada el día 0), y X_1 y X_n son el contenido en cenizas inicial y en el punto (momento) de estudio, respectivamente.

En esta ecuación, los datos obtenidos se expresaron en relación con el contenido en cenizas de la mezcla de residuos de partida, evitándose, de este modo, el efecto de concentración provocado por las pérdidas de peso de las pilas o las literas debidas a la degradación de la materia orgánica.

Los datos así obtenidos se ajustaron a la ecuación cinética de primer orden que se presenta a continuación (Paredes *et al.*, 2000):

$$\text{Pérdidas de MO (\%)} = A (1 - e^{-kt})$$

donde MO (%) es el porcentaje de pérdida de materia orgánica con respecto a la muestra inicial (día 0), A representa la cantidad máxima (%) de materia orgánica que puede ser degradada, k es la constante de velocidad de degradación (día⁻¹), y t el tiempo transcurrido desde el inicio del proceso (días).

Los valores de los parámetros obtenidos tras el ajuste de las curvas de pérdida de materia orgánica a la ecuación cinética de primer orden presentada más arriba para cada uno de los procesos estudiados (COM, C+V y VER), utilizando la técnica de regresión no lineal por mínimos cuadrados (algoritmo de Levenberg-Marquardt), así como los parámetros estadísticos que estiman la bondad de dichos ajustes, se muestran en la Tabla 4.1.8.

Tabla 4.1.8. Parámetros obtenidos tras el ajuste de las curvas de pérdida de materia orgánica total (MO) –en la mezcla de residuos hortícolas utilizada– a una ecuación cinética de primer orden en los tres procesos estudiados (COM, C+V y VER)

Proceso	Ecuación	A	k	A × k	R ²	F	Error estándar de estimación
		(%)	(día ⁻¹)	(% MO d ⁻¹)			
COM	Pérdidas de MO (%) = $A (1 - e^{-kt})$	60,9	0,005	0,304	0,898	177,9***	4,67
C+V	Pérdidas de MO (%) = $A (1 - e^{-kt})$	88,6	0,004	0,308	0,915	212,5***	7,50
VER	Pérdidas de MO (%) = $A (1 - e^{-kt})$	67,4	0,009	0,606	0,968	955,2***	4,28

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

A: cantidad máxima de MO (%) que puede ser degradada; k: constante de velocidad de degradación; t: tiempo desde el inicio del proceso

*** nivel de significación, $P \leq 0,001$

En general, los datos obtenidos se ajustaron satisfactoriamente (con una bondad muy elevada) a la ecuación cinética de primer orden en los tres procesos estudiados, de acuerdo con el alto nivel significación de la función de distribución F de Fisher-Snedecor, el elevado valor de R² (coeficiente de determinación), y el bajo valor del error estándar de la estimación encontrados en los tres casos indicados.

Se observó un amplio rango de variación en los valores de A, presentando C+V una cifra superior a la de COM y VER, mostrando estos dos últimos, además, valores similares a los encontrados por Bernal *et al.* (1996) y Paredes *et al.* (2001) tras estudiar numerosos residuos orgánicos (y mezclas) cuyos valores de A oscilaron entre 59% y 68%. La tasa de descomposición (k) fue comparativamente mayor en VER, siendo la velocidad de degradación de la materia orgánica en este proceso entre 1,8 y 2,3 veces superior a (más rápida que) la de COM y C+V, respectivamente. Este proceso (VER) presentó, además, la mayor pérdida de materia orgánica por día, lo que queda demostrado por los altos valores del producto A × k obtenidos en el mismo.

En la Figura 4.1.5 se representan las pérdidas de MO a lo largo de los tres procesos estudiados, calculadas de acuerdo con la ecuación (Viel *et al.* 1987) indicada más arriba. Se observó una mayor mineralización de la fracción orgánica de la mezcla de residuos en C+V y VER, con pérdidas de MO superiores al 58% y 60%, respectivamente, en comparación con COM, donde este porcentaje no

superó el 41%. El mayor porcentaje de pérdida de MO en C+V (24%) se produjo entre el día 113 y el día 203, paralelamente al rápido crecimiento y posterior estabilización de la población de lombrices, mientras que en VER esta pérdida fue mucho más acusada al principio del tratamiento (45% en el día 104), coincidiendo con el crecimiento exponencial de la población de anélidos. En COM, la mayor pérdida (15%) se produjo en la etapa final del proceso (días 88 a 180), durante la etapa de maduración.

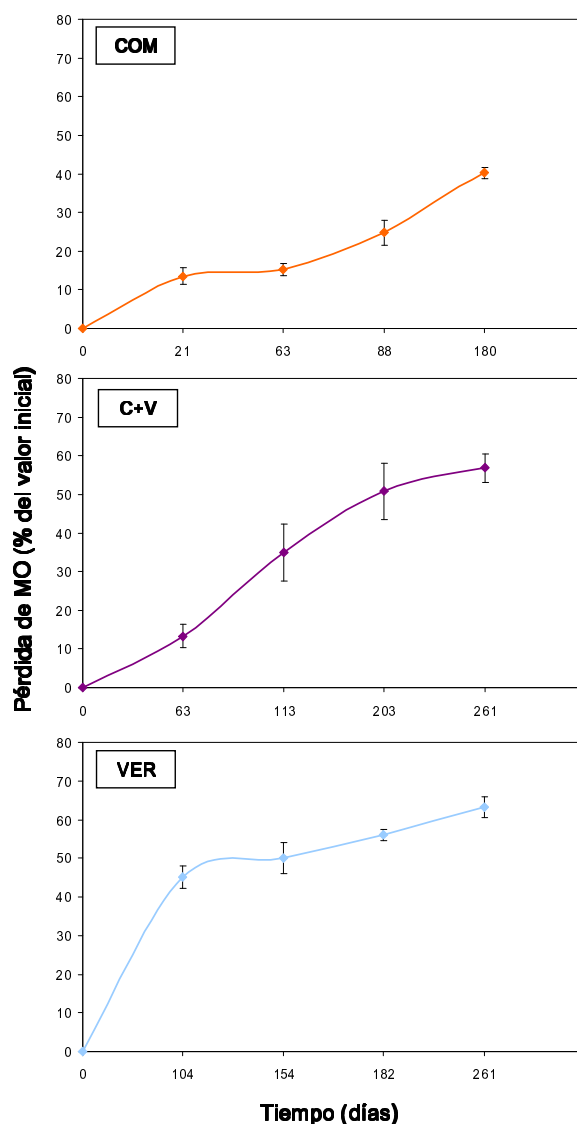


Figura 4.1.5. Pérdidas de materia orgánica total (MO) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje
Las barras verticales indican el error estándar

Por otro lado, se observó una reducción en la concentración de carbono orgánico total (C_{OT}) a lo largo de los tres procesos estudiados (Tabla 4.1.7), encontrándose al final de VER los menores valores de este parámetro (30%) en comparación con COM y C+V (con valores finales del 31% y el 32%, respectivamente). La tendencia de variación de C_{OT} durante COM, C+V y VER fue similar a la observada para la materia orgánica total (MO).

El contenido en nitrógeno total (N_T) al final de los tres procesos estudiados (COM; C+V y VER) mostró, valores superiores a los encontrados en la muestra inicial (día 0), debido probablemente al efecto de concentración provocado por la reducción de peso de las pilas y las literas a lo largo de los tratamientos aplicados a la mezcla de residuos, así como también a la mineralización de compuestos orgánicos conteniendo poco (o nada) nitrógeno (Alburquerque *et al.*, 2009; Paredes *et al.*, 2002; Subramanian *et al.*, 2010).

Por otra parte, el decrecimiento de C_{OT} y el aumento de N_T durante COM, C+V y VER se tradujo en una reducción de la relación carbono orgánico total/nitrógeno total (C_{OT}/N_T) a lo largo estos procesos, encontrándose finalmente valores similares (~ 11) en los mismos. El incremento de la relación C_{OT}/N_T observado en algunos momentos de los procesos C+V y VER, en relación con muestreos anteriores, puede estar asociado a pérdidas de nitrógeno por volatilización y, especialmente, por lixiviación debido a los frecuentes riegos aplicados a las literas.

La concentración de nitrógeno total (N_T) de una mezcla de residuos orgánicos en el curso de procesos biológicos de oxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica de la misma, como compostaje y vermicompostaje, entre otros, es la suma del contenido en nitrógeno orgánico (N_{org}) y en nitrógeno mineral (amoniaco, $N-NH_4^+$ y nítrico, $N-NO_3^-$). Los cambios que experimentan ambas formas de nitrógeno (orgánico y mineral) durante el compostaje y vermicompostaje de residuos orgánicos son la resultante compleja de diferentes y variados tipos de procesos que se desarrollan simultáneamente (Atiyeh *et al.*, 2000a; Bueno *et al.*, 2008; Bustamante *et al.*, 2008a; Elvira *et al.*, 1998; Nogales *et al.*, 1999, 2008; Paredes *et al.*, 1996, 2002) durante ambos sistemas de tratamiento y estabilización: incremento en la concentración de N_{org} como consecuencia de la pérdida de peso de las pilas y literas (efecto de

concentración); incremento y reducción de los niveles de N-NH_4^+ debido a la mineralización del N_{org} y a la volatilización de amoníaco (y también lixiviación e inmovilización), respectivamente; aumentos de los niveles de NO_3^- por nitrificación, y disminución de esta forma amónica de nitrógeno mediante lixiviación, desnitrificación e inmovilización, principalmente; y, finalmente, fijación biológica de nitrógeno atmosférico.

Como consecuencia de la coexistencia de todos estos procesos, se han señalado tanto ganancias de nitrógeno total (N_T) como pérdidas de éste durante el transcurso de los procesos de compostaje y vermicompostaje de residuos orgánicos.

En la Figura 4.1.6 se presentan las pérdidas de nitrógeno total (N_T) durante COM, C+V y VER, calculadas a partir de la ecuación presentada por Paredes *et al.* (1996):

$$\text{Pérdidas de N (\%)} = 100 - 100 [(X_1 \times N_n)] / [(X_n \times N_1)]$$

donde N (%) indica el porcentaje (en peso) de nitrógeno total perdido en la mezcla de residuos con respecto a la cantidad inicial (en la muestra tomada el día 0), X_1 y X_n son el contenido de cenizas inicial y en el punto (momento) de estudio, respectivamente, y N_1 y N_n el contenido de nitrógeno total inicial y en el momento de estudio, respectivamente.

En esta ecuación, los datos obtenidos se expresaron en relación con el contenido en nitrógeno total y cenizas de la mezcla de residuos de partida, evitándose, de este modo, el efecto de concentración provocado por las pérdidas de peso de las pilas o las literas debidas a la degradación de la materia orgánica.

Se observaron pérdidas elevadas de N_T a lo largo de los tres procesos estudiados, especialmente en VER y C+V. En estos dos últimos, se alcanzaron pérdidas cercanas al 50%, presentándose las mayores pérdidas entre los 103-203 días y entre los 0-104 días en C+V y VER, respectivamente, es decir coincidiendo con el crecimiento de la población de lombrices, mientras que en COM los mayores porcentajes (inferiores al 31%) se encontraron al final del proceso (fase de maduración). La variación de las pérdidas de (N_T) durante COM, C+V y VER fue similar a la observada para las pérdidas de materia orgánica total.

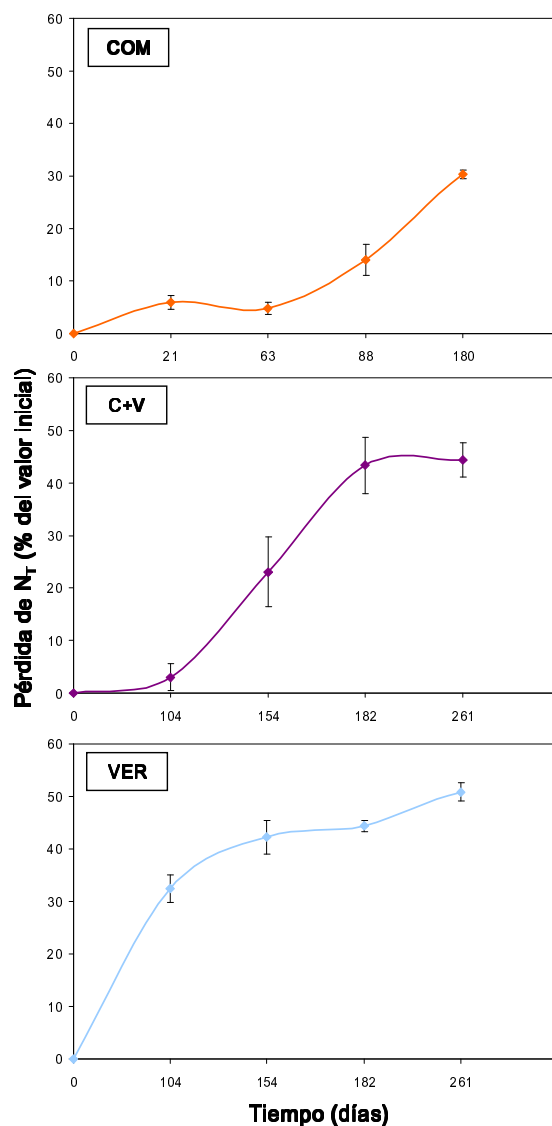


Figura 4.1.6. Pérdidas de nitrógeno total (N_T) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje
Las barras verticales indican el error estándar

Los altos valores de pH encontrados en las muestras tomadas durante COM, C+V y VER (ver la Tabla 4.1.5) podrían haber provocado la volatilización de NH₃, ya que este proceso es favorecido por las condiciones alcalinas del medio. Además, el ión NH₄⁺ es soluble en agua y tiende a volatilizarse en forma de NH₃ cuando los residuos pierden humedad. Asimismo, el riego frecuente de las literas en C+V y VER podría haber facilitado la lixiviación de NO₃⁻ o la pérdida de

nitrógeno en forma gaseosa mediante desnitrificación (Mainoo *et al.*, 2009; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001).

Por otra parte, la pared celular de los tejidos (y órganos) de los restos vegetales utilizados para preparar la mezcla a tratar mediante los procesos de estabilización estudiados (compostaje y vermicompostaje), está constituida por tres componentes principales: lignina, celulosa y hemicelulosa.

La lignina, debido a su compleja estructura, resultado de la unión aleatoria de varios ácidos y alcoholes fenilpropílicos, se convierte en un material muy resistente a la degradación microbiana. Sin embargo, la celulosa, que es una larga cadena de moléculas de glucosa, y la hemicelulosa, que está constituida además por polímeros de xilosa, arabinosa, galactosa y manosa, son más fáciles de degradar, ya que sólo deben romperse los enlaces de unión entre los azúcares que componen su estructura (Bueno *et al.*, 2008; Tuomela *et al.*, 2000).

En la Tabla 4.1.7 se muestra la variación en el contenido de lignina, celulosa y hemicelulosa de la mezcla de residuos hortícolas estudiada a lo largo de los procesos de compostaje (COM), precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V) y sólo vermicompostaje (VER) aplicados a ésta.

Se observó que el contenido en lignina no mostró una tendencia de variación definida durante COM, manteniéndose en torno al 9% a lo largo de dicho proceso, en comparación con C+V, donde se apreció un aumento notable en el porcentaje de este biopolímero en la etapa final del mismo; en VER, el incremento en el contenido de lignina se dio ya desde las primeras etapas, manteniéndose con valores próximos al 24% hasta el final del proceso. Este último efecto –incremento en el contenido de lignina con el tiempo– se ha descrito también en otros trabajos sobre vermicompostaje de diferentes residuos orgánicos y mezclas, evidenciándose la ineficiencia de este proceso para asegurar la transformación de dicha fracción orgánica de los residuos (Benítez *et al.*, 2002); además, algunos autores atribuyen el incremento en el contenido de este biopolímero a fenómenos de policondensación y neosíntesis de componentes de la fracción orgánica que ocurren durante el vermicompostaje (Vinceslas-Akpa y Loquet, 1997). Adicionalmente, el efecto de la pérdida de peso (materia seca) de la mezcla de residuos durante los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a ésta junto con la difícil biodegradación de la lignina, podrían explicar también (Ait Baddi

et al., 2004; Albuquerque *et al.*, 2006a; M.J. López, comunicación personal) los efectos observados: 1) aumento en la concentración de este polímero durante los procesos de vermicompostaje (C+V y, especialmente, VER), y 2) escasa variación de dicha concentración durante COM.

En contraste con lo anterior, los contenidos en celulosa y hemicelulosa disminuyeron de manera altamente significativa durante los procesos estudiados. En C+V y VER, la pérdida de celulosa fue comparativamente más marcada en la primera muestra tomada tras la incorporación de las lombrices (a los 113 días y 104 días, respectivamente) donde se produjo una disminución en los valores de este parámetro próxima al 50% (respecto al valor en la muestra inicial, día 0). En COM, el contenido en celulosa disminuyó notablemente al final del proceso (entre los días 88 y 180, fase de maduración). La hemicelulosa, por su parte, disminuyó gradualmente con el tiempo, siendo VER el proceso donde se encontraron los valores más bajos para este parámetro al final del tratamiento (9% vs. alrededor del 11% en COM y C+V). Al estudiar comparativamente estos dos biopolímeros, se apreció que la hemicelulosa se degradó en mayor cuantía que la celulosa durante COM, mientras que en C+V y VER se observó la situación opuesta (degradación de celulosa superior a la de hemicelulosa), siendo además esta última situación más marcada en VER.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de MO, Cenizas, C_{OT} , N_T , relación C_{OT}/N_T , Lignina, Hemicelulosa y Celulosa (Tabla 4.1.9), se encontraron, en general, efectos altamente significativos para los dos factores estudiados (Proceso y Tiempo de tratamiento) así como para la interacción entre ambos factores.

Los componentes orgánicos que se determinan y cuantifican globalmente como carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) constituyen las formas químicas más susceptibles a las transformaciones que ocurren durante el compostaje y el vermicompostaje de los residuos orgánicos, ya que representan la fuente de carbono y energía más lábil e inmediata que utilizan los microorganismos para su actividad biológica (Sánchez-Monedero, 1997).

Tabla 4.1.9. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre características químicas seleccionadas de la mezcla de residuos hortícolas utilizada

Fuente de variación	MO	Cenizas	C _{OT}	N _T	C _{OT} /N _T	Lignina	Hemicelulosa	Celulosa
	(% ms)					(% ms)		
A. Proceso	***	***	ns	ns	***	***	***	***
B. Tiempo	**	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B	***	***	*	***	***	***	***	***

MO: materia orgánica total; C_{OT}: carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total

ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

En la Tabla 4.1.10 se muestra la variación en el contenido de C_{OH} durante los procesos de compostaje (COM), precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V) y sólo vermicompostaje (VER) aplicados a la mezcla de residuos hortícolas estudiada.

Se observó una disminución marcada en el nivel de C_{OH} durante los tres procesos objeto de esta investigación, siendo en C+V donde se produjo la mayor pérdida (95% del C_{OH} inicial) en comparación con VER y COM (con pérdidas del 88% y el 86%, respectivamente). Además, el mayor descenso en los valores de este parámetro se encontró al inicio de cada uno de los procesos, especialmente en COM y VER, donde las pérdidas fueron superiores al 60%, paralelamente a la intensidad de actividad microbiana que se desarrolla durante la fase bio-oxidativa (termófila) del compostaje, así como al crecimiento exponencial de la población de lombrices durante el tratamiento de vermicompostaje. A partir de este momento, los niveles de C_{OH} disminuyeron de forma gradual hasta alcanzar valores en torno al a 0,5%. Este comportamiento de C_{OH} durante COM, C+V y VER puede estar relacionado con la presencia de sustancias fácilmente biodegradables, (como azúcares, ácidos orgánicos, sustancias fenólicas, proteínas, péptidos, etc.) al inicio de estos procesos, mientras que al final de los mismos ocurre una mayor presencia de sustancias más evolucionadas, estables y resistentes a la degradación, de alto peso molecular y baja solubilidad en agua (Alburquerque *et al.*, 2009; Dias *et al.*, 2010; García *et al.*, 1991; Huang *et al.*, 2006).

Tabla 4.1.10. Variación en la concentración de carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

Tiempo (días)	C_{OH}	C_{EXT}	C_{AH}	C_{AF}
COM				
0	4,4a	7,0e	5,6e	1,4b
21	1,3b	8,4d	7,1d	1,3c
63	1,2b	8,9c	7,5c	1,4b
88	0,9c	9,7b	8,2b	1,5a
180	0,7d	11,6a	10,2a	1,4b
<i>P</i>	***	***	***	***
C+V				
0	4,4a	7,0d	5,6e	1,4a
63	1,2c	8,9b	7,5b	1,4a
113	1,9b	8,4c	7,2d	1,2b
203	1,1c	8,4c	7,4c	1,0c
261	0,2d	9,3a	8,6a	0,7d
<i>P</i>	***	***	***	***
VER				
0	4,4a	7,0d	5,6e	1,4a
104	1,7b	7,6c	6,5d	1,1b
154	1,4b	8,5b	7,5b	0,8c
182	1,5b	7,6c	6,8c	0,8c
261	0,5c	8,6a	7,8a	0,8c
<i>P</i>	***	***	***	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompost; VER: sólo vermicompostaje

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común para COM, C+V y VER difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Por otra parte, la degradación experimentada por la materia orgánica durante los procesos de compostaje y vermicompostaje conduce a la formación de gran cantidad de moléculas sencillas, que pueden ser empleadas por los microorganismos bien como fuente de carbono y energía, o bien para la formación de nuevas sustancias más resistentes a la degradación, con propiedades similares a las de las sustancias húmicas del suelo. La cantidad de compuestos de este tipo que se forman durante los procesos de biodegradación y

estabilización varía en función de la composición del material de partida y el tipo de proceso al que éste es sometido (Smidt *et al.*, 2008; Tan, 2003), entre otros factores.

En la Tabla 4.1.10 se muestran las variaciones en la concentración de carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}) durante COM, C+V y VER. Se observó un incremento gradual en la concentración de C_{EXT} , especialmente en COM. El contenido en C_{AH} presentó una tendencia de variación similar a la de C_{EXT} . Los niveles de C_{AF} se mantuvieron con escasas variaciones durante COM, mientras que en C+V y VER disminuyeron a lo largo del tratamiento, particularmente en VER, siendo esta tendencia de variación, además, más marcada en las muestras tomadas a partir de los días 113 y 104, respectivamente, cuando la población de lombrices se encontraba en la fase de crecimiento exponencial. El aumento en el contenido de C_{AH} en la mezcla de residuos a lo largo de los tres procesos estudiados, y la correspondiente disminución complementaria observada en la concentración de C_{AF} , especialmente en VER, ponen de manifiesto un incremento paulatino en la tasa de polimerización de los productos formados (incremento de la fracción del tipo de los ácidos húmicos) por transformación, reestructuración y condensación de sustancias del tipo de los ácidos fúlvicos, de acuerdo con lo indicado por Iglesias *et al.* (2008). Además, se ha señalado la existencia de una estrecha relación entre la degradación de la lignina –y los compuestos formados a partir de la misma– y la síntesis de sustancias húmicas (Smidt *et al.*, 2008; Ziechmann, 1994). El primero de estos procesos (descomposición de la lignina) está influenciado, además, por la temperatura –observándose una tasa de degradación a 50°C mayor que a temperaturas inferiores (28°C) o superiores a ésta (65°C y 75°C)– y las poblaciones microbianas que se desarrollan bajo condiciones termófilas (Tomati *et al.*, 2000; Tuomela *et al.*, 2000), circunstancias que se dieron durante COM y C+V, pero no a lo largo de VER, que transcurrió bajo condiciones mesófilas.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de C_{OH} , C_{EXT} , C_{AH} y C_{AF} (Tabla 4.1.11) se encontraron, en todos los parámetros determinados, efectos altamente significativos para los dos factores estudiados

(Proceso y Tiempo transcurrido desde el inicio del mismo) así como para la interacción de ambos factores.

Tabla 4.1.11. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre el contenido en carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF})

Fuente de variación	C _{OH}	C _{EXT}	C _{AH}	C _{AF}
	(% ms)			
A. Proceso	***	***	***	***
B. Tiempo	***	***	***	***
C. Interacción A x B	***	***	***	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

*** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$

4.1.2.3. Parámetros físico-químicos y químicos indicadores de la estabilidad y madurez de la materia orgánica

Durante los procesos de compostaje y vermicompostaje, la degradación de la materia orgánica del residuo (o mezcla de residuos) lleva asociada la formación de compuestos estructuralmente complejos, de naturaleza similar a las sustancias húmicas del suelo (Dias *et al.*, 2010; Edwards y Arancon, 2004).

Tras la degradación inicial de la fracción lábil y soluble de la materia orgánica, las estructuras más complejas y resistentes a la descomposición (lignina, lípidos, celulosa y hemicelulosa, etc.) comienzan a ser atacadas, siendo degradadas y modificadas parcialmente; de este modo, los compuestos complejos resultantes de la polimerización de las sustancias más sencillas liberadas al medio por los procesos de degradación o por la actividad microbiana, son los principales responsables de la formación de sustancias estables de naturaleza similar a las húmicas (Bernal *et al.*, 2009; Moreno y Mormeneo, 2008). Por tanto, la mineralización de la materia orgánica, la estabilización biológica de ésta y la humificación son procesos interdependientes durante el compostaje y el vermicompostaje de los residuos orgánicos.

La condición más limitante (requisito principal) de un material (compost o vermicompost) para ser utilizado de forma segura en Agricultura es un alto grado de estabilidad y madurez de su fracción orgánica, lo que implica un contenido en materia orgánica estable, es decir resistente a degradaciones microbianas posteriores, y la ausencia tanto de compuestos fitotóxicos como de patógenos vegetales y animales (Bernal *et al.*, 1998).

Los términos madurez y estabilidad suelen utilizarse indistintamente; sin embargo, cada uno de ellos se refiere a características y propiedades específicas de los materiales orgánicos. La madurez está asociada a la aptitud o capacidad (idoneidad) de un compost o vermicompost para sostener el crecimiento vegetal, o lo que es lo mismo, a la ausencia de fitotoxicidad, y es una condición órgano-química del material (Epstein, 1997; Iannotti *et al.*, 1993), mientras que la estabilidad está relacionada con la actividad microbiana en dicho material y la resistencia de la materia orgánica de éste a una posterior degradación (Brewer y Sullivan, 2003). A pesar de ser dos conceptos distintos, madurez y estabilidad están estrechamente relacionadas, ya que, según Zucconi *et al.* (1985), los microorganismos producen compuestos (intermediarios metabólicos) fitotóxicos en los materiales orgánicos inestables.

Hoy día, existe una extensa gama de criterios para evaluar el grado de madurez y estabilidad de un material orgánico, en función de los cuales diversos autores han propuesto, en base a la determinación y el estudio de variados parámetros físico-químicos, químicos y biológicos, diferentes indicadores (índices) que permiten estimar el grado de estabilidad y madurez de composts y vermicomposts de residuos orgánicos. La Tabla 4.1.12 recoge una lista seleccionada de parámetros e índices de naturaleza físico-química y química, así como los valores estándar o de referencia de éstos, propuestos por diferentes autores con objeto de evaluar el grado de madurez y estabilidad tanto de residuos orgánicos (o mezclas) durante los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a los mismos (compostaje y vermicompostaje, entre otros) como de los productos finales obtenidos (compost y vermicompost, respectivamente).

Con objeto de conocer los cambios ocurridos en la madurez y estabilidad de la mezcla de residuos hortícolas estudiada a lo largo de los tres procesos de

tratamiento (COM, C+V y VER) objeto de esta investigación, se seleccionaron determinados parámetros físico-químicos y químicos indicadores de dicho grado.

Tabla 4.1.12. Parámetros e índices físico-químicos y químicos seleccionados, y valor límite de éstos, para evaluar el grado de madurez y estabilidad de composts y vermicomposts de residuos orgánicos

Parámetro/Índice	Valor límite	Fuente
CIC (meq/100g MO)	>60	Harada e Inoko (1980)
	>67	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992a)
Relación CIC/C _{OT} (meq/g)	>1,9	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992b)
	>3,5	García <i>et al.</i> (1992)
Relación C _{OT} /N _T	<12	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992a)
	<12	Bernal <i>et al.</i> (1998)
	<20	Mathur <i>et al.</i> (1993)
C _{OH} (% ms)	≤0,4	Zmora-Nahum <i>et al.</i> (2005)
	<0,5	García <i>et al.</i> (1992)
	<1	Hue y Liu (1995)
	<1,7	Bernal <i>et al.</i> (1998)
Relación C _{OH} /N _T	<0,55	Bernal <i>et al.</i> (1998)
	≤0,7	Hue y Liu (1995)
Relación C _{OH} /N _H	<6	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992a)
	≤16	Hue y Liu (1995)
Relación C _{EXT} /C _{OH}	≥6	Hue y Liu (1995)
Relación C _{EXT} /C _{OT} × 100, RH (%)	>7	Rolleto <i>et al.</i> (1985)
Relación C _{AH} /C _{OT} × 100, IH (%)	>3,5	Rolleto <i>et al.</i> (1985)
Relación C _{AH} /C _{EXT} × 100, P _{AH} (%)	>62	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992a)
C _{AF} (% ms)	≤1,2	Hue y Liu (1995)
Relación C _{AH} /C _{AF} , RP	>1	Rolleto <i>et al.</i> (1985)
	>1,9	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992b)

CIC: capacidad de intercambio catiónico; MO: materia orgánica total; C_{OT}: carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total; C_{OH}: carbono orgánico hidrosoluble; N_H: nitrógeno hidrosoluble; C_{EXT}: carbono orgánico extraíble en medio alcalino; RH: relación de humificación; C_{AH}: carbono de ácidos húmicos; IH: índice de humificación; P_{AH}: porcentaje de ácidos húmicos; C_{AF}: carbono de ácidos fúlvicos; RP: índice de polimerización.

Durante los procesos de degradación y posterior humificación de los materiales orgánicos se produce una acumulación de compuestos con carga negativa, tales como los derivados de la degradación de la lignina, y de grupos funcionales carboxilo y/o hidroxifenólicos que incrementan así la capacidad de intercambio catiónico (CIC), razón por la cual ésta se ha considerado como parámetro indicativo del grado de madurez y estabilidad de un material (o mezcla) (Bernal *et al.*, 1998, 2009; Harada e Inoko, 1980; Roig *et al.*, 1988).

Se observó un aumento gradual de la CIC, expresada en miliequivalentes por cien gramos de materia orgánica total (meq/100g MO), es decir sobre una base en peso libre de cenizas, durante los tres procesos estudiados (Figura 4.1.7), encontrándose al final de VER los mayores valores de este parámetro (94 meq/100g MO) en comparación con C+V y COM (con cifras de 86 y 68 meq/100g MO, respectivamente). En base a lo indicado por Harada e Inoko (1980) e Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992a), los valores de CIC de los materiales obtenidos al final de los procesos de tratamiento y estabilización estudiados (compost y vermicompots) fueron notablemente superiores a los límites mínimos establecidos como indicadores de la madurez y estabilidad de un material orgánico, habiéndose incrementado esta CIC entre 38% (COM) y 54% (VER) con respecto a la CIC de la mezcla de residuos original (muestra correspondiente al día 0).

Diversos autores han propuesto la relación entre la capacidad de intercambio catiónico, ahora expresada en miliequivalentes por cien gramos de materia seca, y el carbono orgánico total (CIC/C_{OT}) como índice de madurez (Bernal *et al.*, 1998; Iglesias-Jiménez y Pérez-Gracia, 1992a).

En la Figura 4.1.7 se presenta la variación de la relación CIC/C_{OT} durante COM, C+V y VER. Se observó un incremento en los valores de este parámetro a medida que trascurrían los tres procesos estudiados. La relación CIC/C_{OT} más elevada se encontró al final de VER (1,99) en comparación con C+V y COM (con valores de 1,78 y 1,58, respectivamente), siendo únicamente en ese proceso (VER) donde los valores obtenidos superaron el límite mínimo establecido por Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992b) para materiales orgánicos maduros (Tabla 4.1.12).

Por otro lado, la relación carbono orgánico total/nitrógeno total (C_{OT}/N_T) es un índice utilizado comúnmente para establecer el grado de madurez de composts y vermicomposts (Iglesias *et al.*, 2008). Los valores de C_{OT}/N_T obtenidos al final de COM, C+V y VER (~11) se encontraron dentro del intervalo indicado para materiales maduros (<12), valores considerados por Bernal *et al.* (1998), Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992a) y Roig *et al.* (1988) como criterio seguro de madurez.

En relación al contenido en carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), los valores encontrados al final de los tres procesos estudiados (Tabla 4.1.10) se situaron también dentro del rango establecido para materiales maduros (Tabla 4.1.12).

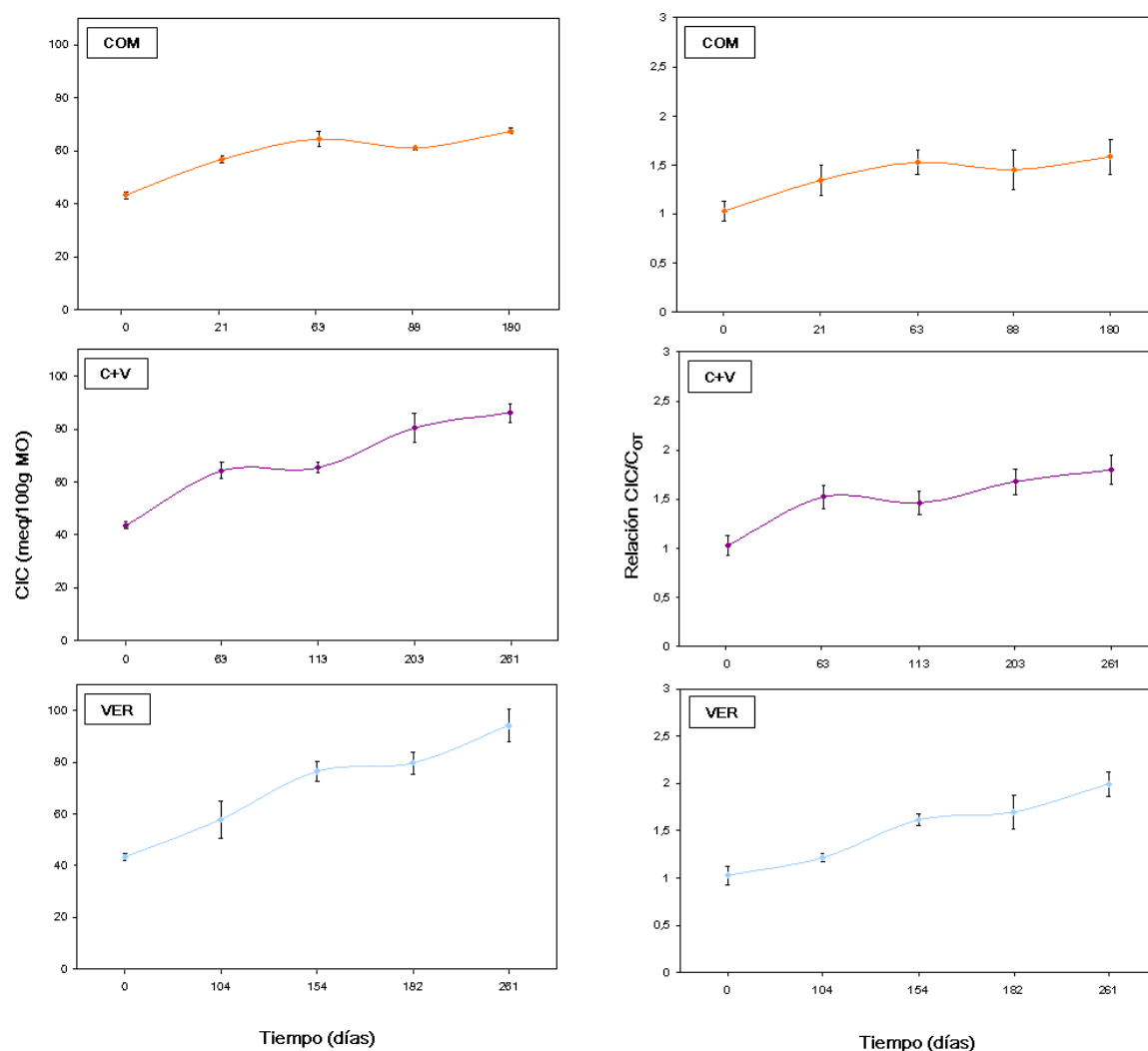


Figura 4.1.7. Variación de la CIC (izquierda) y la relación CIC/C_{OT} (derecha) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

CIC: capacidad de intercambio catiónico; MO: materia orgánica total; C_{OT}: carbono orgánico total
 COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje
 Las barras verticales indican el error estándar

Adicionalmente, la relación C_{OH}/N_T ha sido propuesta por varios autores (Bernal *et al.*, 1998; Hue y Liu, 1995) como parámetro para evaluar la estabilidad

de un material orgánico. En la Figura 4.1.8 se muestra la variación de esta relación a lo largo de COM, C+V y VER.

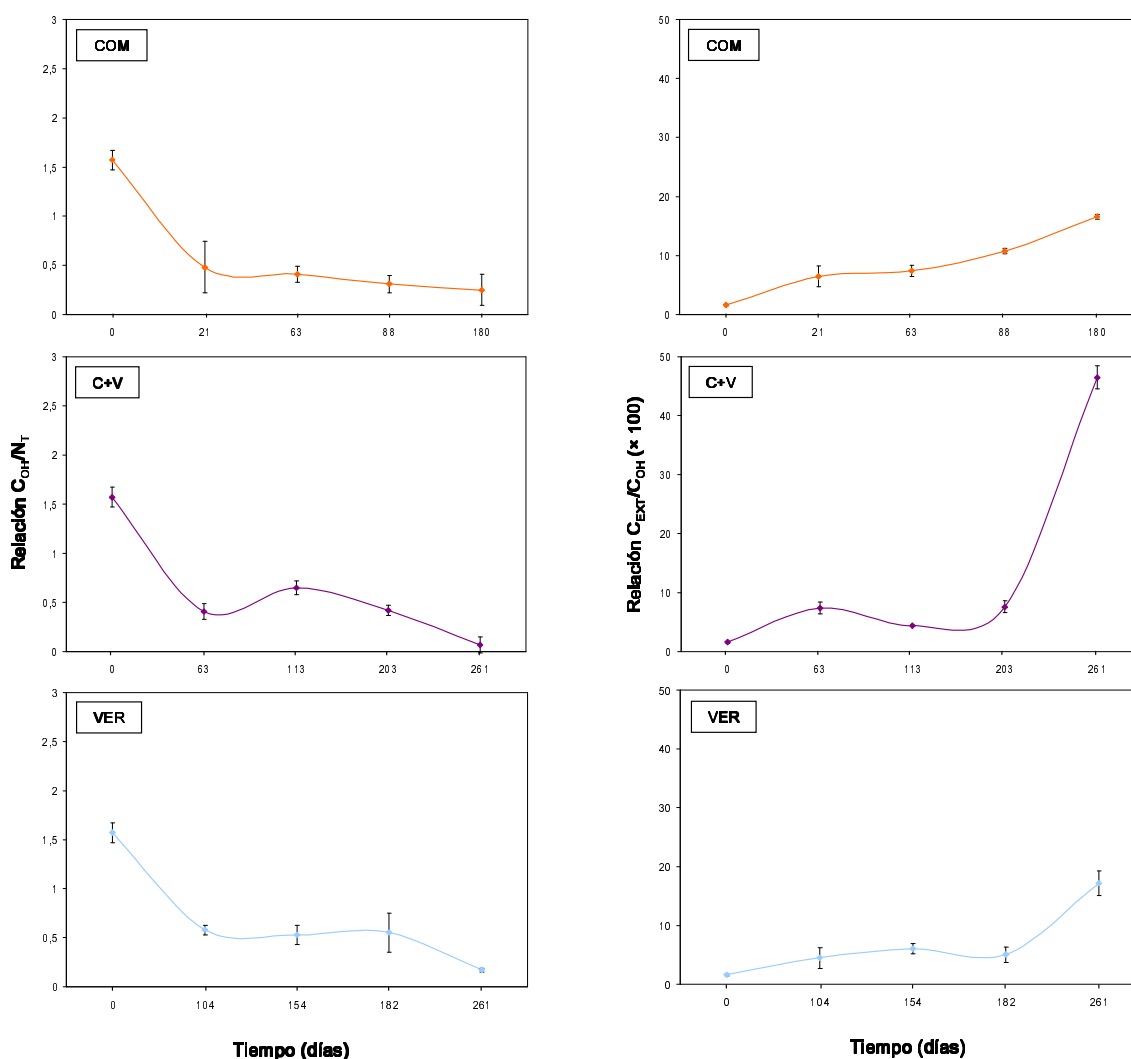


Figura 4.1.8. Variación de la relación C_{OH}/N_T (izquierda) y C_{EXT}/C_{OH} (derecha) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

C_{OH} : carbono orgánico hidrosoluble; N_T : nitrógeno total; C_{EXT} : carbono orgánico extraíble en medio alcalino

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

Las barras verticales indican el error estándar

Se observó una disminución marcada de este parámetro durante los primeros momentos de cada uno de dichos procesos, desde valores de 1,5 en la muestra inicial (día 0) hasta cifras en torno a 0,49 en el segundo muestreo realizado en los tres casos; posteriormente, esta relación disminuyó lentamente y en una cuantía

inferior hasta alcanzar valores comprendidos entre 0,25 y 0,07 al final de COM y C+V, respectivamente. Se observó que en la segunda muestra tomada en cada uno de los tres procesos estudiados, los valores de la ratio C_{OH}/N_T ya habían alcanzado los límites de madurez y estabilidad establecidos ($< 0,55$; Tabla 4.1.12), situación similar a la presentada por Mondini *et al.* (2006) durante el compostaje de residuos lignocelulósicos.

La tendencia de variación observada en la relación C_{OH}/N_T se relacionó estrechamente con la disminución de C_{OH} experimentada durante el compostaje y el vermicompostaje, debido, principalmente, al consumo de los compuestos solubles disueltos en la fase líquida (medio acuoso) de la mezcla de residuos tratada por parte de los organismos presentes en ésta (Said-Pullicino *et al.*, 2007; Zmora-Nahum *et al.*, 2005).

A su vez, la relación C_{EXT}/C_{OH} aumentó a lo largo de COM, C+V y VER, apreciándose un incremento mayor en las etapas finales de estos tres procesos, especialmente en C+V donde se alcanzó un valor final significativamente superior (45) al encontrado en VER y COM (17 y 16, respectivamente). Los cambios en la relación C_{EXT}/C_{OH} a lo largo de COM, C+V y VER estuvieron directamente relacionados con el aumento en los niveles de C_{EXT} y la disminución de C_{OH} observados durante el transcurso de los mismos (Tabla 4.1.10).

En la Figura 4.1.9 se presenta la variación de la relación de humificación (RH, %), índice que evalúa el porcentaje de carbono orgánico total transformado en compuestos húmicos, y del índice de humificación (IH, %), parámetro que estima la evolución de la materia orgánica no humificada hacia compuestos húmicos, durante COM, C+V y VER.

Se observó un incremento en estos dos índices a lo largo de los tres procesos estudiados, obteniéndose al finalizar dichos procesos valores superiores a los de la muestra inicial (día 0). Esta tendencia de variación fue más definida para RH en COM y VER que en C+V, a lo largo del cual se presentó mayor variabilidad entre los diferentes muestreos realizados. En el caso de IH, se apreció un ligero incremento durante el transcurso de COM, C+V y VER. En todos los casos, y desde el inicio de los tres procesos estudiados, los niveles de RH e IH fueron muy superiores al límite mínimo establecido (Tabla 4.1.12).

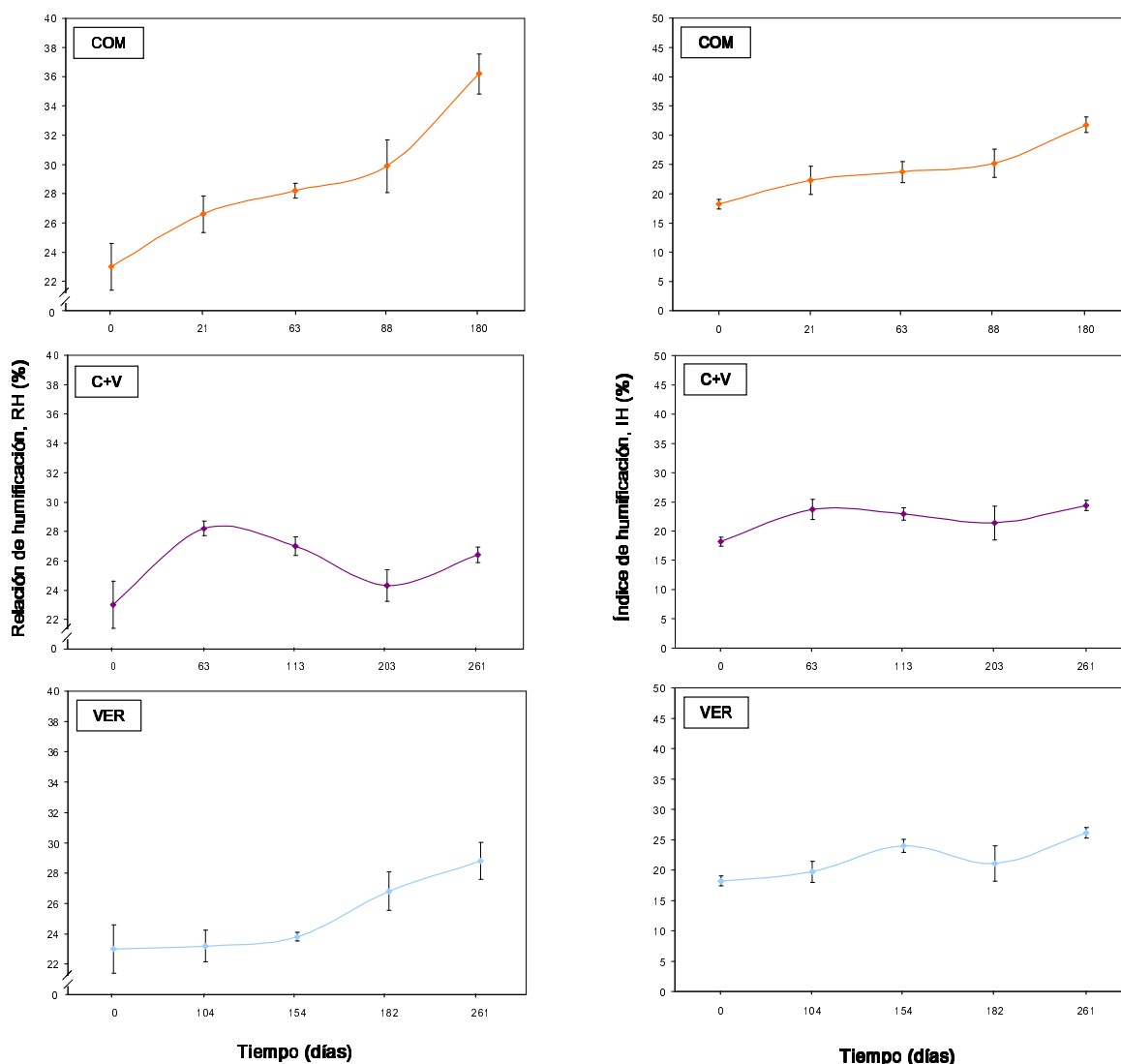


Figura 4.1.9. Variación de la relación de humificación (RH, izquierda) y del índice de humificación (IH, derecha) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje
Las barras verticales indican el error estándar

Algunos autores consideran que estos índices no son suficientemente adecuados para evaluar el grado de madurez y estabilidad de un material orgánico en el curso de su tratamiento (Adani *et al.*, 1995; Chefetz *et al.*, 1998; Veeken *et al.*, 2000), especialmente en las muestras tomadas al inicio de los procesos de biodegradación y estabilización, ya que: los métodos analíticos utilizados para la extracción de sustancias húmicas (medio alcalino) son generalmente inespecíficos y, por tanto, otras sustancias de naturaleza no húmica

como, por ejemplo, grasas, proteínas, polifenoles o carbohidratos, son también extraídas (co-extracción) (Alburquerque *et al.*, 2009; Bustamante *et al.*, 2008a; Sánchez-Monedero *et al.*, 1999); y, eventualmente, puede ocurrir una parcial co-precipitación ácida de componentes de la materia orgánica incompletamente humificada, produciéndose, como consecuencia de lo anterior, una sobreestimación del carbono orgánico extraíble (C_{EXT}), así como del de la fracción húmica (C_{AH}) y fúlvica (C_{AF}) (Fernández *et al.*, 2007; Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992b).

Por otro lado, el porcentaje de ácidos húmicos (P_{AH} , %), que estima el porcentaje de carbono orgánico total extraíble en medio alcalino transformado en compuestos húmicos, y el índice de polimerización (RP, adimensional), que evalúa el grado de transformación de la fracción fúlvica (formada principalmente por sustancias en las que las cadenas alifáticas predominan sobre los núcleos aromáticos) en húmica (constituida por compuestos en los que ha aumentado el volumen de los núcleos aromáticos y han disminuido las cadenas alifáticas, en comparación con la fracción fúlvica) (Iglesias *et al.*, 2008; Stevenson, 1994), aumentaron durante COM, C+V y VER, tendencia que estuvo relacionada principalmente con el incremento en los niveles de carbono de ácidos húmicos a lo largo de los tres procesos estudiados (Figura 4.1.10). Los índices P_{AH} y RP aumentaron al inicio y al final de COM y C+V, presentando valores más o menos constantes en las muestras tomadas en las etapas intermedias, mientras que en VER se apreció un incremento en estos dos índices desde el inicio del proceso hasta el día 154 (inflexión de la población de lombrices), a partir del cual se observó una estabilización de los valores hasta finalizar dicho proceso.

Al concluir COM, C+V y VER, los valores de P_{AH} y RP fueron superiores al 85% y a 7, respectivamente, reflejando un alto grado de humificación de la materia orgánica, resultado de la continua formación de sustancias policondensadas, derivadas principalmente de: la fracción de lignina de la mezcla de residuos hortícolas tratada, los compuestos metabólicos procedentes de la actividad microbiana, y/o la progresiva degradación (o reorganización) de las sustancias no húmicas presentes en la fracción fúlvica (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992b; Sellami *et al.*, 2008; Wu y Ma, 2002). Sin embargo, y al igual que ocurría con los índices discutidos anteriormente (RH e IH), las relaciones P_{AH} y

RP mostraron valores superiores a los límites mínimos establecidos por los diferentes autores desde el inicio de los tres procesos estudiados, motivo por el cual no se recomienda el uso de estos índices como únicos parámetros para evaluar el grado de madurez y estabilidad de un compost o vermicompost, de acuerdo con lo señalado por Bustamante *et al.* (2008a) durante el co-compostaje de orujos de uva desalcoholizados mezclados con estiércoles.

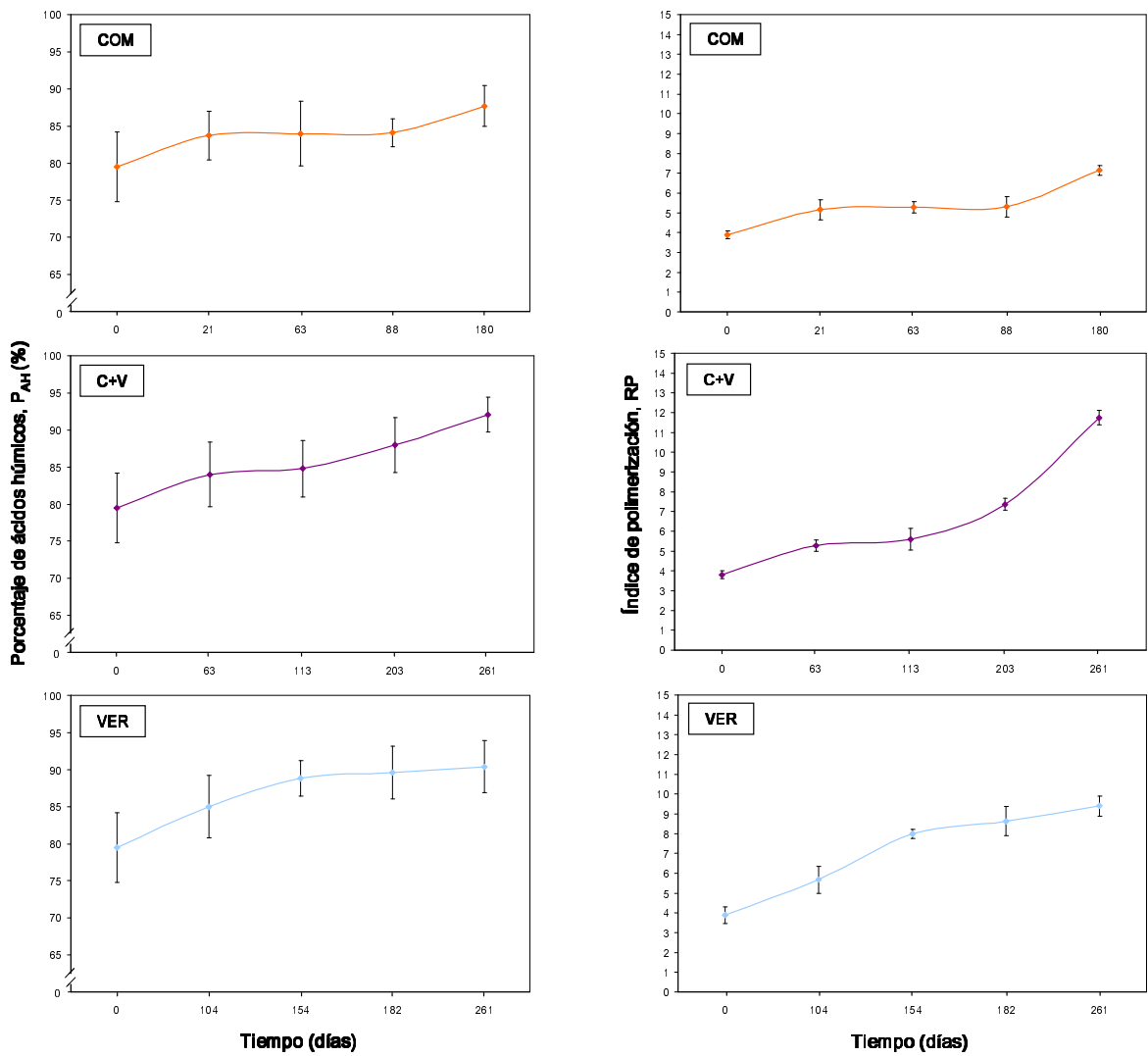


Figura 4.1.10. Variación del porcentaje de ácidos húmicos (P_{AH} , izquierda) y del índice de polimerización (RP, derecha) en la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje
Las barras verticales indican el error estándar

Finalmente, y en base a los resultados obtenidos para los diferentes parámetros e índices seleccionados como indicadores de la madurez y estabilidad de la materia orgánica en la mezcla de residuos hortícolas tratada mediante COM, C+V y VER, se puede decir que, en general, la tendencia de variación seguida por los diferentes parámetros controlados fue la esperable durante los tres procesos estudiados, y que los productos obtenidos al final de los mismos (compost y vermicomposts) presentaron características adecuadas para su uso seguro en Agricultura. Además, debe señalarse que, debido a la multitud de factores que han de considerarse a la hora de evaluar la madurez y estabilidad de un compost o vermicompost, es imprescindible aplicar simultáneamente, de forma combinada y complementaria, diferentes métodos (criterios) que permitan determinar con la mayor exactitud y precisión posibles el grado de madurez y estabilidad alcanzado por la fracción orgánica del material tratado.

4.1.2.4. Elementos minerales asimilables (solubles en agua)

La reactividad química de un residuo orgánico (o mezcla) es el conjunto de reacciones que tienen lugar como consecuencia de la interacción del agua con éste. Durante los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a los residuos orgánicos (compostaje y vermicompostaje, entre otros), éstos reaccionan, liberando elementos minerales al medio (fase líquida) debido a la degradación, disolución y/o reacción de los numerosos y variados compuestos que constituyen el material sólido de dichos residuos (Burés, 1997).

La fase líquida que ocupa parte del volumen poroso de la matriz sólida del residuo orgánico está formada por agua y sustancias disueltas, las cuales constituyen una disolución acuosa donde se encuentran –en forma asimilable para la planta– la mayoría de los elementos minerales esenciales (nutrientes), cuya concentración dependerá del material orgánico, del contenido de humedad de éste y de las reacciones ocurridas durante los procesos de tratamiento y estabilización aplicados.

El estudio de los cambios que experimenta la concentración de los elementos minerales (principalmente macroelementos) “asimilables”, es decir solubles en agua, de un residuo orgánico con el transcurso de los procesos de tratamiento y estabilización aplicados a éste como, por ejemplo, compostaje y vermicompostaje,

adquiere una relevancia especial –y es más importante aún que la determinación de los elementos “totales”– cuando el uso al que se va a destinar el producto final a obtener (compost o vermicompost) sea como sustrato o componente de sustratos de cultivo. Esto es así porque, en esta aplicación (sustrato para el cultivo sin suelo), el sistema radical de la planta está anclado en el residuo tratado y estabilizado, de donde ésta absorberá los nutrientes esenciales para su metabolismo, crecimiento y desarrollo (Abad y Carrión, 2006; Blok *et al.*, 2008; Bunt, 1988; Carmona y Abad, 2008; Handreck y Black, 2002; Norma UNE- EN 13652, 2002; Raviv *et al.*, 2002). Además, la extracción de nutrientes y elementos solubles en agua de un material orgánico aporta información valiosa y de interés sobre la estrecha interrelación existente entre el contenido total en sales solubles, el potencial osmótico y la nutrición vegetal.

Al inicio del compostaje y el vermicompostaje la mayor parte del nitrógeno de la mezcla de residuos orgánicos tratada se encuentra en forma orgánica, principalmente formando parte de la estructura de proteínas y péptidos más simples. Durante el transcurso de dichos procesos parte de este nitrógeno es mineralizado a amonio mediante reacciones de amonificación desarrolladas por la actividad de los microorganismos. El amonio así formado puede ser: disuelto; inmovilizado por los organismos presentes en el residuo, que lo usan como fuente de N para transformarlo, nuevamente, en nitrógeno orgánico; volatilizado, en condiciones de temperatura y pH adecuadas; y/o, transformado en nitrato por las bacterias nitrificantes, cuando la temperatura de la mezcla es inferior a 40°C y las condiciones de aireación son favorables (Sánchez- Monedero *et al.*, 2001; Witter y López-Real, 1987).

Los cambios ocurridos en la concentración de nitrógeno mineral ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) durante el compostaje y el vermicompostaje son de gran interés, ya que esta forma de nitrógeno es más susceptible de variar durante estos procesos de degradación y estabilización; además, su contenido en el producto final es importante desde el punto de vista agronómicos, ya que el nitrógeno mineral es asimilado directamente por el sistema radicular de las plantas (Sánchez- Monedero *et al.*, 2001).

En la Tabla 4.1.13 se muestra la variación en los niveles de nitrógeno mineral ($N_{min} = N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) durante los tres procesos estudiados. Se observó un

incremento en los niveles de este elemento a lo largo de COM y en las primeras etapas de C+V (precompostaje, días 0 a 63), encontrándose al final de estos dos procesos valores superiores a los de la muestra inicial (día 0), mientras que en VER la concentración de N_{\min} en la muestra final fue marcadamente inferior a la de la muestra tomada al inicio de dicho proceso. El contenido en N_{\min} disminuyó durante los dos procesos de vermicompostaje estudiados (C+V, desde el día 63 y VER, desde el día 0), siendo además la cuantía de esta disminución comparativamente superior en VER ($\Delta = -77\%$ con respecto a la muestra del día 0, frente a sólo -26% respecto a la muestra tomada el día 63 en C+V).

Este comportamiento de N_{\min} en VER y durante la etapa de vermicompostaje en C+V puede estar relacionado con procesos de inmovilización de nitrógeno por parte de los organismos presentes en estos tratamientos y pérdidas por volatilización en forma de NH_3 , favorecidas por las condiciones alcalinas del medio, además; el riego frecuente de las literas puede ocasionar pérdidas de este elemento por lixiviación (Mainoo *et al.*, 2009).

Se apreció un incremento en los niveles de fósforo –expresado como $H_2PO_4^-$ – durante COM, C+V y VER, encontrándose una mayor concentración de este elemento al final de COM en comparación con VER y C+V (Tabla 4.1.13). La disminución de la masa de materia orgánica en la mezcla de residuos utilizada durante los procesos de biodegradación y estabilización estudiados provoca un aumento en la cantidad de fósforo y, ya que las pérdidas de este elemento por volatilización o lixiviación son prácticamente nulas, es esperable un incremento en la concentración del mismo a lo largo de dichos procesos (Felton *et al.*, 2004; Gálvez-Solá *et al.*, 2010). En C+V y VER, este efecto puede atribuirse, además, a la fragmentación y división mecánica del material orgánico (sustrato) ocasionadas por las lombrices y la actividad microbiana que estos anélidos generan durante el vermicompostaje, así como a la estimulación de la actividad enzimática desarrollada dentro del tracto digestivo de las mismas (Kaushik y Garg, 2004; Subramanian *et al.*, 2010).

Por otra parte, los niveles de potasio (K^+) y azufre (SO_4^{2-}) aumentaron durante COM, mientras que en C+V y VER disminuyeron de forma marcada, coincidiendo con el ingreso de las lombrices en las literas (Tabla 4.1.13), lo que está probablemente relacionado con la incorporación (inmovilización) de dichos

elementos minerales a los tejidos de estos anélidos y con pérdidas por lixiviación durante el vermicompostaje (Chaudhuri *et al.*, 2000; Elvira *et al.*, 1996; Mitchell, 1997). Aunque K^+ y SO_4^{2-} son dos formas iónicas solubles en agua y por tanto fácilmente lixiviables, los resultados obtenidos en COM en relación con ambos elementos indican que la acumulación de éstos (debida a la pérdida de peso de las pilas –efecto de concentración– durante el proceso así como al aporte con el agua de riego de dichas pilas, entre otros factores) predominó sobre su pérdida por lixiviación (tras los riegos realizados) e inmovilización, produciéndose así los superávits observados a lo largo de dicho proceso.

Los contenidos de Ca^{2+} y Mg^{2+} presentaron, en general, una tendencia de variación similar en COM, C+V y VER, disminuyendo durante el transcurso de éstos, lo que está probablemente relacionado con la pérdida de estos cationes por lixiviación debido al riego aplicado a las pilas y las literas durante el compostaje y el vermicompostaje, respectivamente, de la mezcla de residuos hortícolas estudiada (Kaushik y Garg, 2003). Este descenso ocurrió bruscamente durante los primeros muestreos en los tres procesos estudiados, manteniéndose posteriormente sin variaciones significativas en COM (días 21 a 180), mientras que prosiguió en C+V (días 63 a 261) y VER (días 104 a 261), pero ya gradualmente y, además, en una cuantía comparativamente superior en C+V.

En cuanto a los cambios ocurridos en los niveles de los microelementos determinados a lo largo de los tres procesos objeto de esta investigación (Tabla 4.1.13), se observó una disminución en los valores de Cu, Zn, Mn y B, mientras que Mo mostró una concentración al final de COM y C+V mayor que en la muestra tomada al inicio de éstos. El hierro disminuyó a lo largo de los tres procesos estudiados, incrementándose su contenido en el último muestreo, que difirió de la muestra tomada el día 0 solamente en COM.

Por otra parte, el nivel de sodio (Na^+) aumentó durante COM, mientras que en C+V y VER disminuyó de manera significativa en comparación con la muestra inicial (día 0), resultado que puede estar relacionado con la pérdida de este elemento –por lixiviación– ocasionada por los riegos aplicados a las literas, de acuerdo con lo señalado por Subramanian *et al.* (2010).

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados obtenidos para los elementos minerales asimilables (mg/L de mezcla, Tabla 4.1.14) se

encontraron, en el caso de todos los macronutrientes determinados (Tabla 4.1.14 [a]), efectos altamente significativos para los dos factores estudiados (Proceso y Tiempo transcurrido desde el inicio del mismo) y para la interacción de ambos. Los micronutrientes Fe, Zn y Mn (Tabla 4.1.14 [b]) no mostraron efectos significativos para el factor Proceso ni para la interacción de los dos factores indicados, mientras que el factor Tiempo afectó significativamente a todos los micronutrientes analizados.

Tabla 4.1.14. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER) y Tiempo (días desde el inicio del proceso)– sobre la concentración de algunos elementos minerales asimilables (macronutrientes [a] y micronutrientes [b]) en la mezcla de residuos hortícolas utilizada

[a]

Fuente de variación	N _{min}	H ₂ PO ₄ ⁻	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
A. Proceso	***	**	***	***	***	***	***
B. Tiempo	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B	***	***	***	***	***	***	***

[b]

Fuente de variación	Fe	Cu	Zn	Mn	Mo	B
A. Proceso	ns	***	ns	ns	*	***
B. Tiempo	***	***	***	***	**	***
C. Interacción A x B	ns	***	ns	ns	***	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

N_{min}: nitrógeno mineral (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺)

ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a P≤0,05, P≤0,01 y P≤0,001, respectivamente

El análisis global de los procesos de tratamiento y estabilización estudiados (COM, C+V y VER) basado en los cambios físico-químicos y químicos sufridos por la mezcla de residuos hortícolas tratada, puede resultar complicado, debido, principalmente, al elevado número de variables controladas y el fuerte grado de correlación existente entre éstas. Por ello, y en base a la matriz de correlaciones entre las principales características físico-químicas y químicas estudiadas (ver la Tabla 4.1.15), se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con el propósito de extraer, mediante la reducción o compresión de una serie de datos multivariantes (datos originales), las principales características de estos tres

procesos (componentes principales, CP), perdiendo la menor cantidad de información posible (Eriksson y Hermens, 1995; Thomsen, 2002; Zbytniewski y Buszewski, 2005).

En base al criterio de “autovalores” (“eigenvalues”) (González *et al.*, 1994; Jolliffe, 2002) se seleccionaron los primeros tres componentes principales (CP) que explicaron globalmente el 91% de la varianza total de las variables originales (Tabla 4.2.16).

Tabla 4.1.16. Análisis de componentes principales (ACP) de las características físico-químicas y químicas de las muestras tomadas durante los tres procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a la mezcla de residuos hortícolas estudiada

Componente (CP)	Autovalor	Varianza explicada (%)	Varianza acumulada (%)
1	8,178	48,110	48,110
2	5,173	30,732	78,842
3	2,009	11,818	90,660
4	0,681	4,008	94,668
5	0,331	1,952	96,620
6	0,223	1,314	97,934
7	0,159	0,936	98,870
8	0,093	0,548	99,418
9	0,060	0,355	99,773
10	0,038	0,228	100

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

En la Figura 4.1.11 [a] se aprecia la separación de los tres procesos estudiados en dos grupos bien diferenciados (óvalos de línea discontinua). Por una parte se encuentran agrupadas las cinco muestras tomadas durante el proceso COM y las muestras de los días 0 y 63 de C+V (correspondientes al precompostaje realizado en este tratamiento), mientras que por otra se ubican el resto de muestras (tres) de C+V –de la etapa de vermicompostaje– y las cinco de VER.

El componente principal 1 (CP 1, sobre el eje de las abscisas) separa la muestra inicial (día 0), con elevado contenido en materia orgánica total (MO) y carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), de las muestras tomadas al final de los procesos estudiados, correspondientes al compost (C) y los dos vermicomposts

obtenidos (V1 y V2), las cuales contenían mayor cantidad de carbono orgánico extraíble (en medio alcalino, C_{EXT}) y carbono de ácidos húmicos (C_{AH}), y presentaban además mayor índice de humificación (IH) y una relación de humificación (RH) más elevada que en los muestreos realizados en las fechas intermedias.

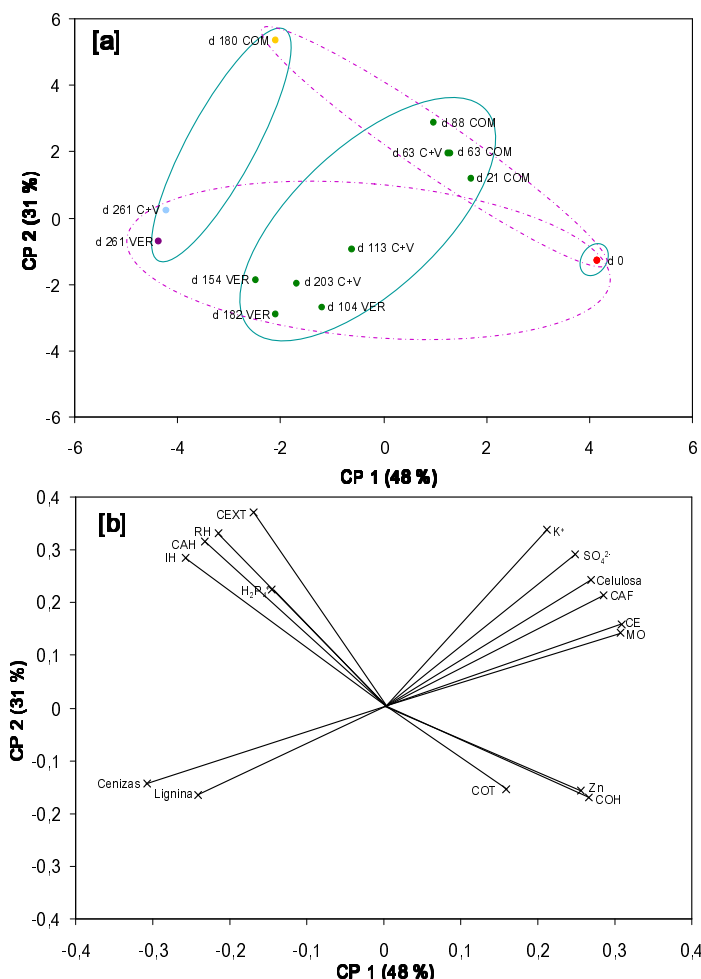


Figura 4.1.11. Distribución ortogonal del análisis de componentes principales (ACP) para los procesos de tratamiento y de estabilización estudiados (COM, C+V y VER) [a] y para algunos parámetros físico-químicos y químicos determinados en las muestras (mezcla de residuos) tomadas durante dichos procesos [b]

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

CP: componente principal (y varianza explicada)

d: días desde el inicio del proceso

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica total; COT: carbono orgánico total; CEXT: carbono orgánico extraíble en medio alcalino; CAH: carbono de ácidos húmicos; CAF: carbono de ácidos fúlvicos; COH: carbono orgánico hidrosoluble; RH: relación de humificación; IH: índice de humificación

El componente principal 2 (CP 2, sobre el eje de ordenadas) separa las muestras intermedias –óvalo de línea continua en el centro de la figura– del proceso COM de las de C+V y VER, evidenciándose con esto las diferentes circunstancias, factores y reacciones que condicionan los procesos de compostaje y vermicompostaje estudiados, lo que se reflejó, además, en los materiales obtenidos finalmente (compost y vermicomposts, óvalo de línea continua en la izquierda de la figura).

Por otra parte, en la Figura 4.1.11 [b] se representan las variables que mejor definieron cada uno de los componentes principales obtenidos en el análisis ACP. Así, el componente CP 1 estuvo afectado mayormente, por un lado, por Conductividad Eléctrica (CE), materia orgánica total (MO), Celulosa, Carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), y Zn, y por otro, por Cenizas y Lignina.

El componente CP 2 vino definido, principalmente, por las variables carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}), índice de humificación (IH), relación de humificación (RH), K^+ y SO_4^{2-} , relacionadas en su mayoría con el grado de estabilidad y madurez de los materiales (Bernal *et al.*, 2009; Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992b)

4.1.3. Evolución de las propiedades bioquímicas y biológicas

4.1.3.1. Actividades enzimáticas

Durante el compostaje y el vermicompostaje, el residuo orgánico de partida se ve modificado notablemente por la descomposición y humificación que tienen lugar por medio de una amplia variedad de procesos biológicos y bioquímicos. Las enzimas desempeñan un papel fundamental en estas transformaciones, ya que los microorganismos encargados de la descomposición del material son incapaces de metabolizar directamente la materia orgánica polimérica (o compleja). Para ello, durante los procesos de biodegradación dichos microorganismos producen enzimas hidrolíticas (enzimas extracelulares) que despolimerizan las macromoléculas, convirtiéndolas en fragmentos más pequeños y solubles en agua, y haciéndolas así potencialmente asimilables (García *et al.*, 2003; Ros *et al.*, 2006; Tiquia *et al.*, 2001).

Las enzimas más estudiadas en los procesos de tratamiento y estabilización de residuos orgánicos son las hidrolasas, las cuales pueden ser utilizadas como

indicadores (índices) de la evolución de la materia orgánica durante el compostaje o el vermicompostaje, ya que los cambios producidos durante dichos procesos se ven reflejados en variaciones en la actividad de estas enzimas (Benítez *et al.*, 1999; García *et al.*, 1993; Melgar, 2003).

En la Figura 4.1.12 se muestran los cambios en la actividad ureasa (expresada en $\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1}$ de materia seca h^{-1}) durante COM, C+V y VER.

La ureasa, enzima relacionada con el ciclo de nitrógeno que cataliza la hidrólisis de la urea o de sustratos tipo ureico (amidas lineales) dando como productos finales de reacción dióxido de carbono y amoníaco (Sastre y Lobo, 2003; Tabatabai y Bremner, 1972), mostró valores elevados al inicio (día 0) de los tres procesos estudiados, para ir luego disminuyendo hasta el día 21 en COM y los días 113 y 104 en C+V y VER, respectivamente, y manteniéndose posteriormente más o menos constante hasta el final de dichos procesos, momento en el que se observó un ligero aumento en VER y una reducción en COM. Esta tendencia de variación de la actividad ureasa con el tiempo es similar a la indicada por Benítez *et al.* (1999) durante el vermicompostaje de lodos de depuradora y por Fang *et al.* (1999) en el co-compostaje de lodos de depuración y cenizas de carbón (residuos de la combustión de carbón en las centrales termoeléctricas).

Las fosfatasa son, de modo genérico, un grupo amplio de enzimas que catalizan la hidrólisis de ésteres y anhídridos del ácido fosfórico (Tabatabai y Bremner, 1969; Trasar *et al.*, 2003). La actividad de las fosfatasa se debe a la presencia de compuestos fosforilados (con distinta composición y tipo de enlace químico), que actúan como sustratos para los microorganismos (Ayuso *et al.*, 1996), y es considerada como un indicador de la actividad microbiana (Speir y Ros, 1978). A este extenso grupo pertenecen la fosfatasa ácida y la fosfatasa alcalina, también conocidas como fosfomonoesterasa ácida y fosfomonoesterasa alcalina, respectivamente, que son dos enzimas que catalizan la hidrólisis de glicerofosfatos y se diferencian en su pH óptimo de actuación. En la Figura 4.1.13 se muestran los cambios ocurridos en la actividad fosfatasa ácida y fosfatasa alcalina (ambas expresadas en $\mu\text{moles de p-nitrofenol, PNF g}^{-1}$ de materia seca h^{-1}) durante los tres procesos estudiados.

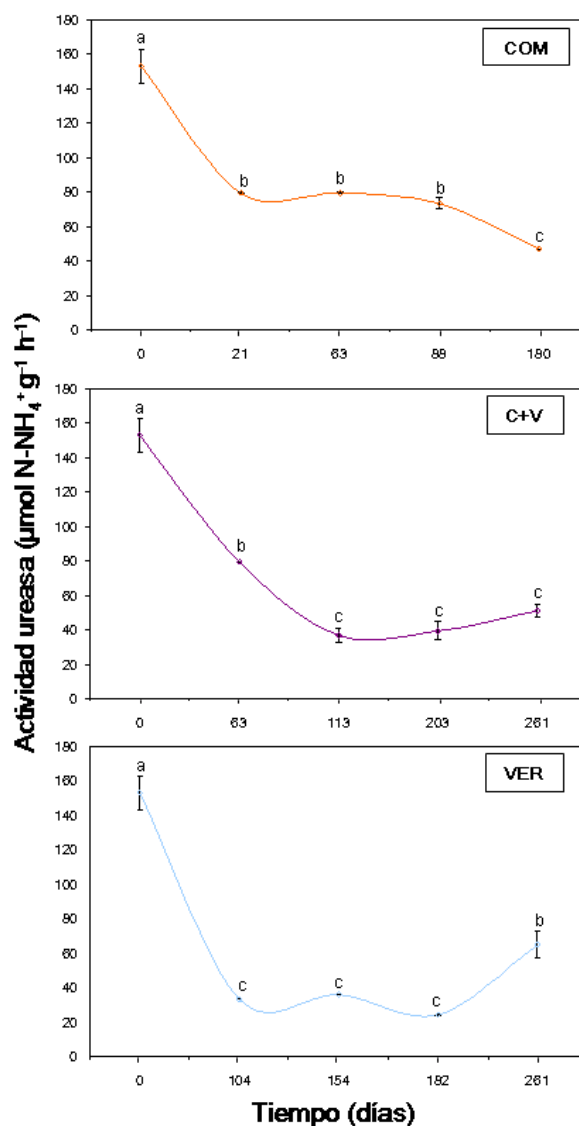


Figura 4.1.12. Cambios en la actividad ureasa de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

Las barras verticales indican el error estándar

Valores para COM, C+V y VER afectados por letra común no difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Se observó que la actividad fosfatasa ácida fue inferior a la de la fosfatasa alcalina en todos los casos, lo que puede estar relacionado con los valores de pH obtenidos (alcalinos) a lo largo de los tratamientos aplicados a la mezcla de residuos hortícolas estudiada (Tabla 4.1.4), favoreciendo esta última actividad enzimática.

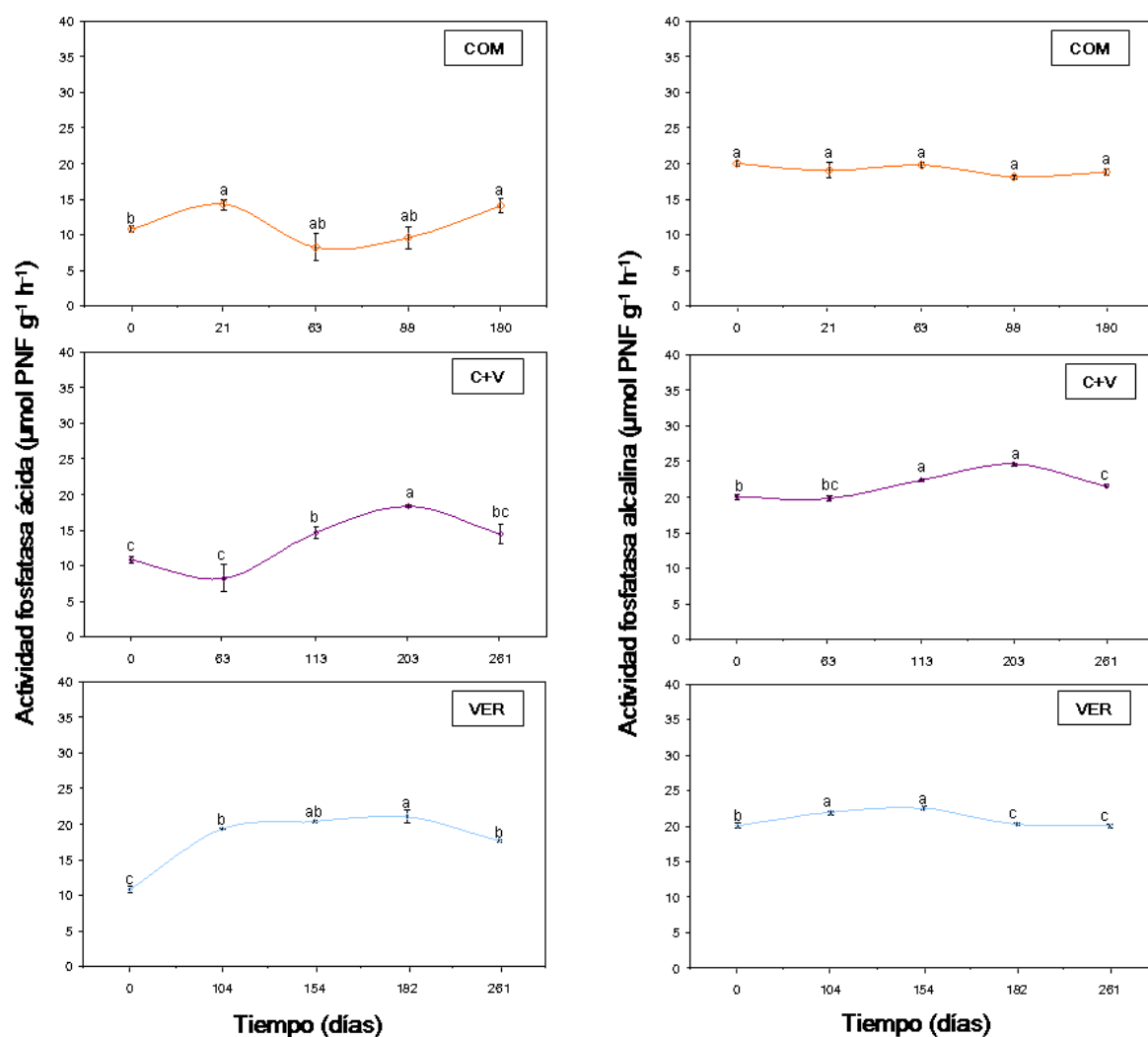


Figura 4.1.13. Cambios en la actividad fosfatasa ácida (izquierda) y fosfatasa alcalina (derecha) de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje
PNF: p-nitrofenol

Las barras verticales indican el error estándar

Valores para COM, C+V y VER afectados por letra común no difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Sin embargo, la variación con el tiempo en la actividad fosfatasa ácida fue más marcada que en la alcalina. En COM se observó un incremento en la actividad fosfatasa ácida a los 21 días, manteniéndose luego más o menos estable hasta el final de este proceso; en C+V y VER esta actividad aumentó a los 113 y 104 días, respectivamente –coincidiendo con el crecimiento exponencial de la población de lombrices, lo que estimuló el metabolismo microbiano (Benítez *et*

al., 1999)–, para mostrar después un ligero descenso hacia el final de estos dos procesos, pero encontrándose en ambos casos valores superiores a los de la muestra inicial (día 0).

A su vez, la fosfatasa alcalina no presentó variaciones significativas en su actividad durante COM, mientras que en C+V y VER disminuyó ligeramente hacia el final de dichos procesos (a partir de los días 203 y 154 en C+V y VER, respetivamente), donde se alcanzaron valores inferiores a los de la muestra inicial (día 0).

Por otro lado, la β -glucosidasa –enzima relacionada con la mineralización del carbono orgánico, que cataliza la hidrólisis de β -D-glucopiranosidos e interviene en el proceso final de degradación de la celulosa, ya que descompone los derivados de bajo peso molecular acumulados en el sustrato liberando glucosa (Jiménez y Bonmatí, 2003; Tabatabai, 1982)– mostró un incremento en su actividad al inicio de los procesos estudiados (día 63 en COM y C+V, y día 104 en VER), para disminuir posteriormente hacia el final de los mismos como consecuencia del decrecimiento del sustrato orgánico disponible (Benítez *et al.*, 1999; Cunha-Queda *et al.*, 2007). La actividad de esta enzima presentó mayor variación con el tiempo durante C+V y VER que durante COM, observándose, además, una mayor actividad en VER en comparación con COM y C+V (Figura 4.1.14).

Por último, y según todo lo arriba expuesto, hay que señalar que los materiales finalmente obtenidos en los procesos de tratamiento y estabilización estudiados, mostraron actividades de algunas enzimas significativamente inferiores a los de la mezcla de residuos frescos de partida, particularmente la ureasa (en COM, C+V y VER) y la fosfatasa alcalina (en C+V y VER). Sin embargo, debe destacarse que estos materiales, al tener estabilizada su materia orgánica, tendrán una mayor capacidad para la construcción de un pool enzimático “estable”, es decir, complejos “enzima-humus” resistentes a la desnaturalización de las enzimas, de acuerdo con lo indicado por Benítez *et al.* (2000a, 2005) y Nogales *et al.* (2008).

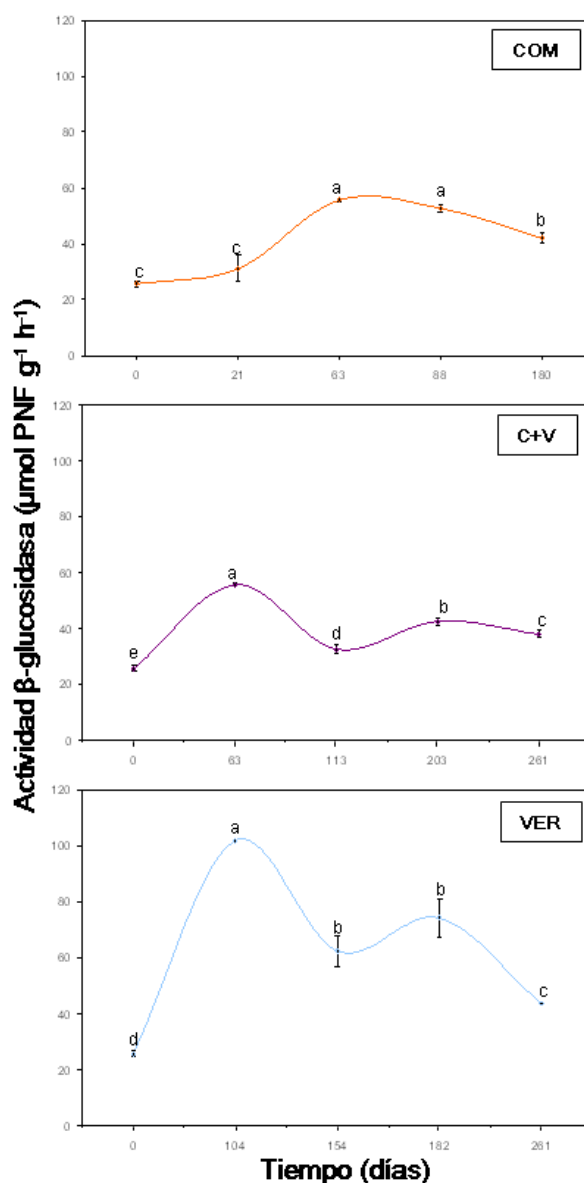


Figura 4.1.14. Cambios en la actividad de la β -glucosidasa de la mezcla de residuos hortícolas estudiada durante los procesos de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER) aplicados a ésta

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

PNF: p-nitrofenol

Las barras verticales indican el error estándar

Valores afectados por letra común no difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

4.1.3.2. Bioensayos de germinación

Durante los procesos de degradación y estabilización de la materia orgánica de los residuos se producen sustancias que pueden influir negativamente en el desarrollo vegetal, especialmente cuando dicho residuos tratados y estabilizados

se usan en Agricultura y Horticultura como enmiendas (o mejoradores del suelo), abonos y sustratos de cultivo. Muchos de estos compuestos se generan de forma dinámica y transitoria –ya que dependen de la etapa por la que pasan (o a la que han llegado) dichos procesos, el tipo de proceso en desarrollo, y la correcta gestión del mismo (Iglesias *et al.*, 2008)–, pudiendo provocar efectos fitotóxicos, inhibidores del crecimiento de las plantas (Wong *et al.*, 2001). Unas de las metodologías comúnmente utilizadas para evaluar la fitotoxicidad de materiales orgánicos son los bioensayos de germinación de semillas propuestos por Zucconi *et al.* (1981), que se fundamentan en la colocación de semillas de una especie vegetal –seleccionada por su sensibilidad a sustancias fitotóxicas– en contacto con el extracto acuoso del material a testar, y en los que se controla la tasa de germinación y la elongación de la radícula en comparación con el control (generalmente agua destilada).

En la Tabla 4.1.17 se muestran los resultados del porcentaje de germinación de las semillas (G, %) de berro (*Lepidium sativum*, cv. ‘Alenois’) y lechuga (*Lactuca sativa*, cv. ‘Bionda Degli Ortolani’) así como los de la longitud media de las radículas que emergieron (Lm, mm), en los extractos acuosos puros (100%) y diluidos (25%) de las muestras tomadas a lo largo de los procesos estudiados (COM, C+V y VER).

En general, se encontraron variaciones poco consistentes y significativas en el porcentaje de germinación de las semillas (G) de las dos especies seleccionadas durante los tratamientos aplicados a la mezcla de residuos de partida, situación que fue además similar en los dos extractos preparados (puro y diluido).

Sin embargo, se apreció un incremento en la longitud de la radícula (Lm) de las semillas de berro germinadas en los extractos puro y diluido a lo largo de COM y VER, mientras que en C+V este parámetro alcanzó su valor más bajo en el extracto puro de la muestra tomada al final de dicho proceso; no obstante, esta Lm se incrementó ligeramente al utilizar el extracto diluido de dicha muestra (la tomada el día 261). En lechuga, no se observaron, en general, cambios significativos en Lm a lo largo de los tratamientos estudiados (COM, C+V y VER).

En berro las variaciones observadas en los dos parámetros señalados –especialmente en Lm– se reflejaron en el índice de germinación (IGe, expresado

como porcentaje [%] del control utilizado), que se incrementó a lo largo de COM y VER en los dos extractos utilizados (Figura 4.1.15). En C+V, el índice IGe de la muestra tomada al final del proceso fue ligeramente inferior al de la muestra inicial (día 0) en el extracto puro, desapareciendo esta diferencia en el extracto diluido.

Tabla 4.1.17. Variación de los parámetros porcentaje de germinación de las semillas (G) y longitud media de la radícula (Lm) en los bioensayos de berro y lechuga realizados utilizando extractos acuosos puros (100%) y diluidos (25%) de las muestras de la mezcla de residuos tomadas a lo largo de los procesos COM, C+V y VER

Tiempo (días)	Berro				Lechuga			
	100%		25%		100%		25%	
	G (%)	Lm (mm)	G (%)	Lm (mm)	G (%)	Lm (mm)	G (%)	Lm (mm)
COM								
0	100	15b	94	15b	100	11c	96b	17
21	100	17b	100	19ab	100	12b	98a	16
63	100	19ab	100	22a	100	14a	96b	17
88	100	21ab	100	18ab	100	13ab	100a	15
180	100	25a	100	20ab	100	14a	100a	17
<i>P</i>	ns	*	ns	***	ns	ns	*	ns
C+V								
0	100	15b	94b	15b	100	11b	96b	17
63	100	19ab	100a	22ab	100	14ab	96b	17
113	98	22a	98ab	21ab	100	14ab	98b	16
203	98	27a	98ab	23a	100	15ab	96b	16
261	96	13b	92b	16b	100	16a	100a	14
<i>P</i>	ns	*	*	**	ns	**	*	ns
VER								
0	100a	15c	94	15	100	11	96ab	17a
104	96ab	16c	98	13	98	15	94b	15ab
154	96ab	17b	94	15	98	13	94b	11c
182	96ab	17b	98	13	98	15	94b	15ab
261	88b	21a	90	16	100	14	100a	14b
<i>P</i>	*	*	ns	ns	ns	ns	*	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común para COM, C+V y VER difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

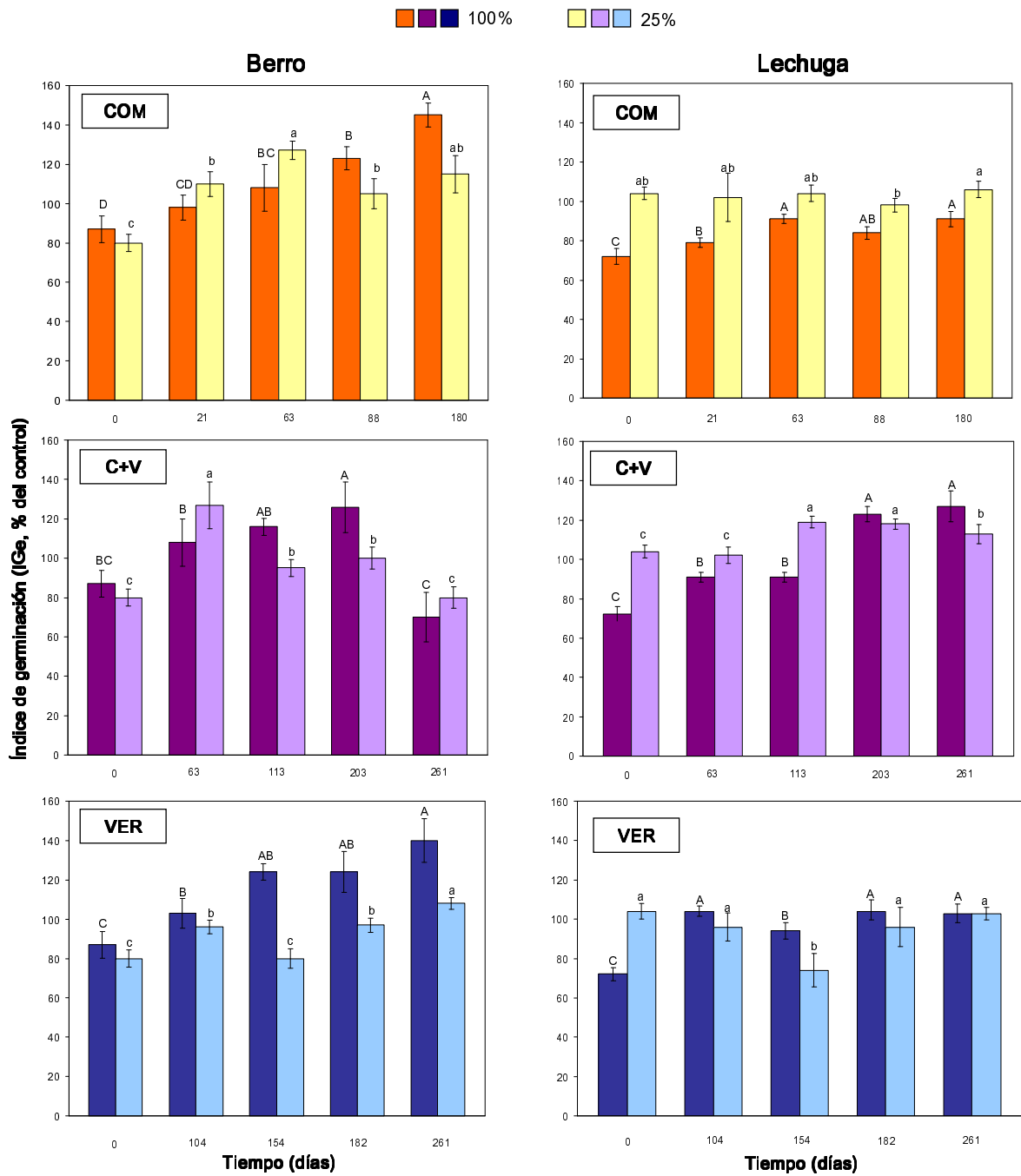


Figura 4.1.15. Variación del índice de germinación (IGe) en los bioensayos de berro (izquierda) y lechuga (derecha) realizados utilizando extractos acuosos puros (100%) y diluidos (25%) de las muestras de la mezcla de residuos tomadas a lo largo de los procesos COM, C+V y VER

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

Las barras verticales indican el error estándar

Barras de igual color (dilución) en berro o en lechuga sin letra común (mayúsculas, extracto puro, 100%; minúsculas, extracto diluido, 25%) difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Además, merece destacarse que este parámetro mostró valores iguales o superiores al 80% desde las primeras etapas de COM, C+V y VER, superando, en la mayoría de los casos, el 100% al final de los procesos estudiados, siendo en COM donde se alcanzaron los mayores valores (145%) en comparación con VER y C+V (IGe igual a 140% y 70%, respectivamente).

Los efectos deletéreos de la última muestra tomada en C+V (día 261, que corresponde al producto final obtenido, es decir al vermicompost V1) sobre el índice de germinación de las semillas de berro se vieron también reflejados en un bioensayo de crecimiento realizado posteriormente con plantas de petunia, que se mantuvieron hasta su floración, y cuyos resultados se presentan más adelante, en la sección 4.2.3.3 de esta Memoria. En adición a lo anterior, el hecho de que la dilución del extracto de esta última muestra desde el 100% hasta el 25% no se tradujera en un incremento significativo en el valor de IGe sugiere que el efecto negativo señalado es provocado por un factor (es) aún no identificado, que actúa a baja concentración.

En el caso de lechuga, se observó una tendencia de variación del índice IGe similar a la encontrada en berro, encontrándose, en general, valores de dicho índice en las muestras tomadas al final de COM, C+V y VER superiores a los de la muestra del día 0 en los dos extractos utilizados. En esta especie, el IGe de la muestra inicial fue inferior al 73% y alcanzó, al finalizar dichos procesos, valores en torno a 107% (Figura 4.1.15).

De acuerdo con lo señalado por Zucconi *et al.* (1981a, 1981b, 1985), Emino y Warman (2004), y Carmona y Abad (2008), valores del índice de germinación (IGe): a) inferiores al 50 %, revelan riesgos severos de fitotoxicidad por parte del material; b) entre 50% y 80%, fitotoxicidad moderada; y, c) superiores al 80%, sin riesgos de fitotoxicidad, facilitando así el uso del material como sustrato de cultivo. Además, en los casos en que el IGe supera el 100%, puede considerarse que el material reúne características/condiciones de fitonutriente o fitoestimulante (Abad *et al.*, 1999; Abad *et al.*, 2001; Iglesias *et al.*, 2008).

En base a todo lo anterior, puede señalarse que al finalizar los tres procesos estudiados (COM, C+V y VER) se han obtenido materiales no fitotóxicos, capaces de sostener el desarrollo vegetal.

El análisis de la varianza multifactorial de los resultados de G, Lm e IGe obtenidos en berro y lechuga (Tabla 4.1.18) mostró efectos significativos de los factores estudiados, especialmente Proceso y Tiempo transcurrido desde el inicio del mismo, sobre los tres parámetros de germinación señalados más arriba, así como sobre la mayoría de las interacciones analizadas.

Tabla 4.1.18. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Proceso (COM, C+V y VER), Tiempo transcurrido desde el inicio del proceso) y Dilución (extracto puro, 100% vs. diluido, 25%)– sobre el porcentaje de germinación de las semillas (G), la longitud media de la radícula (Lm) y el índice de germinación (IGe) en los bioensayos de berro y lechuga

Fuente de variación	Berro			Lechuga		
	G (%)	Lm (mm)	IGe (% del control)	G (%)	Lm (mm)	IGe (% del control)
A. Proceso	***	**	*	***	*	***
B. Tiempo	***	*	***	***	**	***
C. Dilución	ns	ns	ns	***	ns	ns
D. Interacción						
A×B	*	***	***	ns	*	***
A×C	ns	ns	*	**	**	***
B×C	ns	ns	***	***	*	***
A×B×C	ns	ns	**	**	ns	***

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

4.2. CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS. COMPARACIÓN CON LA TURBA *SPHAGNUM RUBIA*

La utilización de un material (residuo, compost o vermicompost) como sustrato o componente de sustratos para el cultivo sin suelo requiere una caracterización previa de dicho material, con el fin de conocer sus propiedades físicas, químicas y biológicas, ya que de éstas dependerá el manejo posterior del sustrato (contenedor, riego y fertilización, principalmente) y el buen éxito del cultivo sobre el mismo (Abad, 2005a; Burés, 1997; Carrión *et al.*, 2006).

Las propiedades físicas de un sustrato dependen de la naturaleza y características de los materiales utilizados para prepararlo, así como del tamaño de las partículas y el empaquetamiento de las mismas (Burés, 1997). Estas propiedades son de gran importancia, ya que una vez el sustrato está en el contenedor y la planta creciendo en él, la capacidad del usuario (viverista, agricultor, etc.) para intervenir en la modificación de las características físicas básicas de dicho sustrato es prácticamente nula (Abad *et al.*, 2004, 2005a). Por el contrario, las características químicas de los sustratos pueden ser modificadas fácilmente mediante técnicas de cultivo apropiadas, aplicadas por el propio agricultor.

La caracterización física estudia principalmente la distribución volumétrica del material sólido, el aire y el agua en el sustrato, así como su variación en función del potencial matricial, siendo la metodología analítica más utilizada para realizar dicha caracterización la propuesta por De Boodt *et al.* (1974). Las propiedades físicas, particularmente las relaciones aire:agua, son criterios de gran importancia a la hora elegir la geometría del contenedor a utilizar y el programa de riego a aplicar en el sistema de cultivo en sustrato seleccionado (Carrión *et al.*, 2006).

Las propiedades físico-químicas y químicas de los sustratos orgánicos determinan la transferencia de materia (Abad *et al.*, 2004, 2005a; Noguera *et al.*, 2000, 2003) entre el sustrato y la solución del mismo: reacciones de disolución e hidrólisis de los constituyentes minerales (propiedades químicas), reacciones de intercambio de iones (propiedades físico-químicas), y reacciones de biodegradación de la materia orgánica (propiedades bioquímicas). Las

propiedades físico-químicas y químicas son factores a tener en cuenta para la programación y el manejo del sistema de fertilización a aplicar al sustrato.

Un examen detallado de las características de los sustratos debe incluir el estudio de sus propiedades biológicas. Estas propiedades evalúan la estabilidad biológica del material, la presencia en éste de elementos y compuestos que pueden actuar como estimuladores o inhibidores del crecimiento vegetal, y la capacidad supresiva de dicho material (compostado o vermicompostado) frente a determinados patógenos vegetales (Abad *et al.*, 2005a; Hoitink *et al.*, 2005).

La escasa información existente sobre las características y propiedades de composts y vermicomposts de residuos hortícolas para su uso como sustratos o componentes de sustratos de cultivo hace necesario realizar un estudio exhaustivo con el fin de conocer las propiedades físicas, físico-químicas, químicas y biológicas de estos materiales. Para ello, se han caracterizado el compost (C) y los dos vermicomposts de residuos de cultivo de tomate (V1 y V2) objeto de estudio de esta Tesis Doctoral.

Con el fin de realizar comparaciones, se ha utilizado –como material de referencia– una turba *Sphagnum* rubia finlandesa débilmente descompuesta (T), ampliamente aceptada y usada en España como componente mayoritario de los sustratos destinados a la producción de planta ornamental y aromática en contenedor.

4.2.1. Propiedades físicas

Se realizó primeramente un análisis granulométrico con objeto de determinar la cantidad de material –expresada como porcentaje en peso– retenido en cada una de las diez fracciones granulométricas estudiadas: <0,125; 0,125-0,25; 0,25-0,5; 0,5-1; 1-2; 2-4; 4-8; 8-16; 16-31,5; y, >31,5 mm. De este modo, se determinó la distribución del tamaño de partícula del compost (C), los dos vermicomposts (V1 y V2) y la turba (T) objeto de estudio (Figura 4.2.1), observándose una gran variabilidad. En C, la mayoría de las partículas (>85%, p/p) estuvieron comprendidas entre 0,5 y 4 mm, mientras que en V1 y V2 la mayor cantidad de partículas se encontró entre 0,5 y 16 mm. La fracción 1-2 mm fue la más abundante en C y V1, mientras que en V2 lo fue la 2-4 mm. Por otra parte, la

fracción 0,5-1 mm fue la más cuantiosa en T, concentrándose el 80% (en peso) de sus partículas entre 0,125 y 4 mm.

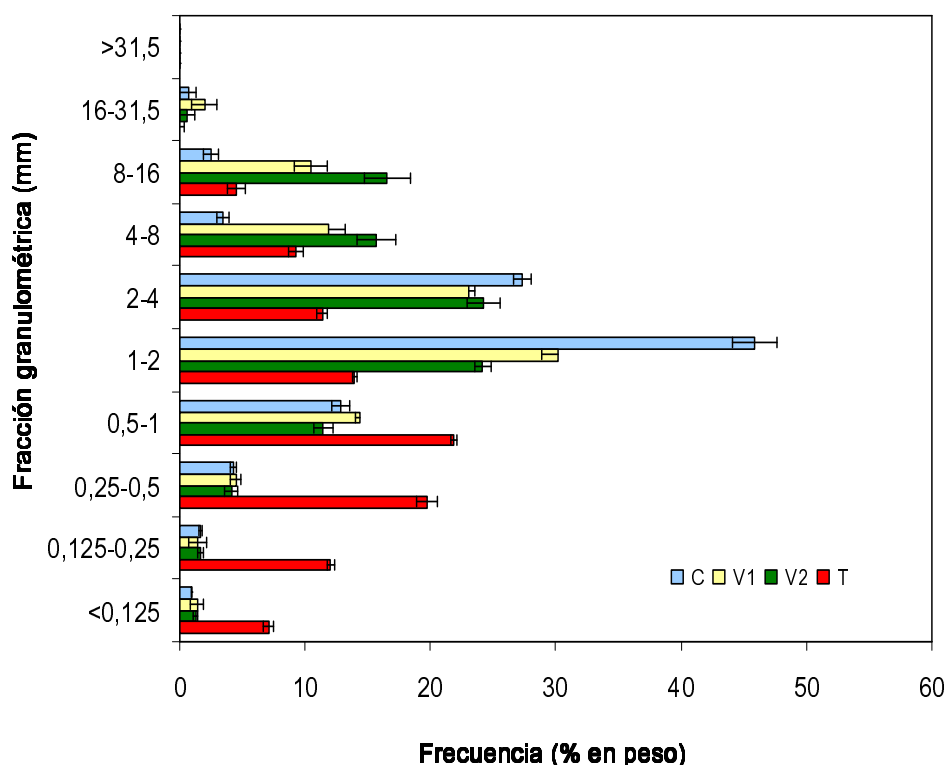


Figura 4.2.1. Histograma de frecuencias del tamaño de partícula de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T)

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum rubia*

Las barras horizontales indican el error estándar

En la Figura 4.2.2 se han representado las curvas granulométricas acumuladas de los cuatro materiales estudiados. Estas curvas permiten identificar fácilmente si los sustratos estudiados contienen excesos de fracciones finas o gruesas, o bien la presencia de discontinuidades en la distribución del tamaño de sus partículas; estas curvas se obtienen sumando los porcentajes (en peso) de material que pasan a través de cada uno de los sucesivos tamices utilizados, en orden creciente de tamaño de abertura de malla.

Se observa que el compost y los dos vermicomposts muestran una distribución menos uniforme del tamaño de las partículas y una cantidad inferior de partículas finas (<1 mm) en comparación con la turba de referencia. Además, a partir de la abertura de 8 mm se observa horizontalidad en las curvas de C, V2 y

T, debido a la escasa cantidad de partículas iguales o superiores a este diámetro en dichos materiales.

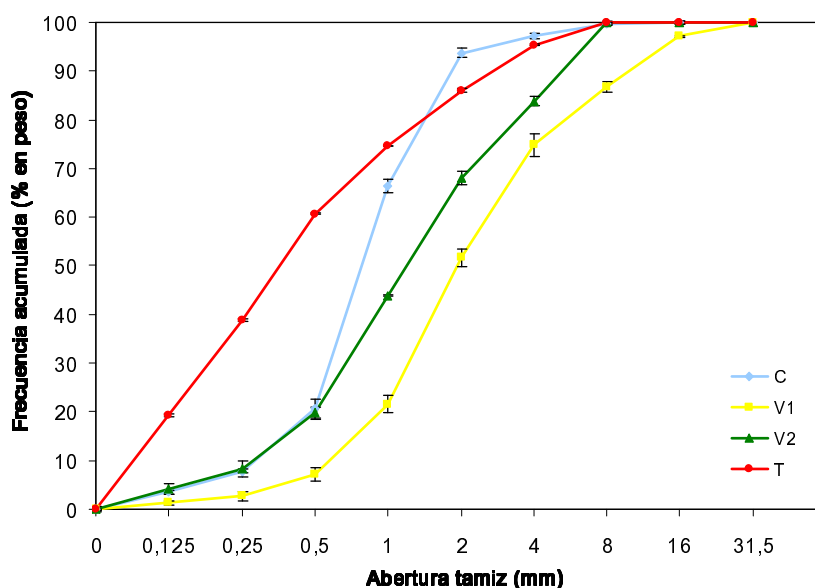


Figura 4.2.2. Curvas granulométricas acumuladas de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T)

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum rubia*
Las barras verticales indican el error estándar

Definir si un sustrato es de textura gruesa o fina, o comparar distintos sustratos a partir de su distribución granulométrica, puede resultar confuso en algunos casos, por lo que establecer parámetros que consistan en un solo valor numérico puede facilitar la clasificación y el estudio comparativo de los materiales (Burés, 1997).

Por ello, a partir de los datos (porcentaje en peso) de cantidad de material retenido en cada fracción granulométrica estudiada y de las curvas granulométricas acumuladas obtenidas, se han calculado siete parámetros estrechamente relacionados con la distribución del tamaño de las partículas de los sustratos: el diámetro mediano (D_{50} , mm), el diámetro medio aritmético (D_m , mm), el diámetro medio geométrico (d_g , mm), la desviación típica geométrica (σ_g , adimensional), el módulo granulométrico (m_g , adimensional), y los índices de grosor superiores a 1 mm ó 0,5 mm ($I_g > 1$ mm e $I_g > 0,5$ mm, respectivamente, ambos expresados en porcentaje en peso, %p/p).

El parámetro D_{50} corresponde al percentil 50^{avo} de una distribución acumulativa, es decir, el tamaño de tamiz por el que pasan el 50% de las partículas; este parámetro se obtuvo directamente de la curva granulométrica acumulada de cada material (Figura 4.2.2). Los parámetros D_m , d_g y σ_g se han calculado utilizando las ecuaciones (1), (2) y (3), respectivamente, de acuerdo con lo señalado por Burés (1997) y Shirazi y Boersma (1984):

$$(1) D_m (\text{mm}) = \frac{\sum_{i=1}^n d_i \cdot m_i}{n}$$

$$(2) d_g (\text{mm}) = \exp (a), \text{ siendo } a = \sum_{i=1}^n m_i \ln d_i$$

$$(3) \sigma_g = \exp (b), \text{ siendo } b = \sqrt{\sum_{i=1}^n m_i (\ln d_i)^2 - a^2}$$

donde n es el número de fracciones granulométricas estudiadas ($n=10$), d_i es el diámetro medio (media aritmética) de dos tamices consecutivos, m_i es la fracción de peso de las partículas con tamaño igual o menor al diámetro del tamiz i , y \ln es el logaritmo natural.

Los parámetros D_{50} , D_m y d_g estiman el tamaño medio de las partículas y pueden correlacionarse fuertemente con características físicas de éstas, mientras que σ_g estima la dispersión de las partículas con respecto al tamaño medio de las mismas: cuanto más se aproxime a la unidad, menor será la dispersión. En la Tabla 4.2.1 se recogen los valores obtenidos para estos parámetros en los tres materiales estudiados (C, V1 y V2) y en la turba de referencia (T).

El compost C y el vermicompost V2 presentaron igual diámetro mediano (D_{50}), que fue inferior al del vermicompost V1, siendo este último material, además, el que presentó el mayor diámetro medio aritmético (D_m). Por otro lado, el mayor diámetro medio geométrico (d_g) lo mostró V2, mientras que el menor valor correspondió a C. Los vermicomposts V1 y V2 mostraron mayor dispersión de tamaño de partícula que el compost C. Por su parte, la turba mostró valores del diámetro mediano, diámetro medio aritmético y diámetro medio geométrico significativamente inferiores a los de los tres materiales residuales estudiados, mientras que la desviación típica geométrica de aquélla fue superior a la de éstos.

Tabla 4.2.1. Parámetros estadísticos relacionados con la distribución del tamaño de partícula de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T)

Material	Parámetro						
	D ₅₀ (mm)	D _m (mm)	d _g (mm)	σ _g	m _g	I _g >1 mm (% p/p)	I _g >0,5 mm (% p/p)
C	1b	0,12c	1,65c	2,25c	5,76a	80a	93a
V1	2a	0,41 a	2,16b	2,95b	4,42d	78a	92a
V2	1b	0,23b	2,56a	3,03b	5,07c	81a	93a
T	0,5c	0,10c	0,82d	3,82a	5,46b	40b	61b
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum* rubia

D₅₀: diámetro mediano; D_m: diámetro medio aritmético; d_g: diámetro medio geométrico; σ_g: desviación típica geométrica; m_g: módulo granulométrico; I_g: índice de grosor

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Los parámetros m_g, I_g>1 mm e I_g>0,5 mm permiten evaluar la distribución del tamaño de las partículas de un material mediante un único valor, así como conocer la influencia de la granulometría en las propiedades físicas de los sustratos como, por ejemplo, aireación y capacidad de retención de agua total y disponible, entre otras (Abad *et al.*, 2005b; Burés, 1997; Noguera, 2003).

El parámetro m_g cuantifica el área limitada por la curva granulométrica acumulada, dando una referencia del tamaño medio de las partículas, y se ha calculado utilizando la ecuación (4) según lo indicado por Burés (1997):

$$(4) m_g = \frac{\sum_{i=1}^n d_i \cdot m_i}{100}$$

donde *n* es el número de fracciones granulométricas estudiados (*n*=10), *d_i* es el diámetro medio (media aritmética) de dos tamices consecutivos, y *m_i* es la fracción de peso de las partículas con tamaño igual o menor al diámetro del tamiz *i*.

Los índices de grosor I_g>1 mm e I_g>0,5 mm se calcularon como el porcentaje acumulado en peso de partículas con tamaño superior a 1 mm ó 0,5 mm, respectivamente (Abad *et al.*, 2005b; Noguera *et al.*, 2003; Richards *et al.*, 1986).

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el módulo granulométrico (m_g) entre los tres materiales estudiados, siendo el compost C el material que presentó el mayor valor, seguido de V2 y V1. Por otra parte, no se encontraron diferencias en los índices de grosor estudiados ($I_g > 1\text{mm}$ e $I_g > 0,5\text{ mm}$) entre los tres materiales residuales comparados (Tabla 4.2.1). La turba de referencia mostró un valor de módulo granulométrico superior al de los dos vermicomposts, pero inferior al del compost; además, presentó valores de índice de grosor de 40% y 61% para $I_g > 1\text{ mm}$ e $I_g > 0,5\text{ mm}$, respectivamente, los cuales fueron significativamente inferiores a los del resto de materiales estudiados.

El mayor tamaño de partícula del compost y los dos vermicomposts –en comparación con la turba– fue observado por Abad *et al.* (1999, 2001) al realizar un inventario nacional (España) de residuos orgánicos con uso potencial como sustratos o componentes de sustratos de cultivo. En estos trabajos se encontró que alrededor del 50% de los materiales estudiados presentaron una textura gruesa ($\emptyset > 2\text{ mm}$), lo que se tradujo en un contenido de aire elevado en detrimento de la capacidad de retención de agua. En general, los materiales (o mezclas) utilizados como sustratos de cultivo, deberían tener un tamaño de partícula comprendido entre 0,250 y 2,5 mm para alcanzar un equilibrio óptimo entre la disponibilidad del agua y la aireación (Abad *et al.*, 2005).

Las relaciones existentes entre los siete parámetros utilizados para caracterizar la distribución del tamaño de partícula de los tres materiales residuales objeto de la presente investigación (C, V1 y V2) se presentan más adelante, al final de esta sección de propiedades físicas, donde se muestra la matriz de correlación entre los parámetros físicos estudiados (Tabla 4.2.7).

En la Tabla 4.2.2 se muestran las principales propiedades físicas de los materiales estudiados.

Se observa que el vermicompost V2 presentó mayor densidad aparente que C y V1. Además, V1 y V2 mostraron valores de densidad de partícula significativamente superiores a C. Los tres materiales residuales estudiados presentaron valores de densidad aparente y de partícula superiores a los de la turba de referencia, pero dentro de los intervalos aceptables u óptimos para sustratos de cultivo ($< 400\text{ kg/m}^3$ y entre 1.550 y 2.650 kg/m^3 , respectivamente).

Tabla 4.2.2. Principales propiedades físicas de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T), e intervalos aceptables u óptimos (I) de las mismas para su uso como sustratos

Propiedad	I	Material				P
		C	V1	V2	T	
Densidad aparente (Da, kg/m³)	<400	321b	308c	348a	86d	***
Densidad de partícula (Dp, kg/m³)	1550-2650	1648b	1705a	1738a	1475c	***
Porosidad total (Pr, % v/v)	>85	80,5c	81,9b	79,9c	94,2a	***
Relaciones aire-agua (% v/v)						
Contenido de aire (CA)	20-30	41,8a	46,7a	42,5a	19,8b	***
Agua fácilmente disponible (AFD)	20-30	10,8b	4,4b	5,5b	36,0a	***
Agua de reserva (AR)	4-10	0,5c	0,7c	1,1b	6,5a	***
Agua total disponible (ATD)	24-40	11,3b	5,1b	6,6b	42,5a	***
Agua difícilmente disponible (ADD)	~28	27,3	30,1	30,8	31,9	ns
Capacidad de retención total de agua (CRA)						
g agua/100 g material seco	600-900	121,4d	199,2b	166,0c	822,0a	***
mL agua/L material	300-800	389,3d	612,4b	577,9c	717,6a	***
Contracción de volumen (% v/v)	<30	11,4c	20,1b	19,7b	34,6a	***
Mojabilidad (minutos)	<5	38c	45b	40b	54a	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum* rubia

I: según Abad *et al.*, 1993, 2004, Australian Standard, 1993

P: nivel de significación. ns y *** indica diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en fila sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

La porosidad total estima el espacio no ocupado por las partículas orgánicas o minerales del sustrato y se expresa como porcentaje del volumen aparente del mismo (De Boodt *et al.*, 1974), por lo que cuanto menores sean las densidades aparente y de partícula mayor será la porosidad. Los tres materiales estudiados presentaron una porosidad total en torno al 81% (v/v), valor muy próximo al recomendado para sustratos de cultivo (>85%, v/v) y dentro de los rangos habituales en materiales orgánicos de origen residual (Abad *et al.*, 1999, 2001; Blok *et al.*, 2008). Dado que la porosidad interparticular (externa) máxima (Burés, 1997; Burés *et al.*, 1993a, 1993b) es del 48% y del 55% (v/v) en el caso de partículas esféricas (gránulos) y de partículas en forma de barras elipsoidales (fibras), respectivamente, valores superiores a éstos serán debidos a la presencia de poros internos y abiertos en las partículas (porosidad intraparticular –o interna– abierta o efectiva), característicos de muchos materiales orgánicos (Fornes *et al.*,

2003; Pokorny y Wetzstein, 1984). Así pues, los valores de porosidad encontrados en los tres materiales estudiados indican la existencia de una porosidad interna y abierta (o efectiva) dentro de las partículas, facilitando así los flujos de aire y de agua, e incluso el crecimiento de las raíces en el interior de dichas partículas. En todos los casos, la porosidad total de C, V1 y V2 fue inferior a la de la turba, que superó el 94% de su volumen.

En la Figura 4.2.3 se han representado las curvas características de liberación de agua (intervalo de tensión aplicado = 0-10 kPa) de los cuatro materiales estudiados, detallándose también las curvas obtenidas a bajas tensiones (0-1 kPa). Como puede observarse, la turba mostró una cinética sigmoideal a bajas tensiones, es decir una meseta a tensiones cercanas a cero, mientras que el compost C y los vermicomposts V1 y V2 presentaron una pauta de variación de tipo hiperbólico. Este comportamiento diferencial de la turba frente al resto de materiales estudiados a bajas tensiones (≤ 1 kPa) está estrechamente relacionado con la granulometría más fina de aquella (Tabla 4.2.1), lo que se traducirá en una retención de agua superior –a costa de una menor aireación– cuando la turba se coloque en contenedores de poca altura o profundidad (< 5 cm), con los consecuentes riesgos de hipoxia o anoxia para las raíces de la planta. Por otro lado, C, V1 y V2 se comportaron de forma similar hasta alcanzar la tensión de 0,2 kPa, donde C comenzó a liberar mayor cantidad de agua que V1 y V2; éstos, a su vez, se comportaron de forma parecida hasta llegar a la tensión de 0,4 kPa, donde el porcentaje de agua liberada por V1 fue mayor que el de V2. En general, los tres materiales estudiados drenaron el agua más fácil y rápidamente que la turba a medida que aumentó la tensión aplicada debido al tamaño superior de sus partículas y de sus poros (Tabla 4.2.1).

La curva de liberación de agua (0-10 kPa) de V1 se hizo prácticamente asintótica cuando se aplicó la tensión de 1 kPa, y la de C y V2 a partir de 2 kPa, sin presentar variaciones significativas de su contenido en agua y en aire por encima de dichas tensiones. Además, se observa que la pendiente de las curvas de liberación de agua de los materiales orgánicos residuales (C, V1 y V2), por un lado, y de la turba, por otro, estuvo relacionada con la distribución del tamaño de partícula de los materiales estudiados, siendo la pendiente tanto más elevada cuanto mayor fue el tamaño de dichas partículas.

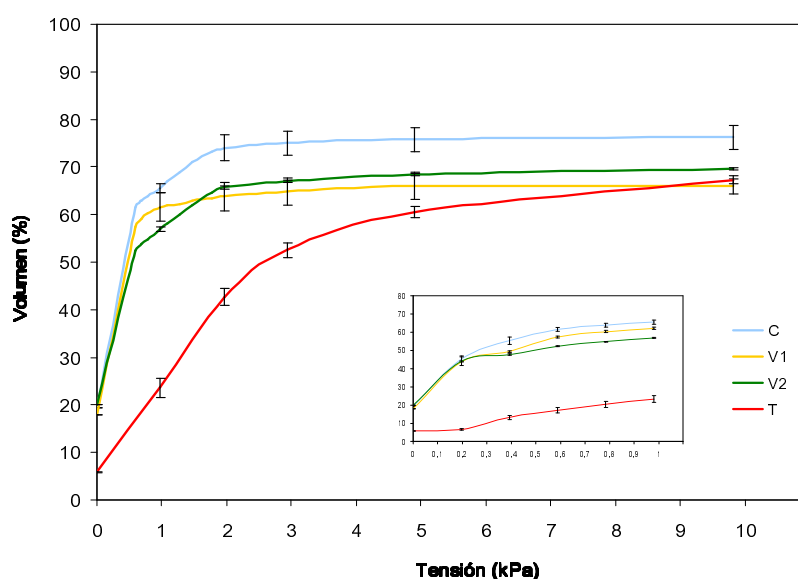


Figura 4.2.3. Curvas características de liberación de agua de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T)

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum* rubia
Las barras verticales indican el error estándar

Un *modelo* se define como una representación simplificada de un sistema (Baker y Curry, 1976; De Wit *et al.*, 1985). En los últimos años se han intentado aplicar modelos matemáticos para describir –modelizar– las curvas de liberación de agua de los sustratos, ya que con éstos se puede predecir el porcentaje volumétrico de agua a cualquier nivel de tensión de humedad del sustrato, además de permitir estimar la capacidad de retención de agua y el contenido de aire de éste en diferentes rangos de tamaño de contenedor, especialmente de su altura o profundidad (Karlovich y Fonteno, 1986; Milks *et al.*, 1989).

Por todo ello, se han aplicado tres modelos para describir las características hidrofísicas de los cuatro materiales objeto de estudio:

a) Modelo de Van Genuchten (1980)

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha h)^n]^m}$$

donde $\theta(h)$ es el contenido volumétrico (en %) de agua a una tensión h (en kPa \times 9,8); θ_r es el contenido volumétrico (%) de humedad “residual”, que se

corresponde con el valor asintótico de la curva $\theta(h)$ o “agua difícilmente disponible”; θ_s es el contenido volumétrico (%) de humedad a saturación, equivalente a la porosidad total; y , α , n y m son parámetros que definen la forma de la curva. Se considera que $m=1-1/n$ (Van Genuchten y Nielsen, 1985) y que θ_s es un valor experimental (es decir, determinado o medido), mientras que θ_r , α y n son valores estimados, obtenidos tras ajustar los valores experimentales al modelo.

b) Modelo de Karlovich y Fonteno (1986)

$$\theta(h) = a + bX + cX^2 + dX^3$$

donde $\theta(h)$ –al igual que en el modelo anterior– es el contenido volumétrico (en %) de agua a una tensión h (en $\text{kPa} \times 9,8$); X es el logaritmo decimal (\log) de la expresión [tensión (h) en $\text{kPa} \times 9,8 + 1$]; y , a , b , c y d son parámetros que se obtienen tras el ajuste de los valores $\theta(h)$ y X al modelo teórico.

c) Modelo de Martínez *et al.* (1993)

$$\theta(h) = a + bh^{1/3} + ch^{2/3} + dh$$

donde $\theta(h)$ y h tienen el mismo significado que el de los dos modelos anteriores, y a , b , c , y d son parámetros que se obtienen del ajuste de los valores de $\theta(h)$ y h al modelo.

En la Tabla 4.2.3 se presentan los valores de los parámetros (coeficientes de regresión) y los coeficientes de determinación (R^2) encontrados tras el ajuste de los datos experimentales obtenidos a cada uno de los modelos indicados. Como puede observarse, la bondad de los ajustes en los tres modelos –estimada por el coeficiente de determinación (R^2)– fue elevada en C, V2 y T ($R^2 \geq 0,898$), mientras que en V1 los valores de R^2 estuvieron próximos a 0,800. Se obtuvo, por tanto, un buen ajuste en estos cuatro materiales, lo que indica que tanto el modelo no lineal (modelo [a]) como los modelos polinómicos con parámetros lineales (modelos [b] y [c]) pueden utilizarse para predecir la variación del contenido de humedad de los cuatro materiales señalados (que presentaron diferencias significativas en sus

propiedades físicas) cuando éstos se utilicen en contenedores con diferente geometría (particularmente altura o profundidad).

Tabla 4.2.3. Valores de los coeficientes de regresión y del coeficiente de determinación del ajuste (R^2) a los modelos hidráulicos estudiados para los tres materiales residuales (C, V1 y V2) y la turba de referencia (T)

[a]

Material	Coeficiente de regresión				R^2
	θ_r	α	n	m	
C	33,48	0,79	2,35	0,57	0,898
V1	29,18	1,48	1,57	0,36	0,729
V2	26,46	1,04	1,56	0,36	0,924
T	29,46	0,08	2,50	0,60	0,986

[b]

Material	Coeficiente de regresión				R^2
	a	b	c	d	
C	100,88	-135,48	91,03	-20,15	0,924
V1	96,83	-118,02	80,26	-18,95	0,773
V2	78,46	-50,66	14,28	-0,38	0,938
T	60,80	147,02	-117,93	48,59	0,982

[c]

Material	Coeficiente de regresión				R^2
	a	b	c	d	
C	125,17	-85,98	26,28	-2,59	0,899
V1	115,17	-70,79	21,23	-2,13	0,754
V2	108,18	-55,38	13,58	-1,12	0,939
T	96,49	26,11	-53,59	3,22	0,975

[a] Van Genuchten (1980); [b] Karlovich y Fonteno (1986); [c] Martínez *et al.* (1993)

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum* rubia

Por otra parte, y respecto a las relaciones aire:agua (Tabla 4.2.2) obtenidas a partir de las curvas características de liberación de agua, se puede observar que C, V1 y V2 presentaron elevado contenido de aire y bajos porcentajes (en volumen) de agua fácilmente disponible, agua de reserva y agua total disponible, sin encontrar diferencias significativas entre estos tres materiales. La turba (T) mostró el menor contenido de aire y los mayores valores de agua fácilmente

disponible, agua de reserva y agua total disponible, con valores próximos al rango óptimo, difiriendo ésta significativamente del compost y los dos vermicomposts.

Por otro lado, la turba retuvo de 4 a 7 veces más agua (en g/100 g de ms) que C, V1 y V2 (Tabla 4.2.2); estas diferencias en la capacidad de retención total de agua (también denominada “capacidad de contenedor”) entre los cuatro materiales disminuyeron cuando este parámetro se expresó en volumen (mL de agua/L de material).

El mayor contenido de aire de C, V1 y V2 así como su menor capacidad de retención de agua disponible y total –en comparación con la turba–, consecuencia del mayor tamaño de partícula de estos tres materiales orgánicos residuales, entre otros factores, coincide con los resultados presentados por Abad *et al.* (1999, 2001) para un elevado número de residuos y subproductos orgánicos (tanto frescos como tratados y estabilizados, principalmente mediante procesos de compostaje) inventariados en España.

Los pequeños valores de agua fácilmente disponible (AFD), agua de reserva (AR) y agua total disponible (ATD) en C, V1 y V2 (Tabla 4.2.2) no guardan relación con la disponibilidad real de agua para las raíces de las plantas que se cultiven sobre estos materiales. Los métodos de laboratorio empleados corrientemente infravaloran estos parámetros en relación con el volumen de agua que la planta puede extraer del medio en los sustratos de textura gruesa. Esto se debe a la pérdida de contacto entre el agua y las partículas cuando el agua es extraída (drenada) mediante succión. Esta situación proporciona valores artificialmente bajos para estos parámetros, a pesar del alto contenido de aire de los materiales estudiados. En este caso, los valores de la capacidad de retención total de agua (CRA) dan una mejor estimación de la cantidad (volumen) de agua que puede ser tomada por la planta, como han demostrado Fornes *et al.* (2003) y Hüttermann *et al.* (1999).

Al comparar los valores de las relaciones aire-agua de C, V1 y V2 que se muestran en la Tabla 4.2.2 –relaciones que se han determinado con el equipo de De Boodt, de embudos de placa filtrante interconectados (Figura 3.3.1)– con los presentados en la sección 4.1 para el último muestreo realizado al concluir los procesos COM, C+V y VER (Tabla 4.1.2, que son muestras exactamente equivalentes a C, V1 y V2, respectivamente), y que se analizaron utilizando

lechos (baños) de arena (Figura 3.2.1), se apreció que: a) los valores de C fueron similares con ambos métodos instrumentales de determinación, y b) los valores de porcentaje volumétrico de agua de V1 y V2 determinados en lecho de arena fueron superiores a los obtenidos con los embudos del equipo de De Boodt, comportándose la aireación de manera complementaria a la retención de agua. Este hecho pone de manifiesto que los resultados obtenidos al utilizar estos dos métodos de determinación de las relaciones aire-agua dependen críticamente de las características físicas de los materiales analizados, habiéndose observado que los resultados obtenidos con ambos métodos son similares en el caso de materiales fibrosos, con poca facilidad para formar agregados “rígidos” y con baja capacidad de retención de agua (compost C), mientras que en el caso de materiales granulares, con tendencia a formar agregados “rígidos” y con moderada-elevada capacidad de retención de agua (vermicomposts V1 y V2), los resultados del porcentaje volumétrico de agua en el lecho de arena son superiores en comparación con el equipo de De Boodt, y de modo complementario con el agua, los correspondientes a la aireación son inferiores.

En paralelo con lo dicho más arriba, la Norma UNE-EN 13041:2001/A1 (publicada en 2007), que describe un método instrumental –mesa de succión tipo lecho de arena– para la determinación rutinaria de las relaciones aire-agua de los sustratos de cultivo, da por sentado el efecto de las características físicas de los sustratos sobre la determinación del volumen de agua y el volumen de aire en éstos, ya que en su epígrafe I- Objeto y Campo de Aplicación especifica “Esta norma europea no es adecuada para los materiales muy gruesos que no dan lugar al fenómeno de capilaridad”.

Con el fin de determinar qué fracciones granulométricas son las que influyen en mayor medida en los parámetros físicos estudiados, se realizó un análisis de regresión según el modelo de selección de variables “paso a paso” (stepwise) para cada material (C, V1, V2 y T). Los resultados de los ajustes lineales obtenidos se muestran en la Tabla 4.2.4. Se observa que los efectos sobre los parámetros físicos estudiados dependieron críticamente de fracciones granulométricas distintas, en función del material considerado. Así, el contenido de aire (CA) estuvo afectado de manera positiva por las fracciones 1-4 mm en el caso del compost (C), mientras que en el vermicompost V1 lo estuvo por las

fracciones 4-31,5 mm y en el vermicompost V2 por las 1-2 mm y 4-8 mm; el contenido de aire en la turba dependió de la fracción 2-4 mm. La aireación estuvo además afectada negativamente por la fracción 0,25-0,5 mm en el compost, por la 0,5-1 mm en los dos vermicomposts, y por la 1-2 mm en la turba. Por otro lado, el efecto positivo sobre el agua total disponible (ATD) dependió de la fracción 4-8 mm en C, las 0,5-1 mm y 4-31,5 mm en V1, y las 0,5-1 mm y 8-16 mm en V2; en la turba, este efecto fue ocasionado por las fracciones < 0,125 mm y 2-4 mm; este parámetro ATD fue afectado negativamente por las fracciones <0,125-0,25 mm y 0,5-4 mm en el compost, mientras que en el vermicompost V2 lo fue por las fracciones 0,25-0,5 mm, 1-2 mm y 4-8 mm; en la turba, el ATD se vio influenciado negativamente por la fracción 0,25-0,5 mm. La capacidad de retención total de agua (CRA) estuvo influenciada de forma positiva por las fracciones <0,125 mm, 0,125-0,25 mm y 2-4 mm en C, mientras que en V1 este efecto dependió de las fracciones 0,5-1 mm y 4-31,5mm, y en V2 solamente de la fracción 0,5-1 mm; en la turba, este parámetro dependió de la fracción 0,125-0,25 mm. El efecto negativo sobre CRA lo produjo la fracción 4-8 mm en C, y las 1-2 mm y 4-8 mm en V2.

En general, puede señalarse una influencia positiva de las partículas mayores de 1 mm (fracciones 1-2 mm y superiores) sobre la capacidad de aireación (CA), y de las mayores de 0,5 mm (fracciones 0,5-1 mm y superiores) sobre el agua total disponible (ATD) de los materiales estudiados, mientras que la capacidad de retención total de agua de los mismos (CRA) se vio afectada mayormente por las partículas de tamaño pequeño, especialmente las comprendidas entre <0,125 mm y 1 mm. Debe destacarse que los coeficientes de determinación obtenidos para la ecuación de regresión encontradas fueron elevados en la mayoría de los casos ($R^2 > 0,953$; $P < 0,001$), por lo que, a partir de estos datos, sería posible preparar una mezcla de diferentes fracciones granulométricas con el fin de producir un material (compost o vermicompost) con unas características físicas definidas, es decir un “sustrato a la carta”. Cuanto mayor sea el número de parámetros prefijados, mayor será la fiabilidad del material (mezcla) así preparado.

Tabla 4.2.4. Resultados del análisis de regresión “paso a paso” entre algunos parámetros físicos seleccionados y las fracciones granulométricas de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y la turba de referencia (T)

[C]

Parámetro	Ecuación	R ²	P
Contenido de aire (% v/v)	-142,46 + 2,75*f + 2,61*e - 2,67*c	0,953	***
Agua total disponible(% v/v)	118,03 + 2,04*g - 2,45*f - 0,61*e - 0,95*d - 2,07*b - 2,02*a	0,955	***
Capacidad de retención de agua (mL/L)	236,77- 7,13*g + 5,80*f + 5,69*b + 8,12*a	0,594	***

[V1]

Parámetro	Ecuación	R ²	P
Contenido de aire (% v/v)	60,16 + 0,22*i + 0,46*h + 0,32*g - 1,57*d	0,996	***
Agua total disponible (% v/v)	-3,57 + 0,009*i + 0,018*h + 0,013*g + 0,583*d	0,999	***
Capacidad de retención de agua (mL/L)	520,26 + 1,34*i + 2,76*h + 1,95*g + 2,57*d	0,992	***

[V2]

Parámetro	Ecuación	R ²	P
Contenido de aire (% v/v)	34,35 + 0,38*g + 0,25*e - 0,36*d	0,977	***
Agua total disponible (% v/v)	9,54 + 0,08*h - 0,23*g - 0,15*e + 0,32*d - 0,08*c	0,962	***
Capacidad de retención de agua (mL/L)	607,93 - 1,75*g - 0,92*e + 1,77*d	0,974	***

[T]

Parámetro	Ecuación	R ²	P
Contenido de aire (% v/v)	18,35 + 0,24*f - 0,10*e	0,609	**
Agua total disponible (% v/v)	42,95 + 0,16*f - 0,15*c + 0,12*a	0,501	***
Capacidad de retención de agua (mL/L)	667,75 + 4,12*b	0,534	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum* rubia

Fracciones (% en peso) = [a]: <0,125 mm; [b]: 0,125-0,25 mm; [c]: 0,25-0,5 mm; [d]: 0,5-1 mm; [e]: 1-2 mm; [f]: 2-4 mm; [g]: 4-8 mm; [h]: 8-16 mm; [i]: 16-31,5 mm; [j]: >31,5 mm

P: nivel de significación. ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a P≤0,01 y P≤0,001, respectivamente; n=6

Por otro lado, y con la ayuda del modelo hidráulico de Van Genuchten (1980) presentado anteriormente (modelo [a]), se puede estimar la conductividad hidráulica y el potencial de burbuja o de entrada de aire de los materiales utilizados como sustratos o componentes de sustratos de cultivo. La combinación de dicho modelo con el propuesto por Mualem (1976) permite calcular la conductividad hidráulica relativa (Kr) de los sustratos, definida como la relación entre K_{insat}/K_{sat} , siendo K_{insat} la conductividad hidráulica no saturada, es decir en el caso en que el sustrato no está saturado (lo más usual en condiciones del cultivo), y K_{sat} la conductividad hidráulica saturada, cuando el sustrato está saturado de agua, cuyo valor es máximo. Dicho parámetro (Kr) estima la movilidad del agua a través del sustrato –desde las zonas más húmedas (las más alejadas de las

raíces) hasta las más secas (las más próximas a la interfase sustrato-raíz)– y depende de la tensión aplicada al mismo. Por tanto, a mayor valor de K_r , mayor movilidad. La ecuación utilizada para estos cálculos ha sido (Van Genuchten, 1980):

$$K_r(h) = \frac{\left[1 - (\alpha h)^{n-1} \left[1 + (\alpha h)^n\right]^{-m}\right]^2}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^{m/2}}$$

donde $K_r(h)$ es la conductividad hidráulica relativa (adimensional) a la tensión de humedad aplicada (h , en $\text{kPa} \times 9,8$) y α , n , y m son parámetros que definen la forma de la curva de ajuste.

La variación logarítmica de K_r en función de la tensión aplicada para los cuatro materiales estudiados se presenta en la Figura 4.2.4.

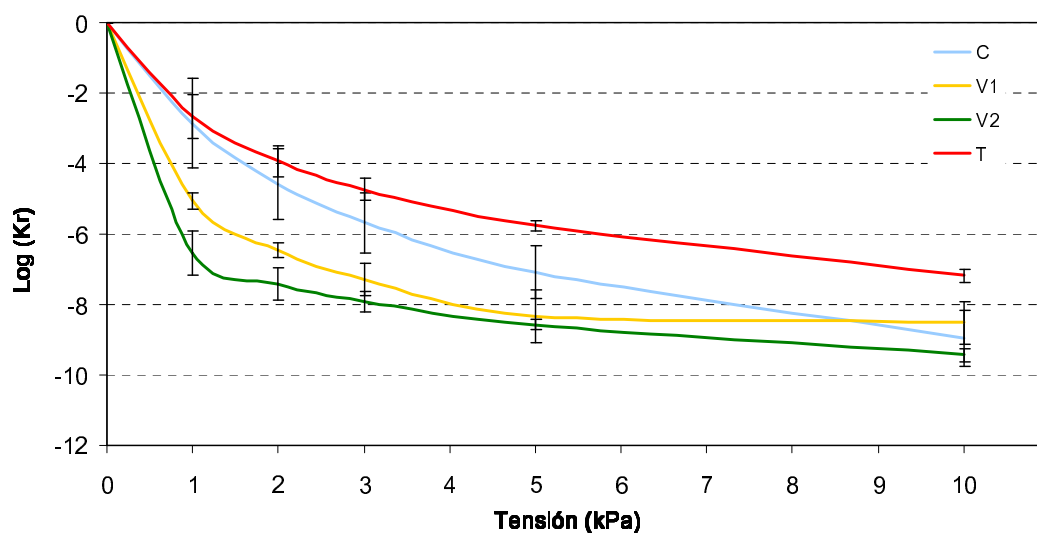


Figura 4.2.4. Variación del logaritmo decimal de la conductividad hidráulica relativa (K_r) en función de la tensión aplicada en los materiales estudiados (C, V1 y V2) y en la turba de referencia (T)

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum rubia*
Las barras verticales indican el error estándar

Se observa una importante disminución del valor estimado de $K_r(h)$ en C, V1 y V2 (alrededor de 9 órdenes de magnitud) al aumentar la tensión aplicada desde 0 hasta 10 kPa, presentando V1 y V2 una pendiente más acusada que C en el rango de bajas tensiones (0-1 kPa), mientras que la disminución en T fue más

gradual, hasta alcanzar cerca de los 6 órdenes de magnitud. Además, se encontraron diferencias en K_r –a la tensión de 1 kPa– entre los cuatro materiales estudiados (Tabla 4.2.5), siendo la turba el material con mayor capacidad para desplazar el agua en el interior de su masa o volumen (es decir, con mayor valor de K_r [1 kPa]). Por lo que respecta a los tres materiales orgánicos residuales investigados, se observó que la K_r (1 kPa) del compost C fue significativamente superior a la de los vermicomposts V1 y V2, que no difirieron entre sí. Se ha señalado (Raviv *et al.*, 1999; Wallach *et al.*, 1992a, 1992b) que la conductividad hidráulica de los sustratos de cultivo –parámetro que depende de las características físicas del medio sólido y poroso que constituye el sustrato, y que es, además, muy sensible a las variaciones de humedad del mismo– evalúa la disponibilidad real (o efectiva) del agua para las raíces de la planta mucho mejor que los conceptos estáticos de agua fácilmente disponible y agua de reserva, basados en unos rangos de tensión predeterminados, independientemente de las características hidráulicas del sustrato, por lo que se ha sugerido que la conductividad hidráulica debería utilizarse para programar el riego aplicable a los sustratos colocados en contenedor.

Tabla 4.2.5. Conductividad hidráulica relativa a 1kPa [K_r (1kPa)] y potencial de burbuja (Ψ_{me}) de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T)

Material	K_r (1kPa)	Ψ_{me} (kPa × 9,8)
C	1,12E-2b	4,02b
V1	6,36E-6c	0,66c
V2	3,46E-7c	0,14c
T	8,45E-2a	10,12a
<i>P</i>	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum* rubia

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Por otro lado, el potencial de burbuja o de entrada de aire ($\Psi_{me} = -1/\alpha$, siendo α el coeficiente definido en el modelo de Van Genuchten, 1980) indica la presión mínima que debe aplicarse a un sustrato para que el aire comience a desplazar el agua que llena los poros del mismo, la cual se corresponde con el punto de

inflexión de la curva de liberación de agua. En la Tabla 4.2.6 se observa el elevado valor de Ψ_{me} de la turba, por lo que no sería recomendable el uso de este material puro como sustrato en contenedores de altura igual o inferior a 10 cm, ya que se produciría la saturación hídrica de éste, creando unas condiciones desfavorables (anoxia) para el desarrollo de la raíz. De manera práctica, y para evitar estos inconvenientes, la altura del contenedor debería ser como mínimo el doble del potencial de entrada de aire del sustrato que se va a utilizar, medido en unidades de altura (cm) de columna de agua (Abad *et al.*, 2008; Carmona y Abad, 2008) En V1 y V2, el valor de Ψ_{me} fue prácticamente nulo, lo que indica que el agua almacenada en los poros de estos dos materiales drenaría sin apenas aplicar tensión. El compost C presentó valores intermedios de potencial de burbuja.

En cuanto a la contracción de volumen –expresada como pérdida de volumen aparente tras desecación en estufa–, los cuatro materiales estudiados presentaron valores inferiores al máximo establecido (30%), siendo la turba el material que más se contrajo (35%, v/v) en comparación con el compost (11%, v/v) y los vermicomposts (~ 20%, v/v) (Tabla 4.2.2).

Por lo que se refiere al último parámetro físico determinado, la mojabilidad de un material hace referencia a la facilidad/dificultad de éste tanto para ser humedecido inicialmente como para ser rehúmedecido una vez que se ha secado en el contenedor (Bunt, 1988) En la Tabla 4.2.2 se observan diferencias significativas en mojabilidad entre los cuatro materiales estudiados, siendo la turba el material donde el agua tardó más tiempo en penetrar. Debe mencionarse que la mayoría de los materiales orgánicos utilizados como sustratos de cultivo son, en general, propensos a adquirir carácter hidrofóbico si se secan en exceso, por lo que este parámetro debería tenerse en cuenta en la gestión y control del riego de dichos sustratos (Michel *et al.*, 2001; Wallach, 2008).

Finalmente, y con objeto de conocer el grado de asociación existente entre los diferentes parámetros físicos estudiados, se construyó una matriz de correlación, que se muestra en la Tabla 4.2.6.

Tabla 4.2.6. Matriz de correlación entre los parámetros físicos determinados en los tres materiales residuales estudiados (compost C y vermicomposts V1 y V2)

	D ₅₀	D _m	d _g	m _g	lg>0.5	lg>1	DA	DP	Pt	CA	ATD	AFD	AR	ADD	CRA mL	CRA g	Kr	Contracción	Mojabilidad
D ₅₀	1																		
D _m	0,884***	1																	
d _g	ns	ns	1																
m _g	-0,824**	-0,976***	ns	1															
lg>50	ns	ns	ns	ns	1														
lg>1	-0,700*	ns	ns	ns	0,644*	1													
DA	-0,718*	ns	ns	ns	ns	0,772**	1												
DP	ns	ns	0,809**	ns	ns	ns	ns	1											
Pt	0,886***	0,667*	ns	ns	ns	-0,7137*	-0,920***	ns	1										
CA	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1									
ATD	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0,772**	1								
AFD	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,997***	ns	1							
AR	ns	ns	0,881***	ns	0,672*	0,655*	0,731*	ns	ns	ns	ns	ns	1						
ADD	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1					
CRA mL	ns	0,827**	0,784**	-0,917***	ns	ns	0,734*	ns	ns	-0,680*	-0,713*	ns	ns	ns	1				
CRA g	0,788**	0,942***	ns	-0,988***	ns	ns	ns	ns	ns	-0,634*	-0,652*	ns	ns	ns	0,944***	1			
Kr	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,954***	0,962***	ns	ns	ns	-0,667*	ns	1		
Contracción	ns	0,669*	0,7294*	-0,782**	ns	ns	0,761*	ns	ns	ns	-0,648*	ns	ns	ns	0,878***	0,823**	-0,720*	1	
Mojabilidad	0,921***	0,874***	ns	-0,888***	ns	ns	ns	ns	0,774**	ns	ns	ns	ns	ns	0,733*	0,891***	ns	0,682*	1

Los acrónimos correspondientes a las diferentes propiedades físicas estudiadas se han presentado y definido en las Tablas 4.2.1 y 4.2.2

Los valores indican el coeficiente de correlación de Pearson (r). ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a P≤0,05, P≤0,01 y P≤0,001, respectivamente.

Se observó una fuerte correlación entre D_{50} (diámetro mediano), D_m (diámetro medio aritmético) y mg (módulo granulométrico), variables relacionadas con la distribución del tamaño de partícula. Además, D_{50} y D_m influyeron positivamente en la porosidad total (P_T), la capacidad de retención total de agua (CRA) y la mojabilidad, mientras que mg estuvo correlacionado negativamente con la CRA, la contracción de volumen y la mojabilidad. Las relaciones aire:agua (contenido de aire, CA; agua fácilmente disponible, AFD; agua de reserva, AR; agua total disponible, ATD; y, agua difícilmente disponible, ADD) no estuvieron relacionadas, en general, con los parámetros relativos a la distribución del tamaño de partícula (D_{50} , D_m , d_g –diámetro medio geométrico–, e I_g –índice de grosor–). Se observó también que al aumentar el contenido de aire (CA) disminuía el agua total disponible (ATD), y que cuando esta última aumentaba se incrementaba el volumen de agua fácilmente disponible (AFD) y la movilidad del agua desde las zonas más húmedas hasta las más secas (conductividad hidráulica relativa, K_r). Adicionalmente, se encontró una fuerte correlación positiva entre la CRA, la contracción y la mojabilidad, por lo que a medida que aumenta la capacidad de retención total de agua se incrementa el porcentaje de pérdida de volumen aparente del material así como el tiempo que éste tarda en humectarse o rehumerarse.

4.2.2. Características físico-químicas y químicas

Se realizó la caracterización físico-química y química del compost (C) y los dos vermicomposts (V1 y V2) así como de la turba de referencia (T).

Se observaron diferencias altamente significativas ($P \leq 0,001$) entre los cuatro materiales estudiados para la mayoría los parámetros analizados (Tabla 4.2.7).

Los tres materiales residuales (C, V1 y V2) presentaron un pH fuertemente alcalino según lo establecido por Ansorena (1994) y Burés (1997), lo que está relacionado con el origen de los residuos utilizados y los procesos aplicados con objeto de tratar y estabilizar dichos residuos (compostaje y vermicompostaje). Según Abad *et al.* (1993) y Bunt (1998), el pH óptimo de un sustrato para el crecimiento vegetal oscila entre 5,2 y 6,3; por lo que para utilizar estos materiales residuales como sustratos o componentes de sustratos de cultivo será necesario corregir el pH de los mismos, ya sea mediante la aplicación de algún agente

acidificante –enmienda– como, por ejemplo, azufre elemental micronizado o sulfato ferroso, entre otros (Carrión *et al.*, 2008; García de la Fuente *et al.*, 2007), o bien mezclándolos en proporciones adecuadas con otros materiales ácidos o neutros, especialmente turba (Bustamante *et al.*, 2008b; Carrión *et al.*, 2006). La turba *Sphagnum* utilizada como material de referencia mostró un pH extremadamente ácido, por lo que será necesario encalarla con enmiendas calizas y/o magnésicas previamente a su utilización como sustrato.

La conductividad eléctrica (CE) del compost C fue muy elevada y cuatro veces superior a la de los vermicomposts V1 y V2; esta diferencia puede estar relacionada con los procesos de producción de estos dos tipos de materiales así como con la calidad del agua utilizada para el riego de las pilas y las literas de la mezcla de residuos durante el compostaje y vermicompostaje de las mismas, respectivamente. Así pues, para disminuir la salinidad, especialmente del compost, será necesario aplicar técnicas de mejora o adecuación como el lavado de las sales solubles en exceso con agua (Carrión *et al.*, 2006; Fornes *et al.*, 2007, 2010; Szmidt y Conway, 1995) o con solución nutritiva (Mazuela *et al.*, 2005), o la mezcla con otros materiales orgánicos o minerales –activos o inertes químicamente– menos salinos (efecto de dilución) como turba, fibra de coco, perlita y vermiculita, principalmente (Sánchez-Monedero *et al.*, 2004; Bustamante *et al.*, 2008b). Por el contrario, la turba, al no tener el pH corregido ni estar abonada, presentó una CE muy baja.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) de los materiales orgánicos es elevada, entre 4 y 5 veces superior a la de los materiales minerales (Bunt, 1988; Handreck y Black, 2002), comportándose éstos como depósitos de reserva y suministro de los nutrientes, que pueden ser absorbidos posteriormente por la planta en condiciones adecuadas. La CIC presentó diferencias significativas entre los cuatro materiales estudiados, siendo máxima para la turba (>85 meq/100 g). Los vermicomposts presentaron valores intermedios (CIC ~ 59 meq/100 g), mientras que el compost presentó el menor valor de CIC (<50 meq/100 g).

Por otro lado, el contenido en materia orgánica total (MO) fue similar en V1 y V2 (alrededor del 65%), e inferior al de C (73%). La turba mostró el mayor porcentaje de materia orgánica (96%), difiriendo del resto de los materiales estudiados. Respecto al contenido en carbono orgánico total (C_{OT}), éste fue

superior en la turba (49%), que difirió de los restantes materiales (alrededor del 31%); en relación con la materia orgánica total (MO), los valores de ratio C_{OT}/MO fueron del orden del 51% (turba T), 48% (vermicomposts V1 y V2) y 43% (compost C).

Tabla 4.2.7. Principales características físico-químicas y químicas de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T)

Parámetro	C	V1	V2	T	P
pH	8,90a	8,50c	8,73b	3,50d	***
CE (mS/m)	252a	61,0b	62,6b	6,25c	***
CIC (meq/100 g)	49,6c	57,8b	59,8b	85,9a	***
MO (% ms)	73,4b	67,1c	63,4c	96,1a	***
Cenizas (% ms)	26,6b	32,9a	36,6a	3,9c	***
Carbono orgánico total (C_{OT} , % ms)	31,3b	32,1b	30,0b	48,7a	***
N total (N_T , % ms)	2,82a	2,83a	2,79a	1,27b	***
Relación C_{OT}/N_T	11b	11b	11b	38a	***
Carbono orgánico extraíble (C_{EXT} , % ms)	11,6a	9,3b	8,6c	-	***
Carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH} , % ms)	0,7a	0,2c	0,5b	-	***
Nitrógeno hidrosoluble (N_H , % ms)	0,05b	0,03c	0,07a	-	***
Carbonatos ($CaCO_3$, % ms)	13,2b	15,7a	12,5c	1,99d	***
Elementos asimilables (mg/L material)					
N- NO_3^-	nd	15,7a	8,05b	nd	***
N- NH_4^+	77,3a	33,9b	nd	5,16c	***
$H_2PO_4^-$	59,8a	53,0b	56,8a	3,44c	***
K^+	5.854a	584,8b	467,0b	4,23c	***
SO_4^{2-}	3.188a	389,6b	341,8c	69,81d	***
Ca^{2+}	246,2a	88,19c	126,0b	5,33d	***
Mg^{2+}	165,5a	51,32c	62,15b	20,56d	***
Fe	1,76a	1,48a	1,14b	0,86b	***
Cu	0,30c	0,36a	0,33b	0,09d	***
Zn	0,20a	0,10c	0,11c	0,16b	***
Mn	0,44a	0,05c	0,09b	0,05c	***
Mo	0,56b	0,79a	0,36c	0,14d	***
B	2,16a	2,30a	2,35a	nd	*
Cl ⁻	3.460a	1.200b	385,0c	49,25d	***
Na^+	488,3a	150,6c	176,5b	31,06d	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum rubra*

CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico; MO: materia orgánica total; -: no determinado; nd: no detectado

P: nivel de significación. ns y *** indica diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en filas sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

La relación carbono orgánico total/nitrógeno total (C_{OT}/N_T) recomendada para los sustratos de cultivo se sitúa entre 20 y 40 (Abad, 1993; Bunt, 1988; Carmona y Abad, 2008). El compost C y los vermicomposts V1 y V2 mostraron valores inferiores al mínimo señalado, difiriendo de la turba, que presentó una relación C_{OT}/N_T por encima del rango óptimo, lo que puede llegar a provocar riesgos de inmovilización de nitrógeno, según han demostrado Bunt (1988) y Puustjärvi (1994) en turbas *Sphagnum* rubias jóvenes, muy poco descompuestas. Estas diferencias en la relación C_{OT}/N_T entre los cuatro materiales estudiados se debieron a diferencias en el contenido en carbono orgánico total, que fue superior en la turba, y en el nivel de nitrógeno total, que fue inferior en ésta (casi la mitad de C, V1 y V2).

Por otra parte, el compost C mostró mayor contenido en carbono orgánico extraíble (C_{EXT}) y en carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) que los dos vermicomposts. Además, V2 presentó los mayores valores de nitrógeno hidrosoluble (N_H), difiriendo de C y V1.

Los tres materiales residuales estudiados presentaron niveles elevados de carbonatos, notablemente superiores a los de la turba de referencia. Esto podría estar relacionado con las características y composición de los residuos utilizados en los procesos de compostaje y vermicompostaje: restos de cultivo de tomate retirados del suelo. Además, y en el caso de los vermicomposts, estos altos valores podrían vincularse a la presencia de cristales de carbonato cálcico como resultado de la acción de las glándulas calcíferas presentes en el tracto digestivo de las lombrices (Canti y Pearce, 2003; Shipitalo y Le Bayon, 2004). En adición, se ha demostrado también la formación de carbonatos durante el proceso de compostaje de residuos orgánicos, a partir del CO_2 liberado por la degradación microbiana de la materia orgánica de dichos residuos (Roig *et al.*, 2003, 2004).

Respecto al contenido en elementos minerales asimilables de los cuatro materiales estudiados –determinados en el extracto acuoso 1/5 (v/v) y expresados en miligramos por litro de material (mg/L compost, vermicompost o turba)– que se muestra en la Tabla 4.2.7, puede destacarse que, en general, los niveles de nitrógeno mineral ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$), fósforo, potasio, calcio y magnesio del compost y los vermicomposts fueron elevados y muy superiores a los de la turba de referencia. Estos resultados indican que el compost y los dos vermicomposts

objeto de esta investigación pueden considerarse como fuentes importantes de nutrientes esenciales para las plantas, lo que se traduciría en una reducción en la cantidad de fertilizantes minerales a aplicar durante el cultivo de especies vegetales en contenedor cuando estos materiales se utilicen como sustratos.

El contenido de aniones (Cl^- y SO_4^{2-}) y cationes (Na^+) salinizantes fue muy elevado en C, especialmente el de cloruros y sulfatos, siendo estos niveles marcadamente superiores a los de la turba de referencia; los vermicomposts mostraron valores notablemente inferiores a los de C.

Al estudiar global y comparativamente la concentración de elementos minerales asimilables (solubles en agua) en los tres materiales residuales objeto de este trabajo, se apreció que, en general, C presentó los niveles más altos, V1 los más bajos, y V2 valores intermedios.

Con el fin de estudiar la contribución de los iones más abundantes a la salinidad en los tres materiales residuales estudiados (C, V1 y V2), los resultados experimentales obtenidos se sometieron a un análisis de regresión “paso a paso” (stepwise). Para ello, se evaluó la variación de la CE (mS/m) en función de la concentración de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , H_2PO_4^- , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} y Na^+ (en miliequivalentes por litro de extracto) en estos materiales, así como de sus interacciones binarias. La ecuación de regresión obtenida fue:

$$\text{CE} = 23,640 + 5,183 [\text{K}^+] + 17,277 [\text{Na}^+] \quad (\text{R}^2 = 0,997; \text{P} \leq 0,001)$$

A partir de esta ecuación puede deducirse que los iones potasio y sodio son los que contribuyen en mayor medida a la salinidad de C, V1 y V2, y que el sodio influye además de modo más marcado que el potasio.

En relación con los micronutrientes, el compost y los dos vermicomposts mostraron valores superiores a los de la turba de referencia, especialmente el compost C, cuyos niveles fueron, además, mayores que a los de los vermicomposts V1 y V2 en la mayoría de los casos. Hay que indicar que, aunque estos elementos pueden llegar a ser fitotóxicos a concentraciones relativamente elevadas, no se dispone actualmente de niveles estándar o de referencia para estos micronutrientes en materiales como los estudiados con las metodologías

analíticas utilizadas (Normas UNE-EN), por lo que los resultados obtenidos no pueden contrastarse ni valorarse (Abad y Carrión, 2006).

Los nutrientes de un sustrato están mayoritariamente disueltos en la solución del mismo, aunque una fracción significativa de éstos puede estar adsorbida o fijada por la materia orgánica y otros componentes inorgánicos (o minerales) de distinta naturaleza, no encontrándose, por tanto, disponibles para la planta. Sin embargo, tras su desorción durante ciclos de cultivo largos, estos nutrientes pueden llegar a estar disponibles o asimilables; por ello, se han implementado extractantes más enérgicos que el agua (ácidos débiles, sales de ácidos orgánicos y agentes quelantes, entre otros), que permiten determinar estos nutrientes adsorbidos o fijados (Alt, 2001; Block *et al.*, 2008; Bunt, 1988; Handreck y Black, 2002; Raviv *et al.*, 2002; UNE-EN 13651, 13652).

De acuerdo con lo anterior, se procedió a determinar el contenido de elementos minerales solubles extraídos por una mezcla de cloruro cálcico y ácido dietilentriaminopentaacético (CaCl_2 -DTPA, método CAT) (UNE- EN 13651, 2002), comparando los resultados así obtenidos con los encontrados al utilizar agua como extractante (UNE-EN 13652, 2002), en todos los materiales estudiados (Tabla 4.2.8).

En general, se observaron diferencias significativas para todos los elementos analizados en función del extractante utilizado.

Si se consideran los macronutrientes N, P y K, se aprecia que el contenido en N mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) fue comparativamente superior en agua en todos los materiales estudiados, donde los niveles prácticamente duplicaron (en promedio) los obtenidos en CAT. La diferencia en los niveles de N mineral encontrada entre ambos extractantes en la presente tesis es similar a los resultados obtenidos en los ensayos interlaboratorios realizados con diferentes materiales (“corteza compostada”, “biorresiduo”, “turba arcillosa fertilizada”, “turba gruesa fertilizada”, “lodo compostado” y “fibra de madera compostada”), que se recogen en las Normas UNE-EN 13651 (2002) y UNE-EN 13652 (2002).

En el caso del fósforo, no se encontraron diferencias entre los dos extractantes utilizados en tres de los cuatro materiales estudiados (C, V1 y T), mientras que el potasio presentó valores comparativamente superiores en el extracto realizado con agua con excepción de V2, situación opuesta a la

encontrada con los diferentes materiales recogidos en las Normas UNE-EN indicadas.

El contenido de magnesio aumentó –en comparación con el agua– al extraer con CAT en los cuatro materiales, oscilando este incremento entre 2,5 y 7,5 veces para C y V1, respectivamente.

Tabla 4.2.8. Contenido en elementos minerales solubles en los materiales estudiados (C, V1 y V2) y en la turba de referencia (T) al utilizar agua y CAT como extractantes. Estudio comparativo de los dos métodos de extracción empleados

Macronutrientes (mg/L material)								
Material-Extractante	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Nmin	P	K	Mg	S	Na
C AGUA	77,3	nd	77,3	19,1	5.854	165,5	1.064	488,3
C CAT	7,46	21,9	29,3	19,0	3.271	413,2	568,0	338,8
<i>P</i>	***	-	***	ns	***	***	***	***
V1 AGUA	33,9	15,7	49,6	16,8	584,8	49,47	130,0	150,6
V1 CAT	10,2	2,80	13,0	15,6	102,6	367,3	113,0	200,9
<i>P</i>	***	***	***	ns	***	***	***	***
V2 AGUA	nd	8,05	8,05	18,1	467,0	62,15	114,1	176,5
V2 CAT	2,80	3,26	6,06	25,0	859,4	334,2	233,4	375,2
<i>P</i>	-	***	***	***	***	***	***	***
T AGUA	5,16	nd	5,16	1,11	4,23	5,32	23,31	31,06
T CAT	3,91	nd	3,91	nd	nd	30,34	nd	nd
<i>P</i>	**	-	**	-	-	***	-	-
Micronutrientes (mg/L material)								
Material-Extractante	Fe	Zn	Cu	Mn	B	Mo		
C AGUA	1,76	0,20	0,30	0,44	2,17	0,56		
C CAT	1,16	3,09	0,72	6,73	2,16	0,08		
<i>P</i>	ns	***	***	***	ns	***		
V1 AGUA	1,48	0,10	0,36	0,15	2,33	0,79		
V1 CAT	7,74	7,20	1,70	6,27	2,30	0,01		
<i>P</i>	***	***	***	***	ns	***		
V2 AGUA	1,14	0,11	0,33	0,09	2,35	nd		
V2 CAT	5,59	9,60	0,94	4,63	3,01	0,34		
<i>P</i>	***	***	***	***	***	-		
T AGUA	0,86	0,16	0,09	0,05	nd	0,14		
T CAT	56,0	1,71	nd	2,91	0,07	nd		
<i>P</i>	***	***	-	***	-	-		

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum rubia*

CAT: CaCl₂-DTPA; nd: no detectado

P: nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente.

El contenido de azufre de C y V1 fue comparativamente inferior en los extractos realizados con CAT, obteniéndose una ratio respecto al agua de 0,53 y 0,87, respectivamente; por el contrario, en V2 aumentó, obteniéndose una ratio de 2,04. Hay que señalar que dicha ratio se situó en torno a 1 en los materiales recogidos en las Normas UNE-EN, indicando que la solubilidad de este elemento en ambos extractantes fue similar. En la turba, el contenido en azufre fue bajo en el extracto acuoso y no detectable en CAT.

Al igual que los resultados obtenidos en los materiales recogidos y analizados en las Normas UNE-EN y los presentados por Alt *et al.* (1994), los niveles de sodio en el extracto CAT de V1 y V2 fueron entre 1,3 y 2,1 veces superiores a los encontrados en el extracto acuoso; estos resultados difieren de los C y T, cuyos niveles de sodio en agua fueron mayores que en CAT, lo que parece indicar que este extractante presenta cierta variabilidad respecto a este elemento.

En cuanto al contenido en micronutrientes, todos los materiales estudiados proporcionaron, en general, concentraciones comparativamente superiores cuando la extracción se realizó con CAT, a excepción de molibdeno. Este resultado también se encontró, en general, en la mayoría de los materiales recogidos en las Normas UNE-EN. En los materiales utilizados en esta tesis, los extractos realizados con CAT proporcionaron niveles de Fe, Zn, Mn y Cu muy superiores a los obtenidos en agua en la mayoría de los casos. El contenido de Mo soluble en agua fue comparativamente superior en C, V1 y T, mientras que no se detectó en V2. El contenido en B no varió en C y V1 al utilizar ambos extractantes, mientras que V2 y T presentaron mayor concentración de este microelemento al utilizar CAT.

A modo de recapitulación, y en base a los resultados hasta aquí presentados, se puede concluir que el extractante CaCl_2 -DTPA fue más efectivo que el agua para la determinación simultánea de los microelementos asimilables en los cuatro materiales estudiados, pero tuvo un efecto menos consistente y significativo sobre la determinación de los macroelementos primarios y secundarios. Además, las diferencias encontradas en la respuesta al método CAT entre los cuatro materiales estudiados pueden estar relacionadas con las diferencias en las características físico-químicas y químicas –niveles de materia orgánica y mineral,

contenido en carbonatos, pH, salinidad y capacidad de intercambio catiónico, principalmente– observadas entre dichos materiales.

Con el fin de profundizar en el estudio de la fracción orgánica de los materiales utilizados en este trabajo, se procedió a determinar el contenido en celulosa, hemicelulosa y lignina, así como la concentración de carbohidratos solubles y polifenoles en los mismos. Los resultados obtenidos (Tabla 4.2.9) indicaron que el compost presentó un contenido en celulosa superior a los dos vermicomposts; y que, éste (C) a su vez mostró menor porcentaje de lignina que el resto de materiales estudiados. Además, el contenido en hemicelulosa difirió poco entre los tres materiales residuales analizados. Los elevados valores de lignina encontrados en los vermicomposts coinciden con lo indicado por Elvira *et al.* (1996) y Romero *et al.* (2006), dónde se menciona un aumento en el contenido de dicho biopolímero durante el vermicompostaje. Por otro lado, la turba fue el material que presentó los mayores niveles de los tres componentes fibrosos determinados, difiriendo significativamente del resto.

Tabla 4.2.9. Concentración de componentes seleccionados de la fracción orgánica de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T)

Material	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina (% ms)	Carbohidratos	Polifenoles
C	9,96b	10,3bc	8,00d	0,62	0,11a
V1	7,15c	11,8b	25,3b	0,42	0,07b
V2	5,84d	9,48c	23,8c	0,43	0,05b
T	27,7a	23,9a	29,0a	-	-
<i>P</i>	***	***	***	ns	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum rubia*

-: no determinado

P: nivel de significación. ns y*** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Por otra parte, no se observaron diferencias significativas en la concentración de carbohidratos solubles entre los materiales C, V1 y V2, aunque el compost C mostró valores ligeramente superiores a los dos vermicomposts (V1 y V2). Se encontraron concentraciones bajas de polifenoles en estos tres materiales

(notablemente inferiores a 0,8%, contenido máximo establecido por la legislación española para las enmiendas orgánicas “alperujo desecado” y “compost o mantillo de alperujo” Proyecto de Orden PRE-Orden del Ministerio de la Presidencia), aunque el compost presentó los mayores valores, difiriendo significativamente del resto.

En adición a lo anterior, el contenido en metales pesados, por su parte, es uno de los principales factores que puede llegar a limitar el uso de composts y vermicomposts en Agricultura. Estos elementos potencialmente tóxicos (EPT) están presentes en el entorno natural, suelos y alimentos, y son además ampliamente utilizados en procesos industriales de fabricación y transformación, lo que conlleva su transferencia y posterior presencia en los residuos orgánicos susceptibles de ser tratados y estabilizados mediante procesos de compostaje y vermicompostaje (Lineres, 1992).

Los metales pesados considerados en el uso de compost y vermicompost (preparados con residuos y otros componentes orgánicos) como sustratos de cultivo, enmiendas y abonos incluyen Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Hg y Cr (CA –The Composting Association–, 2001), debido a los potenciales efectos perjudiciales que éstos pueden provocar dentro de la cadena alimentaria, el crecimiento y desarrollo de las plantas, y los procesos biológicos del suelo (Smith, 2009).

En la Tabla 4.2.10 se presenta la concentración de metales pesados en los tres materiales estudiados (C, V1 y V2) y en la turba de referencia (T). Se encontró, en general, una mayor concentración de estos elementos metálicos en los vermicomposts V1 y V2 en comparación con C, siendo además estos niveles en los tres materiales de origen residual significativamente superiores a los obtenidos en la turba T. No se detectó la presencia de cromo (Cr) hexavalente (VI) en ninguno de los materiales analizados (datos no presentados).

En todos los casos, las concentraciones de los metales pesados fueron inferiores a los límites máximos establecidos en el Real Decreto 824/2005, sobre Productos Fertilizantes, para materiales orgánicos de la clase A (ver lo señalado en la Introducción, sección 1.3.4), así como a los establecidos en el reciente Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre Sustratos de Cultivo, para sustratos de la clase A.

Tabla 4.2.10. Concentración de metales pesados en los materiales estudiados (C, V1 y V2) y en la turba de referencia (T)

Metal	C	V1	V2	T	P
	(mg/kg ms)				
Cadmio (Cd)	nd	nd	nd	nd	-
Cobre (Cu)	42,6b	73,3a	76,0a	8,20c	***
Níquel (Ni)	19,6a	23,0a	24,6a	3,30b	***
Plomo (Pb)	13,0b	18,0a	16,3a	2,70c	***
Zinc (Zn)	106,6c	165,6b	253,6a	10,23d	***
Mercurio (Hg)	nd	nd	nd	nd	-
Cromo (Cr) (total)	26,3a	30,6a	25,6a	1,83b	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum* rubia

nd: no detectado

P: nivel de significación. * y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en fila sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Con objeto de conocer el grado de asociación existente entre los diferentes parámetros físico-químicos y químicos estudiados, se construyó una matriz de correlación, que se muestra en la Tabla 4.2.11.

En general, se observaron fuertes correlaciones entre la mayoría de las variables estudiadas, lo que podría ser indicativo de la existencia de información redundante y de que, por tanto, pocos factores explicarían gran parte de la variabilidad total. Por ello, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de esta matriz con la finalidad de sintetizar la información, reducir la dimensionalidad de los datos (número de variables), evitar redundancias, y destacar relaciones, intentando siempre perder la menor cantidad de información posible, de acuerdo con lo indicado por Zbytniewski y Buszewski (2005).

En base al criterio de “autovalores” (“eigenvalues”), es decir, un nuevo conjunto de variables incorreladas entre sí, cuyas varianzas van decreciendo progresivamente, y que se calculan a partir de una serie de variables originales en un grupo de objetos o individuos (materiales en nuestro caso) (González *et al.*, 1994; Jolliffe, 2002; Peña, 2002; Zbytniewski y Buszewski, 2005), se seleccionaron los primeros cuatro componentes principales (CP) que explicaron globalmente cerca del 90% de la varianza total de las variables originales (Tabla 4.2.12); el primer componente explicó el 66% de la varianza, el segundo el 14%, el tercero el 6%, y el cuarto el 4%.

Tabla 4.2.12. Análisis de componentes principales (ACP) de las características físico-químicas y químicas de los materiales residuales estudiados (compost C y vermicomposts V1 y V2)

Componente (CP)	Autovalor	Varianza explicada (%)	Varianza acumulada (%)
1	20,315	65,532	65,532
2	4,3011	13,875	79,407
3	1,7543	5,659	85,066
4	1,2692	4,094	89,160
5	0,9435	3,044	92,204
6	0,8106	2,615	94,819
7	0,5877	1,896	96,715
8	0,3706	1,196	97,911
9	0,2440	0,787	98,698
10	0,1639	0,529	99,227
11	0,0927	0,299	99,526
12	0,0776	0,251	99,777
13	0,0267	0,086	99,863
14	0,0215	0,070	99,933
15	0,0100	0,033	99,966
16	0,0058	0,019	99,985
17	0,0039	0,013	99,998
18	0,0007	0,002	100
19	0,0002	0,001	100

Por otra parte, la Figura 4.2.5 [a] permite apreciar que el compost C y los dos vermicomposts (V1 y V2) estudiados están separados en tres grupos diferenciados, según sus características. El componente principal 1 (CP1) separa los tres materiales residuales estudiados en dos grupos diferentes sobre el eje de abscisas. En uno de ellos se incluye el compost C, material con pH y CE superiores a los vermicomposts, y que presenta, además, contenidos comparativamente mayores de materia orgánica total (MO), carbohidratos solubles, polifenoles y celulosa, así como de K^+ , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y Na^+ . El otro grupo incluye los vermicomposts V1 y V2, materiales con CIC y contenido en lignina mayores que el compost.

El componente principal 2 (CP2) separa sobre el eje de ordenadas al vermicompost V1, con mayores contenidos de hemicelulosa, $N-NO_3^-$, Fe, Cu, y Mo, del vermicompost V2, que contiene niveles inferiores de estos elementos y compuestos.

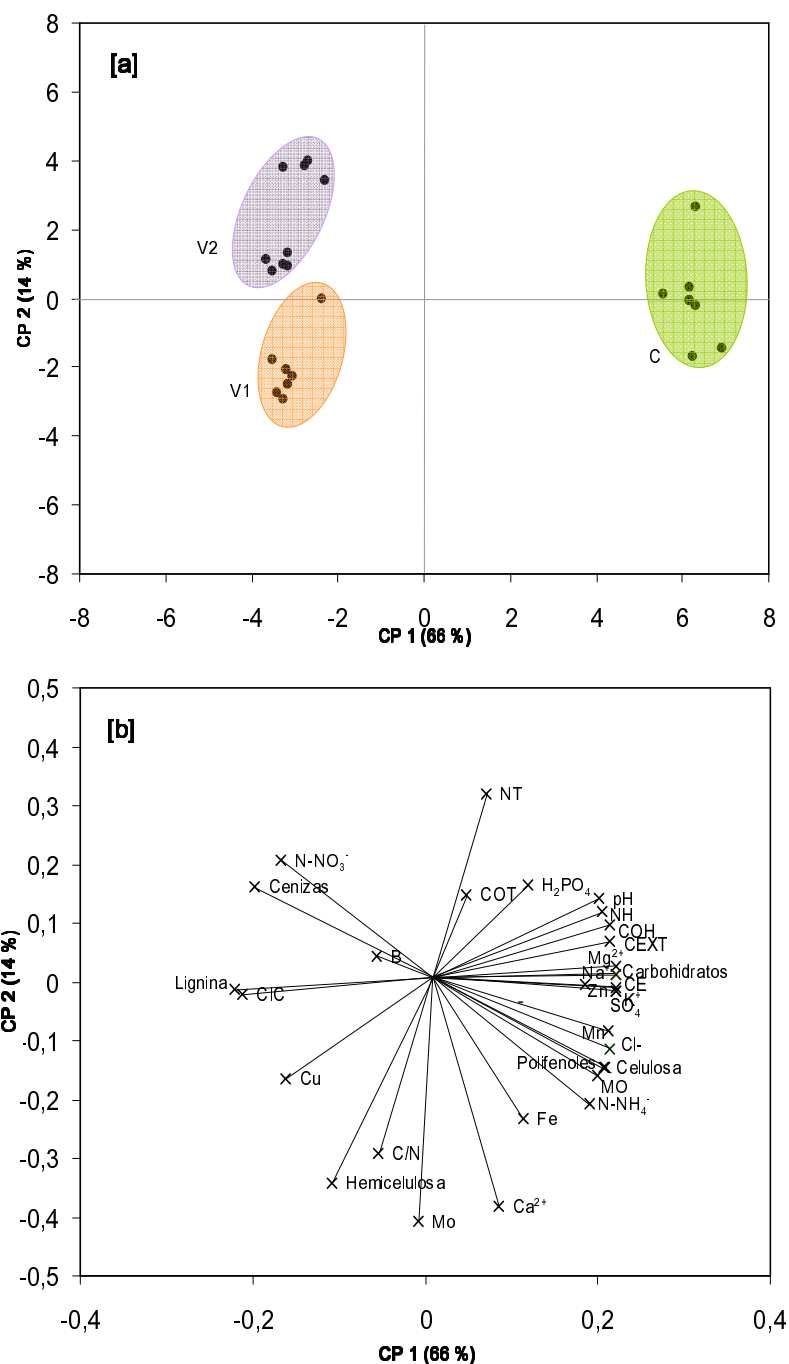


Figura 4.2.5. Distribución ortogonal del análisis de componentes principales (ACP) para los materiales residuales estudiados (compost C y vermicomposts V1 y V2) [a] y para los parámetros físico-químicos y químicos determinados [b]

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

CP: componente principal

CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico; MO: materia orgánica total;

COT: carbono orgánico total CEXT: carbono orgánico extraíble; COH; carbono orgánico hidrosoluble;

NT: nitrógeno total; NH: nitrógeno hidrosoluble

En la Figura 4.2.5 [b] se observa que las variables que mejor definieron el CP1 (sobre el eje de las abscisas) fueron, por un lado, CE, Carbohidratos solubles, K^+ , SO_4^{2-} , Mg^{2+} , Na^+ , y por otro CIC y Lignina. Se aprecia, además, la estrecha correlación existente entre CE, K^+ y Na^+ , variables relacionadas con la salinidad del material, de acuerdo con la ecuación de regresión (análisis “paso a paso”, stepwise) que se ha presentado anteriormente. Por otra parte, existe una fuerte correlación positiva entre parámetros como pH y Carbono Orgánico Extraíble (C_{EXT}) e Hidrosoluble (C_{OH}), lo que indica que un alto valor de pH puede extraer y solubilizar gran cantidad de compuestos carbonados (Campitelli y Ceppi, 2008b). La CIC y Lignina estuvieron estrecha y directamente relacionadas entre sí e inversamente con pH, CE, C_{EXT} y C_{OH} .

El CP2 estuvo definido principalmente por el contenido en Mo, Ca^{2+} , Hemicelulosa, nitrógeno total (N_T) y relación C_{OT}/N_T . Este componente principal 2 agrupa, en general, variables que tienen un marcado carácter agronómico, como son las diferentes formas de nitrógeno, el contenido en algunos elementos minerales (Mo, Ca^{2+} y Fe) y la relación C_{OT}/N_T (Bustamante *et al.*, 2010). En general, las variables estuvieron directamente correlacionadas a excepción de N_T .

4.2.3. Propiedades biológicas. Bioensayos

Con el fin de caracterizar desde el punto de vista biológico el compost (C) y los dos vermicomposts (V1 y V2) objeto de estudio, se realizaron una serie de bioensayos con material vegetal: 1) De germinación de semillas y elongación de radícula sobre el extracto acuoso de los materiales, 2) De germinación y crecimiento de plántula procedente de semilla depositada (sembrada) directamente sobre sustratos preparados con los residuos tratados y estabilizados, y 3) De crecimiento y floración de una especie ornamental cultivada en maceta, conteniendo sustratos a base del compost o los vermicomposts a evaluar.

Estos bioensayos se desarrollaron con objeto de conocer la potencialidad de los materiales residuales estudiados como sustratos o componentes de sustratos para el cultivo sin suelo, ya que existe una estrecha relación entre los resultados obtenidos y la aplicabilidad de los materiales testados en condiciones reales de

cultivo en contenedor, al aire libre o bajo invernadero (Abad *et al.*, 2005a; Abad y Carrión, 2006; Iglesias *et al.*, 2008; Moreno *et al.*, 1998; Ortega *et al.*, 1996).

El primer bioensayo (bioensayo 1) se llevó a cabo para determinar el índice de germinación (IGe, expresado como porcentaje del control) de semillas de berro (*Lepidium sativum*, cv. 'Alenois'), especie sensible a metales pesados y a compuestos inorgánicos y orgánicos fitotóxicos (Zucconi *et al.*, 1985), y de lechuga (*Lactuca sativa*, cv. 'Bionda Degli Ortolani'), especie sensible a la salinidad (Escoto *et al.*, 2007; Ortega *et al.*, 1996). Este ensayo se realizó con los extractos acuosos 1/5 (v/v) de los cuatro materiales estudiados –compost C, vermicomposts V1 y V2, y turba de referencia T–, utilizando como control agua destilada. Los extractos preparados se utilizaron puros (100%) y diluidos al 25% con agua destilada.

El segundo bioensayo (bioensayo 2) se realizó con semillas de berro. En este bioensayo se utilizaron los materiales sólidos (C, V1 y V2) como soporte (sustrato) de las semillas, para controlar la germinación de éstas y el crecimiento de las plántulas emergidas, según lo indicado en la Norma AFNOR XP U44-165 (2004). Se emplearon los materiales puros (100%) y mezclados al 40% (en volumen) con un sustrato comercial de turba *Sphagnum* (SC), con el pH corregido y abonado de fondo, el cual se utilizó también como control.

Finalmente, se llevó a cabo otro bioensayo (bioensayo 3), siguiendo la Norma AFNOR XP U44-166 (2004), para evaluar el crecimiento y la floración de plantas adultas de petunia (*Petunia × hybrida*, cv. 'Costa Hib. F1') producidas sobre los materiales sólidos (C, V1 y V2) mezclados al 40% (en volumen) con el sustrato comercial utilizado en el bioensayo anterior (SC), el cual se usó también como material de referencia.

Adicionalmente, se determinó la presencia de semillas y otros órganos de reproducción de especies adventicias capaces de germinar o brotar en los materiales estudiados siguiendo la metodología propuesta por la Federal Compost Quality Assurance Organization (FCQAO, 1994), y se realizó un ensayo preliminar de supresividad *in vivo* con dichos materiales utilizando plántulas de melón (*Cucumis melo*) del cv. 'Rochet' y el hongo fitopatógeno *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis*.

4.2.3.1. Bioensayo 1

La Tabla 4.2.13 muestra los valores del porcentaje de germinación de las semillas (G, %), de la longitud media de la radícula (Lm, mm) y del índice de germinación (IGe, % del control) obtenidos para berro y lechuga en los extractos acuosos de los materiales (C, V1, V2 y T) y las diluciones estudiadas (extracto puro, 100% y extracto diluido, 25%).

Tabla 4.2.13. Parámetros determinados (G, Lm e IGe) en el bioensayos de germinación de semillas de berro y de lechuga utilizando extractos acuosos puros (100%) y diluidos (25%) de los materiales estudiados (C, V1 y V2) y de la turba de referencia (T) (bioensayo 1)

Material	Berro		Lechuga	
	100%	25%	100%	25%
G (%)				
C	100a	100	100a	100a
V1	96ab	92	100a	100a
V2	88b	90	100a	100a
T	99a	99	99b	99b
<i>P</i>	*	ns	*	**
Lm (mm)				
C	25	20	14	17
V1	13	16	16	14
V2	21	16	14	14
T	21	18	16	17
<i>P</i>	ns	ns	ns	ns
IGe (% del control)				
C	145a	115	91b	106
V1	70b	80	127a	113
V2	140a	108	103b	103
T	118a	101	102b	109
<i>P</i>	*	ns	*	ns

G: porcentaje de germinación; Lm: longitud media de la radícula; IGe: índice de germinación

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum* rubia

P: nivel de significación. ns, * y **, indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, y $P \leq 0,01$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Como puede observarse, el porcentaje de germinación (G) de las semillas de berro se vio afectado por el extracto puro, siendo C y T los materiales que presentaron los mayores valores en comparación con V2 y V1, mientras que en el extracto diluido no se observaron diferencias en este parámetro entre los cuatro materiales estudiados. La longitud de la radícula (Lm) no se vio afectada por los extractos utilizados –puro y diluido– en ningún caso (material). Sin embargo, el índice de germinación (IGe) de berro en el extracto puro presentó diferencias entre los materiales, mostrando C, V2 y T valores superiores a V1. Estas diferencias en IGe entre los materiales estudiados desaparecieron al diluir los extractos puros, debido tanto al aumento de IGe en V1 como a la disminución de los valores de este parámetro en C, V2 y T. Estos resultados ponen de manifiesto la desaparición de los efectos deletéreos de V1 sobre la germinación de las semillas de berro paralelamente a la dilución de los elementos y/o compuestos fitotóxicos presentes en este vermicompost.

En el caso de lechuga, los extractos puros y diluidos del compost y los dos vermicomposts incrementaron el porcentaje de germinación de las semillas (G) en comparación con la turba, pero no se encontraron diferencias en la longitud de la radícula (Lm) entre estos cuatro materiales en ninguno de los extractos utilizados. Además, no se observaron diferencias en el índice de germinación (IGe) en el extracto diluido entre los materiales estudiados, mientras que en el extracto puro V1 presentó el mayor valor de este parámetro, difiriendo de V2, T y C, mostrando este último, además, los valores más bajos.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de G, Lm e IGe –de berro y de lechuga– obtenidos en este bioensayo 1 (Tabla 4.2.14), se encontraron, en general, efectos significativos para el factor material (C, V1, V2 y T), mientras que el factor dilución y la interacción entre ambos factores no mostraron diferencias estadísticamente significativas.

4.2.3.2. Bioensayo 2

Es bien conocida la estrecha relación existente entre los resultados obtenidos en los bioensayos de germinación de semillas sobre extracto acuoso (ver la sección 4.2.3.1) y la potencialidad de los materiales estudiados para ser utilizados como sustratos de cultivo; sin embargo, algunos autores (Emino y Warman, 2004;

Tabla 4.2.14. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –material (C, V1, V2 y T) y dilución (100% y 25%)– sobre la germinación de las semillas (G), la longitud media de la radícula (Lm) y el índice de germinación (IGe) de berro y de lechuga en el bioensayo 1

Fuente de variación	Berro	Lechuga
G (%)		
A. Material	**	*
B. Dilución	ns	ns
C. Interacción A×B	ns	ns
Lm (mm)		
A. Material	ns	ns
B. Dilución	ns	ns
C. Interacción A×B	ns	ns
IGe (% del control)		
A. Material	*	*
B. Dilución	*	ns
C. Interacción A×B	ns	ns

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; T: turba *Sphagnum rubia*

ns, * y ** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,01$, respectivamente

Moldes *et al.*, 2007) recomiendan realizar los bioensayos directamente sobre los materiales sólidos, puros o mezclados, por ser un procedimiento más sensible y operativo, y que, además, predice mejor el comportamiento de dichos materiales (sustratos) en condiciones reales de cultivo en contenedor.

En la Tabla 4.2.15 se presentan los resultados obtenidos en el bioensayo 2, en el que se utilizaron los materiales sólidos (C, V1 y V2) con el fin de conocer los efectos de éstos y su mezcla (al 40% en volumen) con un sustrato comercial a base de turba (SC) sobre la germinación, el crecimiento y la calidad de plántulas de berro.

Se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de semillas germinadas a los tres días desde la siembra (Pt₃), apreciándose los mayores valores en V2 y V1, tanto puros como mezclados con el sustrato comercial SC, mientras que C presentó los menores porcentajes, no llegando incluso a germinar las semillas cuando éste se utilizó puro. En cuanto al porcentaje de plántulas normales producidas a los 7 días desde la siembra (Pn₇), los dos vermicomposts

Tabla 4.2.15. Parámetros determinados (Pt₃, Pn₇ y B) en el bioensayo de germinación, crecimiento y calidad de plántulas de berro, utilizando los materiales sólidos (C, V1, V2 y SC) puros y mezclados (40% en volumen) con SC (biensayo 2)

Material	Pt ₃		Pn ₇		B	
	Puro	Mezclado	Puro	Mezclado	Puro	Mezclado
C	0b	50b	32b	82	1,7	2,1
V1	66a	84a	76a	82	1,9	2,3
V2	72a	86a	78a	84	2,4	2,3
SC	88a	-	98a	-	2,5	-
<i>P</i>	**	**	*	ns	ns	ns

Pt₃: % de semillas germinadas a los 3 días desde la siembra; Pn₇: % de plántulas normales a los 7 días; B: biomasa de la parte aérea a los 7 días, en mg de materia seca/plántula

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; SC: sustrato comercial de turba

P: nivel de significación. ns, * y ** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,01$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

puros presentaron valores elevados y similares al sustrato comercial; sin embargo, el compost puro proporcionó el menor porcentaje de plántulas normales, difiriendo del resto de materiales. Cuando los materiales se mezclaron al 40% (en volumen) con el sustrato comercial (SC), no se observaron diferencias en este parámetro (Pn₇) entre los cuatro materiales en comparación. En cuanto a la biomasa seca acumulada en la parte aérea de las plántulas al final del bioensayo (B), no se encontraron diferencias entre los cuatro materiales estudiados en ningún caso (puros vs. mezclados).

Los resultados del análisis multifactorial de la varianza realizado (Tabla 4.2.16) revelaron diferencias significativas para los factores material y mezcla en todos los parámetros estudiados.

En general, debe señalarse que los vermicomposts proporcionaron los mayores valores de germinación, crecimiento y calidad de las plántulas de berro, y que la dilución de los materiales influyó positivamente sobre los parámetros estudiados, particularmente en el caso del compost.

Tabla 4.2.16. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –material (C, V1 y V2) y mezcla (100% y 40%)– sobre la germinación de las semillas de berro a los tres días desde la siembra (Pt₃), el número de plántulas normales producidas a los 7 días (Pn₇) y la biomasa (seca) de la parte aérea (B) a los 7 días en el bioensayo 2

Fuente de variación	Pt ₃ (%)	Pn ₇ (%)	B (mg/pl)
A. Material	***	*	*
B. Mezcla	***	*	*
C. Interacción A×B	*	*	ns

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

ns, * y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

4.2.3.3. Bioensayo 3

En la Tabla 4.2.17 se recogen los resultados obtenidos en el bioensayo realizado con plántulas de petunia.

Tabla 4.2.17. Parámetros determinados en el bioensayo de crecimiento y floración de plantas de petunia en sustratos preparados con los materiales sólidos (C, V1 y V2) mezclados (40% en volumen) con el sustrato comercial de turba (SC), que se utilizó también como control (bioensayo 3)

Sustrato	Peso seco (mg/pl)			Altura del vástago (cm)	Long. raíz (cm)	Nº de flores /pl	Contenido clorofila (ud. SPAD)	Nº de plantas cloróticas (%)	Nº de flores anómalas/pl (%)
	Parte aérea	Raíces	Total						
C	337,3d	51,3c	388,6c	7,5c	18,3	3	33,6b	66,7a	0b
V1	867,3b	129,3b	996,6b	13,5b	18,0	4	34,2b	46,7ab	29a
V2	800,0c	152,0b	952,0b	12,7b	20,5	4	36,1b	20,0ab	0b
SC	2.002,7a	238,0a	2.240,7a	17,3a	20,5	4	46,5a	0b	0b
<i>P</i>	***	***	***	***	ns	ns	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

P: nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Se observaron diferencias altamente significativas en la mayoría de los parámetros medidos entre los cuatro sustratos estudiados (a base de C, V1 y V2, y el control SC). Los vermicomposts V1 y V2 presentaron valores de crecimiento – expresado como peso seco de la parte aérea, las raíces y la planta entera, y con altura del vástago– notablemente superiores a los de C, que mostró los resultados más pobres. El sustrato comercial de turba (SC) proporcionó el mayor crecimiento de las plantas y un contenido de clorofila en éstas comparativamente superior, difiriendo del resto de materiales.

Además, se observaron síntomas de clorosis en las plantas cultivadas en los sustratos preparados con el compost y los vermicomposts, siendo el número de plantas afectadas, por orden decreciente: C >V1 >V2. Por otro lado, merece destacarse el hecho de que cerca del 25% de flores de las plantas de petunia producidas en el sustrato preparado con el vermicompost V1 mostraron una coloración anómala, situación que no se presentó en el resto de los sustratos estudiados. La Figura 4.2.6 presenta las imágenes de las plantas producidas en los cuatro sustratos estudiados, pudiéndose observar un crecimiento y floración de dichas plantas coincidentes con los resultados recogidos en la Tabla 4.2.17 y que se han descrito más arriba. Deben destacarse los síntomas de clorosis y el color anómalo de las flores de la planta producida en el sustrato que contenía el vermicompost V1.

Al estudiar comparativamente los tres tipos de bioensayos realizados (1, 2 y 3), se pone de manifiesto que el crecimiento y la floración de las plantas (bioensayos 2 y 3) son procesos más sensibles que la germinación de las semillas (bioensayo 1) a la presencia de sustancias tóxicas y sales en exceso en el compost y los vermicomposts estudiados, de acuerdo con lo señalado por Araújo y Monteiro (2005) y Cedón *et al.* (2005).

Finalmente, debe señalarse que mediante este tipo de bioensayos (sobre material sólido) se obtiene, además, información más completa y fiable sobre el comportamiento de los materiales en condiciones reales de cultivo en contenedor, lo que permitirá aplicar las técnicas correctoras necesarias para mejorar y acondicionar, si se requiere, el material a utilizar como sustrato de cultivo, adecuándolo así a los requerimientos de la especie vegetal a cultivar.

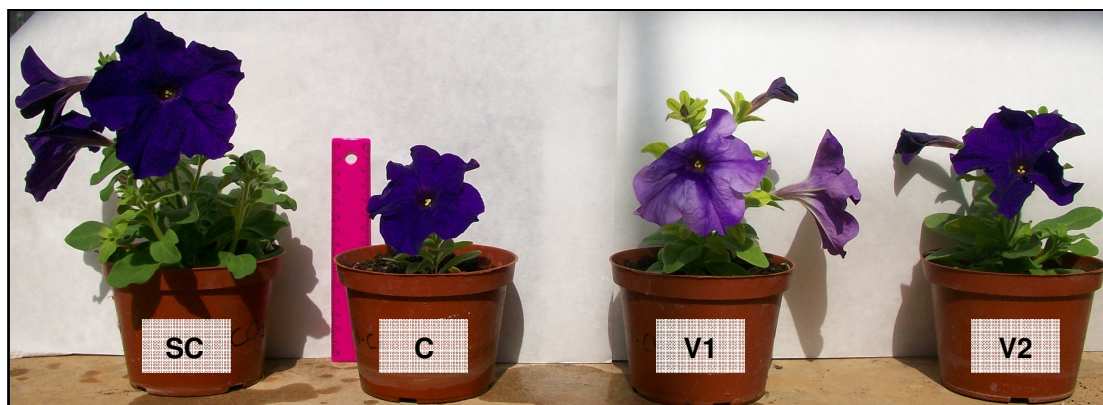


Figura 4.2.6. Plantas de petunia producidas en sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 mezclados (40% en volumen) con un sustrato comercial de turba (SC), y su comparación con éste (bioensayo 3)

4.2.3.4. Presencia de semillas y otros órganos de propagación

Finalmente, y con el propósito de determinar el contenido en semillas y otras estructuras reproductivas de especies adventicias capaces de germinar y brotar, respectivamente, en las mezclas preparadas con los materiales estudiados (C, V1 y V2) y un sustrato comercial (SC) de turba *Sphagnum* (40:60, v:v), se realizó un bioensayo, siguiendo la metodología propuesta por el organismo alemán Federal Compost Quality Assurance Organization (FCQAO, 1994), donde se controló el número de plántulas que emergieron por litro de sustrato examinado (Tabla 4.2.18). Además, se identificaron las especies vegetales más abundantes (predominantes) en los sustratos preparados.

Se observó un contenido “considerable” de semillas y otros órganos de reproducción capaces de germinar o brotar en C, V1 y V2, según lo establecido en FCQAO (1994). Además, el vermicompost V2 fue el material que presentó el mayor valor, difiriendo de C, V1 y SC, mientras que este último estuvo libre de estructuras de propagación. La abundante presencia de semillas y otros órganos reproductivos de especies como *Rorippa nasturtiva-acuaticum*, *Amaranthus retroflexus* y *Portulaca oleracea*, entre otras, observada particularmente en los dos vermicomposts, podría estar relacionada con contaminaciones ocasionadas por especies vegetales cercanas al área de producción o almacenamiento de estos materiales. Estos resultados se reflejaron posteriormente en los ensayos de

cultivo realizados en invernadero (sección 4.3), donde las condiciones de temperatura, humedad, iluminación, etc., favorecieron la emergencia de estas especies adventicias en los sustratos preparados, tal como se observa en la Figura 4.2.7, que corresponde a un experimento de enraizamiento de estacas de tallo de *Euonymus japonicus* var. 'Microphylla' (ver la sección 4.3.3).

Tabla 4.2.18. Contenido en semillas y otros órganos de reproducción (estimado como el número de plántulas que emergieron) en los sustratos preparados con los materiales estudiados (C, V1 y V2 mezclados al 40% volumen con SC) y en el control (SC)

Sustrato	Plántulas/L sustrato
C	4c
V1	25b
V2	83a
SC	0c
<i>P</i>	*

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; SC: sustrato comercial de turba

P: nivel de significación. * indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)



Figura 4.2.7. Presencia de órganos capaces de germinar o brotar en los sustratos preparados con los materiales estudiados (vermicompost V2 puro en la imagen), que se utilizaron en un experimento de enraizamiento de estacas de *Euonymus japonicus* bajo invernadero (ver la sección 4.3.3)

○: plántulas que emergieron

4.2.3.5. Bioensayo preliminar de supresividad

La producción agrícola intensiva está estrechamente relacionada con el incremento de la contaminación del medio natural, debido, principalmente, a los importantes requerimientos de fertilizantes y productos fitosanitarios vinculados a la misma (Glendining *et al.*, 2009; Rice *et al.*, 2001). Actualmente, la necesaria restricción de los productos fitosanitarios usados para mitigar los efectos deletéreos de los patógenos del suelo ha despertado el interés por el uso de métodos alternativos para el control de éstos que sean más respetuosos con el ambiente (Reuveni *et al.*, 2002; Termoshuizen *et al.*, 2006). En este contexto, numerosos autores han estudiado la potencialidad de diferentes residuos orgánicos tratados y estabilizados mediante compostaje o vermicompostaje para reducir la incidencia de enfermedades que afectan a los cultivos (Noble y Coventry, 2005; Szczech, 1999).

El término supresividad hace alusión a la capacidad del compost (o vermicompost) para minimizar, e incluso eliminar, los daños provocados por enfermedades causadas por microorganismos fitopatógenos (Vargas y Suárez-Estrella, 2008). La utilización de composts de diferentes orígenes y características como enmiendas del suelo o sustratos de cultivo ha sido estudiada con objeto de evaluar la supresividad potencial de estos materiales frente a varios agentes fitopatógenos pertenecientes a diversos géneros, tales como *Pythium*, *Phytophthora*, *Rhizoctonia* y *Fusarium*, entre otros (Cotxarrera *et al.*, 2002). La actividad supresiva se ha atribuido fundamentalmente a la presencia en los composts/vermicomposts de microorganismos antagonistas de los agentes fitopatógenos como pueden ser determinadas bacterias de los géneros *Bacillus* y *Streptomyces* u hongos de los géneros *Glyocladium* y *Trichoderma* (Siddiqui *et al.*, 2008; Trillas *et al.*, 2006)

En la presente tesis se ha llevado a cabo un experimento preliminar de evaluación de la supresividad potencial de los materiales estudiados (compost C y vermicomposts V1 y V2) frente a *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis* (CECT 20474) (en adelante FOM) utilizando plantas de melón (*Cucumis melo*) cv. 'Rochet', sensible a su infección. La importancia de esta enfermedad vascular propagada desde el suelo radica en que existen diversas "*formae speciales*" de *Fusarium oxysporum* que ocasionan grandes daños en una amplia gama de

cultivos (huéspedes), entre ellos el melón, provocando graves pérdidas económicas (Borrero *et al.*, 2004; Schumann y D'Arcy, 2006; Suárez-Estrella *et al.*, 2004).

Para evaluar la supresividad potencial del compost y los dos vermicomposts se cultivaron plantas de melón en un sustrato preparado con 92% de turba –que asegura unas buenas condiciones físicas y químicas para el crecimiento de las plantas–, material considerado conductor, y 8% (en volumen) de C, V1 y V2, de los que se espera aporten supresividad a la mezcla frente al hongo patógeno ensayado, que se inoculó a dos dosis consideradas como media (D1) y alta (D2). Como base de comparación, se incluyeron controles no inoculados con el hongo y sustratos autoclavados a 121°C durante 15 minutos (esterilizados) e inoculados con la dosis D2. Este último control permite estimar la capacidad de la microbiota natural para inhibir el desarrollo de enfermedades en los sustratos.

En la Figura 4.2.8 se presentan los resultados obtenidos de porcentaje de plantas infectadas, peso fresco y longitud del tallo en los tratamientos (sustratos) de compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) con diferentes dosis de inóculo –no inoculados (D0), inoculados a dos dosis (D1 y D2), y esterilizados e inoculados con la dosis D2 (E)–. Se encontró un mayor porcentaje de plantas infectadas en aquellas mezclas inoculadas (y no esterilizadas) que contenían vermicompost V1, mientras que el compost C registró el menor porcentaje de infección, observándose una respuesta intermedia en el vermicompost V2. Además, en todas las mezclas esterilizadas y posteriormente inoculadas las plantas mostraron un porcentaje de infección superior a las que no fueron sometidas a autoclavado, efecto que fue más marcado en las mezclas con compost C, difiriendo significativamente el sustrato esterilizado e inoculado (C-E) –en torno al 66% de plantas infectadas– de aquéllos que únicamente fueron inoculados sin esterilización previa (C-1 y C-2), que alcanzaron un 33% de plantas infectadas. Estos resultados podrían estar relacionados con la naturaleza fundamentalmente biótica (biológica) de la supresividad (Hoitink y Fahy, 1986; Szczech, 1999), aunque diversos autores señalan que la variación en ciertos factores abióticos, tales como el pH o la conductividad eléctrica, pueden modificar las propiedades supresivas de los sustratos orgánicos (Amir y Alabouvette, 1993;

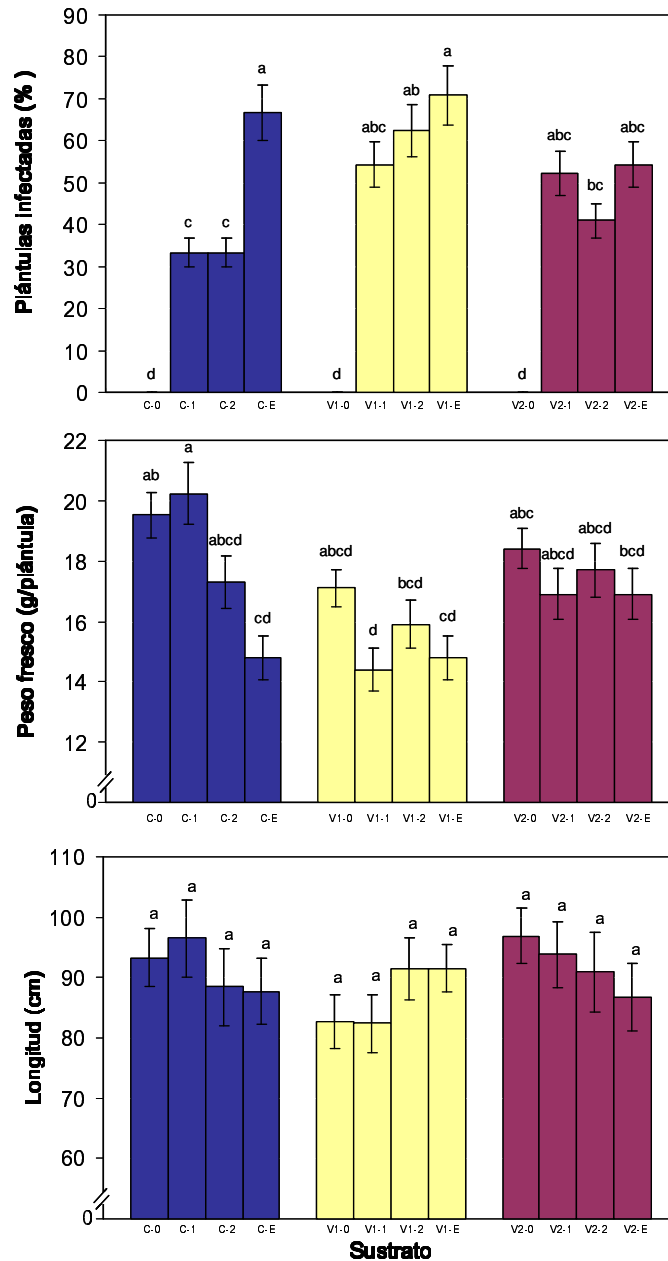


Figura 4.2.8. Porcentaje de plantas infectadas, peso fresco y longitud del tallo de plantas de melón cultivadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 con diferente dosis de inóculo de *Fusarium*

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

0: no inoculado; 1 y 2: inoculado a la dosis D1 y D2, respectivamente; E: esterilizado e inoculado a la dosis D2

Las líneas verticales indican el error estándar de la media. Barras sin letra común difieren estadísticamente $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Hoitink y Grebus, 1994; Scher and Baker, 1980); de este modo, el carácter supresivo de los sustratos está relacionado con las interacciones entre factores físicos y químicos y la microbiota antagonista presente en los mismos (Serra-Wittling *et al.*, 1996). Respecto al crecimiento y desarrollo de las plantas, la infección de FOM afectó negativamente al peso fresco de las plantas de melón, siendo el valor de este parámetro, especialmente en los sustratos a base de compost C, tanto menor cuanto mayor era el grado de infección. Así, los mayores valores de peso fresco se encontraron en las plantas cultivadas en las mezclas a base de compost C y en los controles no inoculados de cada una de los tres materiales estudiados. Por otro lado, no se observaron diferencias significativas en la longitud del tallo entre los diferentes tratamientos estudiados, sugiriendo que la enfermedad no tiene influencia alguna en este parámetro.

Durante este experimento de supresividad *in vivo* se controló, periódicamente, la evolución de la enfermedad tomando como referencia la sintomatología característica de los cultivos afectados: amarilleo, color verde pálido de las nervaduras de las hojas, necrosis lateral del tallo, gomosis, etc. (Koike *et al.*, 2007; Messiaen *et al.*, 1994).

En el control de las enfermedades de las plantas se considera de gran interés el incremento temporal de la patogeneidad, representándose éste en una curva de progreso de la enfermedad. A partir de los datos obtenidos, se construyeron las curvas de progreso de la enfermedad (Figura 4.2.9), en las se que relacionaron los días desde la inoculación de FOM con el porcentaje observado de plantas infectadas. En el compost C, los tratamientos inoculados con FOM (C-1 y C-2) manifestaron los daños de la infección de forma más precoz (17 días después de la inoculación del hongo), especialmente en el tratamiento con la mayor dosis de inóculo (C-2), que aquél que fue autoclavado y posteriormente inoculado (C-E). A partir del día 28, el número de plantas que mostraron síntomas de infección aumentó considerablemente, superando C-E los porcentajes de plantas infectadas en C-1 y C-2 hasta llegar a duplicarlo. En el vermicompost V1, se observó, que el sustrato que había sido inoculado con la dosis baja de FOM (V1-1) y aquél que había sido esterilizado con anterioridad a su infección (V1-E) mostraron un patrón de evolución similar al descrito anteriormente para los tratamientos a base de C. El tratamiento de V1 con la dosis mayor de inóculo

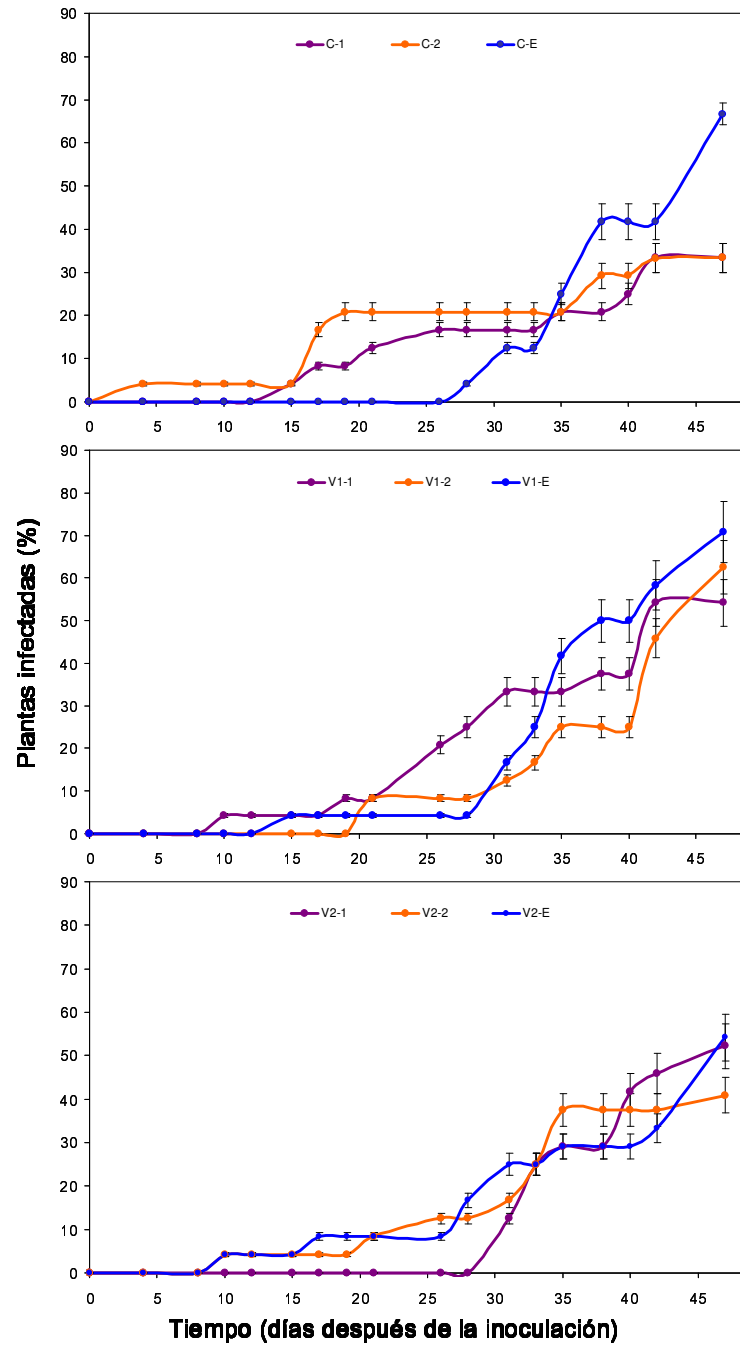


Figura 4.2.9. Curva de progresión de la enfermedad en las plantas de melón cultivadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 con diferentes dosis de inóculo de *Fusarium*

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

0: no inoculado; 1 y 2: inoculado a la dosis D1 y D2, respectivamente; E: esterilizado e inoculado a la dosis D2

Las líneas verticales indican el error estándar de la media

(V1- 2) mostró una evolución similar a la de V1-E durante los primeros 28 días que siguieron a la inoculación. El porcentaje de plantas infectadas en V2 aumentó gradualmente y de modo similar hasta el día 38 en el sustrato con dosis alta de inóculo (V2-2) y en el esterilizado (V2-E), mientras que el sustrato V2-1 no mostró síntomas de la infección en ninguna plántula hasta transcurridos 28 días, aumentando notablemente a partir de esa fecha la proporción de plantas que mostraron signos de infección, hasta casi igualar el grado de infección de las plantas en V2-E.

Los datos de porcentaje de plantas afectadas se han utilizado para el cálculo de un parámetro denominado *área bajo la curva de progresión de la enfermedad* (AUDPC “area under the disease-progress curve”), que integra los aspectos de la evolución de la enfermedad en relación con el crecimiento del huésped y su desarrollo. Las técnicas para su determinación abarcan desde fórmulas simples de cálculo de áreas hasta aplicaciones informáticas de integración de ecuaciones (Jeger y Viljanen-Rollinson, 2001; Yogev *et al.*, 2009). En este experimento se utilizó la fórmula propuesta por Shaner y Finney (1977):

$$\text{AUDPC} = \sum_{i=1}^n [(Y_{i+1} + Y_i) / 2] \cdot [X_{i+1} - X_i]$$

donde Y_i es la severidad expresada como porcentaje de plantas afectadas en la observación i , X_i los días (desde la inoculación) de la observación i , y n el número total de observaciones.

Los efectos de los factores Material (C, V1 y V2) y Dosis (D1 y D2) sobre el AUDPC, así como sobre diferentes parámetros controlados al final del ensayo, indicadores todos ellos de la severidad de la enfermedad ocasionada por FOM, se presentan en la Tabla 4.2.19.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las mezclas estudiadas en AUDPC, porcentaje de plantas infectadas y longitud de tallo afectado, destacándose un mayor efecto de la infección en V1 seguido de V2 y de C, y mostrando este último material además valores de AUDPC, porcentaje de plantas infectadas y longitud de tallo con necrosis significativamente inferiores a los dos vermicomposts. Por otra parte, no se observaron diferencias en los parámetros estudiados entre las dos dosis de inóculo de FOM, a excepción del

grado de clorosis, que fue superior en las mezclas que contenían la dosis alta de inóculo. La interacción de ambos factores (Material y Dosis de inóculo) mostró diferencias significativas sólo en los parámetros AUDPC y clorosis.

Tabla 4.2.19. Efectos principales de los tratamientos estudiados (Material y Dosis de inóculo) sobre parámetros seleccionados, indicadores de la severidad de la enfermedad ocasionada por FOM en las plantas de melón

Efecto principal del tratamiento	AUDPC	Plantas infectadas (%)	Longitud de tallo afectado (%)	Intensidad color necrosis (puntuación)	Clorosis (puntuación)
A. Material orgánico					
Compost C	41,6c	33,3b	0,52b	2,10	2,92
Vermicompost V1	84,4a	58,3a	1,99a	2,11	3,04
Vermicompost V2	61,2b	46,5ab	1,78a	2,29	2,98
<i>P</i>	***	*	**	ns	ns
B. Dosis de inóculo					
D1	62,9	46,6	1,45	2,18	2,85
D2	61,9	45,6	1,41	2,16	3,11
<i>P</i>	ns	ns	ns	ns	*
C. Interacción A × B					
<i>P</i>	*	ns	ns	ns	*

AUDPC: área bajo la curva de progresión de la enfermedad

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

D1: dosis baja; D2: dosis alta

P: nivel de significación. ns, *, **, *** y indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Al estudiar comparativamente estos sustratos con los esterilizados e inoculados posteriormente con dosis alta (C-E, V1-E y V2-E), se encontró que el mayor valor de AUDPC correspondió a la mezcla con compost esterilizado (C-E). El valor de dicha área en el compost C inoculado sin esterilizar (C-1 y C-2) fue el más bajo de todos los tratamientos estudiados (Tabla 4.2.20).

La esterilización de V1 (V1-E) aumentó los valores de AUDPC respecto a V1 inoculado a la dosis baja (V1-1), no difiriendo este último tratamiento de V1 inoculado con la dosis alta (V1-2). El AUDPC del vermicompost V2 esterilizado (V2-E) fue significativamente superior a aquellos que fueron inoculados sin esterilizar (V2-1 y V2-2).

Tabla 4.2.20. Parámetros indicadores de la severidad de la enfermedad ocasionada por FOM en plantas de melón cultivadas en sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2

Tratamiento ¹	AUDPC	Plántulas infectadas (%)	Longitud de tallo afectado (%)	Intensidad color necrosis (puntuación)	Clorosis (puntuación)
C-E	117a	66,7ab	0,82bc	2,08	3,20a
C-1	41,5f	33,3c	0,19c	2,11	2,54b
C-2	41,7f	33,3c	0,85abc	2,09	3,29a
V1-E	102b	70,8a	1,50ab	2,00	2,91ab
V1-1	79,2cd	54,2abc	2,07ab	1,97	3,08ab
V1-2	89,6bc	62,5ab	1,91ab	2,25	3,00a
V2-E	89,6bc	54,2abc	1,94ab	1,97	3,20a
V2-1	68,0de	52,2abc	2,09a	2,46	2,91ab
V2-2	54,3ef	40,9bc	1,46abc	2,13	3,04a
<i>P</i>	***	*	*	ns	*

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos; SC: sustrato comercial de turba

E: esterilizado e inoculado con dosis 2; 1: dosis baja; 2: dosis alta

AUDPC: área bajo la curva de progresión de la enfermedad

P: nivel de significación. ns, *, *** y indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Del resto de parámetros medidos, debe destacarse la cuantía más baja de porcentaje de plántulas infectadas así como la menor longitud de tallo afectado en C-1. Además, pudo observarse, en general, una mayor clorosis en los tratamientos que fueron inoculados con la dosis alta de FOM, tanto autoclavados como con la microbiota nativa presente.

Como conclusión de este ensayo preliminar de supresividad *in vivo* debe señalarse que el compost C mostró un menor porcentaje de plantas infectadas con FOM (33,3%) respecto a V1 y V2, así como una menor severidad de la enfermedad, lo que se tradujo en una mayor supresividad frente al hongo fitopatógeno. Además, el número de plantas infectadas en C autoclavado fue superior a los valores del resto de materiales no esterilizados, lo que sugiere que la supresividad del compost C está relacionada fundamentalmente con su población microbiana. El vermicompost V2, por su parte, mostró un valor medio de 46,5% de plantas infectadas, mientras que en el vermicompost V1 llegó a alcanzar un 58,3%, lo que parece indicar una menor supresividad en V1 respecto a V2 (Figura 4.2.10). Sin embargo, la comparación de los vermicomposts V1 y V2

con los mismos materiales esterilizados reveló que en V2-E se encontró un número de plantas infectadas similar a las obtenidas en las mezclas de V2 no esterilizadas, mientras que en V1 la diferencia entre materiales esterilizados y no esterilizados fue superior. A partir de estos datos podría concluirse que los efectos supresivos de V2 no están relacionados con factores biológicos y podrían ser debidos a factores de naturaleza química.

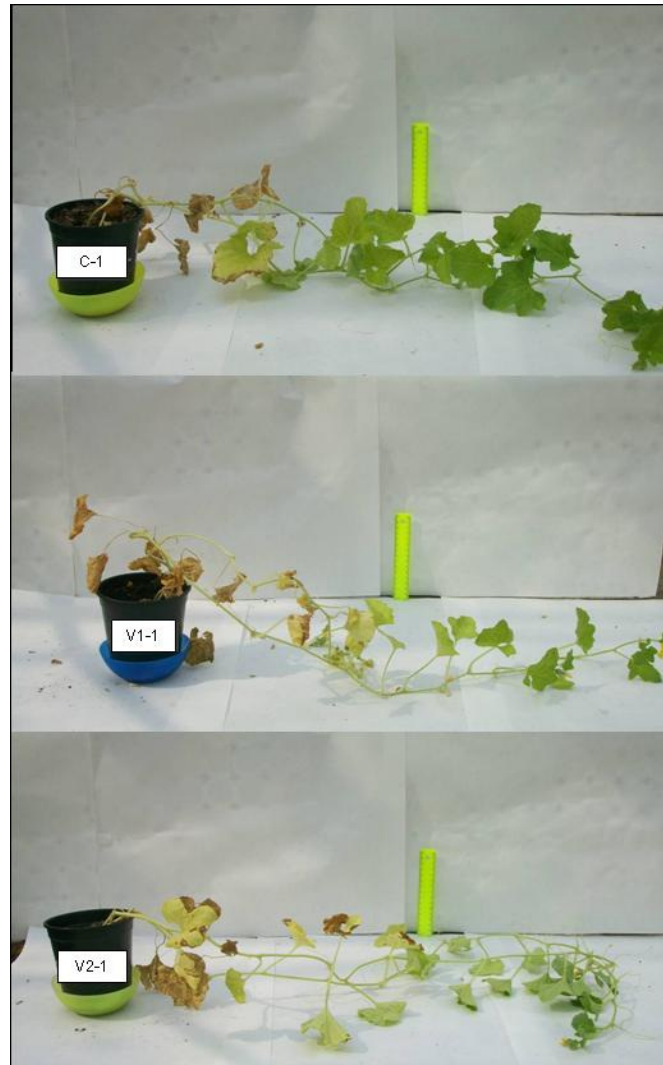


Figura 4.2.10. Plantas de melón producidas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 inoculados con la dosis baja (D1) de FOM (tratamientos C-1, V1-1 y V2-1, respectivamente). Las plantas corresponden al muestreo realizado al final del experimento, tras 66 días desde la inoculación de FOM
V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Existen numerosas investigaciones relacionadas con las propiedades supresivas del compost frente a organismos fitopatógenos, mientras que el estudio de los efectos supresivos de vermicomposts es relativamente novedoso. Mientras el compostaje incluye una fase termófila que estimula selectivamente la actividad microbiológica, el vermicompostaje se lleva a cabo únicamente en condiciones mesófilas. Edwards y Arancon (2004) indicaron que en el vermicompostaje la actividad microbiana y su biodiversidad son mayores que en el compostaje y, por ello, podría tener un mayor potencial para inhibir la incidencia de enfermedades de carácter fitopatógeno. No obstante, en este estudio preliminar de evaluación de efectos supresivos indican que los materiales que habían sido solamente compostados manifestaron mayor supresividad que los vermicompostados. Esto podría deberse a la variabilidad e impredecibilidad de los efectos supresivos de composts y vermicomposts, que están relacionadas con los factores que afectan a estos procesos –como la variabilidad en las características y composición de los residuos y en los procesos de tratamiento y estabilización a que éstos son sometidos– y con las características y requerimientos de los patosistemas (Maher *et al.*, 2008).

Por ello, las investigaciones futuras deberían estudiar los efectos supresivos de composts y vermicomposts de diferentes orígenes y características, así como determinar qué parámetros biológicos y/o químicos están estrechamente correlacionados con el potencial supresivo de los mismos, con objeto de poder llegar a establecer criterios de selección de materiales compostados/vermicompostados adecuados para reducir la incidencia de distintos agentes fitopatógenos.

4.3. USO DEL COMPOST Y LOS DOS VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS HORTÍCOLAS COMO COMPONENTES DE SUSTRATOS DE CULTIVO. EXPERIMENTOS DE DESARROLLO VEGETAL

La calidad de los composts y vermicomposts de residuos orgánicos influye notablemente en su uso final, lo que adquiere mayor importancia aún cuando dichos materiales se utilizan directamente como sustratos de cultivo (Atiyeh *et al.*, 2001; Masaguer y Benito, 2008; Raviv, 2005).

La capacidad de estos materiales (composts y vermicomposts) para sostener el desarrollo de la planta en condiciones óptimas será el resultado de la interacción compleja de diferentes factores y, en consecuencia, su calidad sólo podrá evaluarse finalmente estudiando la respuesta de la planta (ensayos de crecimiento vegetal). Esta respuesta depende de: las exigencias de la especie vegetal cultivada; las propiedades físicas, físico-químicas, químicas y biológicas del sustrato; y, el manejo de dicho sustrato (tamaño y forma del contenedor utilizado, y programa de riego y plan de fertilización aplicados, principalmente). De esta forma, el conjunto de propiedades del sustrato más el manejo del mismo se integran en la respuesta final de la planta (Abad *et al.*, 1993, 2004).

El cultivo en sustrato se usa en los siguientes campos de aplicación (Abad *et al.*, 1993, 2004, 2005), entre otros: a) producción de plántulas en semillero, b) cultivo (engorde) de plantas en contenedor, y c) enraizamiento de estacas.

La realización de ensayos de crecimiento vegetal exige, en primer lugar, seleccionar las especies vegetales a utilizar como testigo. Para ello, éstas deben reunir una serie de características como disponer de una extensa información bibliográfica, ser fotoperiódicamente neutras, ser de crecimiento rápido, y proceder de material vegetal uniforme, entre otras. Además, deberán diseñarse las estrategias de manejo del sustrato durante el ciclo de cultivo, tomando en consideración el tipo de contenedor, el riego y la fertilización, principalmente. Finalmente, debe evaluarse el crecimiento vegetativo y el desarrollo reproductivo mediante el control de los parámetros más adecuados a la hora de estimar la respuesta vegetal.

De acuerdo con lo anterior, se prepararon sustratos con el compost y los dos vermicomposts objeto de estudio, para realizar ensayos que pusieran de manifiesto la idoneidad de estos materiales para diferentes usos en Horticultura

ornamental. Para ello, se llevaron a cabo tres experimentos independientes en diferentes tipos de contenedores (bandejas de alveolos y macetas), utilizando seis especies ornamentales (cuatro de flor y dos de hoja) y dos aromáticas, con diferentes características y requerimientos:

- Experimento 1. Semilleros de *Calendula officinalis* 'Nana Gitana' (caléndula), *Impatiens walleriana* 'Candy' (alegría), *Petunia × hybrida* 'Costa Blue' (petunia) y *Viola cornuta* 'Super Majestic F1' (pensamiento) hasta la producción de plantas adultas;
- Experimento 2. Enraizamiento de estacas de *Euonymus japonicus* (evónimo) 'Compacta', *Euonymus japonicus* (evónimo) 'Microphylla', *Lavandula angustifolia* 'Munstead' (lavanda) y *Rosmarinus officinalis* (romero); y,
- Experimento 3. Cultivo en maceta de *Rosmarinus officinalis* (romero)

Para permitir comparaciones, se utilizó un sustrato control o de referencia en cada experimento –sustrato comercial de turba en los experimentos 1 y 3, y sustrato comercial de fibra de coco en el experimento 2–, ampliamente utilizado como medio de cultivo en viveros comerciales.

El compost (C) y los vermicomposts (V1 y V2) se tamizaron por la malla de 5 mm (Experimentos 1 y 2) o de 10 mm (Experimento 3) con objeto de adecuarlos para su uso como sustratos o componentes de sustratos de cultivo, de acuerdo con lo indicado en la sección 3.4.1.1

Las propiedades físicas, físico-químicas y químicas de los sustratos preparados mezclando los materiales estudiados (compost C y vermicomposts V1 y V2) con los sustratos comerciales seleccionados, se determinaron siguiendo las metodologías descritas en la sección 3.3.2, 3.2.3, 3.2.4 y 3.2.5 de esta Memoria.

El principal objetivo de esta investigación fue evaluar la potencialidad del compost y los dos vermicomposts de residuos hortícolas objeto de la presente Tesis como sustratos o componentes de sustratos de cultivo, estudiando la influencia de éstos en el crecimiento, desarrollo, floración, estado nutricional y calidad de las distintas especies vegetales seleccionadas, producidas en contenedor.

4.3.1. Experimento 1. Preparación de los semilleros de *Calendula*, *Impatiens*, *Petunia* y *Viola*

4.3.1.1. Caracterización de los sustratos preparados con el compost y los dos vermicomposts. Comparación con el sustrato control de turba

4.3.1.1.1. Propiedades físicas

Los resultados de la caracterización física de los sustratos preparados con el compost (C) y los vermicomposts (V1 y V2) así como los correspondientes al control de turba, se presentan en la Tabla 4.3.1.

Tabla 4.3.1. Propiedades físicas seleccionadas de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 1. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	DA	DP	PT	VAire	VAgua	Contracción
	(kg/m ³)			(% v/v)		
Compost C						
C - 1	349a	1.655bcde	78,8h	39,4a	39,4e	10,1b
C - 2	258c	1.635cde	84,2f	30,3cd	53,9d	18,4a
C - 3	205d	1.613de	87,3d	31,1cd	56,2cd	17,5a
C - 4	141f	1.586e	91,1b	27,5de	63,6b	23,4a
Vermicompost V1						
V1 - 1	314b	1.719ab	81,7g	19,8f	61,9b	19,1a
V1 - 2	236c	1.697abc	86,1e	30,6cd	55,5cd	23,3a
V1 - 3	176e	1.663bcd	89,4c	34,3b	55,1cd	22,5a
V1 - 4	144f	1.632cde	91,2b	28,7d	62,5b	22,9a
Vermicompost V2						
V2 - 1	357a	1.750a	79,5h	21,9f	57,6c	18,9a
V2 - 2	247c	1.718ab	85,6e	30,6cd	55,0cd	22,0a
V2 - 3	194de	1.674bcd	88,4cd	27,6de	60,8b	22,6a
V2 - 4	139f	1.637cde	91,5b	25,1e	66,4a	23,5a
Control	87g	1.529f	94,3a	33,1bc	61,2b	22,7a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

DA: densidad aparente; DP: densidad de partícula; PT: porosidad total; VAire: volumen de aire; VAgua: volumen de agua

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Como puede apreciarse, la mezcla con turba redujo la densidad aparente (D_A) y de partícula (D_P), y aumentó la porosidad total (P_T) de manera altamente significativa en los tres materiales estudiados, aproximándose los valores

correspondientes de las mezclas preparadas con C, V1 y V2 a los del sustrato control de turba.

Sin embargo, la adición de turba tuvo un efecto diferencial sobre el volumen de aire (V_{Aire}) y de agua (V_{Agua}) determinados a 1 kPa de tensión. Así, la mezcla redujo el V_{Aire} en C (del 39% al 28%) y lo aumentó en V1 y V2, siendo la cuantía de este último efecto más marcada en V1 que en V2 (9% vs. 3%, respectivamente). Por otro lado, el V_{Agua} aumentó al incrementarse el volumen de turba en la mezcla con C y V2 (24% y 9%, respectivamente), y no varió prácticamente en V1.

Resultados similares a los descritos para D_A , D_P , P_T , V_{Aire} y V_{Agua} han sido presentados por Benito *et al.* (2005); Bustamante *et al.* (2008b), Carrión *et al.* (2006), García-Gómez *et al.* (2002) y Sánchez-Monedero *et al.* (2004) en sustratos preparados con composts de residuos agrícolas y agroindustriales, y restos de poda de jardinería con diferentes proporciones de turba.

Además, se observó un incremento en la contracción de volumen en los sustratos preparados con C al aumentar el contenido de turba, alcanzando valores similares a los del control. En el caso de los vermicomposts la contracción no se vio afectada por la mezcla con turba.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de D_A , D_P , P_T , V_{Aire} , V_{Agua} y Contracción se encontraron efectos significativos para los dos factores estudiados (Material y Mezcla) así como para la interacción de ambos (Tabla 4.3.2).

4.3.1.1.2. Características físico-químicas y químicas

Los resultados obtenidos en la caracterización físico-química y química de los sustratos preparados con los tres materiales estudiados (C, V1 y V2) y el control de turba se presentan en la Tabla 4.3.3.

Se observó una disminución altamente significativa del pH en los tres materiales objeto de estudio al aumentar la proporción de turba en las mezclas, pero manteniéndose los valores de este parámetro por encima de la turba control en todos los casos. El incremento en el volumen de turba provocó, además, la disminución de la CE –de manera más marcada en el compost que en los

vermicomposts–, aproximándose finalmente, ésta al valor de la turba de referencia en el caso de los vermicomposts V1 y V2.

Tabla 4.3.2. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre propiedades físicas seleccionadas (D_A , D_P , P_T , V_{agua} , V_{aire} y Contracción) de las mezclas utilizadas como sustratos de cultivo

Fuente de variación	D_A	D_P	P_T	V_{Aire}	V_{Agua}	Contracción
	(kg/m ³)			(% v/v)		
A. Material	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B	*	ns	*	***	***	ns

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

D_A : densidad aparente; D_P : densidad de partícula; P_T : porosidad total; V_{agua} : volumen de agua; V_{aire} : volumen de aire
ns, * y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

El contenido en materia orgánica (MO) de los materiales residuales puros (100%) varió entre 62% (V2-1) y 73% (C-1), incrementándose con el volumen de turba añadida a la mezcla, pero permaneciendo en todos los casos por debajo de la turba.

Respecto al contenido en elementos minerales asimilables (solubles en agua), que se muestra en la Tabla 4.3.3, puede destacarse que los niveles de nitrógeno mineral (N_{min} ; $N-NH_4^+$ + $N-NO_3^-$) en los sustratos que contenían mayor proporción de turba fueron inferiores a los preparados sólo con C o V1; en contraste con lo anterior, en los sustratos preparados con V2 la concentración de N_{min} aumentó a medida que se incrementó el contenido de turba.

La incorporación de volúmenes crecientes de turba en los sustratos preparados con los tres materiales estudiados provocó un efecto de dilución en la concentración de los elementos salinizantes, particularmente de K^+ , SO_4^{2-} y Na^+ , lo que explica la disminución de la conductividad eléctrica de las mezclas. El contenido en fósforo (expresado como $H_2PO_4^-$), sin embargo, no se vio afectado por el aumento en la cantidad de turba en las mezclas a pesar de que ésta aportó mayor cantidad que el compost y los vermicomposts, lo que puede estar

Tabla 4.3.3. pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica (MO) y niveles de macronutrientes asimilables (solubles en agua) de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 1. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	pH	CE (mS/m)	MO (%)	N _{min}	H ₂ PO ₄	K ⁺	Ca ²⁺ (mg/L sustrato)	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Na ⁺
Compost C										
C - 1	8,93a	285a	72,6cde	69,3a	59,8b	5,938a	234,6a	161,6a	3,001a	484,8a
C - 2	8,77b	233a	75,1bcd	55,2b	60,6b	2,771b	177,1b	68,1b	1,238b	341,2b
C - 3	8,88c	152b	77,4bc	38,4c	57,1b	1,681c	144,6cd	48,4cde	774,0c	219,4c
C - 4	8,07e	86c	81,0b	19,3d	56,1b	861,1d	132,7cd	32,8ef	420,5d	157,1de
Vermicompost V1										
V1 - 1	8,59c	65c	65,6ef	50,3b	50,0bc	556,0e	87,30de	48,3cde	326,2e	148,0de
V1 - 2	8,35d	52c	67,8def	25,8d	56,6b	231,5g	85,62de	56,8bcd	289,5ef	163,1de
V1 - 3	8,11de	45c	71,7cde	22,5d	64,1b	173,0gh	83,03de	39,6def	213,9f	88,58f
V1 - 4	7,84f	33c	75,4bcd	10,5e	59,9b	116,5h	81,71de	40,8def	201,8f	81,62f
Vermicompost V2										
V2 - 1	8,76b	64c	62,1f	7,92f	54,9b	474,3f	124,7cde	61,8bc	333,4e	170,0d
V2 - 2	8,30d	50c	65,6ef	14,43e	65,1b	234,8g	114,7cde	46,7cde	237,3ef	123,8ef
V2 - 3	8,12de	45c	70,5cde	13,38e	54,1b	183,9gh	157,7bc	39,3def	225,3ef	111,4f
V2 - 4	7,91f	31c	74,7bcd	29,8d	41,4c	181,1gh	121,6cde	29,0f	185,3f	87,18f
Control	5,87g	23c	88,6a	39,5c	90,5a	169,8gh	63,71e	20,3g	nd	37,56g
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

N_{min}: nitrógeno mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻)

nd: no detectado

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a *P* ≤ 0,001. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a *P* ≤ 0,05 (test de Student-Newman-Keuls)

relacionado con la insolubilidad que presenta este elemento en medio alcalino (Fornes *et al.*, 2010; Milligan *et al.*, 2008).

Los efectos señalados de la mezcla de los materiales C, V1 y V2 con el sustrato de turba sobre la reducción del pH, la CE y los niveles de los elementos salinizantes de los mismos –altamente favorables, por otra parte, para el desarrollo de las plantas sobre estas mezclas cuando se utilicen como sustratos de cultivo– han sido también observados por otros autores en residuos orgánicos (de diferentes orígenes y características) compostados mezclados con turba *Sphagnum* rubia cruda o sustratos comerciales a base de turba (Bustamante *et al.*, 2008b; Carrión *et al.*, 2006; García-Gómez *et al.*, 2002; Pérez-Murcia *et al.*, 2006; Sánchez-Monedero *et al.*, 2004).

En relación con los micronutrientes (Tabla 4.3.4), la incorporación de turba en las mezclas afectó de forma diferente a la concentración de los mismos. Así, se observó una disminución en los niveles de Fe, Mn, y B, mientras que en Cu este efecto se observó sólo en las mezclas elaboradas con de V1 y V2, –ya que en las preparadas con C los niveles de Cu aumentaron con el incremento en el volumen de turba–, y en Mo solamente en aquellas conteniendo V1, dado que en las preparadas con C y V2 este último microelemento se mantuvo más o menos constante. Por el contrario, los niveles de Zn aumentaron en los tres materiales estudiados a medida que se incrementó el contenido de turba en las mezclas.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de pH, CE, MO, macroelementos asimilables (Tabla 4.3.5 [a]) y microelementos asimilables (Tabla 4.3.5 [b]), se encontraron, en general, efectos altamente significativos para los dos factores estudiados (Material y Mezcla) así como para la interacción de ambos.

4.3.1.2. Germinación de las semillas

El proceso de germinación se ve afectado por una serie de factores entre los que destaca el sustrato utilizado (Grime y Campbell, 1991; Lin y Tang, 2005; Mengel y Kirkby, 2001), cuyas propiedades y características (físicas, físico-químicas, químicas y biológicas) deben garantizar una correcta germinación de la semilla y un adecuado crecimiento de las raíces, así como facilitar una base apropiada para el anclaje o soporte mecánico de la plántula (Abad *et al.*, 1999).

Tabla 4.3.4. Niveles de micronutrientes asimilables (solubles en agua) en los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 1. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	Fe	Cu	Zn	Mn	Mo	B
	(mg/L sustrato)					
Compost C						
C - 1	1,75a	0,28e	0,20bc	0,44a	0,49b	2,16a
C - 2	1,08b	0,34c	0,21bc	0,06de	0,38cde	1,33b
C - 3	1,16b	0,32d	0,25ab	0,04e	0,39cde	1,11bc
C - 4	0,89bc	0,34c	0,27ab	0,04e	0,42bcd	0,54c
Vermicompost V1						
V1 - 1	0,47cd	0,36b	0,10c	0,14c	0,75a	2,35a
V1 - 2	1,20b	0,38a	0,11c	0,10cd	0,46bc	1,55b
V1 - 3	0,15d	nd	0,16bc	0,03e	0,15f	1,31b
V1 - 4	0,20d	nd	0,34a	0,02e	0,25def	1,07bc
Vermicompost V2						
V2 - 1	0,95b	0,31d	0,08c	0,09de	0,32cdef	2,24a
V2 - 2	0,20d	nd	0,18c	nd	0,20ef	1,36b
V2 - 3	0,35d	nd	0,27ab	0,08de	0,32cdef	1,46b
V2 - 4	0,11d	nd	0,25ab	0,03e	0,31cdef	1,11bc
Control	0,23d	nd	0,13c	0,25b	0,30cdef	nd
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

nd: no detectado

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

En la Figura 4.3.1 se presenta la germinación acumulada en el tiempo (expresada como porcentaje) de las semillas de caléndula (*Calendula officinalis* 'Nana Gitana') y alegría (*Impatiens walleriana* 'Candy') en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 mezclados con un sustrato comercial de turba, habiéndose utilizado este último como sustrato control (CO).

Se observó que la germinación de **caléndula** fue similar en las mezclas preparadas con V1 y V2, mostrando, en todos los casos, una cinética igual a la del control. El porcentaje de germinación en los sustratos a base compost (C) fue inferior al mostrado por los vermicomposts (V1 y V2) y el sustrato control (CO) –especialmente en las mezclas con bajo contenido de turba en su composición–,

Tabla 4.3.5. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el pH, la conductividad eléctrica (CE), el contenido en materia orgánica (MO) y niveles de elementos asimilables (solubles en agua) seleccionados (macroelementos [a]; microelementos [b]) de las mezclas utilizadas como sustratos de cultivo

[a]

Fuente de variación	pH	CE	MO	N _{min}	H ₂ PO ₄ ⁻	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Na ⁺
A. Material	***	***	***	***	ns	***	***	***	***	***
B. Mezcla	***	***	***	***	*	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B	***	***	***	***	**	***	***	***	***	***

[b]

Fuente de variación	Fe	Cu	Zn	Mn	Mo	B
A. Material	***	***	ns	***	***	*
B. Mezcla	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B	***	***	**	***	***	ns

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

N_{min}: nitrógeno mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻)

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a P≤0,05, P≤0,01 y P≤0,001, respectivamente

mejorando significativamente la respuesta germinativa a medida que aumentó el volumen turba, hasta alcanzar la mezcla 25:75 (compost:turba, % v:v) valores similares a los encontrados en dicho control.

En el caso de **alegría**, la mejor respuesta se observó en los sustratos a base del vermicompost V2, donde se alcanzaron valores del porcentaje de germinación similares a los del control en todas las mezclas (Figura 4.3.1). En V1 y, sobre todo, en C, el porcentaje de germinación alcanzado fue bajo (40% y 10%, respectivamente). Sin embargo, el incremento en el volumen de turba en las mezclas preparadas con V1 y C se tradujo en un aumento marcado en el porcentaje de semillas germinadas, encontrándose unos valores en las mezclas 50:50 y 25:75 (compost:turba) y 75:25, 50:50 y 25:75 (vermicompost V1:turba) similares al control.

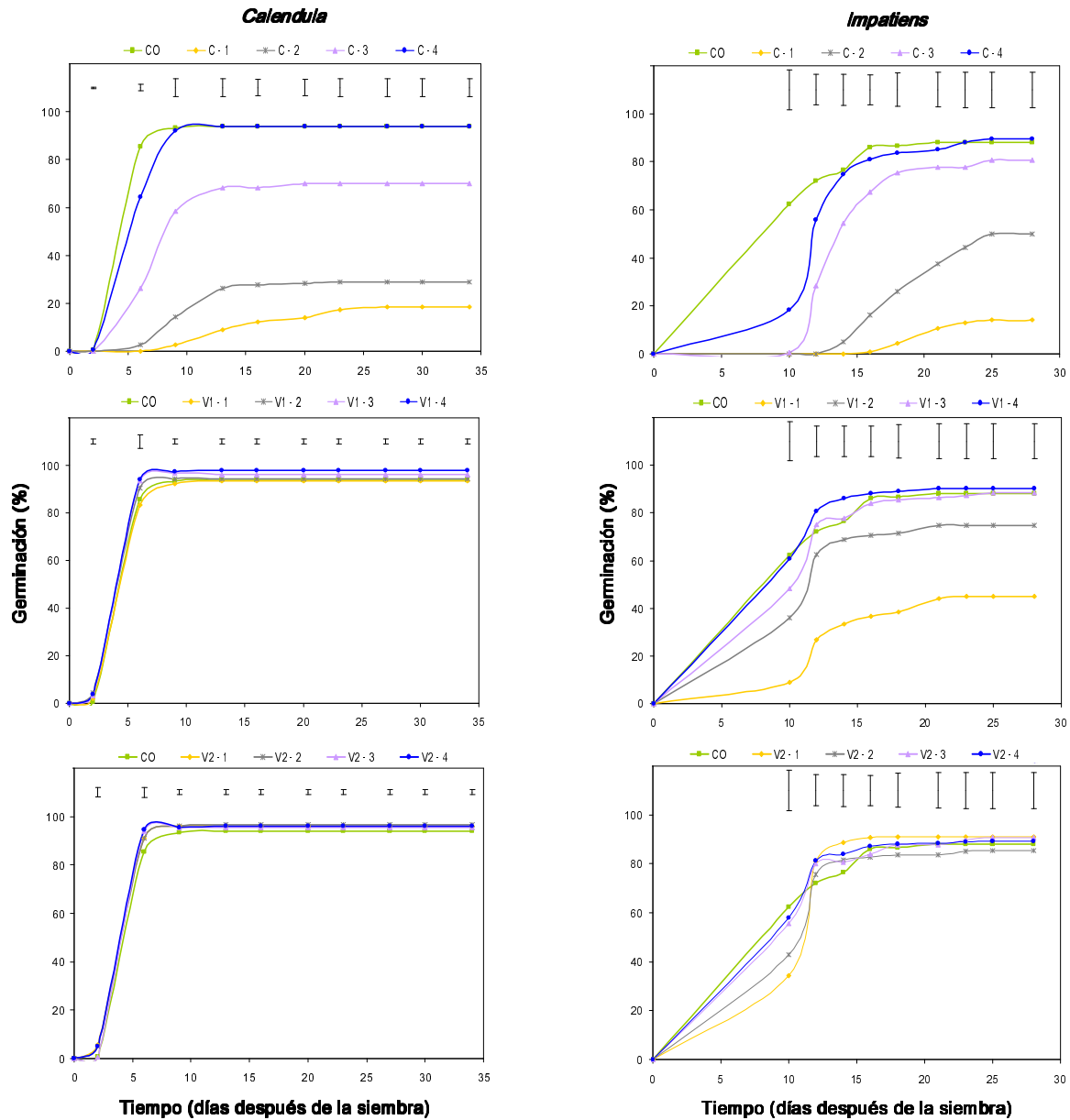


Figura 4.3.1. Efecto del sustrato –compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) y sus mezclas con un sustrato comercial de turba– sobre la germinación acumulada en el tiempo de semillas de *Calendula* e *Impatiens*

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 a 4 indican las mezclas de compost o vermicompost:turba (% v:v).1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75. CO= turba control

Las barras verticales indican el error estándar

Por otra parte, los valores de Tg –parámetro que estima la velocidad de germinación de las semillas (calculado según se ha indicado en la sección 3.4.1.3), de manera que cuanto más alto es el valor del mismo más rápido es el

proceso de germinación– en **caléndula** fueron similares en V1 y V2, y significativamente superiores a los mostrados en C (Tabla 4.3.6). Además, al aumentar el contenido de turba en las mezclas preparadas con los materiales estudiados se observó un incremento significativo en los valores de este parámetro, encontrándose además, una interacción altamente significativa entre ambos factores (Material y Mezcla).

Tabla 4.3.6. Efectos principales de los sustratos (tratamiento) a base de residuos de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros Tg y Gt 50 de semillas de *Calendula* e *Impatiens*

Efecto principal del tratamiento	<i>Calendula</i>		<i>Impatiens</i>	
	Tg	Gt 50 (días)	Tg	Gt 50 (días)
A. Material orgánico				
Compost C	28,6b	8a	25,2c	15a
Vermicompost V1	71,0a	3b	58,9b	9b
Vermicompost V2	72,1a	3b	74,3a	7c
<i>P</i>	***	***	***	***
B. Mezcla ¹ (material orgánico: turba, % v:v)				
1	47,6d	7a	33,4d	14a
2	51,3c	5b	45,1c	13a
3	60,6b	4c	61,3b	9b
4	69,5a	3d	71,3a	7b
<i>P</i>	***	***	***	***
C. Interacción A × B				
<i>P</i>	***	***	***	**

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Tg: velocidad de germinación de las semillas; Gt 50: tiempo transcurrido hasta alcanzar el 50% de la germinación total

¹Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente.

Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

De acuerdo con lo anterior, el incremento del volumen de turba en las mezclas preparadas con los vermicomposts V1 y V2 no afectó la velocidad de germinación de las semillas de esta especie, mientras que en aquellas elaboradas con C se apreció un incremento significativo en Tg a medida que aumentó la proporción de turba (Tabla 4.3.7).

La velocidad de germinación de las semillas de caléndula en todos los sustratos preparados con V1 y V2 fue igual a la mostrada en el sustrato control de

Tabla 4.3.7. Influencia de los sustratos a base de compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) sobre los parámetros Tg y Gt 50 de semillas de *Calendula* e *Impatiens*. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	<i>Calendula</i>		<i>Impatiens</i>	
	Tg	Gt 50 (días)	Tg	Gt 50 (días)
Compost C				
C - 1	2,9e	14a	0,3c	19a
C - 2	10,8d	8b	5,3c	17b
C - 3	38,1c	5c	37,6b	13b
C - 4	62,6b	4d	57,6a	11c
Vermicompost V1				
V1 - 1	67,7a	3e	26,3b	11c
V1 - 2	70,9a	3e	59,4a	11c
V1 - 3	72,3a	3e	71,2a	9d
V1 - 4	73,1a	3e	78,7a	5e
Vermicompost V2				
V2 - 1	72,2a	3e	73,7a	11c
V2 - 2	72,2a	3e	70,6a	10c
V2 - 3	71,3a	3e	75,2a	5e
V2 - 4	72,7a	3e	77,6a	5e
Control	68,3a	3e	74,3a	5e
<i>P</i>	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Tg: velocidad de germinación de las semillas; Gt 50: tiempo transcurrido hasta alcanzar el 50% de la germinación total

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

turba. Por el contrario, todas las mezclas preparadas con el compost C proporcionaron valores de Tg inferiores a los del control (Tabla 4.3.7).

Por otro lado, en esta especie, el parámetro Gt 50 –que indica el tiempo (en días) transcurrido hasta alcanzar el 50% de la germinación total–, mostró valores en V1 y V2 significativamente inferiores a los encontrados en C. Al incrementarse la proporción de turba en la mezcla, los valores de este parámetro disminuyeron notablemente (Tabla 4.3.6).

Al comparar los valores de Gt 50 de las semillas de **caléndula** germinadas sobre los sustratos a base de V1 y V2 con el control, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas; en contraste con lo anterior, en C, los valores de Gt 50 fueron superiores a los del control de turba en todos los casos, y

ello a pesar de que el incremento de ésta en las mezclas con C disminuyó significativamente los valores de este parámetro (de 14 a 4 días) (Tabla 4.3.7).

En el caso de **alegría**, la velocidad de germinación de las semillas (Tg) en el vermicompost V2 –con un valor medio de 74– fue comparativamente superior a la obtenida con V1 y C (con valores de 59 y 25, respectivamente). Al igual que lo observado en caléndula, el aumento con el volumen de turba en la mezcla se reflejó en un incremento en la velocidad de germinación de las semillas de alegría (Tabla 4.3.6); en adición, la interacción Material × Mezcla fue significativa a $P < 0,001$.

En esta última especie, los valores de Tg no se vieron afectados por la incorporación de turba en las mezclas preparadas con el vermicompost V2, mostrando en todos los casos valores similares a los del control, mientras que en los sustratos elaborados con V1 la incorporación de un 25% (en volumen) de turba en la mezcla aumentó significativamente la velocidad de germinación hasta alcanzar los valores del control. En el caso del compost C, este efecto no se observó hasta la incorporación de un volumen de turba del 75% en la mezcla (Tabla 4.3.7).

Por otro lado, el 50 % de la germinación total de las semillas de **alegría** (Gt 50) se alcanzó en aquellos sustratos preparados con V2 en un periodo de tiempo comparativamente menor que con V1 y C (Tabla 4.3.6). El parámetro Gt 50 disminuyó a medida que aumentó el contenido en turba en la mezcla, alcanzando valores similares a los del control sólo en los sustratos preparados con V1 y V2 que contenían turba en proporciones del 75% y 50%, respectivamente (Tabla 4.3.7).

En la Figura 4.3.2 se presenta la germinación acumulada en el tiempo de las semillas de petunia (*Petunia × hybrida* 'Costa Blue') y pensamiento (*Viola cornuta* 'Super Majestic F1') en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 mezclados con un sustrato comercial de turba, este último utilizado además como sustrato control.

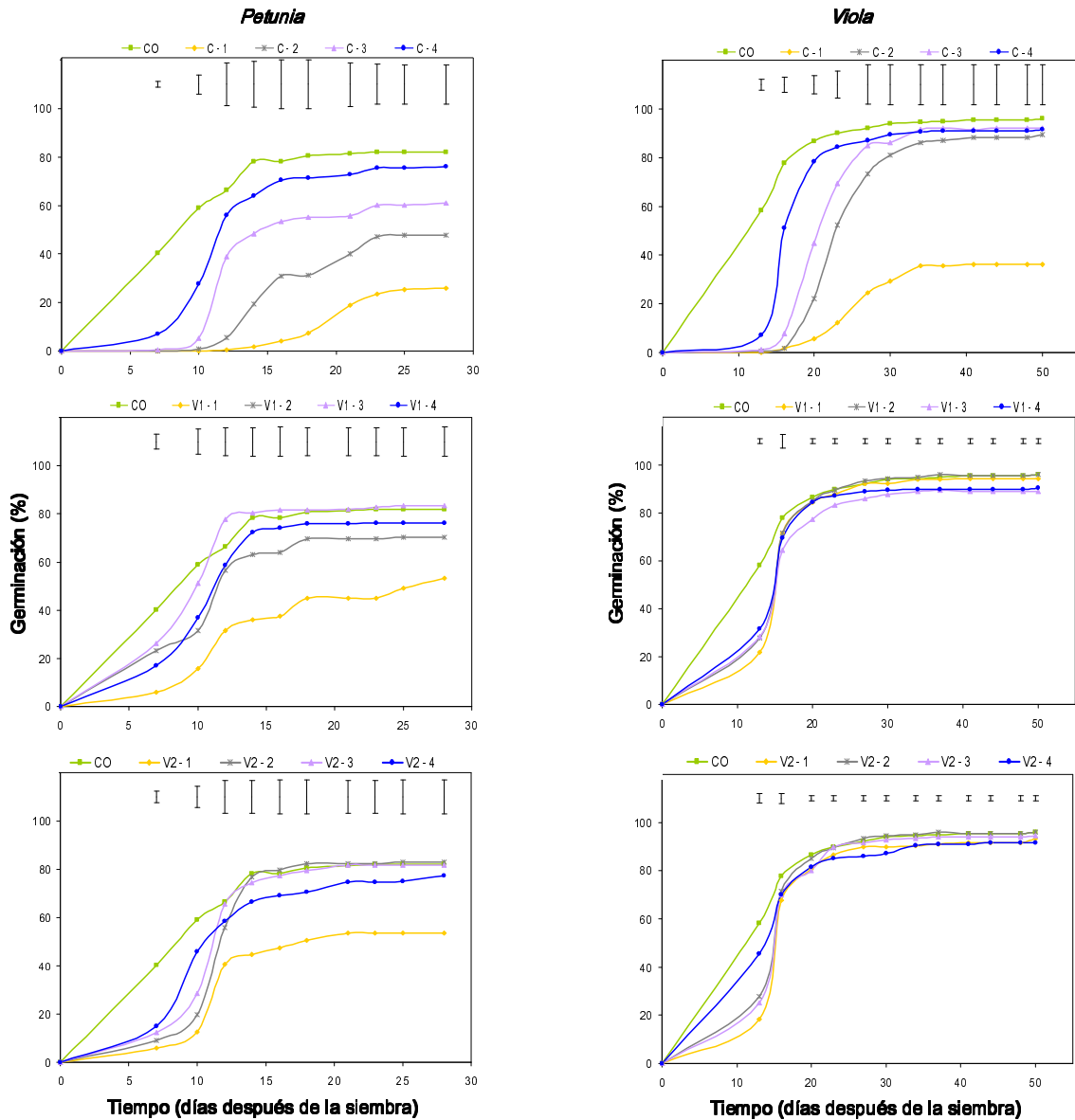


Figura 4.3.2. Efecto del sustrato –compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) y sus mezclas con un sustrato comercial de turba– sobre la germinación acumulada en el tiempo de semillas de *Petunia* y *Viola*

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 a 4 indican las mezclas de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75. CO= turba control

Las barras verticales indican el error estándar

La germinación de **petunia** fue mayor en las mezclas preparadas con V1 y V2 que en aquellas con C. La incorporación de turba mejoró la germinación en todos los casos, aunque este efecto positivo fue más marcado en los sustratos elaborados con V1 y V2, en los que una proporción de turba del 25% fue suficiente para alcanzar porcentajes de germinación similares a los del sustrato

control (CO). Los mayores valores de germinación en el compost C se obtuvieron al incorporar el 75% de turba a la mezcla, no llegando a diferir de CO.

En **pensamiento**, la germinación de las semillas fue similar en los dos vermicomposts estudiados, observándose además una respuesta en éstos semejante a la del sustrato control, mientras que en C la germinación fue menor que en V1, V2 y CO, especialmente cuando se utilizó el compost puro (100%, C-1).

Por otra parte, y en relación con la velocidad de germinación de las semillas (Tg) de **petunia** (Tabla 4.3.8), se observó que los vermicomposts V1 y V2 fueron los materiales que presentaron los mayores valores en comparación con C, y, al igual que con el porcentaje de germinación, los valores de este parámetro se incrementaron de manera significativa con la adición de turba en la mezcla.

Tabla 4.3.8. Efectos principales de los sustratos (tratamiento) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros Tg y Gt 50 de semillas de *Petunia* y *Viola*

Fuente de variación	<i>Petunia</i>		<i>Viola</i>	
	Tg	Gt 50 (días)	Tg	Gt 50 (días)
A. Material orgánico				
Compost C	17,2b	15a	50,2b	20a
Vermicompost V1	42,8a	10b	78,9a	14b
Vermicompost V2	39,5a	11b	78,1a	14b
<i>P</i>	***	***	***	***
B. Mezcla ¹ (material orgánico: turba, % v:v)				
1	16,2c	14a	58,2b	18a
2	30,1b	12ab	69,5a	17b
3	42,5a	11b	71,6a	16c
4	43,8a	11b	76,9a	14d
<i>P</i>	***	*	***	***
C. Interacción A × B				
<i>P</i>	ns	**	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Tg: velocidad de germinación de las semillas; Gt 50: tiempo transcurrido hasta alcanzar el 50% de la germinación total

¹Mezcla de compost o vermicompost : turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$, $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

En esta especie y parámetro, y al ser altamente significativa la interacción Material × Mezcla, los valores de Tg aumentaron con el incremento en el volumen de turba en las mezclas, especialmente en las preparadas con C y V1; sin embargo, este incremento en la proporción de turba no afectó los valores de dicho parámetro en los sustratos a base de V2. En todas las mezclas preparadas con C, V1 y V2, los valores de Tg fueron inferiores a los del sustrato control.

En cuanto al tiempo transcurrido hasta alcanzar el 50% de la germinación total de las semillas de **petunia** (Gt 50), el compost C fue el material que presentó el mayor valor, diferenciándose significativamente de los vermicomposts V1 y V2 (Tabla 4.3.8). La adición de un 25% de turba en la mezcla provocó una disminución en los valores de este parámetro, pero fue sólo al incorporar un 50% de turba cuando se observó un descenso significativo de Gt 50 (Tabla 4.3.8). En la mayoría de los casos, el aporte de un mayor volumen de turba al sustrato redujo los valores de Gt 50, pero éstos fueron siempre superiores a los del sustrato control (Tabla 4.3.9).

En el caso de **pensamiento**, el parámetro Tg mostró diferencias significativas entre los tres materiales estudiados (C, V1 y V2) presentando V1 y V2 los mayores valores en comparación con C (Tabla 4.3.8). La velocidad de germinación de las semillas (Tg) fue mayor en las mezclas que contenían turba, en comparación con aquellos sustratos donde los materiales se utilizaron puros.

Cuando las mezclas preparadas a base de compost y vermicompost se compararon con el control de turba, se observó que únicamente el compost puro (C-1) presentó un valor de Tg inferior a dicho control, siendo el resto de materiales estudiados (puros y mezclados) similares a éste (Tabla 4.3.9).

Respecto al parámetro Gt 50 en **pensamiento**, el compost C presentó el mayor valor, seguido de los vermicomposts V1 y V2 (Tabla 4.3.8). Además, se observó que a medida que aumentó el volumen de turba en las mezclas disminuyó el valor de Gt 50. En todos los sustratos preparados, el valor de este parámetro se mantuvo por encima del valor del control (Tabla 4.3.9).

La germinación total (%) de las cuatro especies estudiadas se presenta en la Figura 4.3.3. Se observó que los resultados obtenidos con los vermicomposts no presentaron diferencias estadísticamente significativas con el control, excepto en el caso de alegría cuando se usó el vermicompost V1 puro.

Tabla 4.3.9. Influencia de los sustratos a base de compost (C) y vermicomposts (V1 y V2) sobre los parámetros Tg y Gt 50 de semillas de *Petunia* y *Viola*. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	<i>Petunia</i>		<i>Viola</i>	
	Tg	Gt 50 (días)	Tg	Gt 50 (días)
Compost C				
C - 1	0,50c	21a	18,0b	25a
C - 2	6,50c	16b	50,6ab	21b
C - 3	23,1bc	12c	59,7ab	20c
C - 4	38,7ab	11d	72,4a	15d
Vermicompost V1				
V1 - 1	22,3bc	11d	79,7a	14e
V1 - 2	43,6ab	10e	81,6a	14e
V1 - 3	59,0a	9f	75,6a	14e
V1 - 4	46,2ab	11d	78,8a	13f
Vermicompost V2				
V2 - 1	38,5ab	11d	76,8a	15d
V2 - 2	40,2ab	11d	76,3a	15d
V2 - 3	45,2ab	11d	79,5a	14e
V2 - 4	46,5ab	9f	79,6a	13f
Control	61,1a	8g	86,0a	8g
<i>P</i>	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Tg: velocidad de germinación de las semillas; Gt 50: tiempo transcurrido hasta alcanzar el 50% de la germinación total

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Los peores resultados en las cuatro especies se obtuvieron en los sustratos que contenían el compost C puro, alcanzando sólo un 25% (en promedio) de germinación.

En todas las especies, el aumento del volumen de turba en las mezclas con C incrementó el porcentaje de germinación de las semillas, de forma gradual en caléndula, alegría y petunia, y de manera más brusca en pensamiento.

El efecto negativo de los sustratos a base de compost C sobre los parámetros relacionados con la germinación de las semillas (% de germinación total, Tg y Gt 50) en las cuatro especies estudiadas, está relacionado, probablemente, con la elevada salinidad de este material, especialmente en los sustratos preparados con el compost puro (Tabla 4.3.3). Este efecto ha sido también señalado en otros estudios (Bustamante *et al.*, 2008b; Gajdos, 1997; Medina *et al.*, 2009; Sánchez-

Monedero *et al.*, 2004), donde se ha encontrado tanto un bajo porcentaje de germinación como una disminución en la velocidad de dicho proceso cuando el volumen de diferentes residuos orgánicos compostados aumentó en las mezclas utilizadas como sustratos, debido al incremento en la conductividad eléctrica (CE) de las mismas, siendo precisamente este parámetro (CE) uno de los factores más limitantes del uso de materiales (residuos) orgánicos como sustratos (Chong, 2005). Sin embargo, cuando el compost C se utilizó como componente de los sustratos mezclados con turba, los niveles de sales solubles disminuyeron, aumentando así la germinación.

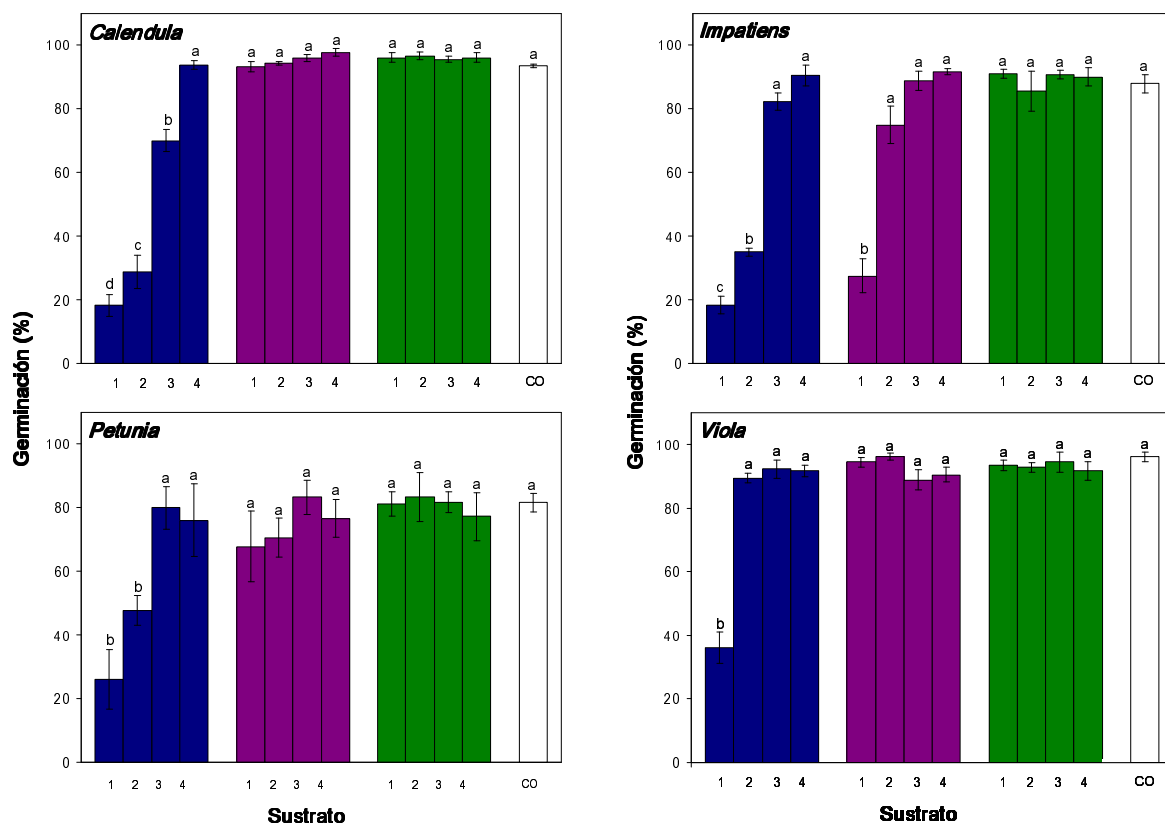


Figura 4.3.3. Germinación total (%) de *Calendula*, *Impatiens*, *Petunia* y *Viola* en los diferentes sustratos preparados con los materiales C, V1 y V2, y su comparación con el sustrato control de turba (CO)

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 a 4 en el eje de abscisas indican las mezclas de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

Valores en cada especie sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls). Las barras verticales indican el error estándar

Por otra parte, algunos trabajos han descrito los efectos positivos de diferentes vermicomposts de residuos orgánicos sobre la germinación de las semillas de distintas especies vegetales; estos efectos se han relacionado con la actividad de los microorganismos y las sustancias de tipo hormonal que se producen en dichos residuos durante el proceso de vermicompostaje (Atiyeh *et al.*, 2002a; Parle, 1963; Tomati *et al.*, 1987). Sin embargo, y según Buckerfield y Webster (1998) y Quintero-Lizaola *et al.* (1998), el vermicompost utilizado puro como sustrato de cultivo puede retrasar la germinación, recomendándose por tanto su mezcla con otro tipo de materiales (suelo, perlita, etc.).

4.3.1.3. Crecimiento, desarrollo y floración de las plantas

Los efectos principales de los tratamientos de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados (Material orgánico y Mezcla con turba) sobre el crecimiento de las plantas –estimado por el peso seco de la parte aérea, las raíces y total, la longitud del tallo, el número de hojas formadas y el área de éstas–, el contenido en clorofila de las hojas y la floración de **caléndula** se presentan en la Tabla 4.3.10.

Se observó un desarrollo significativamente superior en los sustratos a base del vermicompost V2, encontrándose valores de peso seco de la parte aérea, raíces y planta entera, así como de superficie foliar superiores al vermicompost V1 y al compost C; en adición el desarrollo de las plantas en V2 y V1 fue notable y significativamente mayor que el de aquellas producidas en C. En cuanto al número total de hojas formadas y el contenido en clorofila de éstas, no se observaron diferencias entre V1 y V2, pero sí con respecto a C, que presentó los valores más bajos de estos parámetros. En los dos vermicomposts, las plantas florecieron en mayor medida que en el compost.

Por otro lado, el aumento en el volumen de turba en las mezclas se tradujo en un incremento en el crecimiento y en el contenido en clorofila, así como en la floración.

Además la interacción Material × Mezcla fue altamente significativa para todos los parámetros estudiados.

Tabla 4.3.10. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de *Calendula*

Efecto principal del tratamiento	Peso seco (mg/pl)			Longitud del tallo (mm)	Nº hojas /pl	Área hoja (cm ²)	Contenido en clorofila (ud SPAD)	Plantas en floración (%)	Nº flores /pl
	Parte aérea	Raíces	Total						
A. Material orgánico									
Compost C	825c	423c	1.248c	10c	14b	20,7c	27,2b	35,6b	1,2
Vermicompost V1	1.249b	771b	2.020b	16a	18a	25,7b	33,7a	96,1a	1,5
Vermicompost V2	1.350a	827a	2.177a	14b	18a	29,3a	33,8a	96,7a	1,6
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	ns
B. Mezcla ¹									
1	754d	494c	1.248d	11d	13c	19,9d	29,8b	60,0c	1,1
2	1.031c	661b	1.692c	12c	16b	23,6c	29,9b	65,9bc	1,3
3	1.174b	751a	1.925b	14b	17b	25,8b	32,8a	78,5b	1,3
4	1.606a	790a	2.396a	17a	22a	31,7a	33,6a	100a	1,9
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	ns
C. Interacción A x B									
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	ns

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Al comparar el crecimiento de las plantas en los sustratos preparados con C, V1 y V2 con las producidas sobre el sustrato control (Tabla 4.3.11), se observaron resultados similares o mejores que los de éste en la mayoría de las mezclas elaboradas con V1 y V2, mientras que en C se alcanzaron valores similares al control sólo con un contenido del 75% (en volumen) de turba en la mezcla.

Cuando se consideró la parte aérea de la planta, que es la más relevante comercialmente en este sistema de cultivo, ambos vermicomposts, mezclados con una mínima proporción de turba (25%), presentaron valores de peso seco, número de hojas y área de éstas iguales o superiores al control.

En cuanto a los parámetros contenido en clorofila y floración, no se encontraron diferencias entre los vermicomposts puros o mezclados con turba y el

sustrato de referencia. En el compost C, únicamente cuando éste se utilizó en baja proporción, mezclado con turba (25:75 % v:v, mezcla C-4) se obtuvieron mejores resultados que con el control. El resto de sustratos ensayados a base de compost (C-1, C-2 y C-3) mostraron los peores resultados, siendo en el compost puro (C-1) donde las plantas presentaron comparativamente menor tamaño, más clorosis y peores índices de floración.

Tabla 4.3.11. Parámetros del crecimiento estudiados, contenido en clorofila y floración de las plantas de *Calendula* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	Peso seco (mg/pl)			Longitud del tallo (mm)	Nº hojas/pl	Área hoja (cm ²)	Contenido en clorofila (ud SPAD)	Plantas en floración (%)	Nº flores/pl
	Parte aérea	Raíces	Total						
Compost C									
C - 1	264h	108f	372i	8f	8g	13,0d	22,5c	2,2c	1,0
C - 2	413g	189f	602h	8f	11f	15,1d	21,9c	4,4c	1,0
C - 3	830f	551e	1.381g	10e	14e	22,2c	30,4b	35,5b	1,0
C - 4	1.792a	844bc	2.636a	13cd	23a	32,6a	34,0a	100a	1,8
Vermicompost V1									
V1 - 1	1.033e	768cd	1.801e	13cd	16de	21,9c	33,7a	91,1a	1,0
V1 - 2	1.216d	817bcd	2.033d	15b	18cd	25,3b	33,5a	93,3a	1,6
V1 - 3	1.312cd	801bcd	2.113cd	18a	19bcd	25,4b	34,2a	100a	1,6
V1 - 4	1.433c	698d	2.131cd	19a	20bc	30,2a	33,5a	100a	2,0
Vermicompost V2									
V2 - 1	964e	604e	1.568f	11de	15e	24,6b	33,5a	86,7a	1,4
V2 - 2	1.463c	976a	2.439b	12cd	18cd	30,4a	34,4a	100a	1,5
V2 - 3	1.381c	900ab	2.281bc	14c	18cd	29,8a	33,7a	100a	1,5
V2 - 4	1.591b	828bc	2.419b	19a	21ab	32,4a	33,3a	100a	2,3
Control	1.194d	777bcd	1.971de	19a	20bc	25,0b	32,9a	100a	1,9
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	ns

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P : nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Los efectos principales de los sustratos (tratamiento) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material y Mezcla– sobre el crecimiento, el

contenido en clorofila y la floración de las plantas de **alegría** se recogen en la Tabla 4.3.12.

Tabla 4.3.12. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de *Impatiens*

Efecto principal del tratamiento	Peso seco (mg/pl)			Altura vástago (cm)	Nº hojas /pl	Nº ram. /pl	Área hoja (cm ²)	Contenido en clorofila (ud SPAD)	Plantas en floración (%)	Nº flores/pl
	Parte aérea	Raíces	Total							
A. Material orgánico										
Compost C	130c	50b	180c	8,2c	12c	2b	7,5c	25,0c	66,7b	4,8c
Vermicompost V1	238b	89a	327b	12,3b	19b	3a	9,8b	33,8a	96,1a	8,9a
Vermicompost V2	261a	90a	351a	14,4a	20a	3a	10,4a	31,9b	96,6a	6,4b
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla¹										
1	133d	50c	183d	9,0d	12d	2c	7,3d	26,4c	62,2b	5,5c
2	204c	79b	283c	11,2c	17c	3b	8,7c	29,3b	83,7a	7,4b
3	236b	79b	315b	12,3b	18b	3b	9,8b	32,2a	100a	7,7b
4	266a	97a	363a	13,9a	21a	4a	11,3a	32,8a	100a	9,0a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B										
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Se encontraron diferencias altamente significativas en todos los parámetros estudiados entre los tres materiales en comparación, siendo el vermicompost V2 el que presentó los mejores resultados, en la mayoría de los casos, seguido del vermicompost V1 y el compost C, que mostró los valores más bajos. Cuando estos materiales se mezclaron con turba, el crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas aumentaron notablemente, siendo la dilución con 75% de turba (mezcla 4) la que presentó, en general, los mejores resultados. La

interacción de los dos factores estudiados (Material × Mezcla) fue altamente significativa en todos los parámetros controlados.

Al comparar el crecimiento de las plantas producidas en las mezclas preparadas a partir de C, V1 y V2 con las del control (Tabla 4.3.13), se encontró que ninguno de los sustratos estudiados alcanzó los valores de dicho control en la mayoría de parámetros evaluados, siendo los valores de peso seco más próximos a los de éste los correspondientes a las mezclas elaboradas con 25% de V2 (V2-4) y C (C-4), y aquellas que contenían 50% de V1 (V1-3) (Figura 4.3.4).

Tabla 4.3.13. Parámetros del crecimiento estudiados, contenido en clorofila y floración de las plantas de *Impatiens* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	Peso seco (mg/pl)			Altura vástago (cm)	Nº hojas/ pl	Nº ram./ pl	Área hoja (cm ²)	Contenido en clorofila (ud SPAD)	Plantas en floración (%)	Nº flores/ pl
	Parte aérea	Raíces	Total							
Compost C										
C - 1	15g	7e	22g	2,8g	1g	<1d	2,9h	16,9g	8,9c	2,0b
C - 2	76f	34d	110f	6,2f	9f	2c	6,2g	22,3f	57,7b	2,7b
C - 3	157e	66c	223e	9,4d	16de	3b	8,6ef	27,7e	100a	5,7ab
C - 4	271bcd	93b	364bcd	14,2abc	23a	3b	12,3b	33,0bc	100a	9,0a
Vermicompost V1										
V1 - 1	142e	46cd	188e	8,1e	14e	3b	8,1f	29,9d	91,1a	6,3ab
V1 - 2	286bc	111b	397bc	13,0bc	21abc	3b	10,2cd	35,3a	93,3a	11,3a
V1 - 3	294b	111b	405b	14,8ab	22ab	3b	11,0cd	35,2a	100a	9,3a
V1 - 4	229d	87b	316d	13,2bc	19bc	3b	10,1d	34,7ab	100a	8,7a
Vermicompost V2										
V2 - 1	242cd	96b	338cd	16,1a	21abc	4a	10,9cd	32,5c	86,7a	8,3a
V2 - 2	248cd	92b	340cd	14,5abc	20abc	3b	9,6de	30,2d	100a	8,3a
V2 - 3	255bcd	59c	314d	12,6c	18cd	3b	9,7de	33,8abc	100a	8,3a
V2 - 4	298b	111b	409b	14,3abc	22ab	4a	11,4bc	30,8d	100a	9,3a
Control	349a	138a	487a	14,5abc	23a	4a	14,3a	35,8a	100a	11,3a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

En cuanto a la floración, todas las plantas producidas en los sustratos a base de V1 y V2 florecieron igual que las plantas control, mientras que aquellas cultivadas en los sustratos con compost C necesitaron un mínimo de 50% de turba para florecer de manera similar a dicho control.

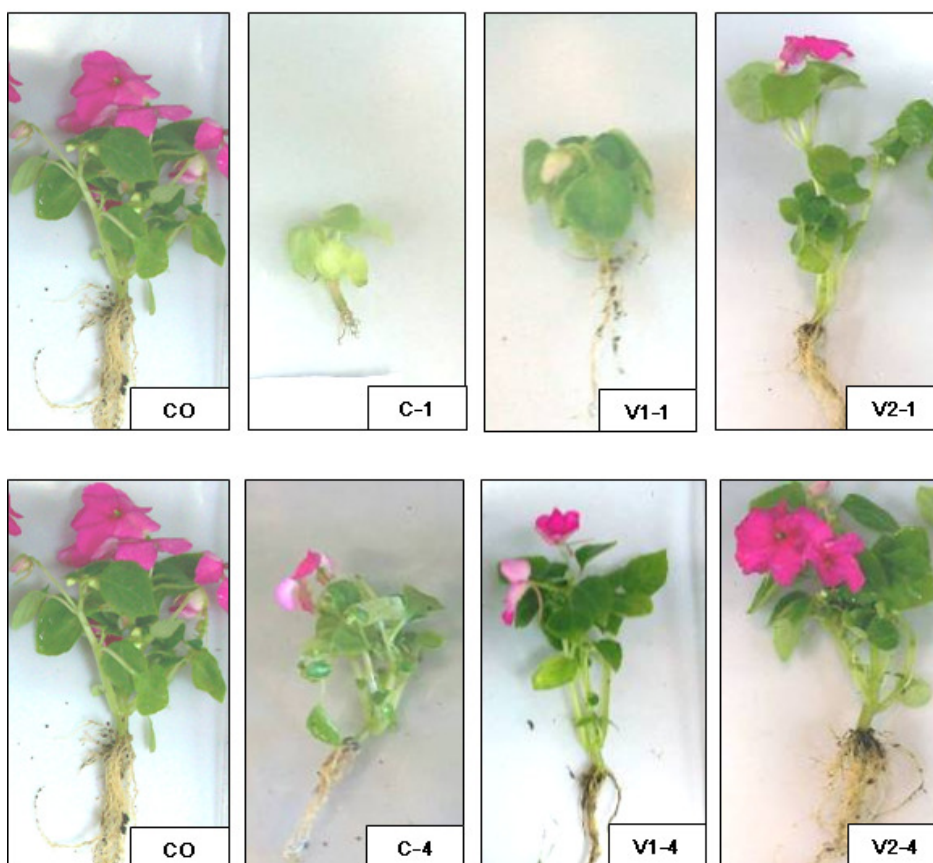


Figura 4.3.4. Plantas adultas de *Impatiens* producidas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO)

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 y 4 (detrás de C, V1 y V2) indican las mezclas de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0 y 4= 25:75

En el caso de **petunia**, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los dos vermicomposts (V1 y V2), los cuales presentaron valores significativamente superiores para todos los parámetros del crecimiento estudiados y para la floración de las plantas en comparación con el compost C (Tabla 4.3.14).

Tabla 4.3.14. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de *Petunia*

Efecto principal del tratamiento	Peso seco (mg/pl)			Altura	Nº	Nº	Área	Contenido	Plantas	Nº
	Parte aérea	Raíces	Total	vástago (cm)	hojas /pl	ram. /pl	hoja (cm ²)	en clorofila (ud SPAD)	en floración (%)	flores/pl
A. Material orgánico										
Compost C	253b	79b	332b	5,4b	13c	1c	10,5b	31,5a	17,8b	1,0b
Vermicompost V1	504a	202a	706a	7,6a	20b	3a	15,7a	27,4b	53,3a	1,7a
Vermicompost V2	521a	209a	730a	7,5a	23a	2b	16,1a	31,1a	64,4a	1,6a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla¹										
1	225d	103b	328d	4,9d	15c	1c	9,1d	25,7c	21,5c	1,0c
2	287c	177a	464c	6,2c	16c	1c	13,0c	29,3b	24,4c	1,2b
3	462b	179a	641b	7,6b	19b	2b	15,5b	30,4b	49,6b	1,8b
4	730a	195a	925a	8,8a	25a	3a	18,7a	34,5a	85,2a	2,2a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B										
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Como se ha indicado anteriormente para caléndula y alegría, el incremento del volumen de turba en la mezcla mejoró (aumentó) notablemente los parámetros evaluados, observándose, además, un efecto altamente significativo para la interacción de los dos factores estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– en todos los parámetros medidos.

Por otra parte, cuando la repuesta de las plantas de petunia producidas en los tres materiales estudiados se comparó con las del control (Tabla 4.3.15), se observó que sólo los sustratos preparados con los vermicomposts V1 y V2 mezclados con un volumen de turba igual al 75% presentaron, en varios parámetros, resultados similares a los de dicho control (Figura 4.3.5). En

contraste con lo anterior, el crecimiento de las raíces fue igual o mayor que en el control a partir de mezclas que contenían 75% de vermicompost (V1 o V2).

Tabla 4.3.15. Parámetros del crecimiento estudiados, contenido en clorofila y floración de las plantas de *Petunia* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	Peso seco (mg/pl)			Altura vástago (cm)	Nº hojas/pl	Nº ram./pl	Área hoja (cm ²)	Contenido en clorofila (ud SPAD)	Plantas en floración (%)	Nº flores/pl
	Parte aérea	Raíces	Total							
Compost C										
C - 1	124g	49g	173g	4,3g	7f	1d	6,9h	29,6c	0d	0d
C - 2	133g	52g	185g	4,4fg	10ef	1d	8,3gh	31,5c	4,4c	1,0c
C - 3	177fg	58g	235g	5,1ef	12de	1d	9,9g	29,3c	6,7c	1,3bc
C - 4	578c	158de	736d	7,9c	22bc	2cd	16,8cd	35,6b	60abc	1,7abc
Vermicompost V1										
V1 - 1	224f	114f	338f	4,6fg	14de	1d	8,2gh	21,0e	31,1bc	1,0c
V1 - 2	300e	245ab	545e	6,9d	16d	1d	14,9e	25,6d	13,3bc	1,7abc
V1 - 3	637c	207bc	844c	9,0b	21c	3b	18,6bc	30,2c	68,9ab	1,8abc
V1 - 4	854a	240ab	1.094a	10,0a	29a	5a	21,0a	32,6c	100a	2,4ab
Vermicompost V2										
V2 - 1	326e	145ef	471e	5,7e	22bc	2cd	12,2f	26,5d	33,3bc	1,1c
V2 - 2	428d	233ab	661d	7,1d	20c	1d	15,8de	30,9c	55,5abc	1,0c
V2 - 3	573c	270a	843c	8,6bc	24bc	2cd	18,2bc	31,5c	73,3ab	1,9abc
V2 - 4	757b	186cd	943b	8,4bc	24bc	3b	18,2bc	35,4b	95,6a	2,5a
Control	861a	208bc	1.069a	10,3a	27ab	5a	20,0ab	39,5a	97,8a	2,7a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Los efectos principales de los sustratos (tratamientos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros del crecimiento medidos, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de **pensamiento** se presentan en la Tabla 4.3.16.



Figura 4.3.5. Plantas adultas de *Petunia* producidas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO)

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 y 4 (detrás de C, V1 y V2) indican las mezclas de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0 y 4= 25:75

Se observó que las plantas producidas en los sustratos preparados con el vermicompost V1 presentaron un crecimiento, un contenido en clorofila y una floración mayores que las cultivadas en V2, y que éstas, a su vez, mostraron una respuesta superior a aquellas cultivadas en el compost C. Por otra parte, el incremento del volumen de turba en las mezclas afectó positiva y significativamente la respuesta de las plantas. La interacción Material \times Mezcla fue altamente significativa para todos los parámetros estudiados.

Cuando se compararon los sustratos a base de C, V1 y V2 con el control (Tabla 4.3.17), se observó que en el caso del vermicompost V1 mezclado tan sólo con 25% de turba las plantas se desarrollaron igual que en éste, y que la adición

Tabla 4.3.16. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento, el contenido en clorofila y la floración de las plantas de *Viola*

Efecto principal del tratamiento	Peso seco (mg/pl)			Altura vástago (cm)	Nº hojas /pl	Nº ram. /pl	Área hoja (cm ²)	Contenido en clorofila (ud SPAD)	Plantas en floración (%)	Nº flores/pl
	Parte aérea	Raíces	Total							
A. Material orgánico										
Compost C	174c	123c	297c	3,2c	16c	2c	6,6c	19,2c	27,2c	1,1c
Vermicompost V1	666a	431a	1.097a	6,4a	46a	6a	10,0a	45,8a	92,8a	2,6a
Vermicompost V2	468b	321b	789b	5,3b	38b	5b	9,0b	42,8b	74,1b	1,9b
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla¹										
1	272d	156d	428d	3,6d	21d	3c	7,3d	26,6d	46,7c	0,9d
2	332c	265c	597c	4,3c	27c	3c	7,9c	28,5c	48,3c	1,6c
3	438b	294b	732b	5,0b	34b	4b	8,7b	41,4b	65,2b	2,2b
4	703a	452a	1.155a	6,9a	51a	7a	10,2a	47,1a	98,5a	2,8a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B										
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

de volúmenes mayores de turba a la mezcla se tradujo en un crecimiento significativamente superior al de este sustrato de referencia. Asimismo, y excepto para el material puro (mezcla V1-1), en los restantes tratamientos (sustratos) las plantas tuvieron el mismo contenido en clorofila y formaron un número de flores similar a las del control.

En el vermicompost V2 y el compost C estos materiales tuvieron que mezclarse con un volumen elevado de turba (75%) para poder obtener plantas con un desarrollo igual o superior a los controles; sin embargo, los resultados obtenidos con V2 fueron notablemente mejores que con C, ya que en el primero (V2) las plantas crecieron más, formaron más flores y presentaron mayor contenido en clorofila que en el segundo (C).

Tabla 4.3.17. Parámetros del crecimiento estudiados, contenido en clorofila y floración de las plantas de *Viola* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	Peso seco (mg/pl)			Altura vástago (cm)	Nº hojas/pl	Nº ram./pl	Área hoja (cm ²)	Contenido en clorofila (ud SPAD)	Plantas en floración (%)	Nº flores/pl
	Parte aérea	Raíces	Total							
Compost C										
C - 1	5f	4h	9i	1,1i	3i	<1f	4,5j	-	0c	0d
C - 2	24ef	10h	34hi	2,1h	7h	<1f	5,2i	-	4,4c	1,0c
C - 3	65e	36h	101h	3,0g	12g	1e	6,5h	32,8h	6,7c	1,2c
C - 4	604b	442bc	1.046c	6,6b	44c	6a	10,1abc	44,0d	97,7a	2,4ab
Vermicompost V1										
V1 - 1	476c	295f	771e	5,4d	36d	5b	9,4de	43,4e	91,1a	1,9bc
V1 - 2	640b	479ab	1.119b	6,1c	45c	6a	9,8bcd	45,0cd	84,4a	2,3ab
V1 - 3	771a	455abc	1.226a	6,8b	50b	6a	10,3ab	45,8bcd	95,5a	3,0a
V1 - 4	777a	492a	1.269a	7,3a	54a	7a	10,5a	49,0a	100a	3,4a
Vermicompost V2										
V2 - 1	333d	167g	500g	4,2f	25f	3d	8,0g	36,5g	48,9b	1,0c
V2 - 2	332d	305f	637f	4,7e	29e	4c	8,6f	40,6f	56,1b	1,5bc
V2 - 3	478c	389de	867d	5,3d	41c	5b	9,2e	45,7bcd	93,3a	2,6ab
V2 - 4	728a	421cd	1.149b	6,9b	56a	7a	10,0abcd	48,2ab	97,7a	2,8ab
Control	628b	360e	988c	6,5b	52ab	6a	9,6cde	46,7abc	100a	3,4a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

-: no determinado

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

4.3.1.4. Estado nutricional de las plantas

En la Tabla 4.3.18 se recogen los efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de los residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de **caléndula**.

Tabla 4.3.18. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de *Calendula*

Efecto principal del tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
A. Material orgánico						
Compost C	3,22	0,29a	4,77a	2,91a	1,12a	2,57b
Vermicompost V1	3,41	0,17c	1,77c	2,37b	0,67b	2,76a
Vermicompost V2	3,24	0,20b	2,04b	2,19b	0,63b	2,32c
<i>P</i>	ns	***	***	***	***	***
B. Mezcla¹						
1	3,25	0,19c	3,74a	2,57a	0,92a	2,43
2	3,19	0,20c	2,95b	2,63a	0,89a	2,58
3	3,42	0,23b	2,78b	2,60a	0,82b	2,63
4	3,30	0,26a	1,97c	2,16b	0,60c	2,56
<i>P</i>	ns	***	***	***	***	ns
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	ns	ns	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (Test de Student-Newman-Keuls)

Las plantas producidas en los sustratos a base de compost C presentaron mayor concentración de P, K, Ca y Mg que aquellas cultivadas en las mezclas preparadas con los vermicomposts V1 y V2, mientras que los niveles de Na fueron significativamente superiores en las plantas que crecieron en V1. Los niveles de N no difirieron estadísticamente entre los materiales estudiados.

Al aumentar el volumen de turba en las mezclas, la concentración de K, Ca y Mg en los tejidos se redujo de forma notable, mientras que el nivel de P se incrementó. Este factor (mezcla con turba) no afectó de manera significativa las concentraciones de N ni de Na en los cuatro niveles estudiados (1-4).

Al comparar el estado nutricional de las plantas de caléndula cultivadas en los sustratos a base de C, V1 y V2 con las producidas en el sustrato control de turba (Tabla 4.3.19), no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el contenido de N. El nivel de P en los tejidos fue mayor en las plantas que crecieron en los sustratos a base de C, obteniéndose en todas las mezclas valores iguales o superiores al sustrato control, mientras que en el caso de los vermicomposts

(V1 y V2) sólo las mezclas preparadas con un 25% y un 50% de vermicompost, respectivamente, mostraron valores similares al control.

Tabla 4.3.19. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido foliar de nutrientes en las plantas de *Calendula*. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	N	P	K	(% ms)		
				Ca	Mg	Na
Compost C						
C - 1	3,15	0,24bc	6,48a	2,94a	1,34a	2,33def
C - 2	3,06	0,25bc	4,67b	2,82ab	1,21b	2,24ef
C - 3	3,53	0,32a	4,43b	3,00a	1,07c	2,82b
C - 4	3,13	0,35a	2,83c	2,31de	0,64efg	2,50cde
Vermicompost V1						
V1 - 1	3,49	0,16d	2,05de	2,35cde	0,70de	2,73bc
V1 - 2	3,25	0,15d	1,93def	2,63bc	0,77d	3,03a
V1 - 3	3,41	0,17d	1,49f	2,23de	0,63efg	2,49cde
V1 - 4	3,51	0,20bcd	1,60ef	2,22de	0,60fg	2,79b
Vermicompost V2						
V2 - 1	3,11	0,17d	2,69c	2,41cde	0,73d	2,36def
V2 - 2	3,27	0,19cd	2,25d	2,46cd	0,68def	2,48cde
V2 - 3	3,31	0,20bcd	1,75ef	1,93f	0,57g	2,18f
V2 - 4	3,27	0,23bc	1,47f	1,97f	0,56g	2,39def
Control	3,30	0,26b	1,74ef	2,09ef	0,55g	2,53cd
<i>P</i>	ns	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Por otra lado, la concentración de K en las plantas que crecieron en C fue superior al control en todos los sustratos estudiados (C-1 a C-4), mientras que en el caso de V2 sólo las plantas producidas en las mezclas que contenían proporciones altas de éste (100% y 75%, V2-1 y V2-2) presentaron contenidos superiores a las plantas control. Las plantas cultivadas sobre V1 no difirieron de los controles en el contenido foliar de K.

En el caso de Ca, Mg y Na, las plantas de prácticamente todas las mezclas estudiadas presentaron niveles iguales o superiores a los del sustrato de referencia.

En **alegría**, las plantas que crecieron en los sustratos a base de compost C presentaron niveles de K, Mg y Na significativamente superiores a los de las cultivadas en V1 y V2 (Tabla 4.3.20). Sin embargo, las concentraciones de N y P en los tejidos de las plantas producidas en los vermicomposts fueron superiores a las del compost. Por su parte, el contenido de Ca fue mayor en V1 que en los restantes materiales.

Tabla 4.3.20. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de *Impatiens*

Efectos principales del tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
A. Material orgánico						
Compost C	2,55b	0,15c	12,08a	3,53b	1,38a	2,79a
Vermicompost V1	3,08a	0,17b	3,93b	3,80a	1,14b	2,05b
Vermicompost V2	3,37a	0,20a	3,36c	3,32b	0,99c	2,05b
<i>P</i>	**	***	***	***	***	***
B. Mezcla¹						
1	2,46b	0,15c	9,78a	3,83a	1,49a	2,91a
2	2,82ab	0,17b	7,39b	3,90a	1,32b	2,60b
3	3,23a	0,17b	4,04d	3,17b	0,89d	1,78c
4	3,49a	0,20a	4,62c	3,30b	0,98c	1,91c
<i>P</i>	**	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	ns	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Los niveles foliares de K, Ca, Mg y Na disminuyeron con el incremento del volumen de turba en las mezclas, situación contraria a la encontrada en N y P, cuyas concentraciones fueron significativamente superiores en las mezclas que contenían mayor volumen de turba (mezclas 3 y 4).

Al comparar el estado nutricional de las plantas cultivadas en las mezclas a base de C, V1 y V2 con las del control (Tabla 4.3.21), se observó que los niveles de K, Mg y Na fueron, en la mayoría de los sustratos estudiados, iguales o

superiores a los de las plantas control. Respecto al contenido en N, no hubo diferencias entre las plantas cultivadas en las diferentes mezclas, con la excepción del compost puro (C-1) y el control (2,03% vs. 3,95% de N, respectivamente). En las plantas cultivadas en las mezclas de C o V1 y un volumen de turba superior al 50%, y en todas las mezclas de V2, la concentración de P fue similar o superior al control. Los niveles de Ca fueron mayores en las plantas desarrolladas sobre las mezclas que contenían mayor proporción de compost (C-1 y C-2), mientras que en todas las mezclas a base de V1 o V2 los niveles de este elemento no difirieron del control.

Tabla 4.3.21. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido foliar de nutrientes en las plantas de *Impatiens*. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
Compost C						
C - 1	2,03b	0,09f	20,9a	4,87a	2,05a	4,46a
C - 2	2,28ab	0,14de	16,3b	4,96a	1,89b	3,87b
C - 3	2,78ab	0,17bcd	5,69c	1,91e	0,70e	1,25h
C - 4	3,11ab	0,19abc	5,30de	2,37d	0,88d	1,58fg
Vermicompost V1						
V1 - 1	2,17ab	0,13e	4,08fgh	3,41c	1,17c	1,85ef
V1 - 2	3,23ab	0,16cde	3,09ghi	3,56c	1,12c	1,95de
V1 - 3	3,53ab	0,17bcd	3,64gh	4,22b	1,12c	2,15de
V1 - 4	3,72ab	0,20abc	4,94def	4,11b	1,18c	2,3cd
Vermicompost V2						
V2 - 1	3,18ab	0,22a	4,33efg	3,23c	1,26c	2,41c
V2 - 2	3,28ab	0,20abc	2,74hi	3,18c	0,96d	1,98de
V2 - 3	3,37ab	0,17bcd	2,78hi	3,37c	0,85d	1,94de
V2 - 4	3,66ab	0,21ab	3,59gh	3,52c	0,89d	1,88ef
Control	3,95a	0,20abc	1,96i	3,76bc	0,87d	1,43gh
<i>P</i>	*	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. * y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente.

Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

En **petunia**, las concentraciones de K, Ca y Mg de las plantas producidas en C fueron significativamente superiores a las de V1 y V2, mientras que los mayores

niveles de N se encontraron en las plantas de los vermicomposts, especialmente V2. Además, no se encontraron diferencias en los niveles de P y Na entre las plantas que crecieron en los tres materiales estudiados (Tabla 4.3.22).

Tabla 4.3.22. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de *Petunia*

Efecto principal del tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
A. Material orgánico						
Compost C	2,79b	0,13	9,38a	3,60a	1,02a	0,65
Vermicompost V1	3,21b	0,13	4,40b	2,30b	0,73b	0,72
Vermicompost V2	3,28a	0,12	4,27b	2,18b	0,58c	0,82
<i>P</i>	***	ns	***	***	***	ns
B. Mezcla¹						
1	2,98b	0,13	6,66a	2,69b	0,83a	0,47c
2	3,14b	0,13	6,55a	3,35a	0,90a	0,68bc
3	2,85b	0,14	6,00b	2,49c	0,76b	0,97a
4	3,40a	0,11	4,85c	2,25d	0,61c	0,81ab
<i>P</i>	***	ns	***	***	***	***
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	***	ns	***	***	***	ns

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

El aumento del volumen de turba en las mezclas provocó una disminución en la concentración foliar de K, Ca y Mg, y un incremento en los niveles de N y Na, pero no afectó el contenido de P.

En comparación con el control de turba, las plantas presentaron contenidos en K, Ca y Mg iguales o superiores a aquel en la mayoría de las mezclas estudiadas (Tabla 4.3.23).

Respecto al N, las plantas cultivadas en las mezclas a base de los vermicomposts V1 y V2 presentaron, en la mayoría de los casos, igual contenido que las plantas control, mientras que en las mezclas a base del compost C, éste (N) fue, en general, inferior.

Tabla 4.3.23. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido foliar de nutrientes en las plantas de *Petunia*. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
Compost C						
C - 1	2,33d	0,10d	12,3a	4,87a	1,34a	0,56d
C - 2	2,76cd	0,14bcd	9,63b	4,96a	1,25a	0,64cd
C - 3	2,47d	0,18a	8,75b	2,43abc	0,83ab	0,70cd
C - 4	3,63ab	0,11cd	6,84b	2,16c	0,65b	0,70cd
Vermicompost V1						
V1 - 1	3,26abc	0,12bcd	3,76cd	1,48d	0,59b	0,34e
V1 - 2	3,17abc	0,13bcd	6,14b	2,77ab	0,90ab	0,71cd
V1 - 3	3,36abc	0,14bcd	5,58c	2,73ab	0,82ab	0,96ab
V1 - 4	3,06bc	0,12bcd	3,12de	2,21c	0,60b	0,87abc
Vermicompost V2						
V2 - 1	3,36abc	0,16ab	3,93cd	1,73d	0,57b	0,51d
V2 - 2	3,50ab	0,11cd	3,89cd	2,31bc	0,54b	0,70cd
V2 - 3	2,73cd	0,10d	4,67c	2,30bc	0,62b	0,80bc
V2 - 4	3,52ab	0,11cd	4,59c	2,38abc	0,59b	0,85abc
Control	3,84a	0,16ab	2,52e	2,03c	0,54b	1,02a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v) 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

En cuanto a P, el aumento del volumen de turba en las mezclas afectó escasamente a los niveles de este elemento en las plantas producidas sobre los materiales estudiados, presentando, en todos los casos, valores similares o inferiores a los de las plantas del sustrato de referencia.

El contenido en Na, por su parte, fue menor en las plantas cultivadas en los sustratos estudiados que en el sustrato control, con la excepción de las mezclas 50:50 y 25:75 (% v:v) de V1 (V1-3 y V1-4, respectivamente) y 25:75 (% v:v) de V2 (V2-4), aumentando, además, con el incremento de turba en las mezclas.

De forma similar a las especies anteriores, en **pensamiento** se encontró mayor concentración de P, K, Mg y Na en las plantas cultivadas en las mezclas a base de compost comparadas con las producidas en los dos vermicomposts. Sin embargo, el contenido de N en las plantas que crecieron en C fue inferior a las de V1 y V2 (Tabla 4.3.24).

Tabla 4.3.24. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido foliar de nutrientes en las plantas de *Viola*

Efecto principal del tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
A. Material orgánico						
Compost C	1,59b	0,19a	5,01a	1,83	1,29a	0,81a
Vermicompost V1	4,41a	0,14b	1,70b	1,60	0,70b	0,39b
Vermicompost V2	4,33a	0,13b	1,65b	1,78	0,65b	0,41b
<i>P</i>	***	***	***	ns	***	***
B. Mezcla¹						
1	2,47d	0,15	4,63a	1,84	1,26a	0,79a
2	2,87c	0,16	2,66b	1,60	0,81b	0,48b
3	3,82b	0,14	1,96b	1,78	0,73b	0,50b
4	4,60a	0,16	1,89b	1,88	0,73b	0,38b
<i>P</i>	***	ns	***	ns	***	***
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	***	***	***	ns	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (Test de Student-Newman-Keuls)

La mezcla con turba se tradujo en una disminución en la concentración foliar de K, Mg y Na, y en un incremento de N, mientras que la mezcla no afectó el contenido de P ni Ca.

Si se compara con el control de turba (Tabla 4.3.25), se observa lo siguiente en relación con el contenido foliar de nutrientes: el N fue menor en los vermicomposts puros y en todas las mezclas a base de compost, y sólo superaron a dicho control las mezclas de vermicompost con mayor volumen de turba; el contenido de P fue inferior en todos los casos, excepto en las plantas cultivadas en el compost C puro o mezclado con 25% de turba, y en el vermicompost V2 mezclado con 75% de turba; el contenido en K fue muy elevado en las plantas producidas en el compost C puro, seguido por las de la mezcla compost:turba 75:25 (% v:v), mientras que el resto de las mezclas no difirieron del control; el nivel de Ca fue, en general, superior en las plantas de las mezclas con compos, y similar en las de los vermicomposts; la concentración de Mg, al igual que la de K, sólo fue superior en las plantas cultivadas en el compost puro y en las mezclas de

éste con 25% de turba; finalmente, el contenido de Na sólo fue superior en las plantas cultivadas en el compost puro, no difiriendo el resto de mezclas.

Tabla 4.3.25. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido foliar de nutrientes en las plantas de *Viola*. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
Compost C						
C - 1	nd	0,21b	10,40a	2,10ab	2,36a	1,53a
C - 2	nd	0,25a	4,94b	1,30e	1,06b	0,69b
C - 3	2,36e	0,15cd	2,42c	1,70bcde	0,84cd	0,63bc
C - 4	4,02c	0,15cd	2,19c	2,23a	0,90bc	0,39bc
Vermicompost V1						
V1 - 1	3,90c	0,12d	1,47c	1,54cde	0,69cd	0,29c
V1 - 2	4,37b	0,12d	1,56c	1,81bcd	0,76cd	0,36bc
V1 - 3	4,40b	0,14cd	1,87c	1,98abc	0,71cd	0,49bc
V1 - 4	4,90a	0,15cd	1,89c	1,66bcde	0,66cd	0,41bc
Vermicompost V2						
V2 - 1	3,47d	0,11d	1,94c	1,87abcd	0,72cd	0,53bc
V2 - 2	4,26b	0,11d	1,49c	1,68bcde	0,61d	0,40bc
V2 - 3	4,71a	0,12d	1,56c	1,68bcde	0,63d	0,39bc
V2 - 4	4,88a	0,18bc	1,59c	1,76bcde	0,65d	0,34bc
Control	4,47b	0,21b	1,54c	1,5de	0,71cd	0,40bc
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

nd: no detectado

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Al estudiar globalmente el efecto de C, V1 y V2 y de las mezclas de éstos con el sustrato comercial de turba sobre el crecimiento, desarrollo, floración y estado nutricional de las plantas de las cuatro especies ornamentales utilizadas en este experimento, se observa que la mejor respuesta vegetal la mostraron aquellos individuos que crecieron en las mezclas preparadas con los dos vermicomposts (V1 y V2), lo que puede atribuirse al efecto de estos dos materiales sobre el incremento de las actividades enzimáticas, el aumento en la población de microorganismos beneficiosos, y/o la presencia de sustancias biológicamente activas, que influyen positivamente en el desarrollo vegetal (Grappelli *et al.*, 1987; Subler *et al.*, 1998; Tomati y Galli, 1995). De los dos vermicomposts estudiados,

V2 proporcionó los mejores resultados productivos en dos especies (caléndula y alegría), V1 sólo en una (pensamiento), mostrando petunia, finalmente, un comportamiento similar en los sustratos preparados tanto con V1 como con V2.

En el caso del compost C, se obtuvieron los peores resultados en todos los parámetros de crecimiento, desarrollo y floración controlados en las cuatro especies estudiadas, resultados que están probablemente relacionados con la mayor concentración de sales solubles en las mezclas elaboradas con dicho compost, especialmente en aquellas donde las proporciones de éste fueron elevadas (Tabla 4.3.3); esta situación ha sido también señalada por Bustamante *et al.* (2008b), García-Gómez *et al.* (2002), Pérez-Murcia *et al.* (2006), Ribeiro *et al.* (1997) y Sánchez-Monedero *et al.* (2004) al estudiar la influencia del incremento en el volumen de compost (de residuos orgánicos de diferentes orígenes y características) en las mezclas utilizadas como sustratos en el cultivo y la producción de distintas especies ornamentales y hortícolas. Además, se ha indicado que concentraciones elevadas de los elementos minerales presentes en el sustrato pueden provocar una reducción en el desarrollo vegetal (fitotoxicidad) (Arancon *et al.*, 2008).

En referencia al estado nutricional de las plantas, y teniendo en cuenta la fertirrigación aplicada (sección 3.4.1.2), se destaca lo siguiente (Tablas 4.3.18 a 4.3.25): El contenido de nitrógeno en las plantas se encontró dentro del rango óptimo para las mismas salvo en el caso de *Viola*; el contenido en fósforo fue bajo en las cuatro especies en todos los tratamientos; y, el contenido en potasio se situó por debajo del rango óptimo en *Viola* y *Petunia* cuando se cultivó en los vermicomposts puros o mezclados con turba, y en “consumo de lujo” en los sustratos a base de compost para las cuatro especies. Este “consumo de lujo” según Marschner (1996), es problemático cuando interfiere con la absorción de calcio y magnesio, pero a la luz de los resultados obtenidos no parece ser el caso para el calcio y el magnesio en este experimento, ya que su contenido estuvo siempre dentro del rango óptimo. El calcio superó los valores recomendados, aunque esta situación no se considera negativa por no tratarse de un elemento tóxico (Mills y Jones, 1996)

La respuesta de las plantas a los sustratos preparados con C, V1 y V2 dependió críticamente de los ciclos de cultivo de las cuatro especies

ornamentales estudiadas más que de los requerimientos (exigencias) de éstas con respecto al medio de cultivo (especialmente su grado de sensibilidad/tolerancia a los equilibrios aire:agua, la salinidad y el pH del sustrato), obteniéndose los mejores resultados productivos –en comparación con el sustrato comercial de turba *Sphagnum* (control)– en el ciclo de otoño-invierno (de 135 días de duración; caléndula, tolerante y pensamiento, sensible) y los más pobres en el ciclo de primavera-verano (alrededor de 58 días; petunia, tolerante y alegría, sensible).

Por otro lado, las plantas en las que se encontraron las mayores concentraciones de nutrientes fueron, en general, aquellas donde se registró el menor desarrollo, en coincidencia con lo indicado por Marschner (1995) en relación con el efecto de dilución de los nutrientes observado en aquellas plantas con un mayor desarrollo.

El efecto beneficioso observado cuando el volumen de turba aumentó en las mezclas de C, V1 y V2 está relacionado probablemente con la mejora (adecuación) de las propiedades físicas y las características físico-químicas y químicas de las mezclas resultantes, debido a los efectos enmendantes y de dilución provocados por la adición de turba (Arancon *et al.*, 2008; Carrión *et al.*, 2006).

En algunos estudios, y dependiendo de la especie cultivada, los mejores resultados productivos se han obtenido cuando el sustrato contenía del 25% al 50% (en volumen) de compost (García-Gómez *et al.*, 2002), mientras que para los vermicomposts se ha señalado que la respuesta vegetal es superior cuando éstos se usan a dosis bajas (Atiyeh *et al.*, 2000b), por lo que se recomienda que la mezcla no contenga más del 30% de estos materiales.

De acuerdo con los datos que se han presentado en este experimento 1, los sustratos a base de compost que mostraron los mejores resultados fueron aquellos en los que éste se mezcló con turba en una proporción del 25% al 50% de su volumen total, coincidiendo con lo anteriormente expuesto; sin embargo, en el caso de los dos vermicomposts se encontraron resultados excelentes y altamente satisfactorios en las mezclas que contenían entre 50% y 75% (en volumen) de estos materiales.

4.3.2. Experimento 2. Enraizamiento de estacas de evónimo, lavanda y romero

El estaquillado o enraizamiento de estacas es un método de propagación asexual que consiste en separar un fragmento de la planta que incluya alguna yema vegetativa (tallo, raíz, hoja u otro órgano especializado) y someterlo a condiciones favorables que permitan la regeneración de una planta completa mediante la formación de raíces adventicias por rizogénesis. Este proceso implica una transformación profunda de los tejidos de la estaca de manera que grupos de células de un conjunto diferenciado y organizado inician un proceso de desdiferenciación, permitiendo la formación de estructuras meristemáticas o esbozos morfogénicos radicales que, posteriormente y por polarización, se transforman en los primordios radicales (Ballester-Olmos, 2002; Hartmann *et al.*, 2010; Martínez y Aguilá, 1989).

La velocidad de formación de las raíces y la morfología de las mismas dependen, en muchos casos, del tipo de sustrato utilizado, por lo que, para garantizar la rápida y vigorosa emisión de éstas, los esquejes necesitan (Abad *et al.*, 2004, 2005; Hartmann *et al.*, 2010) un sustrato ligero y permeable, que presente un drenaje adecuado y una relación aire:agua equilibrada –ya que una elevada capacidad de retención de agua y baja aireación provocan, frecuentemente, hipoxia (o anoxia) de la parte basal de la estaca–. Además, el material utilizado como soporte de la estaquilla debe presentar unas características físico-químicas y químicas favorables para el desarrollo radicular, y ha de estar libre de agentes fitopatógenos.

4.3.2.1. Caracterización de los sustratos preparados con el compost y los dos vermicomposts de residuos hortícolas. Comparación con el sustrato control de fibra de coco

4.3.2.1.1. Propiedades físicas

Las propiedades físicas más importantes de los sustratos preparados con el compost (C) y los vermicomposts (V1 y V2) de residuos hortícolas, y su comparación con el sustrato control de referencia (fibra de coco), se presentan en la Tabla 4.3.26.

Tabla 4.3.26. Propiedades físicas seleccionadas de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 2. Comparación con el sustrato control de fibra de COCO

Sustrato ¹	DA	DP	PT	VAire	VAgua	Contracción
	(kg/m ³)			(% v/v)		
Compost C						
C - 1	349a	1.655abcd	78,9j	39,4d	39,5h	10,1d
C - 2	254d	1.635bcd	84,4g	43,3abc	41,1h	16,0abc
C - 3	197e	1.610cde	87,7e	43,6abc	44,1g	14,6bc
C - 4	141f	1.583de	91,1c	44,5ab	46,6ef	19,4a
Vermicompost V1						
V1 - 1	314b	1.719ab	81,7i	19,8f	61,9a	19,1ab
V1 - 2	251d	1.703abc	85,9f	42,3abcd	43,6g	18,9ab
V1 - 3	189e	1.720ab	89,0d	44,4ab	44,6fg	17,0abc
V1 - 4	119g	1.642bcd	92,7b	41,3bcd	51,4c	19,1ab
Vermicompost V2						
V2 - 1	357a	1.750a	79,5j	21,9f	57,6b	18,9ab
V2 - 2	288c	1.747a	83,5h	36,4e	47,1def	17,5ab
V2 - 3	201e	1.708abc	89,0d	40,1cd	48,9cde	13,0cd
V2 - 4	146f	1.706abc	91,3c	41,8abcd	49,5cd	13,2cd
Control	71h	1.545e	95,5a	45,6a	49,9c	15,8abc
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

DA: densidad aparente; DP: densidad de partícula; PT: porosidad total; VAire: volumen de aire; VAgua: volumen de agua

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Se encontraron diferencias marcadas en las propiedades estudiadas entre los distintos sustratos en comparación. La mezcla con fibra de coco disminuyó la densidad aparente (D_A), no modificó la densidad de partícula (D_P), y aumentó la porosidad total (P_T) de los tres materiales (C, V1 y V2); además, esta mezcla incrementó el volumen de aire y redujo el volumen de agua –determinados a 1 kPa de tensión– de los vermicomposts V1 y V2 (en una cuantía similar para ambos materiales), mientras que la adición de fibra de coco aumentó el volumen de agua y el volumen de aire en el compost C. La contracción de volumen se vio afectada de forma diferente en cada material; así, en C, este parámetro aumentó y en V2 disminuyó con el mayor aporte de fibra de coco, mientras que en V1 no se encontraron variaciones significativas.

Al comparar los doce sustratos a base de compost y vermicompost con el control, se apreció que este último tenía menor densidad aparente y de partícula, y mayor porosidad total que aquéllos. Además, el volumen de aire y el volumen de agua en los sustratos preparados con C, V1 y V2 se aproximaron o igualaron a los del control a medida que aumentó la cantidad de fibra de coco en la mezcla. La contracción de volumen no difirió significativamente entre el sustrato control y todas las mezclas preparadas con C, V1 y V2.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de D_A , D_P , P_T , V_{Aire} , V_{Agua} y Contracción se encontraron efectos significativos con un elevado nivel de probabilidad para los dos factores estudiados (Material y Mezcla) así como para la interacción de ambos factores (Tabla 4.3.27). Para la contracción de volumen, el factor Material fue significativo pero no el factor Mezcla, aunque la interacción de ambos sí que lo fue.

Tabla 4.3.27. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre propiedades físicas seleccionadas (D_A , D_P , P_T , V_{agua} , V_{aire} y Contracción) de las mezclas utilizadas como sustratos de cultivo

Fuente de variación	D_A	D_P	P_T	V_{Aire}	V_{Agua}	Contracción
A. Material	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla	***	***	***	***	***	ns
C. Interacción A x B	*	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

D_A : densidad aparente; D_P : densidad de partícula; P_T : porosidad total; V_{aire} : volumen de aire; V_{agua} : volumen de agua
ns, * y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

4.3.2.1.2. Características físico-químicas y químicas

Los resultados obtenidos tras la caracterización físico-química y química de los sustratos preparados con los tres materiales estudiados (C, V1 y V2), y su comparación con el sustrato control de referencia (fibra de coco), se presentan en la Tabla 4.3.28.

Tabla 4.3.28. pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica total (MO) y niveles de macronutrientes asimilables (solubles en agua) de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco

Sustrato ¹	pH	CE (mS/m)	MO (%)	Nmin	H ₂ PO ₄ ⁻	K ⁺ (mg/L sustrato)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Na ⁺
Compost C										
C - 1	8,93a	285a	72,6bcd	69,3a	59,8d	5,938a	234,6a	161,6a	3,001a	484,8a
C - 2	8,89a	248b	74,9bcd	24,8c	60,6d	2,825b	102,6c	55,6c	1,509b	314,9b
C - 3	8,79b	174c	78,0abc	15,8cd	54,1e	1,858c	65,32f	32,9g	906,0c	247,9c
C - 4	8,47d	116d	81,3ab	7,81d	60,9d	1,165d	42,82g	18,2i	597,9d	223,5d
Vermicompost V1										
V1 - 1	8,59c	65e	65,6de	50,3b	50,0e	556,0f	87,30d	48,3d	326,2e	148,0f
V1 - 2	8,17ef	59ef	67,8cde	14,7cd	53,8e	688,2e	82,40de	41,8e	328,1e	123,5g
V1 - 3	8,00g	50f	65,3de	8,76d	56,4de	411,5h	75,70e	36,5f	309,7e	129,4g
V1 - 4	7,90h	50f	74,1bcd	4,63d	96,5b	341,7i	27,16h	9,66j	227,0e	130,2g
Vermicompost V2										
V2 - 1	8,76b	64e	62,1e	7,92d	54,9e	474,3g	124,7b	61,8b	333,4e	170,0e
V2 - 2	8,22e	60ef	62,5e	7,08d	62,1d	365,0hi	129,4b	60,2b	341,5e	149,6f
V2 - 3	8,12f	54f	66,6cde	6,38d	83,4c	407,5h	104,0c	46,6d	339,0e	150,2f
V2 - 4	7,91h	52f	66,8cde	4,20d	125,3a	368,7hi	59,83f	23,1h	303,7e	152,1f
Control	6,83i	21g	86,3a	1,28e	36,6f	124,2j	13,66i	3,95k	15,23f	159,8ef
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v.v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

Nmin: nitrógeno mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻)

P : nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a *P* ≤ 0,001. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a *P* ≤ 0,05 (test de Student-Newman-Keuls)

El incremento del volumen de fibra de coco en las mezclas provocó un descenso altamente significativo de los valores de pH y de conductividad eléctrica (CE) en los tres materiales. En todos los casos, los valores de pH y CE fueron significativamente superiores a los del control.

El contenido en materia orgánica total (MO) tendió a aumentar, aunque no de manera significativa, en los sustratos preparados con los tres materiales estudiados a medida que se incorporó mayor volumen de fibra de coco en las mezclas, pero presentando muchas de éstas valores de MO inferiores a los del control, especialmente los sustratos a base de los vermicomposts V1 y V2.

En cuanto al contenido de elementos minerales asimilables (solubles en agua), se observó una disminución del N_{\min} ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) con el aumento de la proporción de fibra de coco en las mezclas en los tres materiales estudiados, ya que dicha fibra es muy pobre en N_{\min} . Sin embargo, la alta variabilidad encontrada respecto a este elemento hizo que esta disminución no fuera significativa en las mezclas con V2.

El contenido de $H_2PO_4^-$ aumentó en los vermicomposts V1 y V2, pero no en el compost C, al incrementarse el volumen de fibra de coco en las mezclas. Esta última no aportó grandes cantidades de fosfato, por lo que el incremento observado puede estar relacionado con la disminución de pH que provocó la fibra de coco en V1 y V2, y que al llegar a valores próximos a 8 solubilizaría parte del $H_2PO_4^-$ que estaría en formas insolubles en los vermicomposts. En el caso del compost C, al no disminuir tan marcadamente el pH, no se observó este efecto. Los cationes K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ , así como el anión SO_4^{2-} disminuyeron en contenido, en la mayoría de los casos, al añadir fibra de coco a las mezclas, dado que este material era más pobre que el compost C y los vermicomposts V1 y V2 en casi todos los iones indicados.

En relación a la cuantía de los micronutrientes asimilables, se observó que el contenido de Fe en las mezclas a base de C y V2 fue similar al del control de fibra de coco, y que la adición de este último material en las mezclas afectó de manera diferente el nivel de este elemento. El vermicompost V1 contenía menos Fe asimilable que la fibra de coco, pero el aumento de ésta en la mezcla, sin embargo, no afectó su contenido (Tabla 4.3.29). Respecto a los demás elementos, se observó que los niveles de la mayoría de éstos en las mezclas de

compost disminuyeron (a excepción de Cu, que no varió) al aumentar el contenido de fibra de coco. En los sustratos preparados con V1, la concentración de Zn no varió, mientras que el resto de elementos disminuyeron con el aporte de fibra de coco. Al disminuir la proporción de V2 en el sustrato de cultivo, se encontró un descenso en los valores de B, pero los niveles de Cu, Zn, Mn y Mo permanecieron más o menos constantes.

Tabla 4.3.29. Niveles de micronutrientes asimilables (solubles en agua) en los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 preparados en el Experimento 2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco

Sustrato ¹	Fe	Cu	Zn	Mn	Mo	B
	(mg/L sustrato)					
Compost C						
C - 1	1,75a	0,28bc	0,20a	0,44a	0,49b	2,16a
C - 2	1,08bcd	0,26c	0,08b	0,07cd	0,31cd	1,07de
C - 3	0,74cd	0,25c	0,04b	0,09c	0,29cd	0,81ef
C - 4	1,05bcd	0,28bc	0,05b	0,08cd	0,21d	0,63f
Vermicompost V1						
V1 - 1	0,47d	0,36ab	0,10b	0,14b	0,75a	2,35a
V1 - 2	0,51d	0,34ab	0,04b	0,07cd	0,43bc	1,51bc
V1 - 3	0,43d	0,35ab	0,05b	0,07cd	0,37cd	1,20cd
V1 - 4	0,46d	0,23c	nd	0,04de	0,16d	0,74f
Vermicompost V2						
V2 - 1	0,95bcd	0,31abc	0,08b	0,09c	0,32cd	2,24a
V2 - 2	0,97bcd	0,36ab	0,06b	0,09c	0,29cd	1,68b
V2 - 3	1,23abc	0,37a	0,04b	0,07cd	0,31cd	1,20c
V2 - 4	1,76a	0,36ab	0,08b	0,06cde	0,27cd	1,24cd
Control	1,48ab	nd	0,23a	0,03e	0,43bc	0,59f
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

nd: no detectado

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de pH, CE, MO, macroelementos asimilables (Tabla 4.3.30 [a]) y microelementos asimilables (Tabla 4.3.30 [b]), se encontraron, en la mayoría de los casos, efectos altamente

significativos para los dos factores estudiados (Material y Mezcla) así como para la interacción de ambos.

Tabla 4.3.30. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el pH, la conductividad eléctrica (CE), el contenido de materia orgánica total (MO) y los niveles de los elementos asimilables (solubles en agua) seleccionados (macroelementos [a] y microelementos [b]) de las mezclas utilizadas como sustratos de cultivo

[a]

Fuente de variación	pH	CE	MO	N _{min}	H ₂ PO ₄ ⁻	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Na ⁺
A. Material	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

[b]

Fuente de variación	Fe	Cu	Zn	Mn	Mo	B
A. Material	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla	ns	ns	***	***	***	***
C. Interacción A x B	**	***	**	***	***	ns

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

N_{min}: nitrógeno mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻)

ns, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente.

4.3.2.2. Evaluación del enraizamiento y la calidad de las estacas

Los efectos principales de los sustratos (tratamientos) estudiados –Material orgánico y Mezcla con fibra de coco– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de las estacas de *Euonymus* ‘Compacta’ enraizadas, estas dos últimas cualidades estimadas por el peso seco (de la parte aérea, raíces y total), la altura de la estaca, el diámetro del tallo, el número de ramificaciones, el nivel de clorosis, la longitud y el volumen de las raíces, y el nivel de enraizamiento, se presentan en la Tabla 4.3.31.

Los parámetros de enraizamiento en V2 fueron mejores que en V1 y que en C, por este orden. El aumento de la proporción de fibra de coco en las mezclas condujo a un mejor enraizamiento de las estacas. Esto se reflejó en mayores

Tabla 4.3.31. Efectos principales de los sustratos (tratamiento) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de de las estacas de *Euonymus 'Compacta'*

Efecto principal del tratamiento	Supervivencia (% del control)	Parte aérea		Peso seco (mg/estaca)	Altura (cm)	Diámetro (mm)	Nº ramif./estaca	Nivel de clorosis (puntuación)	Long. Raíz (cm)	Vol. Raíz (mL)	Nivel de enraizamiento (puntuación)	
		Raíces	Total									
A. Material orgánico												
Compost C	52b	289c	48c	337c	8,90c	1,50	0,16	4a	4,00c	0,17c	2c	
Vermicompost V1	77a	439b	84b	523b	10,6b	1,67	0,25	4a	4,45b	0,27b	3b	
Vermicompost V2	89a	556a	111a	667a	12,4a	1,73	0,24	3b	5,23a	0,41a	4a	
<i>P</i>	***	***	***	***	***	ns	ns	***	***	***	***	
B. Mezcla¹												
1	58b	359c	76d	435d	9,44d	1,67ab	0,24	4	3,86d	0,24b	2c	
2	67b	344c	66c	410c	9,92c	1,60b	0,13	4	4,15c	0,25b	3b	
3	78ab	458b	88b	546b	10,8b	1,63b	0,22	4	4,86b	0,31a	3b	
4	86a	551a	95a	646a	12,3a	1,74a	0,22	ns	5,36a	0,33a	4a	
<i>P</i>	*	***	***	***	***	**	ns	ns	***	***	***	
C. Interacción A × B												
<i>P</i>	*	***	***	***	***	***	*	***	***	***	***	

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:fibra de coco. (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

niveles de supervivencia y valores superiores de los parámetros relacionados con el tamaño y la calidad de la parte aérea de dichas estaquillas. La interacción Material × Mezcla fue altamente significativa para la mayoría de los parámetros estudiados.

Cuando se compararon con el control de fibra de coco (Tabla 4.1.32), se observó que tan sólo las mezclas a base de V2 igualaron, e incluso superaron en algún parámetro, los valores de desarrollo y calidad obtenidos en el sustrato control. Los peores resultados los proporcionaron los sustratos a base del compost C, especialmente cuando éste constituyó un volumen elevado de la mezcla, desde puro (100%) hasta el 50% (C-1 a C-3), obteniéndose valores de supervivencia en torno al 55% del control e inferiores, así como un desarrollo y calidad de las estacas que sobrevivieron significativamente inferiores al control. La respuesta de las estacas enraizadas en los sustratos preparados con V1 fue intermedia entre las observadas con V2 y C.

Resultados similares a los descritos anteriormente se encontraron en *Euonymus* 'Microphylla', donde las mezclas preparadas con los vermicomposts favorecieron el enraizamiento de las estaquillas en mayor medida que las producidas con compost, lo que se tradujo en mayor índice de supervivencia y mejor desarrollo y calidad de las mismas (Tabla 4.3.33). Asimismo, la incorporación de fibra de coco en las mezclas también incrementó de manera significativa la supervivencia, el desarrollo y la calidad de las estacas

La interacción Material × Mezcla fue significativa en todos los parámetros estudiados.

Al mezclar el compost con la fibra de coco, sólo en aquel sustrato que contenía 75% de este último material (C-4) se encontraron valores similares a los del control, mientras que en las mezcla preparadas con V1 y 25% de fibra de coco (V1-2) el crecimiento y la calidad de las estacas fueron iguales o superiores al sustrato de referencia (Tabla 4.3.34).

El uso de V2 como único componente del sustrato (V2-1) proporcionó estacas con peso y altura similares a las del control (Figura 4.3.6). Sin embargo, los parámetros relacionados con el desarrollo radicular (longitud y volumen de las raíces, y nivel de enraizamiento) no mostraron en ningún sustrato valores superiores a los del sustrato de referencia.

Tabla 4.3.32. Supervivencia, parámetros del desarrollo estudiados y calidad de las estacas de *Euonymus 'Compacta'* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco

Sustrato ¹	Supervivencia (% del control)	Peso seco (mg/estaca)		Altura (cm)	Diámetro (mm)	Nº ramif./ estaca	Nivel de clorosis (puntuación)	Long. Raíz (cm)	Vol. Raíz (mL)	Nivel de enraizamiento (puntuación)
		Parte aérea	Rafces							
Compost C										
C - 1	26d	195i	39h	234h	6,24h	1,77ab	0,19ab	3,14e	1,3f	1d
C - 2	35cd	202i	30i	232h	7,69g	1,63b	0,10b	3,13e	1,1f	1d
C - 3	55bcd	296h	44h	340g	8,96f	1,30c	0,10b	3,89d	1,6f	2c
C - 4	93ab	463e	82f	545e	12,7b	1,64b	0,28ab	5,83ab	3,0de	4a
Vermicompost V1										
V1 - 1	70abc	431efg	89e	520ef	10,4de	1,65b	0,40a	3,91d	2,5e	2c
V1 - 2	76abc	403g	78f	481f	10,8cde	1,58b	0,16ab	4,45cd	2,6e	3b
V1 - 3	88ab	511d	103d	614d	11,2cd	1,80ab	0,28ab	4,98c	3,4cd	4a
V1 - 4	73abc	413fg	67g	480f	10,0e	1,66b	0,16ab	4,45cd	2,4e	3b
Vermicompost V2										
V2 - 1	89ab	452ef	102d	554e	11,6cd	1,58b	0,13ab	4,53c	3,5cd	2c
V2 - 2	92ab	427efg	91e	518ef	11,2cd	1,58b	0,13ab	4,88c	3,9bc	4a
V2 - 3	92ab	568c	117c	685c	12,4bc	1,80ab	0,28ab	5,71b	4,7a	4a
V2 - 4	95ab	777a	135b	912a	14,3a	1,94a	0,23ab	5,79ab	4,3ab	4a
Control	100a	714b	153a	867b	12,5b	1,71b	0,06b	6,31a	4,5ab	4a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	**	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v.v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Tabla 4.3.33. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de las estacas de *Euonymus 'Microphylla'*

Efecto principal del tratamiento	Supervivencia (% del control)	Peso seco (mg/estaca)		Altura (cm)	Diámetro (mm)	Nº ramif./estaca	Nivel de clorosis (puntuación)	Long. Raíz (cm)	Vol. Raíz (mL)	Nivel de enraizamiento (puntuación)
		Parte aérea	Raíces							
A. Material orgánico										
Compost C	70b	280c	73c	7,70c	1,31	1,16b	3a	5,61b	0,26b	3
Vermicompost V1	97a	427a	111a	10,8b	1,33	1,43a	3a	6,10a	0,39a	3
Vermicompost V2	98a	411b	103b	11,1a	1,34	1,48a	2b	6,32a	0,38a	3
<i>P</i>	***	***	***	***	ns	***	***	***	***	ns
B. Mezcla¹										
1	74c	316d	87c	8,82c	1,31b	0,98b	3	5,21d	0,31c	2c
2	86b	352c	93b	9,84b	1,31b	1,32a	3	5,89c	0,35b	3b
3	95a	394b	95b	9,91b	1,24b	1,63a	3	6,27b	0,31c	3b
4	97a	430a	108a	10,9a	1,44a	1,5a	3	6,68a	0,40a	4a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	*	ns	***	***	***
C. Interacción A x B										
<i>P</i>	***	***	****	***	***	***	***	***	***	**

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico: fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, * y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Tabla 4.3.34. Supervivencia, parámetros del desarrollo estudiados y calidad de las estacas de *Euonymus 'Microphylla'* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco

Sustrato ¹	Supervivencia (% del control)	Peso seco (mg/estaca)		Altura (cm)	Diámetro (mm)	Nº ramif./ estaca	Nivel de clorosis (puntuación)	Long. Raíz (cm)	Vol. Raíz (mL)	Nivel de enraizamiento (puntuación)
		Parte aérea	Raíces							
Compost C										
C - 1	30c	166f	41g	4,97g	1,20cd	1,37bc	4a	3,65e	0,17e	1c
C - 2	61b	189e	62f	6,92f	1,33bc	1,18bcd	3b	5,69d	0,23de	3b
C - 3	90a	332d	84e	8,10e	1,25bcd	1,13bcd	3b	6,03cd	0,29cd	3b
C - 4	96a	434ab	103c	10,9bc	1,41b	0,95cd	3b	6,87b	0,35bc	4a
Vermicompost V1										
V1 - 1	94a	388c	104c	11,0bc	1,36bc	1,01bcd	2c	5,49d	0,34bc	3b
V1 - 2	98a	446ab	119a	11,1abc	1,27bcd	1,19bcd	3b	5,97cd	0,42ab	3b
V1 - 3	97a	454a	114ab	10,9bc	1,13d	2,06a	3b	6,38bc	0,34bc	4a
V1 - 4	97a	415b	109bc	10,1d	1,55a	1,47abc	3b	6,58bc	0,45a	4a
Vermicompost V2										
V2 - 1	96a	394c	117ab	10,4cd	1,35bc	0,56d	2c	6,40bc	0,42ab	3b
V2 - 2	100a	420b	97d	11,3ab	1,32bc	1,60abc	2c	6,01cd	0,41ab	3b
V2 - 3	99a	386c	87e	10,7bcd	1,35bc	1,71ab	3b	6,41bc	0,30cd	3b
V2 - 4	98a	441ab	113ab	11,4a	1,33bc	2,07a	3b	6,49bc	0,41ab	3b
Control	100a	392c	115ab	10,7bcd	1,56a	0,93cd	1d	7,74a	0,48a	4a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v/v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

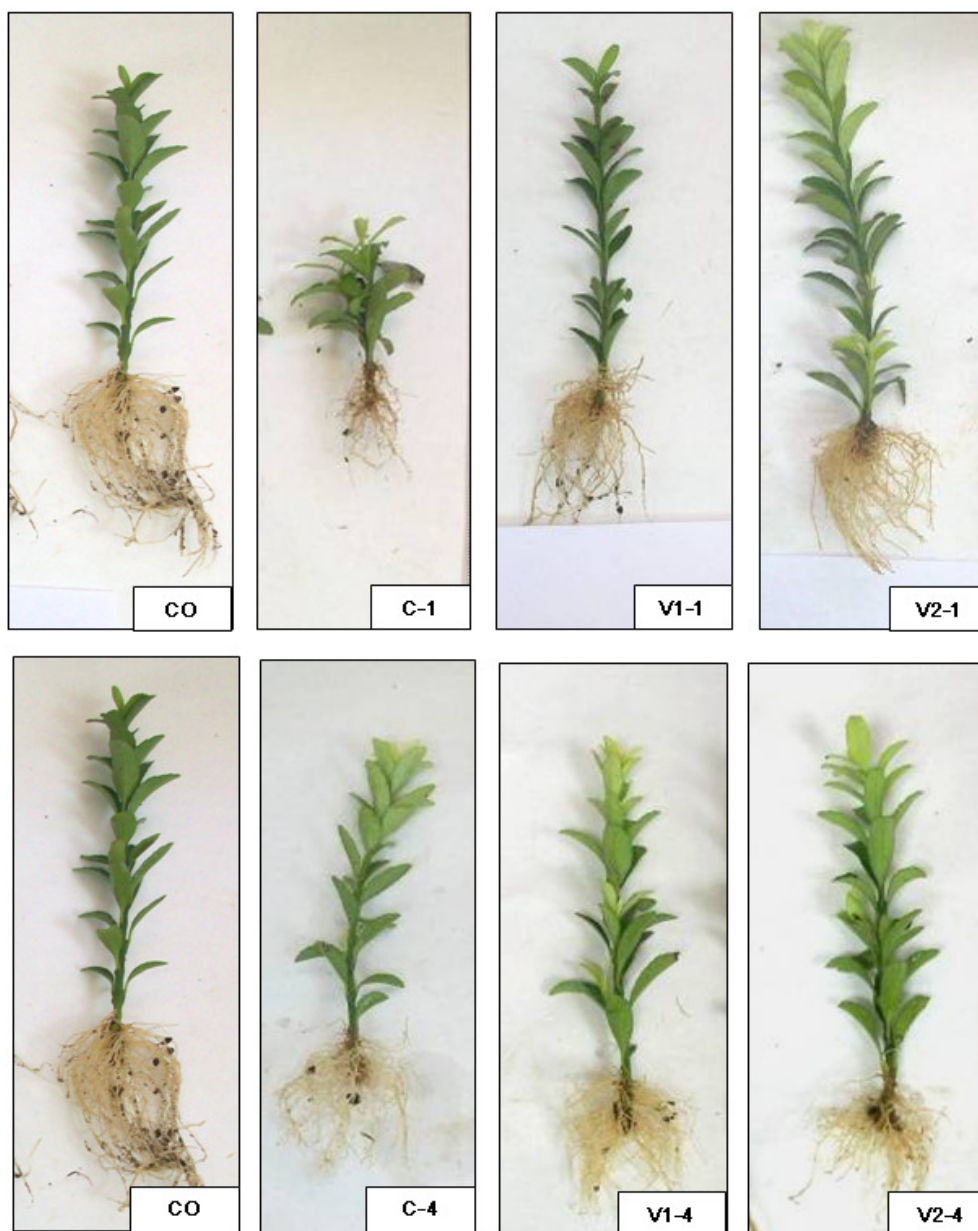


Figura 4.3.6. Estacas de *Euonymus 'Microphylla'* enraizadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco (CO)

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 y 4 (detrás de C, V1 y V2) indican las mezclas de compost o vermicompost:fibra de coco (% v:v). 1= 100:0 y 4= 25:75

Los mejores resultados de enraizamiento, supervivencia, desarrollo y calidad de las estacas de *Lavandula* se obtuvieron en los sustratos a base de los vermicomposts en comparación con los preparados con el compost (Tabla 4.3.35). El aumento del volumen de fibra de coco en las mezclas incrementó

Tabla 4.3.35. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de las estacas de *Lavandula*

Efecto principal del tratamiento	Supervivencia (% del control)	Peso seco (mg/estaca)		Altura (cm)	Diámetro (mm)	Nº ramif./estaca	Long. Raíz (cm)	Vol. Raíz (mL)	Nivel de enraizamiento (puntuación)
		Parte aérea	Raíces						
A. Material orgánico									
Compost C	70b	227c	54c	9,68c	1,81	0,61b	8,31c	0,27b	2b
Vermicompost V1	100a	381a	76b	13,9b	1,84	1,30a	10,1b	0,51a	3a
Vermicompost V2	100a	328b	85a	15,0a	1,88	1,13a	10,6a	0,53a	3a
<i>P</i>	***	***	***	***	ns	***	***	***	***
B. Mezcla¹									
1	71c	368a	65b	13,1a	1,81bc	1,05	8,62c	0,42b	3
2	89b	309b	81a	12,4b	1,74c	0,96	9,11b	0,39b	3
3	99a	285c	61b	12,8ab	1,89ab	0,90	10,4a	0,42b	3
4	100a	279c	80a	13,0a	1,94a	1,15	10,7a	0,52a	3
<i>P</i>	***	***	***	**	***	ns	***	***	ns
C. Interacción A x B									
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	**

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:fibra de coco (% v:v). 1 = 100:0; 2 = 75:25; 3 = 50:50; 4 = 25:75

P: nivel de significación. ns, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

significativamente algunos parámetros relacionados con el enraizamiento, especialmente la longitud de las raíces, y la supervivencia de las estacas. Sin embargo, los valores de peso seco de la parte aérea y total (estaca entera) mostraron una tendencia decreciente a medida que aumentó el volumen de fibra de coco en los sustratos (Tabla 4.3.35). La interacción de los dos factores estudiados fue significativa en todos los parámetros estudiados.

Cuando el compost y los dos vermicomposts se mezclaron con el sustrato comercial de fibra de coco, se observaron respuestas diferentes en la supervivencia y el desarrollo de las estacas (Tabla 4.3.36). Así, en los sustratos preparados con el compost los valores de todos los parámetros estudiados aumentaron cuando se incrementó el contenido de fibra de coco, pero sólo los valores de altura y diámetro fueron superiores a los del control en la mezcla con mayor volumen de fibra de coco (C-4).

Por su parte, las estacas producidas sobre los sustratos a base de los vermicomposts V1 y V2 mostraron, en todos los casos, porcentajes de supervivencia prácticamente equivalentes al 100% del control (Figura 4.3.7). Sin embargo, el aumento del volumen de fibra de coco en las mezclas provocó una respuesta decreciente en el resto de parámetros estudiados, a excepción de aquellos relacionados con el desarrollo de las raíces donde los valores encontrados aumentaron o no mostraron cambios significativos. Así pues, los mayores valores de los parámetros del desarrollo de la parte aérea se encontraron en los sustratos que contenían sólo vermicompost (V1-1 y V2-1), valores que fueron significativamente superiores a los del sustrato de referencia (Tabla 4.3.36). En el caso de *Rosmarinus*, y al igual que en las especies descritas anteriormente, el mayor porcentaje de supervivencia se encontró en las mezclas preparadas con los vermicomposts, en comparación con las del compost, aunque los valores en los tres materiales estudiados fueron inferiores al 90% del control. En cuanto al desarrollo de las estacas, éste fue mayor en V2 que en V1 y C, obteniéndose en este último material los peores resultados. Cuando el volumen de fibra de coco incorporado a las mezclas hechas con C, V1 y V2 aumentó, los valores de todos los parámetros estudiados se incrementaron significativamente

Tabla 4.3.36. Supervivencia, parámetros del desarrollo estudiados y calidad de las estacas de *Lavandula* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco

Sustrato ¹	Supervivencia (% del control)	Peso seco (mg/estaca)		Altura (cm)	Diámetro (mm)	Nº ramif./ estaca	Long. Raíz (cm)	Vol. Raíz (mL)	Nivel de enraizamiento (puntuación)
		Parte aérea	Raíces						
Compost C									
C - 1	15c	154j	29f	6,72g	1,67cd	0e	6,02e	0,18e	1d
C - 2	68b	204i	56d	8,51f	1,53de	0,48d	6,81d	0,23e	2c
C - 3	97a	228h	47e	9,61e	1,97ab	0,80cd	9,59c	0,25e	2c
C - 4	100a	320e	82b	13,8c	2,08a	1,18bc	10,6bc	0,41cd	3b
Vermicompost V1									
V1 - 1	100a	459b	80b	16,6a	1,83bc	1,35abc	9,88c	0,45bcd	3b
V1 - 2	100a	422c	86b	13,9c	1,81bc	1,58ab	10,0c	0,54ab	3b
V1 - 3	99a	355d	68c	14,4bc	1,83bc	1,13bcd	10,2c	0,50bcd	3b
V1 - 4	100a	287fg	71c	10,8d	1,88b	1,15bcd	10,6bc	0,51bcd	3b
Vermicompost V2									
V2 - 1	100a	491a	85b	16,1a	1,93ab	1,80a	10,1c	0,57ab	3b
V2 - 2	100a	302ef	100a	14,9b	1,87b	0,81cd	10,4bc	0,40d	3b
V2 - 3	100a	271g	66c	14,4bc	1,82bc	0,78cd	11,4b	0,50bcd	3b
V2 - 4	100a	231h	87b	14,5bc	1,87b	1,13bcd	10,6bc	0,63a	3b
Control	100a	340d	90b	10,8d	1,49e	1,00bcd	12,1a	0,52bc	5a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost::fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

(Tabla 4.3.37). La interacción de los dos factores estudiados (Material y Mezcla) resultó significativa en todos los parámetros controlados.

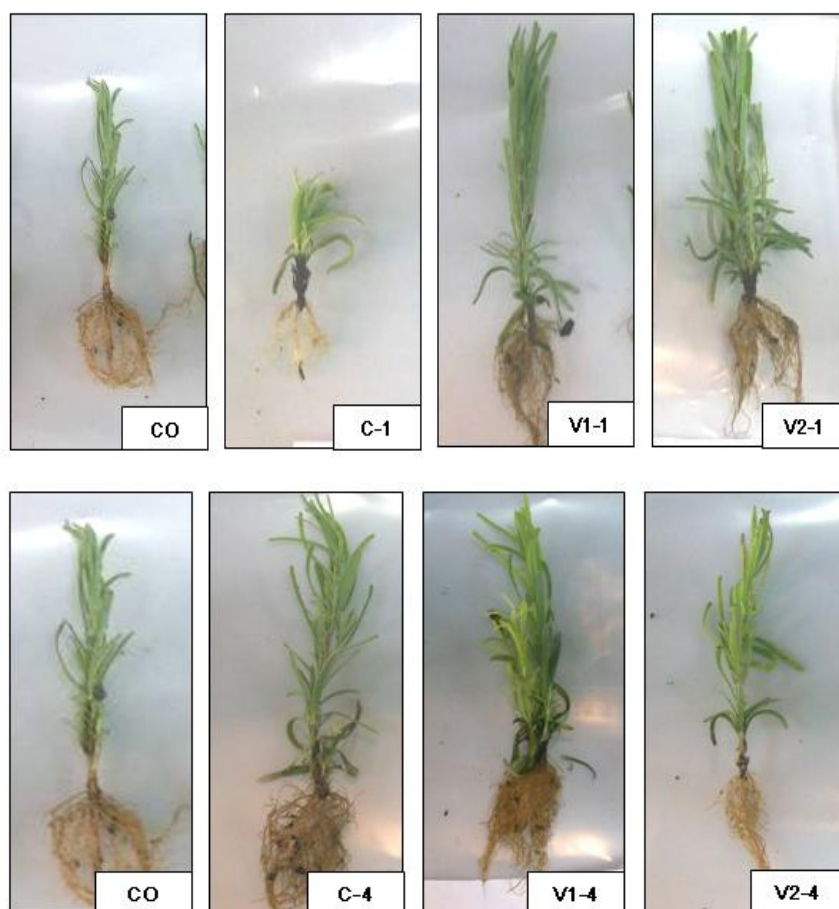


Figura 4.3.7. Estacas de *Lavandula* enraizadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco (CO)

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 y 4 (detrás de C, V1 y V2) indican las mezclas de compost o vermicompost:fibra de coco (% v.v). 1= 100:0 y 4= 25:75.

Por otro lado, se observó que la mezcla de C con fibra de coco incrementó el porcentaje de supervivencia y el desarrollo de las estaquillas de *Rosmarinus*, alcanzándose valores superiores al control en aquellas mezclas que contenían 75% de fibra de coco en su composición (C-4, Tabla 4.3.38).

La mezcla de V1 con fibra de coco tuvo un efecto negativo sobre la supervivencia de las estacas de esta especie (que disminuyó un 11% respecto al material puro, V1-1) y sobre el desarrollo de la parte aérea de las mismas,

Tabla 4.3.37. Efectos principales de los sustrato (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre la supervivencia, el desarrollo y la calidad de las estacas de *Rosmarinus*

Efecto principal del tratamiento	Supervivencia (% del control)	Peso seco (mg/estaca)		Altura (cm)	Diámetro (mm)	Nº ramif./estaca	Long. Raíz (cm)	Vol. Raíz (mL)	Nivel de enraizamiento (puntuación)
		Parte aérea	Rafes						
A. Material orgánico									
Compost C	42b	316b	86b	402b	9,63c	4,09b	10,4c	0,50b	2b
Vermicompost V1	83a	315b	90b	405b	10,6b	3,32c	12,1b	0,69a	3a
Vermicompost V2	89a	406a	111a	517a	12,6a	4,99a	13,7a	0,67a	3a
<i>P</i>	*	***	***	***	***	***	***	***	*
B. Mezcla¹									
1	59c	312c	91b	403c	10,1c	2,61d	10,7c	0,54c	2b
2	64b	310c	95b	405c	10,7b	3,39c	10,4c	0,55c	3a
3	71ab	349b	90b	439b	11,0b	4,16b	11,8b	0,66b	3a
4	91a	411a	107a	518a	11,9a	6,36a	15,4a	0,73a	3a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	*
C. Interacción A x B									
<i>P</i>	*	***	***	***	***	***	***	***	*

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:fibra de coco (% v.v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. * y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Tabla 4.3.38. Supervivencia, parámetros del desarrollo estudiados y calidad de las estacas de *Rosmarinus* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de fibra de coco

Sustrato ¹	Supervivencia (% del control)	Peso seco (mg/estaca)		Altura (cm)	Diámetro (mm)	Nº ramif./ estaca	Long. Raíz (cm)	Vol. Raíz (mL)	Nivel de enraizamiento (puntuación)	
		Parte aérea	Raíces							Total
Compost C										
C - 1	9c	204g	68f	272f	7,88d	0,82e	3,82c	10,6f	0,30g	2c
C - 2	23c	252f	84f	336e	8,32d	0,80e	1,16f	6,89g	0,40f	2c
C - 3	42bc	313d	69f	382de	8,77d	0,97d	5,65b	10,1f	0,44f	2c
C - 4	95ab	496a	121ab	617a	13,5a	1,26a	5,71b	14,1bc	0,87a	3b
Vermicompost V1										
V1 - 1	9ab	430b	100de	530b	11,4bc	1,12bc	2,06def	9,88f	0,58de	3b
V1 - 2	83ab	306de	98de	404d	11,5bc	1,27a	3,26cde	11,2ef	0,74abc	3b
V1 - 3	79ab	261ef	92ef	353de	10,6c	1,14bc	3,61cd	11,9def	0,72abcd	3b
V1 - 4	80ab	264def	70h	334e	8,93d	1,05cd	4,33bc	15,6ab	0,71bcd	3b
Vermicompost V2										
V2 - 1	79ab	303de	105cde	408d	11,0c	1,10bc	1,95ef	11,5def	0,61cde	3b
V2 - 2	89ab	372c	102cde	474c	12,3b	1,14bc	3,16cde	13,2cde	0,50ef	3b
V2 - 3	93a	474ab	108cd	582ab	13,7a	1,19ab	5,75b	13,5cd	0,74abc	3b
V2 - 4	99a	473ab	130a	603a	13,4a	1,27a	9,09a	16,4a	0,81ab	3b
Control	100a	434b	115bc	549b	10,7c	1,04cd	3,24cde	15,1abc	0,70bcd	4a
P	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v.v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

observándose un decrecimiento de los valores de peso seco (de la parte aérea, raíces y total), altura y diámetro; sin embargo, la mezcla favoreció el crecimiento en longitud y el volumen de las raíces a medida que aumentó el volumen de fibra de coco en dicha mezcla. La supervivencia de las estaquillas colocadas en las mezclas preparadas con V1 no llegó a igualar la del control en ningún caso.

Los pesos secos de la parte aérea y total (estaca entera) en el sustrato que contenía sólo V1 (V1-1) fueron similares al sustrato de referencia, mientras que la altura y el diámetro en la mayoría de mezclas preparadas llegaron a igualarse con el control. Se necesitó un 75% de fibra de coco en el sustrato V1 (V1-4) para alcanzar una longitud de las raíces similar a la de las estacas del control, y sólo un 25% (V1-2) para que el volumen de dichas raíces fuera igual al de este control (Tabla 4.3.38).

Por otro lado, en la mezcla preparada con V2 y 50% de fibra de coco (V2-3), la mayoría de los parámetros estudiados alcanzaron valores similares o superiores a los del sustrato de referencia.

Al estudiar globalmente los resultados obtenidos en el Experimento 1 (ver la sección 4.3.1) y en este Experimento 2 se observa que la respuesta vegetal a los sustratos preparados con los tres materiales estudiados dependió del uso o aplicación de dichos sustratos, apreciándose que la germinación de semillas y posterior emergencia de las plántulas mostraron una sensibilidad elevada a las características y propiedades de éstos, seguida del enraizamiento de estacas (estaquillado), que presentó una sensibilidad moderada, y, finalmente, del desarrollo de la planta desde el final de la etapa inicial (plántula + primeros momentos del desarrollo) hasta su madurez comercial (planta adulta), que se mostró tolerante.

4.3.2.3. Estado nutricional de las estacas enraizadas

En la Tabla 4.3.39 se recogen los efectos principales de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas de *Euonymus* 'Compacta'.

Tabla 4.3.39. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de *Euonymus* 'Compacta'

Efecto principal del tratamiento	N	P	K	% ms		
				Ca	Mg	Na
A. Material orgánico						
Compost C	0,12	0,03	1,50a	1,45b	0,27	0,25
Vermicompost V1	0,12	0,03	1,31b	2,06a	0,26	0,25
Vermicompost V2	0,12	0,04	0,96c	2,12a	0,26	0,24
<i>P</i>	ns	ns	***	***	ns	ns
B. Mezcla¹						
1	0,11b	0,06	1,19b	1,78b	0,26bc	0,28a
2	0,12a	0,02	1,21b	1,86b	0,28a	0,29a
3	0,12a	0,03	1,32a	1,88b	0,27b	0,22b
4	0,12a	0,02	1,31a	1,99a	0,25c	0,21b
<i>P</i>	**	ns	***	***	***	***
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	ns	ns	***	***	***	*

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Las estaquillas desarrolladas sobre las mezclas preparadas con los tres materiales orgánicos estudiados (C, V1 y V2) no mostraron diferencias estadísticamente significativas en el contenido de N, P, Mg y Na, mientras que en aquéllas enraizadas sobre C se encontró mayor contenido de K y menor concentración de Ca que en las producidas sobre V1 y V2.

La incorporación de la fibra de coco en las mezclas produjo un ligero incremento en los valores de N, K y Ca, un descenso en los niveles de Na, y pequeños cambios en el contenido de Mg, mientras que no se observó ningún efecto sobre las concentraciones de P.

La comparación con las estaquillas enraizadas en el sustrato control (Tabla 4.3.40) proporcionó los siguientes resultados:

Tabla 4.3.40. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de *Euonymus* 'Compacta'. Comparación con el sustrato control de fibra coco

Sustrato ¹	N	P	K	Ca	Mg	Na
(% ms)						
Compost C						
C - 1	0,11ab	0,02	1,45bc	1,27e	0,25b	0,28ab
C - 2	0,11ab	0,02	1,68a	1,30e	0,27ab	0,32a
C - 3	0,12ab	0,02	1,54b	1,33e	0,26ab	0,20bc
C - 4	0,13a	0,03	1,35cd	1,91bc	0,29a	0,21bc
Vermicompost V1						
V1 - 1	0,11ab	0,07	1,19de	2,51a	0,28ab	0,25abc
V1 - 2	0,12ab	0,02	1,30cd	2,09b	0,28ab	0,26abc
V1 - 3	0,12ab	0,03	1,42bc	2,03b	0,26ab	0,25abc
V1 - 4	0,12ab	0,02	1,34cd	1,60d	0,22c	0,25abc
Vermicompost V2						
V2 - 1	0,11ab	0,02	0,92g	2,05b	0,26ab	0,29ab
V2 - 2	0,12ab	0,07	0,99fg	2,18b	0,26ab	0,28ab
V2 - 3	0,12ab	0,02	0,97fg	2,12b	0,26ab	0,20bc
V2 - 4	0,13a	0,03	0,95fg	2,12b	0,26ab	0,18c
Control	0,10b	0,03	1,12ef	1,77cd	0,20c	0,18c
<i>P</i>	*	ns	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, * y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

El contenido en N sólo superó al de las plantas control en el caso de C y V2 mezclados con 75% de fibra de coco. La concentración de P no difirió, en ningún caso del control. El nivel de K fue mayor en las estacas enraizadas en la mayoría de las mezclas con C y V1, y menor en las de V2, en comparación con el sustrato de referencia. Respecto al Ca, el contenido en las estacas fue comparativamente mayor en la mayoría de los sustratos a base de los vermicomposts, y menor en los de compost. En cuanto al Mg, sólo en el caso de la mezcla de V1-4 (25% V1 + 75% fibra de coco), las estaquillas tuvieron igual contenido que en los controles, siendo éste mayor en el resto de sustratos estudiados. El contenido de Na en C y V2 puros o mezclados con 25% de fibra de coco (sustratos de los grupos 1 y 2)

fue superior al control, no difiriendo este elemento en el resto de mezclas ensayadas.

En el caso de *Euonymus* 'Microphylla', no se encontraron diferencias en el contenido de N entre las estacas enraizadas en C, V1 y V2, mientras que los niveles de P, K, Ca y Mg en V2 fueron más elevados que en V1 y C; además, en este último material se encontraron niveles de Na mayores que en las estacas desarrolladas en los dos vermicomposts. La presencia de fibra de coco en las mezclas no afectó las concentraciones de N y K, aumentó ligeramente las de P y de manera más marcada las de Ca, y disminuyó las de Mg y Na (Tabla 4.3.41).

Tabla 4.3.41. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de *Euonymus* 'Microphylla'

Efecto principal del tratamiento	N	P	K (% ms)	Ca	Mg	Na
A. Material orgánico						
Compost C	0,21	0,03b	1,56c	2,00c	0,23c	0,57a
Vermicompost V1	0,22	0,03b	1,97b	3,11b	0,40b	0,36b
Vermicompost V2	0,22	0,04a	2,48a	4,12a	0,52a	0,45c
<i>P</i>	ns	**	***	***	***	***
B. Mezcla¹						
1	0,20	0,02b	1,97	2,96bc	0,40a	0,53a
2	0,22	0,03a	1,95	2,85c	0,39a	0,45b
3	0,22	0,03a	2,05	3,13b	0,38ab	0,45b
4	0,22	0,03a	2,05	3,37a	0,36b	0,43b
<i>P</i>	ns	**	ns	***	**	***
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	ns	ns	***	***	***	*

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

La comparación con el sustrato control de fibra de coco (Tabla 4.3.42) reveló que las estacas enraizadas en el sustrato V2 puro (V2-1) presentaron contenidos en la mayoría de los nutrientes analizados iguales o mayores que las enraizadas

en los sustratos C, V1 y fibra de coco puros (C-1, V1-1 y control, respectivamente). Salvo para Na, las estacas producidas sobre el compost C o el vermicompost V1 mostraron contenidos en nutrientes iguales o menores que las estacas control.

Tabla 4.3.42. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de *Euonymus* 'Microphylla'. Comparación con el sustrato control de fibra coco

Sustrato ¹	N	P	K	Ca	Mg	Na
(% ms)						
Compost C						
C - 1	0,21	0,02b	2,10b	2,68d	0,33e	0,63a
C - 2	0,21	0,03ab	1,62d	1,58f	0,20f	0,61a
C - 3	0,22	0,03ab	1,38de	1,66f	0,20f	0,55b
C - 4	0,22	0,03ab	1,06e	2,08e	0,19f	0,51b
Vermicompost V1						
V1 - 1	0,20	0,02b	1,08e	2,14e	0,23f	0,46bc
V1 - 2	0,22	0,02b	1,89c	2,87d	0,40d	0,35d
V1 - 3	0,22	0,03ab	2,37ab	3,82b	0,46bc	0,37d
V1 - 4	0,23	0,03ab	2,53ab	3,63bc	0,51b	0,29e
Vermicompost V2						
V2 - 1	0,20	0,02b	2,62a	3,94b	0,63a	0,51b
V2 - 2	0,21	0,04a	2,34ab	4,10ab	0,49b	0,43c
V2 - 3	0,23	0,04a	2,40ab	4,04ab	0,47b	0,38d
V2 - 4	0,22	0,04a	2,57ab	4,40a	0,49b	0,48b
Control	0,21	0,02b	2,71a	3,31c	0,42cd	0,33d
<i>P</i>	ns	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v.v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

El aumento en la proporción de fibra de coco en las mezclas con el compost C no modificó los contenidos en N y P de las estacas enraizadas, pero disminuyó los de K, Ca, Mg y Na. En el caso del vermicompost V1, la adición de fibra de coco tampoco modificó los contenidos en N y P de las estacas, pero aumentó los de K, Ca y Mg, y disminuyó el de Na. En el caso de V2, la mezcla con fibra de coco no afectó los contenidos de N y K en las estacas, pero aumentó los de P y Ca, y disminuyó el de Mg y, en algunos casos, el de Na.

Por su parte, las estacas de *Lavandula* desarrolladas sobre las mezclas preparadas con C y V2 mostraron mayor contenido de N en la parte aérea que las de V1, aunque estas diferencias fueron poco marcadas. Además, los niveles de los elementos P y K fueron similares para los sustratos preparados con los tres materiales estudiados. Se encontraron concentraciones de Ca y Na en las estaquillas enraizadas en los vermicomposts mayores que en las del compost, y a su vez menor contenido de Mg en V2 que en C y V1 (Tabla 4.3.43).

Tabla 4.3.43. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de *Lavandula*

Efecto principal del tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
A. Material orgánico						
Compost C	0,18a	0,05	2,50	2,27b	0,68a	0,29b
Vermicompost V1	0,17b	0,05	2,67	2,50a	0,66a	0,40a
Vermicompost V2	0,19a	0,06	2,53	2,61a	0,61b	0,39a
<i>P</i>	**	ns	ns	***	***	***
B. Mezcla¹						
1	0,19a	0,04b	2,70a	2,25b	0,69a	0,29c
2	0,19a	0,05a	2,77a	2,42b	0,66a	0,35b
3	0,18b	0,06a	2,49b	2,35b	0,68a	0,37b
4	0,17b	0,05a	2,31c	2,82a	0,56b	0,41a
<i>P</i>	**	**	***	***	***	***
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	*	ns	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico: fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

La incorporación de fibra de coco en las mezclas provocó un ligero descenso en la concentración de N, K y Mg, e incrementó –pero ligeramente– los niveles de P y Ca, y de forma más acusada el de Na.

Al comparar el estado nutricional de las estacas enraizadas en las mezclas preparadas con C, V1 y V2 frente a aquéllas del sustrato control, se observó que,

aunque la incorporación de fibra de coco en las mezclas tendía a disminuir los niveles de N, P y K presentes en la parte aérea de las estacas, éstos fueron, en muchos casos, superiores a los encontrados en las plantas del sustrato control (Tabla 4.3.44).

Tabla 4.3.44. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de *Lavandula*. Comparación con el sustrato control de fibra coco

Sustrato ¹	N	P	K	Ca	Mg	Na
Compost C						
C - 1	0,20ab	0,06ab	2,94ab	2,28cde	0,76ab	0,27e
C - 2	0,19abc	0,05ab	2,79bc	2,78ab	0,71bc	0,27e
C - 3	0,19abc	0,05ab	2,50c	2,06de	0,66cde	0,26e
C - 4	0,17bc	0,05ab	2,16d	1,96e	0,60e	0,36cd
Vermicompost V1						
V1 - 1	0,19abc	0,07a	3,16a	2,81ab	0,81a	0,42bc
V1 - 2	0,18abc	0,05ab	2,69bc	2,69abc	0,69cd	0,44b
V1 - 3	0,18abc	0,05ab	2,67bc	2,43bcd	0,66cde	0,39bcd
V1 - 4	0,17bc	0,04b	2,19d	2,05de	0,47f	0,33d
Vermicompost V2						
V2 - 1	0,18abc	0,07a	2,84abc	2,02de	0,51f	0,23e
V2 - 2	0,21a	0,05ab	2,68bc	2,60abc	0,64cde	0,37bcd
V2 - 3	0,20ab	0,06ab	2,57c	2,87ab	0,62de	0,42bc
V2 - 4	0,17bc	0,06ab	2,03d	2,95a	0,68cd	0,53a
Control	0,13d	0,05ab	2,55c	2,58abc	0,70bcd	0,37bcd
<i>P</i>	***	**	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente.

Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

En el caso de Ca y Mg, el incremento del volumen de fibra de coco en los sustratos preparados con C y V1 provocó un descenso en la concentración de estos dos elementos –ligero para Ca y más acusado para Mg–, observándose valores inferiores a los de las estacas control en los sustratos con mayor contenido de fibra de coco (>50% en volumen). En contraste con lo anterior, en las estacas desarrolladas sobre las mezclas de V2 se observó el efecto contrario al descrito para C y V1, encontrándose un aumento en los niveles de Ca y Mg

cuando se incrementó la cantidad de fibra de coco, alcanzándose niveles similares o superiores a los de las estacas desarrolladas sobre la mezcla de referencia cuando se incorporó 25% o más de fibra de coco en la mezcla.

En cuanto al Na, en las mezclas preparadas con C y V2, los niveles de este elemento aumentaron significativamente con la incorporación de fibra de coco, pero sólo en los sustratos que contenían V2 y fibra de coco en proporción 25:75 (v:v, V2-4) los valores fueron superiores a los del control. En V1, sin embargo, el aumento en el volumen de fibra de coco provocó una tendencia hacia la disminución de los niveles de Na, no difiriendo éstos de manera significativa del control en ningún caso.

En el caso de *Rosmarinus*, las estacas enraizadas en los sustratos preparados con los materiales estudiados (C, V1 y V2) no presentaron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de N y P en la parte aérea de las mismas. Adicionalmente, se encontró que las estacas de C mostraron niveles de K, Ca, Mg y Na mayores que las de V1 y éstas, a su vez, que las de V2 (Tabla 4.3.45). Al incorporar fibra de coco a las mezclas se observó una disminución del contenido de K, Ca, Mg y Na, mientras que los niveles en N y P no variaron.

Por otra parte, las estacas desarrolladas en la mayoría de las mezclas de C, V1 y V2 con fibra de coco mostraron niveles de N y P similares a las del sustrato control (Tabla 4.3.46).

A su vez, el contenido de K en la parte aérea de las estacas disminuyó a medida que aumentó el volumen de fibra de coco en las mezclas a base de C y V1, y también el de Ca en el caso de C, mientras que las concentraciones de estos dos elementos no resultaron afectadas en las mezclas a base de V2. En todos los casos, los niveles de K y Ca de los tejidos vegetales en los sustratos estudiados fueron similares o superiores a los encontrados en las plantas control en fibra de coco.

En cuanto a los elementos Mg y Na, los niveles encontrados en las estacas enraizadas en los sustratos a base de C, V1 y V2, tendieron a disminuir, aunque en algunos casos de forma no significativa, cuando la cantidad de fibra de coco añadida a la mezcla aumentó. En ninguna de las mezclas estudiadas se encontraron niveles de Mg en las estacas inferiores a las del control, mientras que

en el caso del Na sí que se encontraron contenidos más bajos en las mezclas de V2 con 50% o más de fibra de coco (V2-3 y V2-4).

Tabla 4.3.45. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de fibra de coco)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de *Rosmarinus*

Efecto principal del tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	Na
A. Material orgánico						
Compost C	0,15	0,03	2,41a	2,35a	0,60a	0,69a
Vermicompost V1	0,16	0,03	2,03b	2,13b	0,48b	0,58b
Vermicompost V2	0,16	0,03	1,60c	1,86c	0,37c	0,37c
<i>P</i>	ns	ns	***	***	***	***
B. Mezcla¹						
1	0,16	0,03	2,45a	2,19a	0,54a	0,63a
2	0,16	0,03	2,04b	2,17a	0,50b	0,59a
3	0,15	0,03	1,88c	2,18a	0,46c	0,48b
4	0,15	0,03	1,69d	1,92b	0,44c	0,48b
<i>P</i>	ns	ns	***	***	***	***
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	ns	ns	***	***	***	*

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:fibra de coco (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, * y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

A modo de recapitulación de lo dicho hasta ahora en este Experimento 2 de Estaquillado, debe destacarse que los mejores resultados de supervivencia, desarrollo y calidad de las estacas de las especies ornamentales y aromáticas estudiadas se obtuvieron en aquellas enraizadas en los sustratos a base de vermicompost, especialmente V2, donde las estaquillas de *Euonymus* ‘Compacta’, *Lavandula* y *Rosmarinus* mostraron, en general, mayor desarrollo del sistema radical así como de la parte aérea, consiguiéndose al final del experimento estacas de mejor calidad y por tanto más resistentes a las labores del trasplante. A su vez, las estacas de *Euonymus* ‘Microphylla’ crecieron más y presentaron

además mejores cualidades para el trasplante en las mezclas preparadas con V1. Las estacas desarrolladas en las mezclas a base del compost C crecieron menos y fueron de peor calidad en todos los casos.

Tabla 4.3.46. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 en el contenido en nutrientes de la parte aérea de las estacas enraizadas de *Rosmarinus*. Comparación con el sustrato control de fibra coco

Sustrato ¹	N	P	K	Ca	Mg	Na
(% ms)						
Compost C						
C - 1	0,14b	0,04a	3,01a	2,65a	0,71a	0,82a
C - 2	0,14b	0,04a	2,95ab	2,53a	0,66a	0,78a
C - 3	0,14b	0,03ab	1,95d	2,33ab	0,54b	0,60bc
C - 4	0,15ab	0,03ab	1,74de	1,89cd	0,51bc	0,56bcd
Vermicompost V1						
V1 - 1	0,15ab	0,03ab	2,76b	2,17bc	0,52b	0,68ab
V1 - 2	0,16ab	0,02ab	2,16c	2,13bcd	0,48bc	0,59bc
V1 - 3	0,16ab	0,03ab	1,62e	2,06bcd	0,44cd	0,54bcd
V1 - 4	0,16ab	0,03ab	1,57e	2,00bcd	0,47bc	0,50cde
Vermicompost V2						
V2 - 1	0,15ab	0,03ab	1,57e	1,75cd	0,40de	0,39de
V2 - 2	0,16ab	0,03ab	1,55e	1,92cd	0,37de	0,39de
V2 - 3	0,17ab	0,03ab	1,55e	1,74de	0,39de	0,35e
V2 - 4	0,18a	0,04a	1,73de	2,03bcd	0,34e	0,35e
Control	0,14b	0,01b	1,59e	1,46e	0,37de	0,52bcd
<i>P</i>	**	*	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:fibra de coco (% v.v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. *, ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Se observó, además, que la incorporación de fibra de coco en las mezclas provocó una mejora significativa en las propiedades físicas de los materiales de partida (C, V1 y V2, 100% en volumen). Este efecto –reflejado principalmente en la densidad aparente así como en la porosidad total, el volumen de agua y el volumen de aire– dio como resultado sustratos con características físicas más favorables para la formación y el crecimiento de las raíces de las estacas, provocando así una mejora en la repuesta vegetal. Algunos estudios hacen referencia a la importancia de las propiedades físicas de los sustratos utilizados

en el enraizamiento de estacas (ver la revisión de Hartmann *et al.*, 2010), habiéndose demostrado que los resultados más favorables se obtuvieron en aquellos sustratos que presentaron mayor aireación y capacidad de retención de agua (Mesén *et al.*, 1997). Diferentes investigaciones han encontrado, a su vez, altos porcentajes de enraizamiento en sustratos con elevada capacidad de retención de agua, obteniéndose, además, una fuerte correlación positiva entre el contenido en humedad del medio de enraizamiento y el número de raíces por estaca (Loach, 1986; Ofori *et al.*, 1996). Sin embargo, se ha señalado que un exceso de agua en el sustrato puede crear una película en la base de la estaca, transformándose entonces esta fina lámina de agua en una barrera para la difusión del oxígeno requerido en el desarrollo inicial de las raíces (Hartmann *et al.*, 2010). En base a lo anterior, se hace necesario mantener un adecuado equilibrio aire-agua en el sustrato, que permita, junto con un alto contenido de humedad en el mismo, la existencia de un elevado volumen de aire (oxígeno) con fácil circulación (difusión) además para esta fase gaseosa. Maronek *et al.* (1985) recomiendan los siguientes niveles aceptables u óptimos (valores estándar o de referencia) de las propiedades físicas de los sustratos de enraizamiento para estaquillado: a) Densidad aparente – 300 a 800 kg/m³ (seca) ó 600 a 1.150 kg/m³ (húmeda); b) Porosidad ocupada por el aire ('air-filled porosity') – 15% a 40% (v/v), siendo lo más adecuado del 20% al 25% (v/v); c) Capacidad de retención de agua – 20% a 60% (v/v) después de drenaje; y, d) Estabilidad de las partículas – los materiales no deberían degradarse rápidamente.

Por otro lado, los resultados de supervivencia, desarrollo y calidad de las estacas obtenidos en las especies estudiadas en este experimento estuvieron evidentemente relacionados, además, con las características físico-químicas y químicas de los sustratos preparados. Así, los resultados de la evaluación del estaquillado más pobres se encontraron en aquellos materiales (mezclas) con pH fuertemente alcalino, conductividad eléctrica alta y concentración de elementos minerales elevada (sustratos a base de compost, principalmente), aumentando el desarrollo y la calidad de las estacas enraizadas cuando la fibra de coco se mezcló en volúmenes crecientes con los materiales estudiados, ya que esta mezcla redujo de manera significativa el pH y el contenido de sales solubles y de elementos minerales presentes en los sustratos debido a un efecto de dilución.

Maronek *et al.* (1985) han sugerido también los siguientes valores “ideales” de las características químicas de los sustratos a emplear en el estaquillado: a) pH – 4,5 a 6,5, siendo preferible de 5,5 a 6,5; b) Capacidad tampón – tan alta como sea posible; c) Sales solubles – 400 a 1.000 mg/L de extracto, determinadas en el extracto acuoso 1:2 (sustrato:agua, en volumen); y, d) Capacidad de intercambio catiónico – 25 a 100 meq/L sustrato.

En cuanto al estado nutricional de las estacas ya enraizadas, deben destacarse los bajos niveles de N y P encontrados en todas las especies. Estos resultados podrían estar relacionados con la movilización de los nutrientes desde los tejidos de la estaca, que actuarían como fuente de N, P, K y Mg, principalmente, hacia las raíces en formación, que intervendrían como sumideros de los mismos (Fisher *et al.*, 2009).

La presencia de altos contenidos de elementos nutritivos en los tejidos de las estacas que se insertan en el sustrato para enraizar evitará los efectos negativos de estos descensos, ya que las concentraciones de nutrientes no llegarán a niveles críticos. Por el contrario, si el status nutricional de las estacas antes de enraizar es pobre, la disminución de la concentración de los nutrientes ya mencionada puede ocasionar el descenso de los mismos hasta niveles críticos, provocando así carencias de nutrientes, lento crecimiento de las raíces y mayor sensibilidad de éstas a enfermedades (Santos *et al.*, 2009).

4.3.3. Experimento 3. Producción de plantas de *Rosmarinus* en maceta

Uno de los principales destinos o campos de aplicación de la producción de plantas aromáticas, entre las que se incluye el romero (*Rosmarinus officinalis*), es el uso ornamental de éstas en jardinería (Moré, 2008). En los últimos años, y debido a la intensificación e implementación de nuevas tecnologías en el sector viverístico, la mayor parte de la producción de este grupo de plantas se viene llevando a cabo en contenedores o macetas y, por consiguiente, en sustratos (Burés, 1998). En la producción de estas especies, raramente se utiliza el suelo como medio de cultivo debido tanto al mal comportamiento físico de éste cuando se coloca en un contenedor como a las barreras fitosanitarias impuestas a las enfermedades del suelo en las exportaciones de plantas vivas. Esto se traduce, por tanto, en una demanda de sustratos continua y con tendencia a crecer, a

medida que estos sistemas de cultivo se tecnifican e intensifican (Carmona y Abad, 2008).

La respuesta de la especie vegetal cultivada dependerá en gran medida del tipo de sustrato utilizado con este fin y de los distintos factores que lo afectan como: ciclo de cultivo, clima, tipo, forma y tamaño del contenedor, y técnicas culturales (riego, fertilización, etc.), entre otros.

La duración del cultivo influirá directamente en la degradación física de los materiales utilizados como componentes de sustratos, así como en la biodegradación de la materia orgánica y en la compactación de dicho sustrato. Estos aspectos marcarán una clara diferencia entre los sustratos para plantas de ciclo corto y aquellas para plantas de ciclo largo. Así, una planta de ciclo largo, que debe pasar un período de tiempo considerable (más de un año) en un contenedor, necesitará un sustrato que no se degrade física ni biológicamente en el tiempo, con el fin de mantener unas características estables, permitiendo así el adecuado desarrollo de la planta (Abad *et al.*, 2004,2005; Burés, 1998).

4.3.3.1. Caracterización de los sustratos preparados con el compost y los vermicomposts de residuos hortícolas. Influencia del cultivo en las propiedades de las mezclas

4.3.3.1.1. Propiedades físicas

Las propiedades físicas más importantes de los sustratos preparados con el compost (C) y los dos vermicomposts (V1 y V2) de residuos hortícolas, y su comparación con el sustrato control de referencia (turba *Sphagnum*), al inicio y al final del cultivo de romero se presentan en la Tabla 4.3.47.

Al comparar las mezclas preparadas con C, V1 y V2 al inicio del cultivo (*I*), se observó que los valores de densidad aparente (D_A) y densidad de partícula (D_P) disminuyeron al incorporar turba a la mezcla, mientras que la porosidad total (P_T) aumentó de manera altamente significativa en los tres materiales estudiados, aproximándose los valores de estos parámetros en las mezclas a los de control.

Por otro lado, el volumen de aire (V_{Aire}) y el volumen de agua (V_{Agua}), determinados a 1 kPa de tensión, mostraron una tendencia de variación distinta, dependiendo del material considerado. Así, la mezcla con turba redujo el V_{Aire} en C y lo aumentó en los sustratos de a base V1 y V2, siendo la cuantía de los

Tabla 4.3.47. Propiedades físicas seleccionadas de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 así como el sustrato control de turba al inicio (I) y al final (F) del ciclo de cultivo de *Rosmarinus*

Sustrato ¹	DA (kg/m ³)				DP				Pr				VAire (% v/v)				VAgua				Contracción			
	I		F		I		F		I		F		I		F		I		F		I		F	
Compost C																								
C - 1	327b	330b	1.655de	1.745c	80,2e	81,0e	41,2cd	35,3de	39,0de	45,7cd	12,1e	20,6e												
C - 2	235e	258c	1.598ef	1.637ef	85,6d	83,0d	38,8d	46,8a	46,8c	36,2e	20,4cd	21,3d												
C - 3	203g	214d	1.593ef	1.630f	87,5c	85,9c	35,2e	44,5ab	52,3b	41,4de	18,2d	21,4d												
C - 4	132i	152e	1.581f	1.600fg	91,7b	91,0b	38,4d	41,8abc	53,3b	49,2b	24,6a	24,0a												
Vermicompost V1																								
V1 - 1	309c	317b	1.798a	1.830a	81,8e	82,5d	21,7f	38,5cde	60,1a	44,0d	20,3cd	22,9b												
V1 - 2	247e	277c	1.729bc	1.774bc	86,2d	84,1d	43,7c	36,1de	42,5d	48,0c	22,1c	24,2a												
V1 - 3	221f	222d	1.708cd	1.749c	87,4c	87,2c	51,0a	39,2bcd	36,4e	48,0c	23,6b	23,9ab												
V1 - 4	161h	167e	1.654de	1.686e	90,2bc	90,0b	48,8ab	31,2e	41,4d	58,8a	23,3bc	24,5a												
Vermicompost V2																								
V2 - 1	351a	355a	1.784ab	1.806ab	79,8e	80,3e	22,0f	36,8de	57,8ab	43,5de	18,5d	21,8c												
V2 - 2	265d	275c	1.750abc	1.766bc	85,0d	84,2d	45,1b	39,2bcd	39,9de	45,0cd	20,4cd	22,4c												
V2 - 3	209fg	229d	1.745abc	1.745c	88,0c	88,0c	46,8ab	39,9bcd	41,2d	48,1bc	22,3c	22,2c												
V2 - 4	148h	171e	1.738abc	1.691d	91,5b	89,5b	47,7ab	34,5de	43,8d	55,0a	22,8c	23,5b												
Control	83j	86f	1.492g	1.549g	94,4a	94,1a	42,9cd	33,1de	51,5b	61,0a	23,1bc	24,8a												
P	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

DA: densidad aparente; DP: densidad de partícula; Pr: porosidad total; VAire: volumen de aire; VAgua: volumen de agua

P: nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas a P ≤ 0,001. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a P ≤ 0,05 (test de Student-Newman-Keuls)

efectos observados, además, más marcada en V1 y V2 que en C. Por su parte, y de manera complementaria con la aireación, el V_{Agua} se incrementó al añadir turba en las mezclas con C, mientras que en los sustratos preparados con V1 y V2 los valores de este parámetro disminuyeron significativamente con el incremento del volumen de turba aportada.

La contracción de volumen aumentó marcadamente en las mezclas con C y en menor medida en aquellas a base de V1 y V2.

Cuando se caracterizaron físicamente las mezclas preparadas con los tres materiales estudiados (C, V1 y V2) al final del cultivo de romero (**F**) (Tabla 4.3.47), se observó una tendencia de variación en D_A , D_P y P_T con la adición de turba similar a la mostrada por las mezclas al inicio de dicho cultivo (I). Por su parte, V_{Aire} y V_{Agua} presentaron un comportamiento diferente, observándose un aumento en V_{Aire} en C cuando la cantidad de turba fue mayor, superando los valores de este parámetro en estas mezclas a los del control, mientras que no se encontraron, en general, diferencias entre los sustratos preparados con V1 o V2 y la turba de referencia. Por su parte, V_{Agua} aumentó cuando el volumen de turba en las mezclas a base de C, V1 y V2 fue mayor, pero sólo aquellas que contenían V1 o V2 y 75% de turba (V1-4 y V2-4, respectivamente) alcanzaron valores similares a los del control.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de D_A , D_P , P_T , V_{Aire} , V_{Agua} y Contracción al inicio (I) y al final del cultivo (F) se encontraron efectos significativos para los dos factores estudiados (Material y Mezcla) así como para la interacción de ambos factores (Tabla 4.3.48).

Al comparar las propiedades físicas de las mezclas al inicio (I) y al final (F) del cultivo de romero (Tabla 4.3.49), no se encontraron, excepto en algunas de estas mezclas, diferencias significativas en D_P ni P_T . En cuanto a D_A , se observó un aumento en todas las mezclas con el compost C y para las mezclas V1-2 y V2-4.

En cuanto a V_{Aire} y V_{Agua} , la comparación de los valores iniciales y finales de cada mezcla mostró, en la mayoría de los casos, diferencias estadísticamente significativas (Tabla 4.3.47). Así, V_{Aire} disminuyó en el compost puro (C-1) y en las mezclas preparadas con V1. En el resto de sustratos elaborados (V1 y V2 puros, V1-1 y V2-1, respectivamente, y las mezclas con compost C-2 y C-3), los valores

de V_{Aire} aumentaron. En cuanto al V_{Agua} , éste siguió una pauta complementaria a la de V_{aire} en todas las mezclas estudiadas.

Por otra parte, la contracción aumentó entre el inicio y el final del cultivo en la mayoría de las mezclas estudiadas.

Tabla 4.3.48. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre la densidad aparente (D_A), la densidad de partícula (D_P), la porosidad total (P_T), el volumen de aire (V_{aire}), el volumen de agua (V_{agua}), y la Contracción, de las mezclas utilizadas como sustratos al inicio (I) y final (F) del cultivo de *Rosmarinus*

Fuente de variación	D_A		D_P		P_T		V_{Aire}		V_{Agua}		Contracción	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
A. Material	***	**	***	***	***	**	***	**	***	**	***	**
B. Mezcla	***	***	**	**	***	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B	***	ns	***	ns	***	ns	***	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

ns, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

Resultados similares a éstos han sido también señalados por Chávez *et al.* (2008) y Hicklenton *et al.* (2001) al comparar los valores de varios parámetros físicos (D_A , P_T , V_{Aire} y V_{Agua} , principalmente) de sustratos –preparados con residuos orgánicos (de diferentes orígenes y características) compostados mezclados con turba *Sphagnum*– entre el inicio y el final del cultivo de diversas especies ornamentales, indicando que los parámetros físicos más importantes para el desarrollo de la planta fueron la capacidad de retención total de agua y la aireación, ya que éstos no sólo determinaron la disponibilidad de agua y de aire para ésta sino que, además, afectaron a las propiedades térmicas, la actividad biológica y la disponibilidad de los elementos minerales en el medio de cultivo. Domeño *et al.* (2009, 2010), por su parte, encontraron cambios significativos en la aireación y la capacidad de retención de agua disponible (o asimilable) de sustratos de fibra de madera y fibra de coco entre el inicio (sustrato nuevo, sin usar) y el final de cultivos de tomate en sacos conteniendo dichos sustratos,

obteniendo resultados distintos en función del sustrato estudiado y el experimento (ciclo de cultivo) desarrollado.

Tabla 4.3.49. Comparación (diferencias estadísticas) entre los valores iniciales (I) y finales (F) de las propiedades físicas de los sustratos preparados con el compost C, y los vermicomposts V1 y V2, y del sustrato control de turba

Sustrato ¹	DA		DP		PT		VAire		VAgua		Contracción	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
Compost C												
C - 1	***		ns		ns		***		***		***	
C - 2	*		ns		ns		**		***		*	
C - 3	*		**		ns		***		***		**	
C - 4	***		ns		ns		ns		*		ns	
Vermicompost V1												
V1 - 1	ns		*		ns		***		***		**	
V1 - 2	***		ns		***		***		***		**	
V1 - 3	ns		ns		ns		***		***		ns	
V1 - 4	ns		ns		ns		***		***		*	
Vermicompost V2												
V2 - 1	ns		ns		ns		***		***		**	
V2 - 2	ns		ns		ns		***		***		**	
V2 - 3	ns		ns		ns		*		*		ns	
V2 - 4	**		ns		**		**		**		*	
Control	ns		ns		ns		*		*		*	

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

DA: densidad aparente; DP: densidad de partícula; PT: porosidad total; VAire: volumen de aire; VAgua: volumen de agua
ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

4.3.3.1.2. Características físico-químicas y químicas

Los resultados obtenidos de la determinación del pH, conductividad eléctrica (CE) y el contenido en materia orgánica total (MO) en los sustratos preparados con los materiales estudiados (C, V1 y V2) y en el sustrato de referencia, al inicio (I) y al final (F) del ciclo cultivo de romero, se presentan en la Tabla 4.3.50.

Tabla 4.3.50. pH, conductividad eléctrica (CE) y contenido en materia orgánica total (MO) de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 así como del sustrato control de turba al inicio (I) y al final (F) del ciclo de cultivo de *Rosmarinus*

Sustrato ¹	pH		CE (mS/m)		MO (%)	
	I	F	I	F	I	F
Compost C						
C - 1	8,90a	8,13a	272a	46bc	72,6cd	62,7d
C - 2	8,23e	7,98bc	243b	45bc	79,5bc	74,8b
C - 3	8,38d	7,94c	188c	51ab	80,2b	75,6b
C - 4	7,76g	7,75d	106d	48ab	81,5b	79,2b
Vermicompost V1						
V1 - 1	8,51c	8,05b	63e	54a	66,7de	54,0f
V1 - 2	8,27e	7,99bc	59e	49ab	57,2f	62,3d
V1 - 3	8,11f	7,91c	52f	50ab	64,3ef	59,6de
V1 - 4	7,69g	7,79d	49f	45bc	72,8cd	69,1c
Vermicompost V2						
V2 - 1	8,76b	7,70de	63e	41c	62,8ef	56,5ef
V2 - 2	7,76g	7,71de	51f	40c	58,7f	62,7d
V2 - 3	7,61h	7,70de	34g	44bc	62,1ef	60,5de
V2 - 4	7,46i	7,63e	30g	46bc	63,6ef	68,4c
Control	5,54j	7,36f	29g	46bc	93,7a	85,3a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

*** indica diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,001$ (test de Student-Newman-Keuls)

Se observó una disminución significativa del pH en los tres materiales estudiados al aumentar el volumen de turba en las mezclas preparadas inicialmente (I), pero manteniéndose los valores de este parámetro por encima de la turba control en todos los casos. Además, el incremento en la proporción de turba en las mezclas provocó la disminución de la CE –en mayor cuantía en el compost C que en los vermicomposts V1 y V2–, aproximándose ésta finalmente al valor de la turba de referencia, especialmente, en el caso de los dos vermicomposts.

El contenido en materia orgánica total (MO) del compost, pero no el de los vermicomposts, se incrementó significativamente con el volumen de turba añadida a la mezcla; sin embargo, los valores de este parámetro permanecieron por debajo de los del control en todos los casos.

Cuando se determinaron las propiedades físico-químicas y químicas de las mezclas al final del cultivo (**F**) (Tabla 4.3.50), se encontró que en aquellas preparadas con C y V1 los valores de pH presentaron una tendencia similar a la mostrada por las mezclas al inicio del cultivo, es decir, disminuyendo los valores a medida que el volumen de turba fue mayor, mientras que en los sustratos preparados con V2 este parámetro no varió con el incremento del volumen de turba. En ningún caso el pH de las mezclas fue tan bajo como el del control. Por otro lado, la CE no mostró diferencias significativas entre las mezclas preparadas con C, V2, y V1 (este último con un volumen de turba igual o superior al 25%, sustratos (V1-2, V1-3 y V1-4) y el sustrato control, siendo V1 puro (V1-1) el que presentó el mayor valor de este parámetro.

El contenido en MO de las mezclas con C, V1 y V2 al final del cultivo fue significativamente superior en aquellas que contenían mayor volumen de turba, pero sin alcanzar al del sustrato de referencia.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de pH, CE y MO se encontraron efectos significativos para los dos factores estudiados (Material y Mezcla) así como para la interacción de ambos en los tres parámetros medidos (Tabla 4.3.51).

Tabla 4.3.51. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el pH, la conductividad eléctrica (CE) y el contenido en materia orgánica total (MO) al inicio (I) y al final (F) del cultivo de *Rosmarinus*

Fuente de variación	pH		CE		MO	
	I	F	I	F	I	F
A. Material	***	***	***	***	***	**
B. Mezcla	***	***	***	*	***	***
C. Interacción A x B	***	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

*, ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,051$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

Cuando se compararon los valores iniciales y finales (**I** vs. **F**) de pH, CE y MO de cada uno de los sustratos preparados con C, V1 y V2 (Tabla 4.3.52), se encontraron, en general, diferencias significativas en pH y CE, mientras que sólo

C puro y V1 puro (C-1 y V1-1, respectivamente) difirieron significativamente en el contenido de MO. Así, al final del cultivo, el pH había disminuido en todos los sustratos preparados con el compost C, en aquellos con V1 y un volumen de turba inferior al 75% (V1-1, V1-2 y V1-3), y con V2 puro y mezclado con 25% de turba (V2-1 y V2-2, respectivamente), mientras que había aumentado en el resto de las mezclas preparadas con V1 y V2, y, particularmente, en el sustrato de referencia, encontrándose en todos los sustratos valores de pH dentro del rango débilmente alcalino (Ansonera, 1994) al final del cultivo (Tabla 4.3.50).

Tabla 4.3.52. Comparación (diferencias estadísticas) entre los valores iniciales (I) y finales (F) de pH, conductividad eléctrica (CE) y materia orgánica total (MO) de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2, y del sustrato control de turba

Sustrato ¹	pH		CE		MO	
	I	F	I	F	I	F
Compost C						
C - 1		***		***		*
C - 2		**		***		ns
C - 3		**		***		ns
C - 4		ns		***		ns
Vermicompost V1						
V1 - 1		***		***		**
V1 - 2		***		***		ns
V1 - 3		***		ns		ns
V1 - 4		*		ns		ns
Vermicompost V2						
V2 - 1		***		***		ns
V2 - 2		ns		***		ns
V2 - 3		***		**		ns
V2 - 4		***		***		ns
Control		***		***		ns

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

Por su parte, la CE disminuyó con el cultivo en todas las mezclas preparadas con C y en aquellas con V1 y V2 puros y mezclados con de turba al 25% (V1-1, V1-2, V2-1 y V2-2), mientras que aumentó en los sustratos con V2 y turba 50:50 y 25:75 (v:v) –V2-3 y V2-4, respectivamente–, y en el control.

Sólo en los sustratos a base del compost puro y el vermicompost V1 puro (C-1 y V1-1, respectivamente) se produjo un descenso significativo en los valores de MO con el cultivo de romero (Tabla 4.3.50).

El contenido en elementos minerales asimilables (solubles en agua) de los sustratos estudiados se muestra en la Tabla 4.3.53. Al inicio del cultivo (**I**), los niveles de nitrógeno mineral (N_{\min} ; $N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) en las mezclas con C disminuyeron al aumentar la proporción de turba en las mismas, mientras la adición de ésta en los sustratos preparados con V1 y V2 no afectó la concentración de este elemento.

La incorporación de volúmenes crecientes de turba en los sustratos preparados con los tres materiales estudiados provocó un aumento en la concentración de fósforo (expresado como $H_2PO_4^-$), aunque en ningún caso los niveles obtenidos en las mezclas igualaron al control.

El aumento en la cantidad de turba en las mezclas al inicio del cultivo provocó la dilución de los elementos K^+ , SO_4^{2-} y Na^+ . En las mezclas preparadas con C y V2 los niveles de Ca^{2+} y Mg^{2+} disminuyeron, mientras que en las de V1 el primero no varió y el segundo aumentó. La caracterización química de los sustratos al final del cultivo de romero (**F**) (Tabla 4.3.53) reveló que los niveles de N_{\min} aumentaron en las mezclas de C y V2 con cantidades crecientes de turba, y disminuyeron en las de V1, mostrando las mezclas con mayor contenido de turba en C y V1 (C-4 y V1-4, respectivamente), y todas las preparadas con V2, valores similares a los del sustrato de referencia.

El contenido de $H_2PO_4^-$ disminuyó en las mezclas a base de compost C y no varió en las preparadas con los vermicomposts V1 y V2, siendo los niveles de este elemento en la mayoría de los casos superiores a los del control. Los niveles de K^+ decrecieron en las mezclas preparadas con C y V1, y aumentaron en las de V2, a medida que el volumen de turba en la mezcla fue mayor.

Por su parte, el Ca^{2+} aumentó con el cultivo cuando el volumen de turba en las mezclas con C y V2 fue mayor, mientras que en las mezclas preparadas con V1 el incremento del volumen de turba no afectó los niveles de este elemento. El contenido en Ca^{2+} en todas las mezclas con C, fue menor que en el control. Asimismo, la concentración de Mg^{2+} no varió en los sustratos a base de compost C y disminuyó en los preparados con el vermicompost V1, no encontrándose una

Tabla 4.3.53. Contenido en macronutrientes asimilables (solubles en agua) de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 así como del sustrato control de turba al inicio (I) y al final (F) del cultivo de *Rosmarinus*

Sustrato ¹	N _{min}		H ₂ PO ₄		K ⁺		Ca ²⁺		Mg ²⁺		SO ₄ ²⁻		Na ⁺	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
(mg/L sustrato)														
Compost C														
C - 1	77,3a	0,87g	59,6ef	43,3b	5,745a	118,4a	245,2a	173,2e	164,2a	78,6cd	3,124a	506,4de	485,9a	143,9b
C - 2	41,4cd	3,09fg	71,8d	36,5c	3,721b	83,58de	136,1b	185,6de	90,6c	78,8cd	1,372b	712,6d	339,2b	108,2d
C - 3	36,5cde	3,50efg	60,9ef	29,8cd	2,552c	79,10e	110,8e	201,1cd	63,5e	81,1c	768,9c	1,088c	244,5c	118,4cd
C - 4	10,2f	9,80cd	87,9b	29,8cd	1,331d	69,19f	87,65g	201,3cd	43,9j	71,4d	398,6d	1,592b	133,7g	116,6cd
Vermicompost V1														
V1 - 1	49,7bcd	26,1a	51,7f	30,7cd	550,3e	101,6b	87,58g	214,6bc	48,8h	92,9ab	359,9de	1,116c	151,9e	116,1cd
V1 - 2	68,6ab	18,0b	67,6de	34,3cd	413,0g	86,81cd	86,52g	190,4de	97,2b	75,1cd	285,7ef	1,636b	126,9h	119,8cd
V1 - 3	56,7bc	19,2b	68,8de	37,8bc	352,0h	83,72de	84,25g	222,9b	77,7d	79,9cd	278,8f	1,783b	126,0h	129,4c
V1 - 4	48,4bcd	8,05cdef	69,0de	33,2cd	350,6h	70,13f	82,37g	213,5bc	60,6ef	74,5cd	193,5g	2,488a	125,3h	124,3c
Vermicompost V2														
V2 - 1	8,00f	5,13def	55,7f	58,2a	472,2f	66,81f	125,6d	229,0b	62,0e	88,3b	329,4de	397,3e	175,1d	124,1c
V2 - 2	17,5ef	8,34cdef	86,4b	63,5a	179,9i	84,94d	127,5cd	258,8a	59,8f	98,2a	279,5f	458,7de	138,9f	142,1b
V2 - 3	17,8ef	8,98cde	78,9c	62,4a	149,9j	92,08c	129,5,c	262,9a	57,6fg	95,3a	127,8gh	530,7de	140,4f	151,1b
V2 - 4	28,5def	11,31c	67,6de	58,2a	138,2i	97,42b	102,6f	248,1a	45,4hi	87,7b	94,83h	573,6de	92,5i	170,2a
Control	46,7bcd	7,40cdef	164,2a	26,3d	153,7i	91,28c	133,3bc	229,5b	53,2g	76,3cd	62,76h	514,0de	31,5j	161,9a
P	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1 = 100:0; 2 = 75:25; 3 = 50:50; 4 = 25:75

N_{min}: nitrógeno mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃)

P : nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas P ≤ 0,001. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a P ≤ 0,05 (test de Student-Newman-Keuls)

tendencia de variación clara en el vermicompost V2. En todas las mezclas preparadas con V2 y en V1 puro (V1-1), los valores de Mg^{2+} fueron mayores que el control.

Los niveles del ion SO_4^{2-} aumentaron con el cultivo cuando la proporción de turba fue mayor en los sustratos preparados con C y V1, y no varió en los de V2, siendo los valores de la concentración de este elemento en todas las mezclas preparadas con este último material y el compost puro (C-1) similares a la del control.

Los valores de Na^+ disminuyeron en las mezclas con C, no variaron en V1, y aumentaron en V2, siendo solamente en la mezcla de este último material con 75% de turba (V2-4) donde este elemento se igualó con el control.

Al realizar el análisis de la varianza multifactorial de los resultados de los niveles de macroelementos asimilables (solubles en agua) se encontraron efectos altamente significativos para los dos factores estudiados (Material y Mezcla) así como para la interacción de ambos en todos los parámetros medidos (Tabla 4.3.54).

Tabla 4.3.54. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los niveles de macronutrientes asimilables de las mezclas utilizadas como sustratos al inicio (I) y al final (F) del cultivo de *Rosmarinus*

Fuente de variación	N_{min}		$H_2PO_4^-$		K^+		Ca^{2+}		Mg^{2+}		SO_4^{2-}		Na^+	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
A. Material	***	***	*	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
C. Interacción A x B	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

N_{min} : nitrógeno mineral ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$)

P: nivel de significación. * y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

La comparación entre los valores iniciales (**I**) y finales (**F**) de los contenidos en macroelementos asimilables (Tabla 4.3.55) de los sustratos preparados con C, V1 y V2 y del control mostró diferencias significativas en la mayoría de los casos, encontrándose, al final del cultivo, niveles de N_{min} , $H_2PO_4^-$ y K^+ inferiores a los

iniciales Los efectos observados fueron más marcados en K^+ que en N_{\min} y $H_2PO_4^-$, y más marcados además en el compost C, seguido del vermicompost V1, y finalmente, de V2. Por su parte, los niveles de Ca^{2+} fueron comparativamente superiores al final del cultivo en todas las mezclas preparadas con C, V1 y V2, a excepción del compost puro (C-1) donde la concentración de este elemento fue inferior a la inicial. Asimismo, los valores de Mg^{2+} al final del cultivo fueron menores sólo en los sustratos C-1, C-2 y V1-2, mientras que en el resto de mezclas preparadas los niveles finales de este elemento fueron mayores que los iniciales.

Tabla 4.3.55. Comparación (diferencias estadísticas) entre los valores iniciales (I) y finales (F) del contenido en macronutrientes asimilables de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2, y del sustrato control de turba

Sustrato ¹	N_{\min}		$H_2PO_4^-$		K^+		Ca^{2+}		Mg^{2+}		SO_4^{2-}		Na^+	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
Compost C														
C - 1	***		***		***		***		***		***		***	
C - 2	***		***		***		***		***		***		***	
C - 3	***		***		***		***		**		***		***	
C - 4	ns		***		***		***		***		***		*	
Vermicompost V1														
V1 - 1	**		***		***		***		***		***		***	
V1 - 2	***		***		***		***		***		***		*	
V1 - 3	***		***		***		***		ns		***		ns	
V1 - 4	***		***		***		***		*		*		ns	
Vermicompost V2														
V2 - 1	ns		ns		***		***		***		***		***	
V2 - 2	**		*		***		***		ns		***		ns	
V2 - 3	*		**		***		***		***		***		*	
V2 - 4	*		**		***		***		***		***		***	
Control	***		***		***		**		*		***		***	

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

N_{\min} : nitrógeno mineral ($N-NH_4^+$ + $N-NO_3^-$)

ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente.

La concentración de SO_4^{2-} al finalizar el ciclo de cultivo fue mayor que la inicial en todos los sustratos estudiados, exceptuando el de compost puro (C-1) y

la mezcla el compost:turba 75:25 (v:v) (C-2), en los que los valores finales fueron inferiores a los iniciales. El incremento en el contenido de SO_4^{2-} con el cultivo fue más marcado en V1 que en V2 y C. Los niveles de Na^+ disminuyeron durante el ciclo de cultivo, encontrándose, al finalizar éste, valores inferiores a los iniciales en casi todas las mezclas preparadas con los tres materiales estudiados. Por el contrario, en el sustrato de referencia (turba) la concentración final de este elemento fue mayor que la inicial, al igual que lo observado en las mezclas (V2-3 y V2-4).

En relación con los micronutrientes solubles en agua (Tabla 4.3.56), la incorporación de turba en las mezclas preparadas antes de iniciarse el cultivo (**I**) afectó de modo diferente la concentración de éstos. Así, se observó una disminución en los niveles de Fe en las mezclas elaboradas con C, mientras que en aquellas a base de V1 y V2 los niveles de este microelemento no variaron. Por su parte, Cu, Mn (excepto en el caso de V2) y B disminuyeron a medida que se incrementó el volumen de turba en las mezclas preparadas con los tres materiales estudiados. El Zn no varió con el incremento en el volumen de turba, mientras que Mo disminuyó en los sustratos a base de V1 y no varió en los preparados con el compost C y el vermicompost V2.

Al estudiar los resultados obtenidos en la caracterización –micronutrientes– de los sustratos al final (**F**) del cultivo de romero (Tabla 4.3.56) se observó lo siguiente:

Los niveles de Fe no variaron en las mezclas preparadas con C y V2, y disminuyeron en las mezclas con V1. La concentración de Cu aumentó en los sustratos a base del compost C y el vermicompost V2, y no varió de forma clara en los de V1. El contenido en Zn no varió prácticamente en C, disminuyó en V1 y aumentó ligeramente en V2. Por su parte, los valores de Mn fueron mayores cuando el contenido de turba aumentó en las mezclas con C, disminuyeron en las de V1 y no variaron en las de V2. Los niveles de Mo no cambiaron en los sustratos a base de C y V1, y disminuyeron en los de V2, mientras que la concentración de B no se vio prácticamente afectada tras el cultivo en ninguna de las mezclas ensayadas.

Tabla 4.3.56. Contenido en micronutrientes asimilables (solubles en agua) de los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2 así como del sustrato control de turba al inicio (I) y al final (F) del cultivo de *Rosmarinus*

Sustrato ¹	Fe		Cu		Zn		Mn		Mo		B	
	(mg/L sustrato)		(mg/L sustrato)		(mg/L sustrato)		(mg/L sustrato)		(mg/L sustrato)		(mg/L sustrato)	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
Compost C												
C - 1	1,74a	1,53bc	0,30b	2,25e	0,20ab	0,32ab	0,43a	0,23e	0,51abc	0,82d	2,14a	0,86fg
C - 2	nd	1,75abc	nd	2,21e	0,22ab	0,28ab	0,08cde	0,23e	0,38bc	0,86d	0,95bc	0,90fg
C - 3	nd	1,68abc	nd	2,08e	0,18ab	0,28ab	0,08cde	0,26cde	0,39bc	1,13cd	0,95bc	0,70fg
C - 4	nd	2,02abc	nd	2,66d	0,11ab	0,24b	nd	0,33abcd	0,16c	1,03cd	0,86bc	0,48g
Vermicompost V1												
V1 - 1	0,48bcd	2,06abc	0,36a	2,69d	0,10ab	0,31ab	0,14bc	0,38ab	0,78a	1,04cd	2,30a	1,80cde
V1 - 2	0,53bcd	2,44ab	0,01c	2,94cd	0,08ab	0,27ab	0,06de	0,37ab	0,43abc	1,18bcd	2,38a	1,58de
V1 - 3	0,74bcd	2,63a	nd	3,29b	0,18ab	0,38a	0,06de	0,41a	0,50abc	1,37abc	1,33b	1,34def
V1 - 4	1,24ab	1,39c	nd	2,32d	0,03b	0,08d	0,03de	0,26cde	0,20c	0,85d	0,97bc	1,16efg
Vermicompost V2												
V2 - 1	1,06bc	1,45bc	0,33b	2,28e	0,10ab	0,09d	0,08cde	0,30bcde	0,33bc	1,03cd	2,33a	2,38bc
V2 - 2	0,76bcd	2,22abc	nd	3,12bc	0,19ab	0,23b	0,05de	0,33abcd	0,51abc	1,14cd	2,35a	3,14a
V2 - 3	1,00bc	2,25abc	nd	3,27b	0,15ab	0,21b	0,02de	0,35abc	0,67ab	1,54a	0,85bc	2,85ab
V2 - 4	0,38cd	2,42ab	nd	3,83a	0,22ab	0,12cd	0,04de	0,32abcde	0,33bc	1,46ab	1,25b	2,50b
Control	1,24ab	2,15abc	nd	4,03a	0,29a	0,20bc	0,17b	0,35abc	0,29bc	1,57a	0,53c	1,89cd
P	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

nd: no detectado

P : nivel de significación. *** indica diferencias estadísticamente significativas $P \leq 0,001$. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

El análisis de la varianza multifactorial de los niveles de microelementos asimilables (solubles en agua) mostró, en la mayoría de los casos, efectos significativos para los dos factores estudiados (Material y Mezcla) así como para la interacción de ambos (Tabla 4.3.57). Las excepciones fueron el efecto del material sobre el contenido final de Fe y de Mn, y el de los dos factores sobre el contenido inicial en Zn.

Tabla 4.3.57. Análisis factorial de la varianza para los efectos de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los niveles de micronutrientes asimilables de las mezclas utilizadas como sustratos al inicio (I) y al final (F) del cultivo de *Rosmarinus*

Fuente de variación	Fe		Cu		Zn		Mn		Mo		B	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
A. Material	***	ns	***	***	ns	***	***	ns	*	***	***	***
B. Mezcla	**	***	***	***	ns	***	***	***	**	***	***	***
C. Interacción A x B	***	**	***	***	ns	***	***	***	ns	**	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

Las diferencias (comparaciones) entre los valores de los contenidos en microelementos obtenidos en los sustratos estudiados, al inicio y al final del cultivo de romero (*I* y *F*, respectivamente), se presentan en la Tabla 4.3.58.

Se observaron diferencias altamente significativas en los microelementos analizados entre I y F para un número elevado de mezclas estudiadas. Así, los valores de Fe aumentaron al final del cultivo en las mezclas de C o V2 con un volumen de turba igual o superior al 25%, y en las de V1 desde el material puro hasta la mezcla con 50% de ésta (Tabla 4.3.58). En la mayoría de los sustratos, los elementos Cu, Mn y Mo presentaron concentraciones al final del cultivo significativamente superiores a los valores obtenidos inicialmente. Por su parte, los niveles de Zn y B no mostraron diferencias estadísticas en un número elevado de mezclas. Finalmente, los niveles de microelementos en el sustrato de referencia no mostraron, en general, diferencias significativas en I y F, exceptuando Mn, del que se encontró mayor concentración al final del cultivo.

Tabla 4.3.58. Comparación (diferencias estadísticas) entre los valores iniciales (I) y finales (F) del contenido en micronutrientes asimilables de los sustratos preparados con compost C, y los vermicomposts V1 y V2, y del sustrato control de turba

Sustrato ¹	Fe		Cu		Zn		Mn		Mo		B	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
Compost C												
C - 1	ns		***		*		***		*		***	
C - 2	***		***		ns		***		**		ns	
C - 3	***		***		ns		***		***		ns	
C - 4	***		***		*		***		***		ns	
Vermicompost V1												
V1 - 1	***		***		***		***		*		ns	
V1 - 2	***		***		**		***		***		*	
V1 - 3	***		***		*		***		***		ns	
V1 - 4	ns		***		ns		***		***		ns	
Vermicompost V2												
V2 - 1	ns		***		ns		***		***		ns	
V2 - 2	**		***		ns		***		**		*	
V2 - 3	***		***		ns		***		***		***	
V2 - 4	***		***		ns		***		***		**	
Control	ns		ns		ns		***		ns		ns	

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente

Al examinar en conjunto las características físico-químicas y químicas de los sustratos a base de C, V1 y V2 –especialmente CE y concentración de elementos minerales solubles en agua– al finalizar el ciclo de cultivo de romero, en comparación con las características iniciales de dichos sustratos, antes del cultivo, se observó que tanto el contenido en sales solubles como la concentración de nutrientes tendieron a equilibrarse con las características y composición del agua aportada con los riegos y de la disolución fertilizante aplicada mediante fertirrigación (ver la descripción del experimento en la sección 3.4.3.2 de Materiales y Métodos), disminuyendo –efecto más frecuente– o aumentando según el sustrato (mezcla) y parámetro considerados. Los efectos descritos no dependieron de la magnitud de los valores de las características físico-químicas y la composición de los sustratos de partida (iniciales),

obteniéndose finalmente valores de CE y concentración de elementos minerales con órdenes de magnitud muy parecidos. Esta situación pone de manifiesto que los efectos señalados del riego y la fertirrigación, especialmente lavado, estuvieron más relacionados con la eficiencia de lixiviación de las sales y los elementos minerales de los sustratos estudiados –lo que depende a su vez de las características físicas del sustrato y la capacidad de adsorción/fijación de los elementos por parte de la fracción orgánica de éste– que con la concentración inicial de dichas sales y elementos, de acuerdo con lo indicado por Carrión *et al.* (2006), Fornes *et al.* (2010) y Mazuela *et al.* (2005). En adición a lo anterior, el incremento en la concentración de algunos elementos fertilizantes tras el cultivo –observado en los sustratos que presentaban inicialmente niveles bajos de éstos– podría atribuirse (Domeño *et al.*, 2009) a la retención de algunos de los elementos aportados con la solución nutritiva o el agua de riego mediante procesos de inmovilización microbiana, precipitación y/o adsorción-fijación sobre el complejo de cambio en estos sustratos orgánicos.

Además, el pH de los sustratos disminuyó hasta situarse alrededor de 7,9, es decir, en el rango débilmente alcalino. Esta disminución de pH en los sustratos estudiados en este Experimento 3 pudo provocar la solubilización de varios de los elementos analizados, aumentando así su disponibilidad para la planta e incrementando, además, las pérdidas por lixiviación por el riego frecuente practicado durante el ciclo de cultivo (lo que se tradujo finalmente en una disminución de la CE).

Adicionalmente, y de acuerdo con todo lo anterior, las características físico-químicas y químicas del sustrato control de turba –encalada y fertilizada– mostraron una tendencia de variación similar a la descrita para los sustratos preparados con C, V1 y V2, es decir, se equilibraron con el agua de riego y la disolución fertilizante, lo que se tradujo en incrementos en el pH y la CE así como en descensos o aumentos en el contenido en nutrientes asimilables, esto último en función del elemento considerado, obteniéndose al final del cultivo de romero valores de los parámetros analizados con órdenes de magnitud muy parecidos a los de los sustratos a base de C, V1 y V2.

Resultados similares a los aquí descritos en relación con las características químicas de sustratos preparados con residuos orgánicos (de diferentes orígenes

y características) tratados y estabilizados han sido también señalados por otros autores. Así, Hicklenton *et al.* (2001) indicaron que la conductividad eléctrica disminuyó en los sustratos preparados con compost de residuos sólidos urbanos recogidos selectivamente en origen y volúmenes crecientes de turba a lo largo del ciclo de cultivo de *Cotoneaster dammeri*, efecto que fue más marcado en las mezclas con mayor proporción de compost. Hernández-Apaolaza *et al.* (2005) observaron una disminución en la conductividad eléctrica y la estabilización del pH (en valores en torno a 7) al final del cultivo de tres especies de coníferas en sustratos preparados con diferentes cantidades de compost de lodos de depuración de aguas residuales urbanas, lo que se relacionó con el efecto de lavado y amortiguador de los sucesivos riegos aportados durante el ciclo de cultivo. Herrera *et al.* (2008) señalaron que los valores iniciales de pH y CE fueron siempre superiores a los finales, tras concluir el cultivo de plántulas de tomate, en sustratos preparados con compost de residuos sólidos municipales (fracción orgánica) y turba en diferentes proporciones, efecto que estuvo relacionado, especialmente el descenso de la CE, con la lixiviación de las sales por el riego aplicado durante el cultivo.

4.3.3.2. Crecimiento y desarrollo de las plantas de romero cultivadas en maceta

Los efectos principales de los sustratos (tratamientos) estudiados –Material y Mezcla con turba– sobre el crecimiento, desarrollo y calidad de las plantas de romero producidas –estimados por el peso seco de la parte aérea, de las raíces y total (planta entera), la altura del vástago, el diámetro del tallo, el número de ramificaciones formadas, el volumen de la parte aérea, el nivel de clorosis, y la longitud y el volumen de las raíces– se presentan en la Tabla 4.3.59.

Se observó un desarrollo comparativa y significativamente superior en los sustratos a base del vermicompost V1, encontrándose valores de peso seco de la parte aérea y planta entera, así como de diámetro del tallo y volumen de la parte aérea superiores al vermicompost V2 y al compost C; además, el desarrollo de las plantas en V1 y V2 fue notable y significativamente mayor que el de aquellas producidas en C. En cuanto al peso seco y el volumen de las raíces así como la altura del vástago, no se observaron diferencias entre V1 y V2, pero sí con

Tabla 4.3.59. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre los parámetros seleccionados del crecimiento y la calidad de las plantas de *Rosmarinus*

Efecto principal del tratamiento	Peso seco (mg/pl)		Altura vástago (cm)	Diámetro tallo (mm)	Nº ramif. /pl	Volumen parte aérea (mL)	Nivel de clorosis (puntuación)	Long. raíces (cm)	Vol. raíces (mL)	
	Parte aérea	Raíces								
A. Material orgánico										
Compost C	1.938c	1.104b	3.042c	14,01b	2,43c	3,6	8,33c	2,85a	24,65b	6,61b
Vermicompost V1	3.306a	1.536a	4.842a	17,26a	3,35a	3,4	15,99a	1,11c	21,06c	8,78a
Vermicompost V2	2.699b	1.533a	4.232b	16,78a	2,98b	3,1	12,55b	1,90b	28,13a	9,40a
<i>P</i>	***	***	***	***	***	ns	***	***	***	***
B. Mezcla¹										
1	2.400b	1.475a	3.875b	15,92b	2,82b	3,2	11,24b	2,02	24,71	8,54
2	2.532b	1.392b	3.924b	15,72b	2,86b	3,6	11,67b	2,00	24,97	8,26
3	2.540b	1.253c	3.793b	15,39b	2,83b	3,2	11,58b	1,77	23,61	7,55
4	3.119a	1.443ab	4.562a	17,03a	3,17a	3,2	14,67a	2,02	25,18	8,71
<i>P</i>	***	***	***	***	**	ns	***	ns	ns	ns
C. Interacción A x B										
<i>P</i>	***	***	***	*	ns	ns	***	***	ns	**

C.: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

respecto a C, que presentó los valores más bajos de estos parámetros. El nivel de clorosis en ambos vermicomposts fue menor que en el compost.

Por otro lado, el aumento del volumen de turba en las mezclas se tradujo, especialmente cuando la proporción de ésta fue muy elevada (superior al 50%), en un incremento en el crecimiento de la parte aérea, pero no afectó el desarrollo radicular de las plantas. Además, la interacción Material × Mezcla fue significativa en la mayoría de parámetros estudiados.

La incorporación de turba en proporciones elevadas ($\geq 50\%$) a las mezclas preparadas con C y V2 mejoró, o no afectó, los valores de los parámetros del crecimiento estudiados, mientras que este incremento en el volumen de turba en los sustratos con V1 no afectó, e incluso disminuyó, el desarrollo y la calidad de las plantas (Tabla 4.3.60). En las mezclas de C con turba el nivel de clorosis disminuyó con el aumento del volumen de ésta, mientras que en las de V1 este parámetro aumentó, y en V2 no se vio afectado. En la mayoría de los sustratos preparados con V1 y V2 las plantas crecieron más y fueron además de mejor calidad que las producidas sobre las mezclas preparadas con el compost (Figura 4.3.8).

En ningún caso, los valores de los parámetros estudiados fueron mejores a los del control.

El menor desarrollo de las plantas cultivadas en los sustratos preparados con los materiales estudiados (C, V1 y V2) –comparadas con las del sustrato control de turba–, particularmente cuando el crecimiento se expresó como peso seco de la parte aérea, raíces y total (planta entera), pudo estar relacionado con factores físicos y químicos de los sustratos evaluados. Por un lado, el programa de riego aplicado (dosis y frecuencia) fue el habitual del vivero para el sustrato control de turba, cuyas relaciones aire-agua difirieron significativamente de la mayoría de los sustratos preparados con C, V1 y V2; en este contexto, en los sustratos a base de C, V1 y V2 se apreció –durante el cultivo– menor retención de agua y una humedad superficial inferior al sustrato control (datos no presentados). Y por otro, el pH alcalino de todos los sustratos estudiados y la elevada conductividad eléctrica y concentración de elementos minerales de muchas mezclas, especialmente las de C, significativamente superiores al sustrato de referencia, también pudieron afectar negativamente el crecimiento de las plantas de romero.

Tabla 4.3.60. Parámetros del crecimiento y la calidad estudiados de las plantas de *Rosmarinus* en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	Peso seco (mg/pl)		Altura del vástago (cm)	Diámetro del tallo (mm)	Nº ramf. /pl	Volumen de la parte aérea (mL)	Nivel de clorosis (puntuación)	Long. raíces (cm)	Vol. raíces (mL)	
	Parte aérea	Raíces								Total
Compost C										
C - 1	1.530f	856g	2.386g	13,86e	2,17d	3,4ab	6,05g	3,46a	24,35bcd	5,29d
C - 2	1.694f	1.002f	2.696fg	13,70e	2,29d	3,7ab	6,97fg	3,21ab	25,40abcd	6,40cd
C - 3	1.709f	1.139f	2.848f	13,03e	2,41cd	3,2ab	7,86fg	2,20cd	24,26bcd	7,03bcd
C - 4	2.818d	1.417e	4.235c	15,44d	2,87bc	3,9ab	12,44cde	2,53bc	24,59bcd	7,73bcd
Vermicompost V1										
V1 - 1	3.497bc	1.924b	5.421b	17,63abc	3,36ab	3,6ab	17,70bc	0,66e	20,90de	10,03bc
V1 - 2	3.586b	1.755c	5.341b	17,34abcd	3,26ab	3,8ab	16,62bc	0,80e	22,84cde	9,80bc
V1 - 3	3.025d	1.147f	4.172cd	15,89cd	3,19ab	3,4ab	14,3bcd	1,20de	18,24e	7,00bcd
V1 - 4	3.118cd	1.315e	4.433c	18,18ab	3,59a	2,6b	15,33bcd	1,80cd	22,27cde	8,03bcd
Vermicompost V2										
V2 - 1	2.174e	1.645c	3.819de	16,28bcd	2,94bc	2,7b	9,97ef	1,93cd	28,88ab	10,30b
V2 - 2	2.316e	1.417e	3.733e	16,12bcd	3,05ab	3,4ab	11,42de	2,00cd	26,66abc	8,59bcd
V2 - 3	2.885d	1.472de	4.357c	17,26abcd	2,89bc	3,0ab	12,57cde	1,93cd	28,32ab	8,62bcd
V2 - 4	3.421bc	1.597cd	5.018b	17,46abcd	3,05ab	3,2ab	16,25bc	1,73cd	28,67ab	10,10bc
Control	4.979a	2.440a	7.419a	19,14a	3,58a	4,2a	24,72a	0,73e	29,94a	15,57a
P	***	***	***	***	***	**	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P : nivel de significación. ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)



Figura 4.3.8. Plantas adultas de *Rosmarinus* producidas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO)

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 y 4 (detrás de C, V1 y V2) indican las mezclas de compost o vermicompost:turba (% v.v). 1= 100:0 y 4= 25:75

Estas diferencias en crecimiento empezaron a observarse desde el día 123 tras el trasplante, tal y como se desprende del estudio de la evolución temporal de dos parámetros no destructivos controlados a lo largo de este Experimento 3 – diámetro del vástago y altura del mismo–, cuyos resultados se presentan en el Anejo II.

4.3.3.3. Estado nutricional de las plantas

En la Tabla 4.3.61 se recogen los efectos principales de los tratamientos (sustratos) estudiados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de las plantas de romero.

Tabla 4.3.61. Efectos principales de los sustratos (tratamientos) a base de residuos hortícolas tratados y estabilizados –Material (C, V1 y V2) y Mezcla (con un sustrato comercial de turba)– sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea de plantas de *Rosmarinus*

Efecto principal del tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	Na
	(% ms)					
A. Material orgánico						
Compost C	0,80b	0,017a	1,59a	2,27a	0,44a	0,25a
Vermicompost V1	1,06a	0,010b	1,10c	1,45b	0,32b	0,11b
Vermicompost V2	1,00a	0,020a	1,30b	1,43b	0,26c	0,11b
<i>P</i>	***	***	***	***	***	***
B. Mezcla¹						
1	0,97	0,020	1,53a	1,74	0,38a	0,16
2	0,97	0,017	1,33b	1,69	0,35b	0,15
3	0,96	0,014	1,27c	1,70	0,34c	0,15
4	0,92	0,013	1,19d	1,74	0,30d	0,15
<i>P</i>	ns	ns	***	ns	***	ns
C. Interacción A x B						
<i>P</i>	*	ns	***	**	***	***

C: compost; V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹Mezcla de material orgánico:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

Las plantas cultivadas en las mezclas preparadas con el compost C mostraron mayor contenido de K, Ca, Mg y Na que en los vermicomposts V1 y V2,

mientras que los niveles de P fueron similares en las plantas de C y V2, y superiores a los de V1. La concentración de nitrógeno no difirió en las plantas que crecieron sobre los vermicomposts V1 y V2, pero ésta fue significativamente superior a las de las plantas de C.

La incorporación de turba en las mezclas no afectó los niveles de N, P, Ca y Na, pero redujo significativamente el contenido de K y Mg.

Al comparar los niveles de nutrientes de las plantas producidas en los sustratos a base de C, V1 y V2 con las del control (Tabla 4.3.62), se observó que el contenido en N no resultó afectado por el incremento del volumen de turba en ninguna de las mezclas estudiadas. La concentración de N en las plantas producidas en los sustratos con V1 y V2 no difirió de las del sustrato de referencia, mientras que ésta fue menor en las cultivadas en las mezclas con C.

Tabla 4.3.62. Influencia de los sustratos a base del compost C y los vermicomposts V1 y V2 sobre el contenido de nutrientes de la parte aérea de las plantas de *Rosmarinus*. Comparación con el sustrato control de turba

Sustrato ¹	N	P	K	Ca	Mg	Na
(% ms)						
Compost C						
C - 1	0,76c	0,026a	2,06a	2,33a	0,53a	0,27a
C - 2	0,78c	0,017ab	1,56b	2,28a	0,46b	0,25a
C - 3	0,79bc	0,014ab	1,47c	2,27a	0,43c	0,26a
C - 4	0,88abc	0,012ab	1,28def	2,21a	0,35d	0,21ab
Vermicompost V1						
V1 - 1	1,13a	0,008b	1,23f	1,50bc	0,32de	0,12cde
V1 - 2	1,07a	0,010ab	1,14g	1,31c	0,31ef	0,06e
V1 - 3	1,06a	0,013ab	1,00h	1,44bc	0,33de	0,08de
V1 - 4	0,99abc	0,009b	1,06h	1,56b	0,30ef	0,16bc
Vermicompost V2						
V2 - 1	1,03ab	0,026a	1,24ef	1,38bc	0,28g	0,09cde
V2 - 2	1,06a	0,022ab	1,31de	1,48bc	0,29fg	0,14bcd
V2 - 3	1,03ab	0,017ab	1,35d	1,38bc	0,24h	0,12cde
V2 - 4	0,90abc	0,016ab	1,22f	1,46bc	0,25h	0,09cde
Control	1,04a	0,014ab	1,49c	1,42bc	0,21i	0,16bc
<i>P</i>	***	**	***	***	***	***

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

¹ Mezcla de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

P: nivel de significación. ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente.

Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (test de Student-Newman-Keuls)

El contenido de P fósforo de las plantas producidas en los sustratos a base de C, V1 y V2 fue similar a las del control.

Los valores de K disminuyeron con el aporte de turba a las mezclas con C y V1, no encontrándose una tendencia de variación clara en V2. Sólo en las mezclas de C y menos de 75% de turba (C-1 a C-3) los valores de K fueron similares o superiores a los de las plantas control.

Por su parte, los niveles de Ca no variaron con el incremento de turba en las plantas cultivadas sobre sustratos a base de compost C, que presentaron además valores superiores a los de las plantas control, mientras que las producidas en V1 y V2 no difirieron de las del sustrato de referencia.

El contenido de Mg de la parte aérea de las plantas de romero disminuyó en las mezclas de C y V2 que contenían mayor volumen de turba, y no varió en los sustratos a base de V1, siendo los niveles de este elemento en todos los casos (sustratos) significativamente superiores a los del control.

Finalmente, el incremento en el volumen de turba no influyó en la concentración de Na en las plantas en C y V2, y lo hizo de modo irregular en las de V1, siendo solamente las plantas de C las que mostraron concentraciones de este elemento superiores a las del control.

4.4. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DE LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE APLICADOS A LA MEZCLA DE RESIDUOS HORTÍCOLAS

4.4.1. Observaciones preliminares

El creciente reconocimiento de la importancia de la protección del medio ambiente y los potenciales impactos asociados a los productos manufacturados y de consumo, ha aumentado el interés por comprender, tratar y reducir dichos impactos (Aranda *et al.*, 2006; Norma UNE-EN ISO 14040, 2006).

Una de las herramientas desarrolladas en las últimas décadas para identificar sistemáticamente los flujos de recursos e impactos ambientales asociados con el comportamiento de productos y servicios es el *Análisis del Ciclo de Vida* (ACV), el cual se define como una metodología para evaluar los efectos y cargas ambientales asociados con un producto, proceso o actividad, identificando y cuantificando el consumo de materia y energía, y los vertidos al entorno, con el fin de determinar su impacto sobre el medio ambiente, y evaluar y aplicar estrategias de mejora medioambiental (Horne *et al.*, 2009). El ACV, según la Norma UNE-EN ISO 14040 (2006), es una técnica para determinar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados con un producto a lo largo de todo su ciclo de vida, es decir, que el estudio incluye, además de la fabricación del producto en sí, la producción de sus materias primas, su uso y mantenimiento, y la gestión del residuo una vez ha acabado su vida útil.

El ACV permite no sólo identificar las oportunidades para mejorar el comportamiento ambiental de los productos en las distintas etapas de su ciclo de vida, sino también aportar información útil para la toma de decisiones relacionadas con un producto o actividad. Esta metodología permite, a su vez, seleccionar los indicadores de comportamiento ambiental pertinentes, y es una herramienta de ayuda en el proceso de comercialización de un producto.

4.4.1.1. Fases del Análisis del Ciclo de Vida (ACV)

De acuerdo con la metodología propuesta en la Norma UNE-EN ISO 14040 (2006), un proyecto de ACV puede dividirse en cuatro fases: definición de objetivos y alcance del estudio, análisis del inventario, evaluación del impacto, e interpretación de resultados.

Estas cuatro fases no son meramente secuenciales, ya que el ACV es una técnica iterativa que permite aumentar el nivel de detalle en iteraciones sucesivas (Figura 4.4.1).

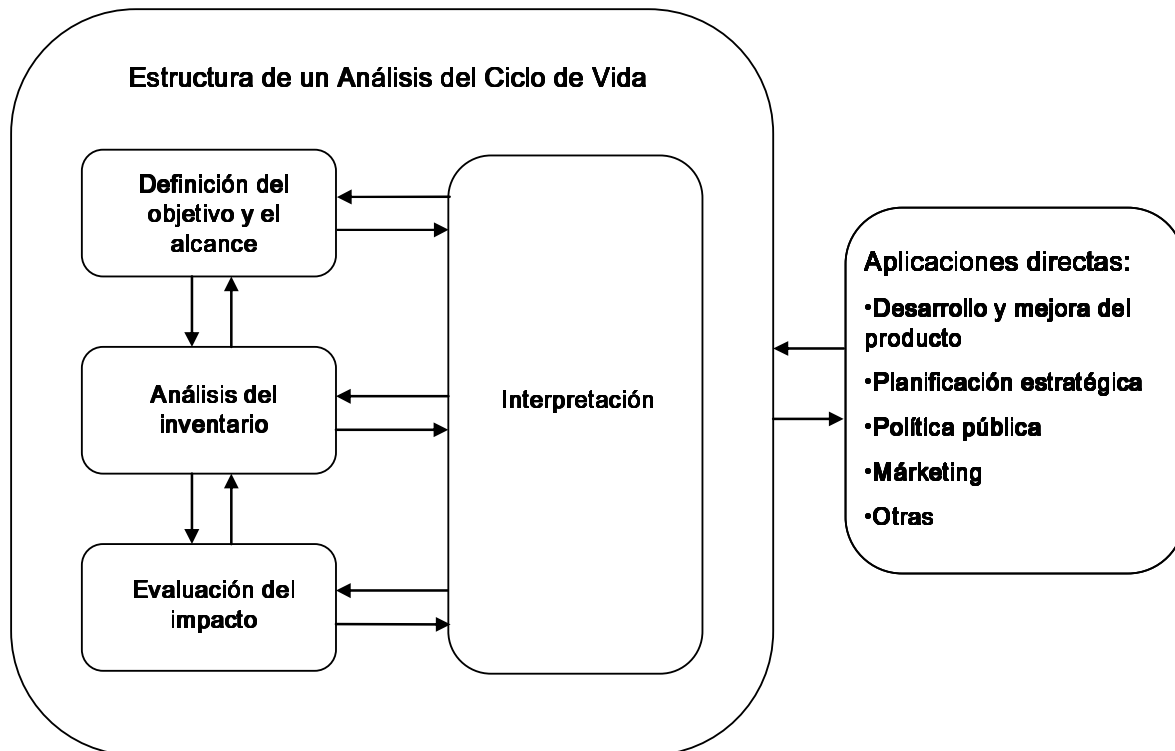


Figura 4.4.1. Fases del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) de un producto, proceso o actividad

Fuente: Norma UNE-EN ISO 14040, 2006. Redibujado

Definición del objetivo y alcance

En esta fase debe expresarse claramente el propósito y la extensión del estudio. El objetivo y el alcance de un ACV deben ser coherentes con la aplicación prevista y con los requerimientos del informe final; además, la definición del alcance establece los límites de la evaluación, es decir, cuál es el sistema a estudiar y qué método de evaluación se utilizará. El alcance deberá estar suficientemente definido, para asegurar así que la profundidad, amplitud y nivel de detalle del estudio son compatibles con el objetivo fijado anteriormente (Aranda *et al.*, 2006).

El *sistema* es el conjunto de procesos unitarios o subsistemas que, actuando a un mismo tiempo, realizan una función definida, es decir, permiten la presencia del producto en estudio en el mercado. Debido a la naturaleza global del ACV, éste puede resultar muy extenso. Por esta razón deben establecerse *límites*, a

través de los cuales se definan las entradas y las salidas, y los procesos del sistema que se consideren en el ACV. Estos límites deben ser coherentes con el objetivo del estudio y vienen determinados por varios factores, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y las limitaciones económicas, y el destinatario previsto, entre otros.

Los límites del sistema determinarán qué *procesos unitarios* deberán incluirse dentro del análisis. Estos procesos unitarios, descritos como los elementos más pequeños considerados en el análisis del inventario del ciclo de vida y para los cuales se cuantifican los datos de entrada y de salida (Norma UNE-EN ISO 14044, 2006), deben describirse inicialmente para definir: a) donde comienza el proceso unitario en términos de recepción de materias primas o productos intermedios, b) la naturaleza de las transformaciones y operaciones que se dan como parte del proceso unitario, y c) dónde termina el proceso unitario en términos del destino de los productos intermedios o finales.

En el ACV deben establecerse, además, una serie de *criterios de corte* mediante los cuales se especifique la cantidad de materia, la cantidad de energía o el nivel de importancia ambiental asociados a los procesos unitarios o al sistema del producto para su exclusión del estudio. Estos criterios para la inclusión de entradas y salidas, y las suposiciones sobre las cuales se establecen dichos criterios, deben definirse claramente, con el fin de evaluar y describir los efectos de éstos sobre los resultados del estudio.

Para la obtención de resultados fiables en un estudio de ACV se requiere del manejo de una elevada cantidad de *información (datos)*. La mayor dificultad en la realización de un ACV reside en encontrar los *datos* adecuados. Los datos seleccionados dependen del objetivo y el alcance del estudio, y pueden recopilarse de las instalaciones de producción asociados con los procesos unitarios dentro de los límites del sistema, u obtenerse o calcularse de otras fuentes.

La *calidad de los datos* se reflejará notoriamente en la calidad final de los resultados de la evaluación; por ello, ésta debe establecerse *a priori* para evitar la inversión de recursos en datos inadecuados para el propósito del estudio (Fullana y Puig, 1997; Norma UNE-EN ISO 14044, 2006). Los requisitos de calidad de los datos deberían considerar: la antigüedad de los mismos y el tiempo mínimo en

que deberían recopilarse, el área geográfica de donde se extraiga la información, la tecnología –o mezcla de tecnologías– utilizada, la variabilidad de los valores de los datos (varianza, por ejemplo), el porcentaje del flujo que se ha medido o estimado (integridad), la representatividad, coherencia y reproducibilidad de los datos recopilados, la fuente de datos, y la incertidumbre de la información, principalmente.

Generalmente, en un ACV se designa una *unidad funcional* o de referencia, la cual establecerá la cantidad de producto neto para la cual se realizará la evaluación. Ésta será la unidad a la que irán referidos todos los datos del sistema y toda la información recolectada en la fase de inventario.

Análisis del inventario del ciclo de vida (ICV)

El análisis del inventario es fundamentalmente un balance de materia y de energía del sistema, mediante la recopilación de datos y la realización de los cálculos adecuados para cuantificar las entradas y salidas más relevantes de dicho sistema (Puig *et al.*, 2005; Fullana y Puig, 1997). Estas entradas y salidas pueden incluir el uso de recursos y las emisiones al aire, agua y suelo asociadas con el sistema a lo largo del ciclo de vida, es decir, desde la producción de las materias primas hasta la eliminación final de los residuos una vez ha acabado la vida útil del producto.

La *recopilación de los datos* cualitativos y cuantitativos a incluir en el inventario debe hacerse para cada proceso unitario incluido dentro de los límites del sistema, y éstos se utilizarán para cuantificar las entradas y salidas de dicho proceso. La calidad e incertidumbre de los datos utilizados en el inventario influirán en la interpretación de los resultados; por ello, debe verificarse que los datos se hayan validado durante el proceso de recopilación de los mismos, para confirmar y proporcionar evidencia de que se han cumplido los requisitos de calidad de los datos para la aplicación prevista (Norma UNE-EN ISO 14044, 2006).

En la realización del ICV se toman normalmente datos genéricos (de una base de datos) para las etapas secundarias, y datos de campo (medidos y/o calculados por el analista) para las etapas principales. Un ACV sería inviable en

muchas ocasiones si no se dispusiera de bases de datos generales para los aspectos más habituales (energía, transporte, gestión de residuos, etc.).

En los últimos años, y basados en la metodología del ACV, se han desarrollado numerosos programas informáticos para facilitar los cálculos (Tabla 4.4.1). La mayoría de estos programas incluyen bases de datos que pueden variar en extensión y calidad de dichos datos, y por lo tanto en su precio. En estos programas se introducen los datos que configuran el inventario, para realizar posteriormente los cálculos propios de la fase de evaluación de impactos del ciclo de vida, obteniéndose finalmente los resultados para las diferentes categorías de impacto elegidas (Antón, 2004).

Tabla 4.4.1. Principales programas informáticos utilizados en la elaboración del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) (según Antón, 2004 y Puig *et al.*, 2005)

Software	Compañía	País	Observaciones
Boustead	Boustead Consulting	Reino Unido	Aplicación a la industria química, de plásticos, acero, etc.
Gabi	PE International	Alemania	En contraste con las herramientas clásicas de ACV, este programa ofrece además un análisis económico
LCAit	Chalmers Industrietenik	Suecia	Balance de energía y materia, principalmente en el sector de envases y productos de papel
SimaPro	Pré-consultants	Nueva Zelanda	Compara y analiza complejos productos, descomponiéndolos en todos sus materiales
TEAM	Ecobiolan	Francia	Base de datos con más de 500 módulos de diferentes sectores
WISARD	Pricewaterhouse - Coopers	Francia	Análisis del impacto económico y ambiental de los residuos sólidos municipales

Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV)

La finalidad de la fase de evaluación de impactos del ciclo de vida (EICV) es interpretar el inventario, analizando y evaluando los impactos producidos por las cargas ambientales identificadas en éste. En general, este proceso implica la asociación de datos del inventario con impactos ambientales específicos, tratando de valorar dichos impactos (Fullana y Puig, 1997; Puig *et al.*, 2005).

En la práctica, el ICV es una larga lista de emisiones y recursos utilizados; el propósito de la EICV es determinar la importancia relativa de cada elemento del inventario y agrupar las intervenciones en un conjunto de indicadores, o a ser

posible, en un solo indicador global. Este paso permite identificar aquellos procesos que contribuyen de manera significativa al impacto global y que, por tanto, deben ser estudiados de manera más profunda, optimizando de esta forma recursos humanos y económicos (Fullana y Puig, 1997; Norma UNE-EN ISO 14044, 2006).

La fase de EICV debe incluir tres elementos obligatorios: 1) la selección de categorías de impacto ambiental, 2) la asignación de los resultados del ICV a las categorías de impacto ambiental seleccionadas (clasificación), y 3) el cálculo de los resultados de los indicadores de categoría (caracterización).

Durante la *selección* se escogen las categorías de impacto y los métodos de caracterización que se van a considerar en el estudio. La selección de categorías de impacto debe reflejar un conjunto exhaustivo de temas ambientales relacionados con el sistema del producto bajo estudio, teniendo en cuenta el objetivo y el alcance del ACV.

En Antón (2004) se recoge una lista de categorías de impacto (Tabla 4.4.2) clasificadas en tres grupos según la obligatoriedad o no de incluirlas en los ACV:

- Categoría A - Categorías de impacto obligatorias, utilizadas en la mayoría de los ACV y basadas en los trabajos de Udo de Haes *et al.* (1999a, 1999b),
- Categoría B - Categorías de impacto adicionales, para las cuales existan indicadores pero que no siempre son incluidas, y
- Categoría C - Otras categorías de impacto, para las cuales no se disponga de indicadores que permitan cuantificar el impacto y que, por tanto, no se incluyen en los ACV.

Por otro lado, en la *clasificación* se asignan los resultados del ICV a las categorías de impacto ambiental seleccionadas, considerando la asignación de los resultados del ICV exclusivos de una categoría y la identificación de los resultados del ICV que se refieran a más de una categoría de impacto.

El cálculo de los resultados o *caracterización* implica la conversión de los resultados del ICV a unidades comunes y la suma de los resultados transformados dentro de la misma categoría de impacto. En la caracterización se cuantifican los impactos de los elementos y compuestos considerados en el ACV

en términos de los perjuicios ambientales considerados, es decir, se asigna la contribución relativa de las entradas y salidas en las categorías de impacto.

Tabla 4.4.2. Clasificación de las diferentes categorías de impacto atendiendo al área de protección que corresponden, la escala geográfica (alcance) y la obligatoriedad de incluirlas en el análisis

Categoría de impacto	Área de Protección ¹	Escala geográfica	Categoría ²
Entradas			
Agotamiento de recursos abióticos	IV	Global	A
Energía	IV	Global	A
Uso del suelo/Competitividad	IV	Local	A
Pérdida soporte vida	I, II, III	Local	B
Pérdida biodiversidad	II	Local	B
Salidas			
Cambio climático	I, II, III	Global	A
Agotamiento ozono	I, II, III, IV	Global	A
Acidificación	I, II, III, IV	Continental/Regional/Local Global	A
Eutrofización	I, III, IV	Continental/Regional/Local	A
Formación foto-oxidantes	I, II, III, IV	Continental/Regional/Local	A
Toxicidad humana	I	Continental/Regional/Local Global	A
Ecotoxicidad	II, IV	Continental/Regional/Local	A
Terrestre	II, IV	Global	
Acuática marina	II, IV	Continental/Regional/Local	A
Acuática agua dulce	II, IV	Continental/Regional/Local Global	A
Sedimento agua dulce	II, IV	Continental/Regional/Local	B
Sedimento marino	II, IV	Continental/Regional/Local	B
Otras			
Desecación		Local	C
Radiaciones		Regional/Local	B
Olor		Local	B
Ruido		Local	C

¹I salud humana; II: entorno natural; III: entorno modificado por el hombre; IV: recursos naturales

²A: obligatorias; B: adicionales; C: otras

Además de los elementos obligatorios antes mencionados, existen otros elementos opcionales, como la normalización, la agrupación y la ponderación, que pueden utilizarse dependiendo del objetivo y el alcance del ACV.

La *normalización* es el cálculo de la magnitud de los resultados del indicador de categoría con respecto a determinada información de referencia. La

normalización transforma el resultado de un indicador dividiéndolo por un valor de referencia seleccionado.

En la *agrupación* se clasifican las categorías de impacto por grupos de impacto similar o bien por categorías en una jerarquía determinada, según lo definido previamente en el objetivo y el alcance.

La *ponderación* es el proceso de conversión de los resultados de indicadores de diferentes categorías de impacto mediante factores numéricos basados en juicios de valor, y está dirigida a obtener los resultados de las distintas categorías de impacto del ACV de acuerdo con su contribución en cada proceso y, finalmente, la contribución del producto a cada factor ambiental considerado en el estudio.

La Norma UNE-EN ISO 14040 recomienda no realizar la evaluación opcional cuando los resultados van dirigidos al público en general, ya que, sobre todo, la agrupación y la ponderación suponen la introducción de criterios subjetivos.

Interpretación

En esta fase del ACV se combina la información obtenida en la fase de inventario (ICV) con la evaluación de impactos (EICV), para llegar a conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones de manera consistente con el objetivo y el alcance del estudio (Fullana y Puig, 1997; Norma UNE-EN ISO 14044, 2006). De esta fase provendrán las oportunidades para mejorar la situación bajo estudio.

En la fase de interpretación de un estudio de ACV se integran las etapas de: identificación de los aspectos significativos; evaluación de los resultados de la etapa anterior para verificar la integridad, sensibilidad y coherencia del análisis; y, conclusiones, que recogen las limitaciones del ACV y las recomendaciones.

La etapa de *identificación de los aspectos significativos* incluye la presentación de la información relevante de las diferentes fases del ACV, para ayudar a determinar aspectos significativos de acuerdo con la definición del objetivo y el alcance de forma iterativa con el elemento en evaluación.

En la etapa de *evaluación* se valoran los resultados de las etapas anteriores del ACV en relación con los problemas ambientales significativos identificados.

Los resultados deben presentarse de forma que cualquier parte o persona interesada pueda entender clara y fácilmente dichos resultados del estudio.

Las *conclusiones, limitaciones y recomendaciones* deben entregarse en esta fase de interpretación, con objeto de facilitar la toma de decisiones, dejando establecidas claramente las oportunidades identificadas por el estudio.

4.4.2. Aplicación del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) a la gestión y el tratamiento de residuos orgánicos

En los últimos años, el ACV ha comenzado a aplicarse para comparar alternativas específicas de gestión de residuos. Blengini (2008), a partir de un estudio de ACV, ha evaluado las actuaciones ambientales de una planta de compostaje para el tratamiento de residuos orgánicos domésticos y residuos orgánicos “verdes” en comparación con un sistema de vertido, ubicados en la región de Asti al noroeste de Italia. En este estudio se encontraron diferencias importantes entre los dos sistemas de tratamiento comparados, siendo el sistema de vertido donde se obtuvieron los valores más elevados en la mayoría de las categorías de impacto seleccionadas (calentamiento global, eutrofización y formación de fotooxidantes, entre otras). En base a los resultados obtenidos, se estableció que el tratamiento de residuos orgánicos mediante compostaje puede conducir a importantes beneficios medioambientales en comparación con la alternativa de vertido.

Por otro lado, Ruggieri *et al.* (2009) proponen el compostaje como tratamiento para el reciclado y la posterior valorización de los residuos de poda de la vid y los lodos de depuración de aguas residuales de la industria vinícola, con vistas a la preparación de enmiendas orgánicas higienizadas y a su posterior aplicación en el cultivo de la viña. El análisis medioambiental (ACV) y económico de las diferentes alternativas estudiadas para el tratamiento de los residuos orgánicos de la industria del vino indicó que los costes del compostaje son muy bajos en comparación con otras opciones de gestión (incineración y vertido). Desde el punto de vista medioambiental, el compostaje *in situ* presentó el mejor comportamiento en 8 de las 10 categorías de impacto analizadas, entre las que se encontraban el agotamiento de recursos abióticos, el calentamiento global, la acidificación, la ecotoxicidad acuática marina, y la eutrofización, demostrándose,

además, que los sistemas de compostaje estudiados requirieron menos energía que los sistemas basados en el consumo de fertilizantes minerales.

A su vez, Johansson *et al.* (2008) estudiaron comparativamente, desde la perspectiva medioambiental, cuatro opciones de manejo de lodos de depuración de aguas residuales urbanas (EDAR) utilizando el ACV. Las alternativas estudiadas fueron la restauración de zonas mineras explotadas, el co-compostaje con otros materiales orgánicos para usar el compost producido en campos de golf, la higienización mediante almacenamiento (durante 7 a 10 meses) y su uso posterior en agricultura, y la oxidación (con oxígeno) en agua supercrítica (es decir, en condiciones superiores a la temperatura y presión del punto crítico del agua que son 374°C y 22,1 MPa, respectivamente) con posterior recuperación (mediante extracción ácida) del fósforo presente en el residuo así generado. En base a las categorías de impacto de calentamiento global, acidificación, eutrofización y uso de recursos no renovables y energía primaria, se observó un impacto elevado al incluir las emisiones biogeoquímicas (es decir, al aire y a las aguas, procedentes de la actividad microbiana) del manejo de los lodos y de la aplicación de éstos al suelo. Por otro lado, el mayor impacto ambiental se encontró en los sistemas de restauración de áreas mineras degradadas, en el co-compostaje con otros materiales, y en el sistema de higienización, cuyas cargas fueron generadas, principalmente, por el transporte de los lodos desde la planta de tratamiento de aguas residuales hasta su destino final.

Finalmente, las expansiones del sistema para sustituir los abonos minerales de síntesis influyeron notable y positivamente en los resultados, compensando todos los impactos ambientales del transporte y otras actividades técnicas.

4.4.3. Definición del objetivo del presente estudio

El principal objetivo de este estudio fue evaluar comparativamente el impacto ambiental de las tres alternativas de tratamiento y estabilización aplicadas a la mezcla de residuos hortícolas objeto de estudio de la presente tesis –compostaje (COM), precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V) y vermicompostaje directo (VER)–, detectando, además, las etapas críticas de impacto de dichos procesos, y comparando, finalmente, el comportamiento ambiental de cada uno de éstos.

4.4.4. Alcance del ACV de los procesos de tratamiento y estabilización estudiados

4.4.4.1. Unidad Funcional

En el ACV, la unidad funcional proporciona una referencia para la relación de las entradas y salidas del inventario, permitiendo así la comparación de los sistemas analizados. En este estudio, la unidad funcional escogida fue 1 m³ de material orgánico finalmente producido (compost o vermicompost), la cual se seleccionó de acuerdo con el volumen establecido de envasado y transporte del material final (compost y vermicomposts) en las plantas piloto de compostaje y vermicompostaje en las que se realizó este estudio.

4.4.4.2. Descripción del sistema estudiado

Este estudio contempla los tres procesos de tratamiento y estabilización de la mezcla de residuos hortícolas (COM, C+V y VER) investigados en esta Memoria, desde la adquisición de los residuos hortícolas y agroindustriales que constituyen la mezcla inicial o de partida de cada uno de los procesos, hasta la colocación en contenedores de gran volumen (big bags) del material/producto final (compost o vermicompost) obtenido al final de los mismos.

Los sistemas de tratamiento y estabilización de los residuos estudiados se desarrollaron en la Planta Piloto de Compostaje del Área de Microbiología, Departamento de Biología Aplicada, de la Universidad de Almería, y en la Planta Piloto de Vermicompostaje de IFAPA – Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica, Centro de “La Cañada”, adscrito a la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, ambas plantas ubicadas en las instalaciones de IFAPA próximas a dicha Universidad.

Origen del material orgánico

Inicialmente se preparó una mezcla de materiales orgánicos residuales compuesta de restos del cultivo de tomate y cáscara de almendra en la proporción 75:25 (en volumen). Los residuos hortícolas procedían de diversos invernaderos del Levante almeriense (El Ejido) y fueron suministrados por la empresa Ejido Medioambiente S.A., mientras que la cáscara de almendra fue adquirida en la

empresa agroalimentaria Borges Andalucía S.A., ubicada en la localidad de Viator, Almería.

Los materiales orgánicos (restos hortícolas y cáscara de almendra) se transportaron desde las empresas de origen hasta la zona de recepción de la Planta Piloto de Compostaje, donde se realizó el acondicionamiento de dichos material.

El transporte de estos materiales orgánicos fijó uno de los límites del sistema estudiado, es decir, el ACV realizado comenzó con dicho transporte de los materiales.

Acondicionamiento de los materiales orgánicos y preparación de la mezcla de partida

Las labores de acondicionamiento y preparación de los residuos para su posterior tratamiento consistieron en el triturado de los restos del cultivo de tomate, tras secado al aire, hasta un tamaño aproximado de 2 cm, y el molido de la cáscara de almendra hasta un diámetro comprendido entre 0,1 y 0,4 cm.

La mezcla de restos del cultivo de tomate triturado y cáscara de almendra molida, en la proporción 75:25 (v:v), se preparó con ayuda de un dúmper autocargable.

Esta etapa es común a los tres tratamientos evaluados.

Procesos de tratamiento y estabilización aplicados a la mezcla de residuos hortícolas

El proceso de compostaje (**COM**) aplicado fue un proceso mixto en el que diariamente se insufló aire –desde la base de la mezcla (pila) de residuos (sistema Rutgers)– a razón de 4 ciclos de aireación de 5 minutos cada uno y flujo de 3 m³ de aire/segundo, aplicados cada 6 horas, realizándose además volteos quincenales de las pilas durante el primer mes del proceso. Las pilas (dos en total) se regaron con manguera al inicio del proceso y en los dos volteos posteriores, aplicándose un volumen total de agua de 995 L/pila.

Transcurridos 63 días desde el inicio del proceso se dio por terminada la fase activa del compostaje, iniciándose entonces el periodo de maduración, que se prolongó otros 117 días hasta obtener finalmente el compost C.

Por otro lado, en el proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (**C+V**), la porción correspondiente de la mezcla de residuos de partida se compostó durante 63 días bajo las mismas condiciones de manejo y control (número de pilas, aireación, volteos, humedad, etc.) descritas anteriormente para la fase activa del proceso de compostaje. Trascurrido este periodo, el material obtenido se trasladó a las instalaciones de la planta de vermicompostaje, donde se añadió como alimento de las lombrices *Eisenia andrei* y *Eisenia fetida*. La mezcla precompostada se dispuso en la mitad longitudinal de dos literas de 9 m de largo × 1,2 m de ancho × 0,35 m de altura cada una, en un volumen equivalente a unos 2 m³ por litera. Éstas contenían las lombrices en diferentes estados de desarrollo, consiguiendo el sistema una densidad de unos 25.000 individuos/m³. Las lombrices de las especies utilizadas se adquirieron en la empresa Lombriastur S.L. ubicada en la localidad de Grado, Asturias, y fueron transportadas en cajas de 12 L, con un contenido de 2.000 lombrices/caja dispuestas sobre 10,8 L de estiércol bovino maduro.

Durante el proceso de vermicompostaje, los niveles de temperatura y humedad de la mezcla se situaron en torno a 25°C y 80%, respectivamente. El nivel de humedad se mantuvo mediante la aplicación de riegos por microaspersión, aportando un volumen total de agua de 4.574 L/litera a lo largo del proceso.

Transcurridos 198 días desde la incorporación de las lombrices a las literas se dio por finalizado el vermicompostaje de la mezcla de residuos previamente compostada (solo fase activa), y se procedió a separar las lombrices del material (vermicompost V1).

El proceso de vermicompostaje **VER** se desarrolló añadiendo directamente la mezcla de residuos de partida (inicial) como alimento de las lombrices de las especies más arriba indicadas y bajo las mismas condiciones de producción, manejo, temperatura y control de humedad, entre otras, señaladas para la etapa de vermicompostaje en C+V, aportándose –con ayuda de microaspersores– un volumen total de agua de 6.029 L/litera. Este proceso (VER) se prolongó durante 261 días; a partir de este momento, se procedió a la separación de las lombrices del producto final (vermicompost V2).

Los materiales obtenidos al finalizar cada uno de los tres procesos de tratamiento y estabilización considerados para este estudio de ACV se dispusieron en contenedores de gran volumen (big bags) para su posterior traslado. El envasado de los materiales en dichos contenedores fijó el límite del sistema.

El acondicionamiento de los materiales orgánicos y la preparación de la mezcla inicial fueron procesos comunes para los tres procesos estudiados.

En relación con el estiércol bovino utilizado como sustrato o cama en el transporte de las lombrices, las cargas generadas por su producción y manejo hasta el momento en que dichas lombrices llegan a las manos del comprador o transportista son responsabilidad de la empresa productora de lombrices, por lo que estas cargas ambientales quedaron fuera del análisis.

4.4.4.3. Fuentes y calidad de los datos

La búsqueda de datos de calidad es el factor más costoso en la elaboración de un ACV. Por ello, es importante tener en cuenta el uso que se va a hacer de los resultados obtenidos en dicho estudio a la hora de establecer el nivel de calidad de los datos que forman el inventario, como ya se ha indicado anteriormente. Una de las principales características del ACV es su carácter integrador al analizar la vida de un producto, lo que conlleva la simplificación de un elevado número de factores (Úbeda *et al.*, 2002). Este estudio pretende, por un lado, obtener una imagen aproximada de magnitudes con respecto a las cargas ambientales asociadas a la producción del compost C y los vermicomposts V1 y V2 mediante tres sistemas de tratamiento y estabilización (COM, C+V y VER, respectivamente) y, por otro, establecer una plataforma para futuros estudios.

Los datos incluidos en el inventario se refieren a las actividades y acciones llevadas a cabo durante los tratamientos de estabilización estudiados (COM, C+V y VER), que se desarrollaron en el año 2007.

Los datos sobre consumo energético de la maquinaria y los equipos utilizados se obtuvieron a partir de la descripción técnica aportada por el fabricante y de las mediciones directas realizadas durante el desarrollo de las distintas actividades y tareas efectuadas.

Los datos de emisiones se calcularon a partir de estimaciones (o mediciones) realizadas por distintas fuentes bibliográficas.

Los datos correspondientes al consumo energético del transporte se obtuvieron de la base de datos del programa informático utilizado para este estudio de ACV.

4.4.5. Inventario del Ciclo de Vida

En esta etapa se describen y cuantifican los consumos de materias primas y energía junto con las emisiones a la atmósfera (cargas medioambientales) derivados de todos los procesos que están dentro de los límites del sistema, asociados en todo momento a la unidad funcional de 1 m³ de material finalmente producido y envasado (compost C, vermicompost V1 o vermicompost V2).

En la Tabla 4.4.3 se presentan los datos recopilados de las entradas y salidas del sistema durante el proceso de compostaje (COM).

Tabla 4.4.3. Datos recopilados de entradas y salidas (materia, energía y emisiones) durante el proceso de compostaje (COM)

	Etapa	Actividad	Unidad	Cantidad
<i>Entradas</i>	Acondicionamiento y preparación mezcla	Transporte restos del cultivo de tomate	kg	510
		Transporte cáscara de almendra	kg	690
		Triturado restos del cultivo de tomate	MJ	8,26
		Triturado cáscara de almendra	MJ	72,4
		Mezcla restos del cultivo de tomate + cáscara de almendra	MJ	18,5
		Transporte área mezcla-área compostaje y formación de pilas	MJ	6,43
	Fase activa	Mezcla de residuos	kg	1.200
		Aireación	MJ	510,3
		Riego	MJ	35,16
		Volteos	MJ	32,83
Fase de maduración	Transporte área maduración	MJ	6,43	
<i>Salidas</i>	Fase activa	CO ₂	kg	28,08
		CH ₄	kg	2,88
		NH ₃	kg	0,239
		N ₂ O	kg	0,115
	Fase de maduración	Compost C	m ³	1

Los datos asociados a las actividades de transporte (restos de tomate y cáscara de almendra) durante la etapa de acondicionamiento y preparación de la mezcla inicial –que fue común para los tres procesos de tratamiento y estabilización evaluados– se obtuvieron a partir de la base de datos del programa informático GaBi 2006 (PE International).

Asimismo, el consumo energético de las actividades de acondicionamiento de los residuos orgánicos (triturado y mezcla) se calculó a partir de la descripción técnica aportada por el fabricante (Figura 4.4.2):

- Triturado de los restos del cultivo de tomate - molino de cuchillas Biotriturador Profi 4000, 9 CV.
- Molido de la cáscara de almendra - molino de martillos (Ruano S.L.) 10 kW.
- Mezcla de residuos - dúmper autocargable Piquersa D-1500-AC 4x4, 15,2 CV.

El transporte desde el área de acondicionamiento y mezcla hasta el área de compostaje, así como la formación de las pilas de compostaje se realizó utilizando el dúmper Piquersa autocargable indicado.

Para las actividades de aireación, volteos y riegos se utilizaron los siguientes equipos:

- Aireación - bomba soplante Riegorama, flujo de 3 m³/s, 1,5 CV.
- Volteo - dúmper autocargable Piquersa D-1500-AC 4x4, 15,2 CV.
- Riego - bomba Lowara 7013, caudal de 0,8 L/min, 0,37 CV.

Durante la etapa de maduración del proceso COM no se reportó consumo de energía.

Para el cálculo de las emisiones se tomó en consideración los factores de emisión de CH₄, NH₃ y N₂O incluidos dentro del Protocolo 6D: Emisiones de CH₄, NH₃ y N₂O de plantas de compostaje y fermentación de residuos vegetales en Holanda (NEAA, 2009). Por otra parte, las emisiones de CO₂ se calcularon a partir de las pérdidas de carbono orgánico total (C_{OT}) producidas durante el proceso de compostaje (COM) y de lo señalado por Beck-Friis *et al.* (2001) en relación con la cantidad de CO₂ emitido en base a las pérdidas de carbono orgánico total durante un proceso de compostaje de la fracción orgánica de residuos domésticos.

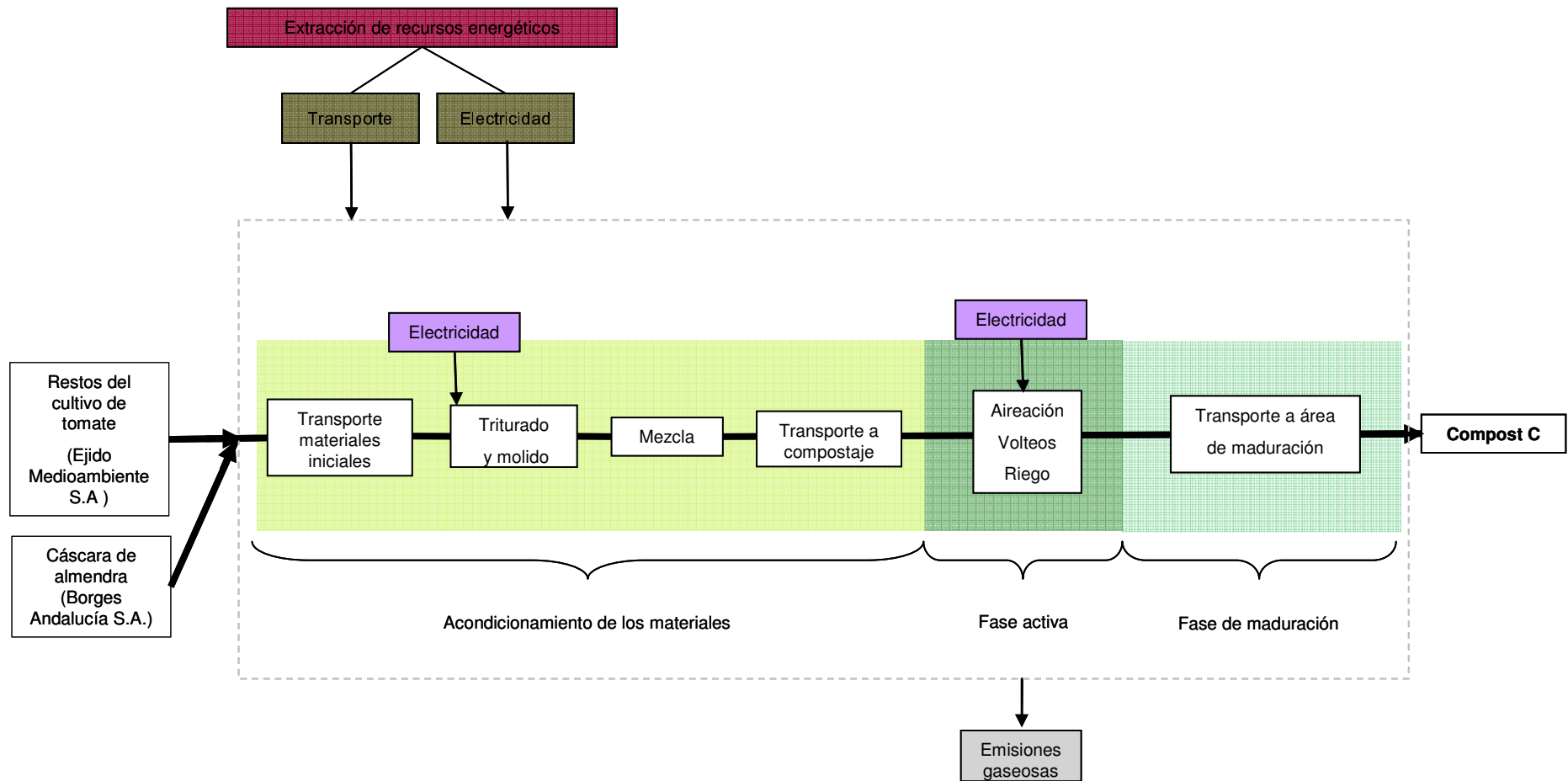


Figura 4.4.2. Diagrama del proceso de compostaje (COM) aplicado para el tratamiento y la estabilización de la mezcla de residuos hortícolas de partida

-----: límite del sistema

Los lixiviados se recogieron durante el proceso de compostaje estudiado, contabilizando su volumen; sin embargo, no se determinó la composición química de éstos, por lo que no se incluyeron en el estudio.

En la Tabla 4.4.4 se presentan los datos del inventario recopilados para el proceso de precompostaje de la mezcla de residuos seguido de vermicompostaje (C+V).

Tabla 4.4.4. Datos recopilados de entradas y salidas (materia, energía y emisiones) durante el proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V)

Etapa	Actividad	Unidad	Cantidad	
<i>Entradas</i>	Acondicionamiento y preparación mezcla	Transporte restos del cultivo de tomate	kg	510
		Transporte cáscara de almendra	kg	690
		Triturado restos del cultivo de tomate	MJ	8,26
		Triturado cáscara de almendra	MJ	72,4
		Mezcla restos del cultivo de tomate + cáscara de almendra	MJ	18,5
		Transporte área mezcla-área compostaje y formación de pilas	MJ	6,43
	Precompostaje	Mezcla de residuos	kg	1.200
		Aireación	MJ	510,3
		Riego pilas	MJ	35,16
		Volteos	MJ	32,83
	Vermicompostaje	Transporte lombrices	kg	187
		Transporte material a zona vermicompostaje	MJ	4,01
		Material precompostado	kg	eq. 1.200
		Riego literas	MJ	126,4
<i>Salidas</i>	Precompostaje	CO ₂	kg	7,80
		CH ₄	kg	0,350
		NH ₃	kg	0,029
		N ₂ O	kg	0,014
		Material precompostado	kg	eq.1.200
	Vermicompostaje	CO ₂	kg	8,35
		CH ₄	kg	2,04·10 ⁻⁴
		NH ₃	kg	nd
		N ₂ O	kg	0,015
		Vermicompost V1	m ³	1

eq.: equivalente a (considerando las pérdidas de materia orgánica); nd: no detectable

Las actividades realizadas durante las etapas de acondicionamiento y preparación de la mezcla, así como durante el precompostaje, esta última

desarrollada bajo las mismas condiciones (temperatura, humedad, aireación, etc.) que a la Fase activa del proceso COM, fueron comunes en ambos procesos (COM y C+V), por lo que se han utilizado, para estas etapas en C+V, los mismos datos de entradas y salidas de materia, energía y emisiones que en COM.

El consumo de recursos y las emisiones asociadas al transporte de las lombrices, incluido en la etapa de vermicompostaje de este proceso C+V, se obtuvieron a partir de la base de datos del programa informático GaBi 2006 (PE International).

El transporte de la mezcla de residuos precompostada desde la zona de compostaje hasta la planta piloto de vermicompostaje ubicada a unos 75 m se realizó con dúmper Piquersa autocargable D-1500-AC 4×4, 15,2 CV.

Para el cálculo de la energía consumida por el riego de las literas durante la etapa de vermicompostaje de C+V se consideró la energía requerida por una bomba Lowara modelo 7013 para aportar un caudal de 0,77 L/min durante 30 minutos, con frecuencia diaria, (durante esta etapa de vermicompostaje) (Figura 4.4.3).

Las emisiones generadas durante C+V se calcularon, para la etapa de precompostaje, de igual manera que para la fase activa del proceso COM; y para la etapa de vermicompostaje, los cálculos de las emisiones de CH₄ y N₂O se basaron en lo señalado por Hobson *et al.* (2005) para las emisiones generadas por un sistema de vermicompostaje de una mezcla a base de residuos “verdes”, mientras que las emisiones de CO₂ se calcularon según lo establecido por Elvira *et al.* (1997) durante el vermicompostaje de lodos de depuración de la industria papelera.

Los lixiviados se recogieron durante el proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje estudiado, contabilizándose su volumen; sin embargo, no se determinó la composición química de éstos, por lo que no se incluyeron en el estudio.

En la Tabla 4.4.5 se recogen los datos de entrada y salida de materia, energía y emisiones durante el proceso de vermicompostaje VER.

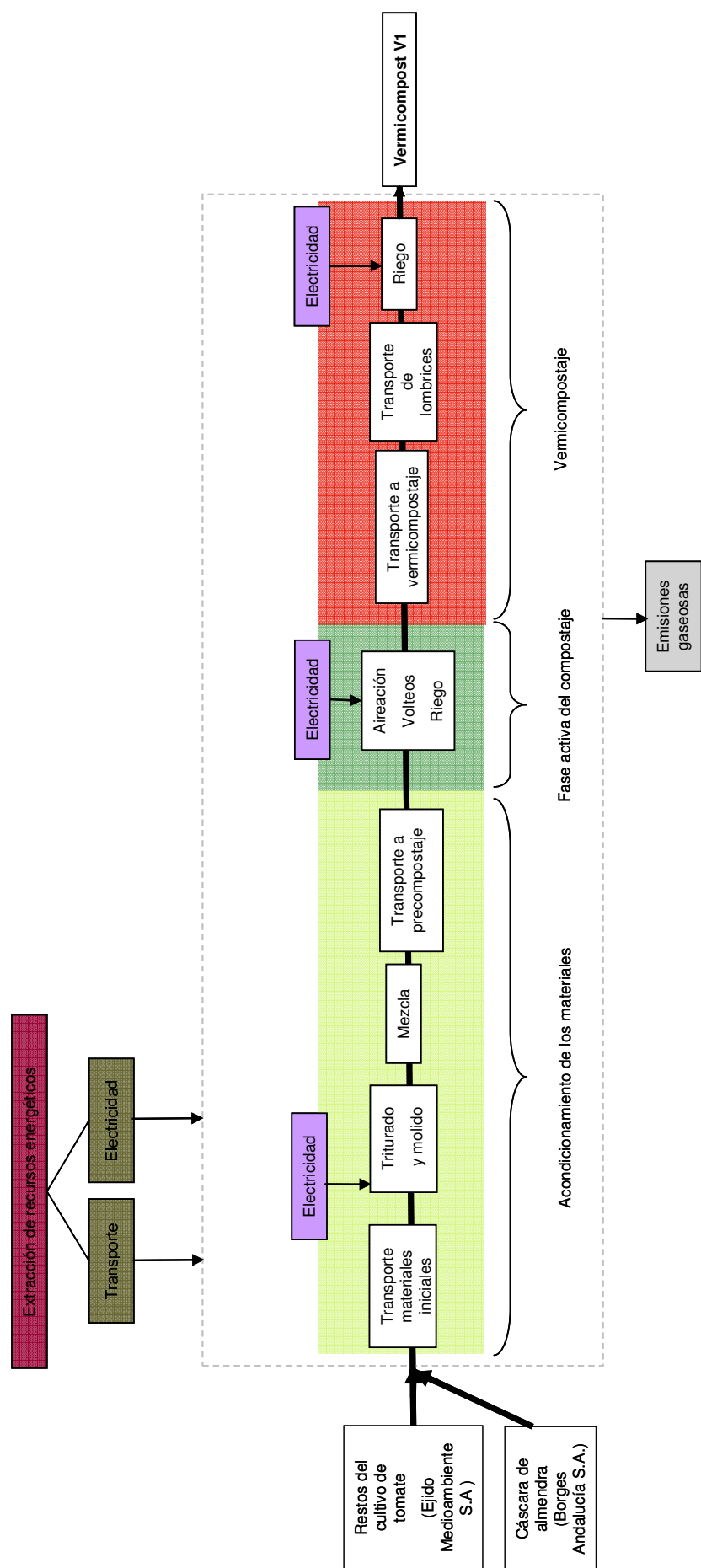


Figura 4.4.3. Diagrama del proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V) aplicado para el tratamiento y la estabilización de la mezcla de residuos hortícolas departida

-----: límite del sistema

Tabla 4.4.5. Datos recopilados de entradas y salidas (materia, energía y emisiones) durante el proceso de vermicompostaje (VER)

	Etapa	Actividad	Unidad	Cantidad
<i>Entradas</i>	Acondicionamiento y preparación mezcla	Transporte restos del cultivo de tomate	kg	510
		Transporte cáscara de almendra	kg	690
		Triturado restos del cultivo de tomate	MJ	8,26
		Triturado cáscara de almendra	MJ	72,4
		Mezcla restos del cultivo de tomate + cáscara de almendra	MJ	18,5
	Vermicompostaje	Transporte lombrices	kg	187
		Transporte material a zona vermicompostaje	MJ	4,01
		Mezcla de residuos	kg	1.200
		Riego	MJ	350,6
<i>Salidas</i>	Vermicompostaje	CO ₂	kg	25,5
		CH ₄	kg	3,55·10 ⁻⁴
		NH ₃	kg	nd
		N ₂ O	kg	1,36·10 ⁻³
		Vermicompost V2	m ³	1

nd: no detectable

Las actividades desarrolladas durante las etapas de acondicionamiento y preparación de la mezcla fueron comunes para los tres procesos estudiados, por lo que se ha utilizado, para esta etapa de VER, los mismos datos de entradas y salidas de materia, energía y emisiones que en COM y C+V.

El transporte de la mezcla de residuos desde la zona de acondicionamiento y mezcla hasta la planta piloto de vermicompostaje, ubicada ésta a unos 75 m, se realizó con dúmper Piquersa autocargable D-1500-AC 4×4, 15,2 CV.

Para el cálculo de la energía consumida durante el riego de las literas se consideró la energía requerida por una bomba Lowara modelo 7013 para aportar un caudal de 0,77 L/min durante 30 minutos, con frecuencia diaria, durante todo el proceso de vermicompostaje (Figura 4.4.4).

Las emisiones generadas durante VER se calcularon de igual modo que para la etapa de vermicompostaje del proceso C+V.

4.4.6. Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV)

Una vez realizado el Inventario del Ciclo de Vida, cada flujo del sistema se asigna a diferentes categorías de impacto ambiental. Algunas de las categorías

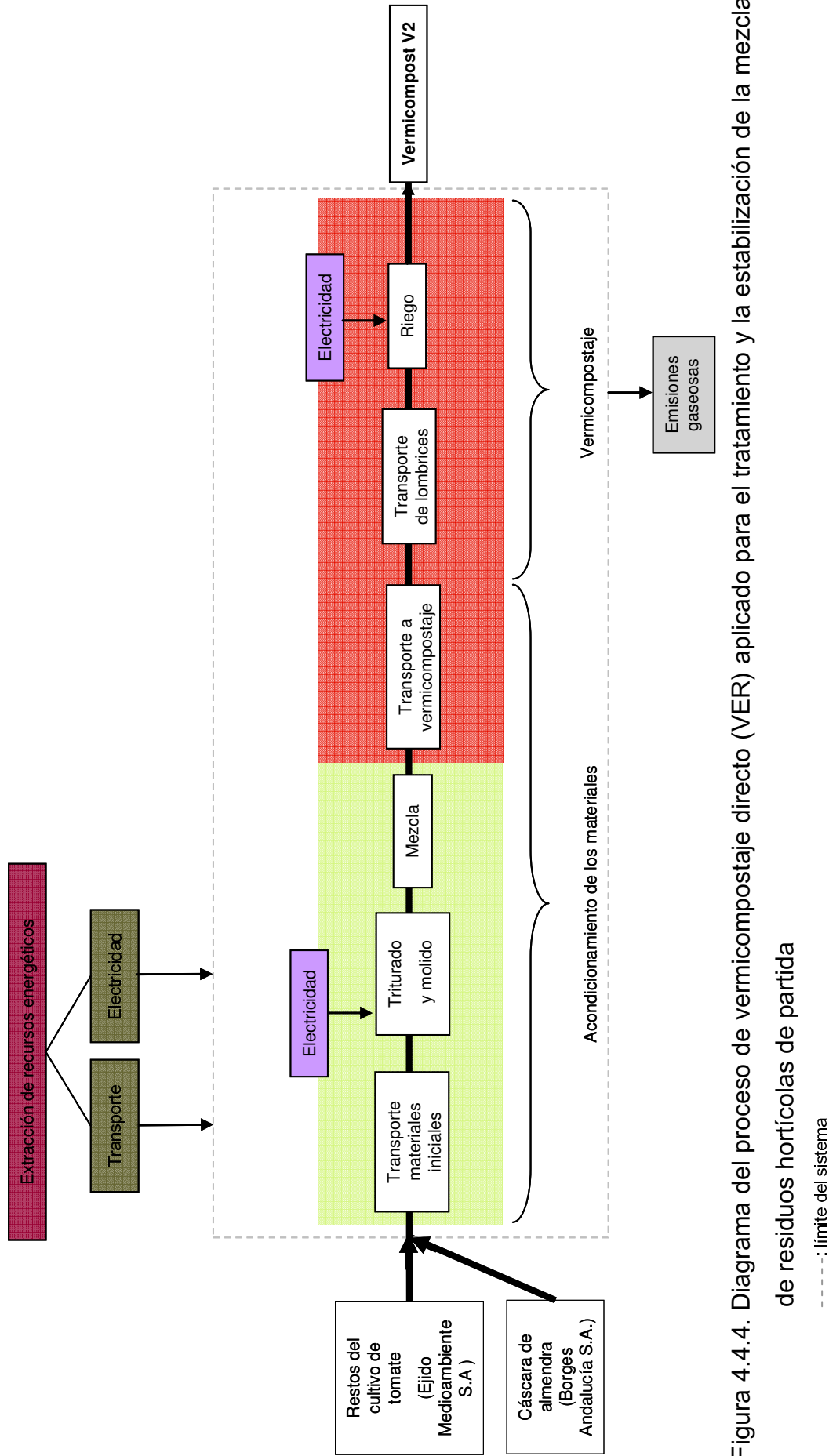


Figura 4.4.4. Diagrama del proceso de vermicompostaje directo (VER) aplicado para el tratamiento y la estabilización de la mezcla de residuos hortícolas de partida

-----: límite del sistema

consideradas en este estudio se explican brevemente a continuación, según lo expuesto por Antón (2004), Puig *et al.* (2005) y Úbeda (2002).

Agotamiento de recursos

El origen básico de todos los bienes materiales son los recursos naturales. El agotamiento de éstos tiene lugar cuando la extracción de materias primas (minerales y combustibles fósiles, entre otros) se realiza con mayor rapidez que su producción. Este efecto se evalúa en relación con el tamaño de las reservas disponibles de cada recurso. Así, la relevancia ambiental del consumo de recursos naturales es inversamente proporcional a su abundancia (cuanto más hay “menos importante es consumirlo”) y directamente proporcional al ritmo de su explotación (si se consume rápidamente se agotará antes y, por lo tanto, debe ser más importante). Se expresa en kg antimonio (Sb) eq.

Acidificación

El uso de combustibles fósiles provoca emisiones de óxidos de azufre (principalmente SO₂) y de nitrógeno (NO_x). Estos contaminantes se combinan con la humedad de la atmósfera y forman ácido sulfúrico y nítrico que caen (deposición) como lluvia ácida. La lluvia ácida afecta negativamente a los ecosistemas, las tierras agrícolas, las reservas de agua y la salud humana. Las principales fuentes de acidificación originadas por el hombre son los procesos de combustión de materiales fósiles para la obtención de energía. Se expresa en kg SO₂ eq.

Eutrofización

Se produce cuando los nutrientes (formas orgánicas y minerales) se acumulan en los ecosistemas acuáticos, incrementando el crecimiento de las plantas y provocando una disminución del contenido de oxígeno, debido a que la descomposición de dicha biomasa consumirá oxígeno (medido como DBO, demanda bioquímica de oxígeno). Este consumo de oxígeno puede conducir a la formación de condiciones anaeróbicas, ocasionando cambios en la población de las distintas especies (vegetales y animales) en el ecosistema, lo que puede ser una amenaza para la biodiversidad. Se expresa en kg PO₄³⁻ (fosfato) eq.

Cambio climático

Esta categoría se relaciona, principalmente, con el efecto invernadero, que se define como el incremento progresivo de la temperatura terrestre provocado por el aumento de la cantidad de dióxido de carbono (CO₂) y otros gases en la atmósfera. La mayor contribución del hombre a esta categoría de impacto se atribuye a la combustión de materiales fósiles como el carbón, el aceite y el gas natural. Se expresa en kg CO₂ eq.

Toxicidad humana

En muchos procesos industriales se utilizan sustancias peligrosas o tóxicas para las personas y/o los ecosistemas. La toxicidad de una sustancia dependerá de las características de la misma, pero también de la vía de administración o exposición, la dosis, el modo de administración, etc. Los contaminantes y las sustancias tóxicas presentes en el medio a bajas concentraciones (metales pesados, sustancias orgánicas, etc.) se pueden acumular hasta alcanzar concentraciones críticas o letales en los escalones superiores de la cadena trófica a través de la “biomagnificación”. También pueden causar toxicidad la emisión de partículas, la emisión de radiaciones de centrales nucleares, los campos electromagnéticos generados por las líneas de alta tensión, y las microondas recibidas por los receptores de telefonía móvil. Se expresa en kg de 1,4-diclorobenceno (DCB) eq.

Agotamiento de la capa de ozono

Determinados productos químicos que contienen átomos de cloro o bromo pueden liberar éstos a la atmósfera, perjudicando a la capa de ozono. Así, la acumulación de clorofluorocarbonados (CFC) o halones en la estratosfera reduce la concentración de ozono, lo que conlleva el aumento de la radiación ultravioleta que llega a la superficie terrestre, que es perjudicial para los organismos vivos. Se expresa en kg de CFC (R-11) eq.

Formación de fotooxidantes

Los fotooxidantes u oxidantes fotoquímicos se originan como consecuencia de la reacción de óxidos de nitrógeno (NO_x) y de azufre con compuestos volátiles

(CVO) bajo la influencia de la luz UV. Éstos forman la niebla tóxica, conocida como “*smog fotoquímico*”. Las fuentes más significativas de CVO debidas a la actividad humana son los disolventes orgánicos y la combustión incompleta de gasolina y/o diesel en el transporte por carretera. Se expresa en kg de etileno eq.

Ecotoxicidad terrestre y acuática

En estas categorías se contemplan los efectos de las sustancias tóxicas existentes en el ambiente sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos (continentales –aguas dulces– y marinos. Un contaminante no permanece en el medio en el que es emitido, sino que puede desplazarse y alcanzar otras zonas que serán a su vez contaminadas. Una determinada sustancia puede ser incluso más dañina en un medio diferente al de su emisión. Se expresa en kg de 1,4-diclorobenceno (DCB) eq.

En base a lo anteriormente expuesto, se presentan, en primer lugar, los perfiles medioambientales de cada uno de los sistemas estudiados, para después comparar los resultados obtenidos en cada uno de ellos.

En la Figura 4.4.5 se presenta la contribución –a cada una de las categorías de impacto ambiental consideradas– de las etapas incluidas dentro de los límites del sistema del proceso de compostaje COM.

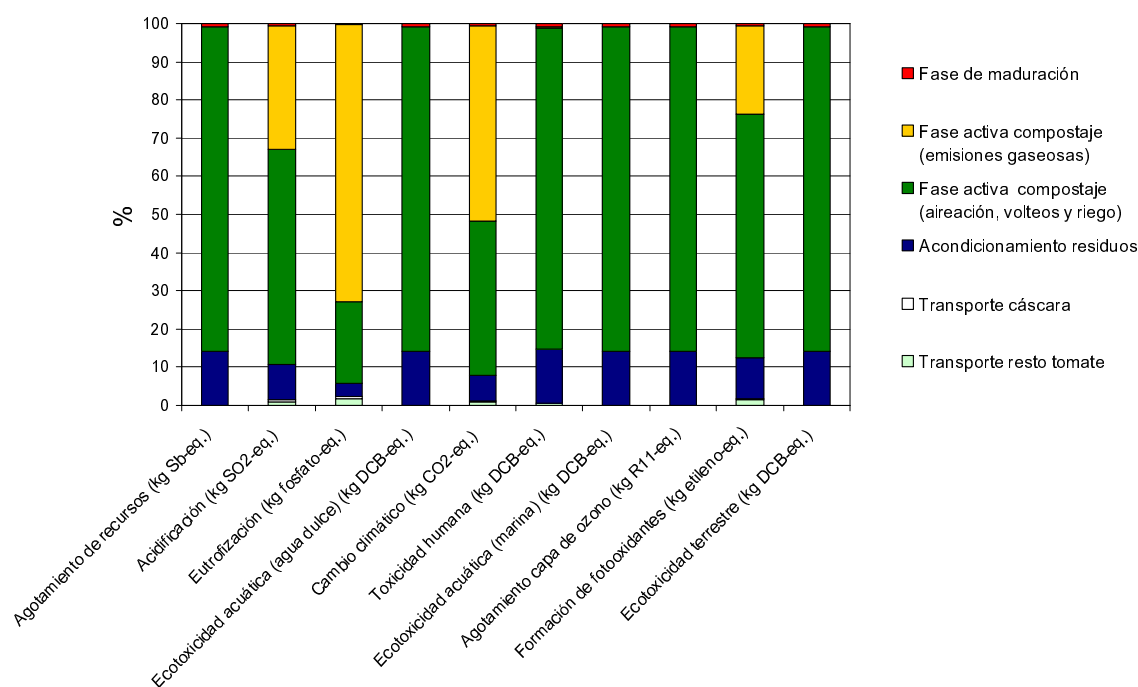


Figura 4.4.5. Valoración del perfil medioambiental del proceso de compostaje COM

Se observa que la Fase Activa del compostaje –en la que se contemplan las actividades de aireación, riego y volteos, y las emisiones gaseosas liberadas al ambiente– es la etapa que más contribuye a casi todas las categorías de impacto, excepto eutrofización y cambio climático, mientras que el efecto de la Fase de Maduración sobre el ambiente fue comparativamente más bajo.

La Fase Activa de COM se ha presentado dividida en dos módulos: 1) aireación, volteos y riego, y 2) emisiones gaseosas. La ecotoxicidad acuática (agua dulce y marina), ecotoxicidad terrestre, toxicidad humana, agotamiento de la capa de ozono y agotamiento de recursos naturales, estuvieron causadas en mayor medida (85%) por el *módulo de aireación, volteos y riego*, que produjeron además, pero en menor cuantía, formación de fotooxidantes (64%) y acidificación (56%). Asimismo, debe señalarse la contribución de las *emisiones gaseosas* durante la Fase Activa de COM a la eutrofización (73%), cambio climático (51%), acidificación (32%) y formación de fotooxidantes (23%).

En relación al perfil medioambiental del proceso donde se aplicó sólo (directamente) vermicompostaje (VER) (Figura 4.4.6), se observó que el *módulo de riego* contribuyó en un 77% (de media) a la ecotoxicidad acuática (agua dulce y marina), ecotoxicidad terrestre y toxicidad humana, así como al agotamiento de recursos y agotamiento de ozono. Además, este módulo produjo el 62% de la acidificación potencial, contribuyó a la formación de fotooxidantes en un 59%, y provocó el 47% de cambio climático y el 36% de eutrofización.

Por su parte, el *módulo de emisiones gaseosas* produjo cerca del 19% del cambio climático durante este proceso

Durante este proceso VER, el *transporte de las lombrices* fue la actividad que ocasionó más eutrofización (47%). El coste ambiental de esta actividad, al estar en función de la carga transportada y de la distancia entre el origen y el destino de la misma, estuvo afectada, por una parte, por la distancia entre la empresa productora de lombrices y la planta de vermicompostaje, y por otra, por el hecho de que las lombrices han de transportarse en estiércol, lo que aumentó considerablemente el volumen por lombriz transportada. Se observó, además, que el *acondicionamiento de las materias primas* (residuos) contribuyó de forma considerable al agotamiento de recursos abióticos, a la ecotoxicidad acuática marina y al cambio climático. Esta actividad, que fue idéntica en los tres procesos

estudiados, adquirió mayor peso relativo en el vermicompostaje directo (VER) al ser éste un proceso con un menor impacto ambiental.

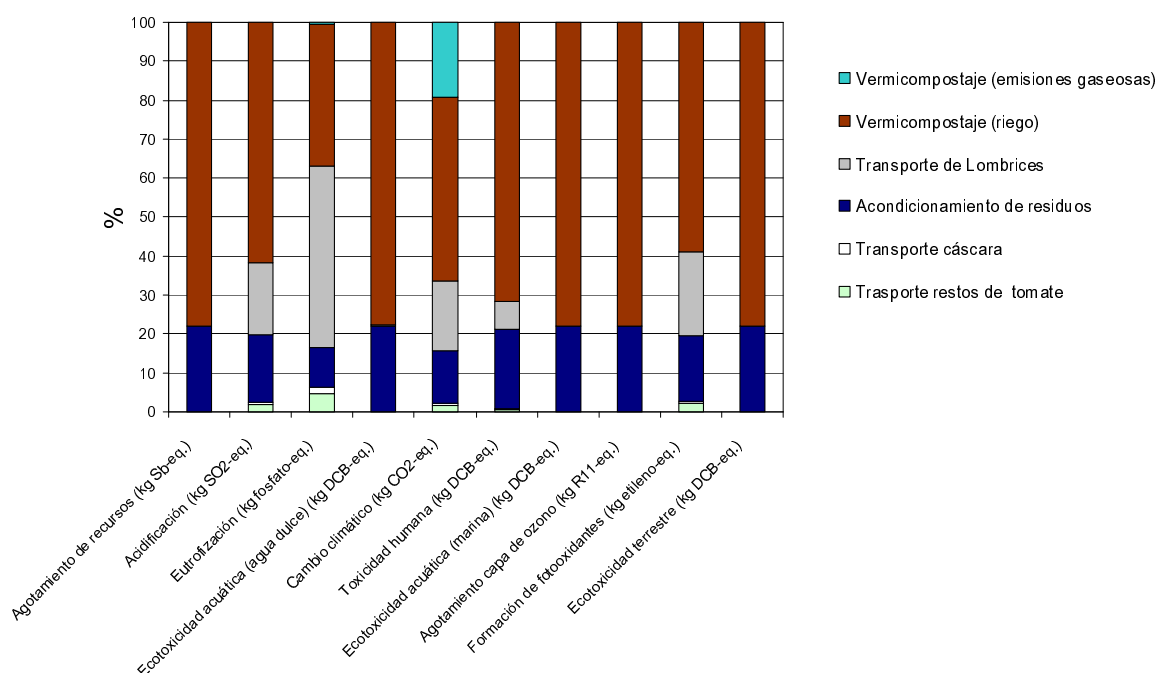


Figura 4.4.6. Valoración del perfil medioambiental del proceso de vermicompostaje directo (VER)

La Figura 4.4.7 muestra la contribución de las etapas de C+V a cada categoría de impacto ambiental considerada. El hecho de que éste fuera un proceso mixto (precompostaje seguido de vermicompostaje) se reflejó en que el *módulo de aireación, volteos y riego* correspondiente a la fase activa del compostaje (precompostaje) junto con el *módulo de riego* de la etapa de vermicompostaje produjeron el mayor impacto, observándose este efecto en la elevada contribución de cada uno de estos módulos a la mayoría de las categorías de impacto estudiadas. Aunado a esto, el *transporte de las lombrices* produjo más eutrofización (26%) que las otras actividades desarrolladas durante C+V.

En la Tabla 4.4.6 se recogen los valores absolutos de la contribución de los tres procesos estudiados (COM, C+V y VER) a cada categoría de impacto ambiental considerada, permitiendo así comparar el impacto de los procesos por categorías.

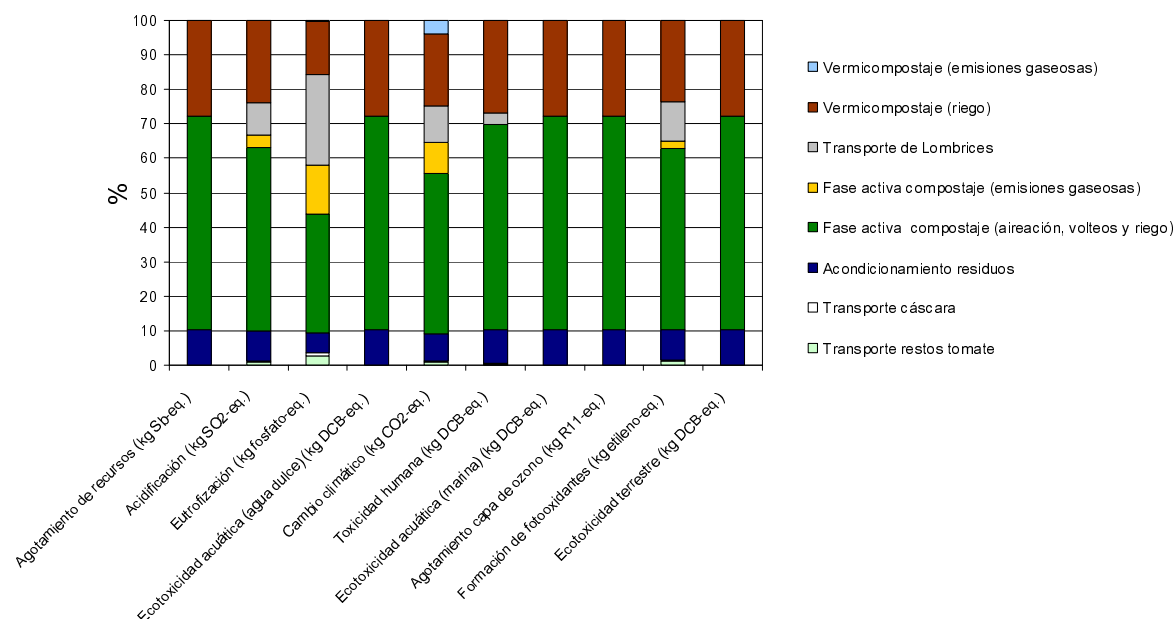


Figura 4.4.7. Valoración del perfil medioambiental del proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V)

Tabla 4.4.6. Resultados del impacto ambiental de los procesos de tratamiento y estabilización estudiados (COM, C+V y VER) por categoría de impacto

Categoría de impacto	COM	C+V	VER
Agotamiento de recursos (kg Sb-eq.)	6,62E-01	9,10E-01	4,25E-01
Acidificación (kg SO ₂ -eq.)	1,40E+00	1,48E+00	7,52E-01
Eutrofización (kg fosfato-eq.)	1,59E-01	9,86E-02	5,54E-02
Ecotoxicidad acuática (agua dulce) (kg DCB-eq.)	3,42E-01	4,70E-01	2,20E-01
Cambio climático (kg CO ₂ -eq.)	2,61E+02	2,26E+02	1,32E+02
Toxicidad humana (kg DCB-eq.)	1,13E+01	1,61E+01	7,85E+00
Ecotoxicidad acuática (marina) (kg DCB-eq.)	3,88E+04	5,33E+04	2,49E+04
Agotamiento capa de ozono (kg R 11-eq.)	2,18E-05	2,99E-05	1,40E-05
Formación de fotooxidantes (kg etileno-eq.)	7,50E-02	9,12E-02	4,79E-02
Ecotoxicidad terrestre (kg DCB-eq.)	1,67E-01	2,29E-01	1,07E-01

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

DBC: diclorobenceno; CFC: clorofluorocarbono

Se observa que fue VER el proceso que menos impacto ambiental provocó, en comparación con COM y C+V. En el proceso de compostaje (COM) se produjo mayor eutrofización y cambio climático; sin embargo el proceso de precompostaje seguido de vermicompostaje (C+V) ocasionó los mayores impactos en el resto de categorías consideradas.

En los tres procesos, COM, C+V y VER, destaca la ecotoxicidad acuática (marina) y el cambio climático, cuyos valores absolutos se representan en la Figuras 4.4.8. La mayor toxicidad acuática marina se produjo durante C+V, mientras que fue COM el proceso que contribuyó en mayor medida al cambio climático.

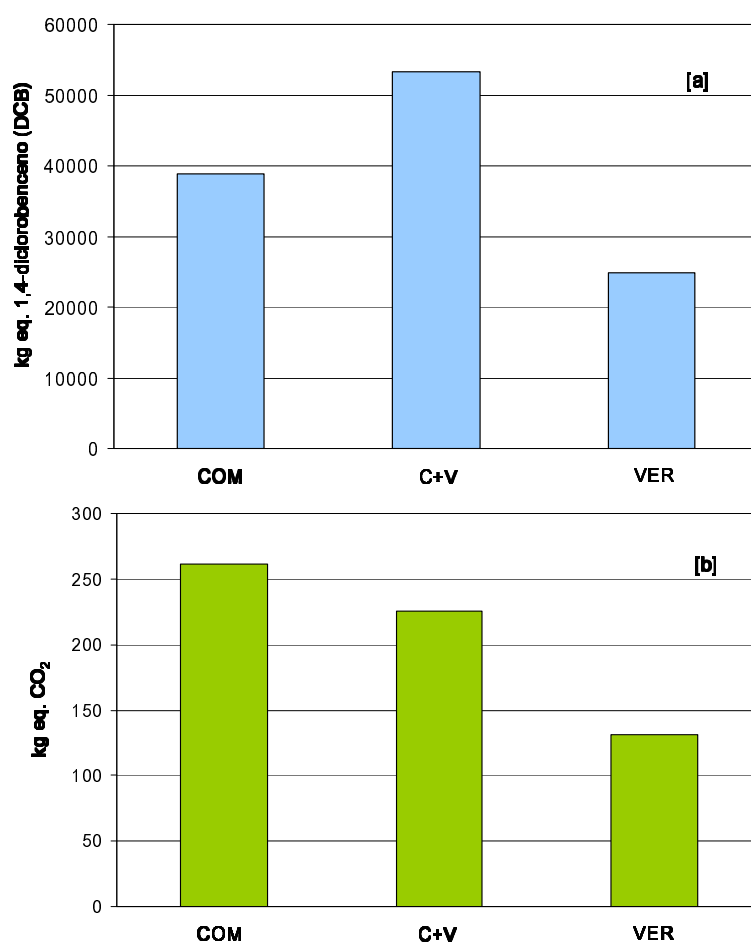


Figura 4.4.8. Ecotoxicidad acuática marina, expresada como kg de 1,4-diclorobenceno eq. [a], y cambio climático, expresado como kg de CO₂ eq. [b], ocasionados durante los tres procesos de tratamiento y estabilización estudiados (COM, C+V y VER)

COM: compostaje; C+V: precompostaje seguido de vermicompostaje; VER: sólo vermicompostaje

Durante COM, el efecto sobre el ambiente se debió, principalmente, a las actividades y fenómenos (aireación, volteos y riego, y emisión de gases) ocurridos durante la Fase Activa de este proceso, mientras que en la Maduración el impacto ocasionado fue comparativamente despreciable. El impacto ambiental que se

produjo durante VER fue debido, mayormente, a las prácticas de riego efectuadas, a la duración del propio proceso (81 días más que la de COM), y al transporte de las lombrices. El proceso C+V engloba las etapas con mayor impacto de COM (Fase Activa del proceso) y de VER (transporte de lombrices y riego), lo que justifica el elevado impacto ambiental que presentó este proceso C+V.

Al comparar globalmente los tres procesos estudiados se observó que COM resultó ser más contaminante que VER. La Fase Activa de COM recogió una serie de actividades para las cuales se requirió el consumo de energías no renovables, cuyo impacto en el cambio climático sólo puede reducirse implementando el suministro de electricidad de fuentes que generen menores cargas ambientales.

En el proceso VER resultan especialmente contaminantes el riego aplicado a las literas de vermicompostaje, debido al consumo eléctrico de la bomba de riego, y el transporte de las lombrices. El impacto durante VER podría disminuir reduciendo la distancia entre la planta de vermicompostaje y las instalaciones de cría de lombrices, o reutilizando estos individuos durante ciclos sucesivos (en continuo) de vermicompostaje. Debe señalarse que este estudio se ha realizado para un proceso de vermicompostaje aislado; sin embargo, en una planta comercial de producción de vermicompost, generalmente se desarrollan procesos continuos, es decir, con incorporaciones sucesivas de material a vermicompostar, manteniéndose o incrementándose la población de lombrices durante varios ciclos de vermicompostaje.

En base a los resultados obtenidos del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) realizado, el proceso C+V ha resultado ser el que mayor impacto produce en la mayoría de categorías estudiadas. En este proceso, y como se ha mencionado anteriormente, se concentran las etapas más contaminantes de COM y VER. La elección de este sistema mixto de tratamiento y estabilización de residuos orgánicos estaría condicionada a la calidad del vermicompost obtenido. En todo caso, C+V resultaría también menos contaminante si se introdujeran las alternativas recomendadas más arriba para COM y VER.

Debido al carácter iterativo del ACV, y a la luz de los resultados presentados en esta Memoria, la recopilación e incorporación de nuevos datos al análisis que aporten información más detallada de las actividades y acciones desarrolladas

durante los procesos (medición directa de emisiones, análisis químico de lixiviados, etc.), podrían proporcionar documentación más precisa de las diferencias existentes –desde el punto de vista medioambiental– entre los tratamientos de estabilización estudiados, permitiendo así seleccionar adecuadamente las actuaciones más convenientes, que permitirían mitigar el impacto medioambiental que cada uno de estos procesos pueda generar. En adición, la realización de un análisis de incertidumbre de los datos, incluyendo la desviación estándar de los datos de inventario, sería también interesante con vistas a mejorar este estudio, ya que así se podría evaluar la existencia de diferencias significativas entre los impactos potenciales producidos por los tres procesos en comparación.

5. CONCLUSIONES

1. Las propiedades físicas, las características físico-químicas, la composición (fracción orgánica y mineral) así como las propiedades bioquímicas y biológicas de la mezcla de residuos de partida cambiaron de manera diferencial durante, y en función de, los procesos estudiados –compostaje (COM), precompostaje (fase activa) seguido de vermicompostaje (C+V), y vermicompostaje directo de los residuos frescos (VER)–, siendo los cambios observados cuantitativamente superiores durante las fases más activas de dichos procesos (bio-oxidativa o termófila en compostaje y crecimiento importante de la población de lombrices en vermicompostaje).
2. Los parámetros físicos, físico-químicos, químicos, bioquímicos y biológicos determinados mostraron una tendencia de variación similar –aumento o disminución según el parámetro considerado– durante los tres procesos estudiados, pero haciéndolo de manera más marcada a lo largo de C+V y VER que durante COM.
3. La variación de los diferentes parámetros e índices seleccionados como indicadores del nivel de degradación y posterior humificación de la materia orgánica en la mezcla de residuos estudiada fue la esperable durante estos procesos de tratamiento y estabilización, alcanzándose los valores estándar o de referencia correspondientes a materiales orgánicos maduros y estables ya desde las primeras etapas de COM, C+V y VER.
4. La caracterización de los tres materiales obtenidos para uso como sustratos de cultivo reveló diferencias marcadas en los parámetros estudiados entre dichos materiales –que estuvieron relacionadas con los tratamientos aplicados a la mezcla de residuos de partida– así como con la turba *Sphagnum* rubia utilizada como control de referencia.
5. Las propiedades físicas del compost C y los vermicomposts V1 y V2 dependieron críticamente de fracciones granulométricas distintas, en función del material considerado, aunque, en general, las partículas mayores de 1 mm influyeron positivamente en el contenido de aire, y las superiores a 0,5 mm sobre el agua total disponible, mientras que la capacidad de retención total de agua se vio afectada mayormente y de manera positiva por las partículas de menor tamaño.

6. Los materiales estudiados presentaron mayor densidad aparente y contenido de aire, y menor porosidad total, capacidad de retención de agua (disponible y total) y conductividad hidráulica relativa que la turba.
7. Los materiales C, V1 y V2 mostraron un pH fuertemente alcalino.
8. La conductividad eléctrica y la concentración de la mayoría de los elementos minerales solubles en agua de C fueron notablemente superiores a V1 y V2, superando los valores de todos los parámetros estudiados a los de la turba de referencia.
9. El bioensayo que evaluó el crecimiento y la floración de plantas adultas de petunia fue más sensible a la presencia de sales en exceso y sustancias potencialmente fitotóxicas en los materiales estudiados que aquéllos basados en el control de la germinación de semillas (de berro y lechuga) y la nascencia de plántulas (de berro).
10. El compost C se mostró más supresivo frente al hongo fitopatógeno *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis* que los vermicomposts V1 y V2.
11. La caracterización realizada puso de manifiesto que los tres materiales estudiados (C, V1 y V2) reunían las condiciones requeridas para el uso seguro de los mismos como componentes de sustratos de cultivo en Horticultura ornamental.
12. La respuesta vegetal a los sustratos preparados con C, V1 y V2 dependió del uso que se dio a dichos sustratos, apreciándose que la germinación de semillas y la posterior emergencia de las plántulas mostraron una dependencia elevada de las propiedades de éstos, seguida del enraizamiento de estacas (estaquillado), que presentó una dependencia moderada, y, finalmente, del desarrollo de plantas de ciclo de cultivo relativamente corto, que se mostró tolerante.
13. Los materiales estudiados, especialmente los vermicomposts V1 y V2, pueden utilizarse con éxito como sustitutivos parciales de los materiales utilizados generalmente como sustratos de cultivo en viveros comerciales (turba *Sphagnum* o fibra de coco, según el caso). Los vermicomposts V1 y V2 pueden emplearse en proporciones del 50% al 75% del volumen total del sustrato, mientras que el compost C puede representar del 25% al 50% de

éste, proporcionando estas mezclas, además, resultados similares o superiores a los controles comerciales.

14. El cultivo de larga duración estudiado (romero, más de seis meses) modificó las propiedades físicas, físico-químicas y químicas de los sustratos examinados, lo que se tradujo en que el comportamiento de esta especie se mostrara altamente dependiente de la evolución de dichas propiedades.
15. De los tres procesos de tratamiento y estabilización de la materia orgánica estudiados, C+V fue el que presentó mayor impacto global según el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) realizado, seguido de COM y, finalmente, de VER. Este impacto se centró en las categorías “Ecotoxicidad acuática marina” y “Cambio climático”.

6. BIBLIOGRAFÍA

AALOK, A., TRIPATHI, A.K. and SONI, P., 2008. Vermicomposting: A better option for organic solid waste management. *Journal of Human Ecology* 24: 59-64.

ABAD, M., 1991. Los sustratos hortícolas y las técnicas de cultivo sin suelo. En: Rallo, L. y Nuez, F. (Eds.). *La Horticultura Española en la C.E.* pp. 270-280. Ediciones de Horticultura S.L., Reus.

ABAD, M. y PUCHADES, R., 2002. Compostaje de Residuos Orgánicos Generados en la Hoya de Buñol (Valencia) con Fines Hortícolas. Asociación para la Promoción Socio-Económica Interior Hoya de Buñol, Valencia.

ABAD, M. y CARRIÓN, C., 2006. Caracterización física, química y biológica de los sustratos de cultivo. En: Alarcón, A.L. (Coord.). *Cultivo Sin Suelo: Técnicas para hortalizas en Clima Mediterráneo.* pp. 43-52. Ediciones de Horticultura S.L., Reus.

ABAD, M., MARTÍNEZ, P.F., MARTÍNEZ, M.D., y MARTÍNEZ, J., 1993. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. *Actas de Horticultura* 11: 141-154.

ABAD, M., NOGUERA, P., NOGUERA, V., ROIG, A., CEGARRA, J. y PAREDES, C., 1997. Reciclado de residuos orgánicos y su aprovechamiento como sustratos de cultivo. *Actas de Horticultura* 19: 92-109.

ABAD, M., NOGUERA, P., NOGUERA, V. y SEGURA, M., 1999. Los sustratos para el semillero hortícola. En: Vilarnau, A. y González, J. (Eds.). *Compendios de Horticultura* 13. Planteles. pp. 59-68. Ediciones de Horticultura S.L., Reus.

ABAD, M., NOGUERA, P. and BURÉS, S., 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresource Technology* 77: 197-200.

ABAD, M., NOGUERA, P., PUCHADES, R., MAQUIEIRA, A. and NOGUERA, V., 2002. Physico-chemical and chemical properties of some coconut coir dusts for use as a peat substitute for containerised ornamental plants. *Bioresource Technology* 82: 241-245.

ABAD, M., NOGUERA, P. and CARRIÓN, C., 2004. Los sustratos en los cultivos sin suelo. En: Urrestarazu, M. (Coord y Dir.). *Tratado de Cultivo Sin Suelo.* 3ª ed. pp. 113-158. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

ABAD, M., NOGUERA, P. y CARRIÓN, C., 2005a. Sustratos para el cultivo sin suelo y fertirrigación. En: Cadahía, C. (Dir. y Coord.). *Fertirrigación. Cultivos Hortícolas, Frutales y Ornamentales.* 3ª ed. pp. 299-354. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

ABAD, M., FORNES, F., CARRIÓN, C., NOGUERA, V., NOGUERA, P., MAQUIEIRA, A. and PUCHADES, R., 2005b. Physical properties of various coconut coir dusts compared to peat. *HortScience* 40: 2138-2144.

ABAD, M., FORNES, F., MENDOZA-HERNÁNDEZ, D. y GARCÍA DE LA FUENTE, R., 2008. Uso de compost como sustrato o componente de sustratos en viveros y semilleros. Tendencias futuras. *Actas de Horticultura* 53: 14-25.

ADANI, F., GENEVINI, P.L. and TAMBONE, F., 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization* 3: 25-37.

AFNOR- Association Française de Normalisation – XP U44-165, 2004. Organic Soil Improvers and Growing Media – Rapid Biotest for Assessment of Compost Maturity and Characterization of Raw Material, in relation to Cress Germination. AFNOR, La Plaine.

AFNOR- Association Française de Normalisation – XP U44-166, 2004. Organic Soil Improvers and Growing Media - Bioassay for assessment of plantlets growth. AFNOR, La Plaine.

AGGELIDES, S.M. and LONDRA, P.A., 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technology* 71: 253-259.

AGNEW, J.M., LEONARD, J.J. FEDDES, J. and FENG, Y., 2003. A modified air pycnometer for compost air volume and density determination. *Canadian Biosystems Engineering* 45: 6.27-6.35.

AGUILAR, F. y GONZÁLEZ, P., 1998. Utilización Agrícola de Compost de Residuos Sólidos Urbanos en Cultivos Leñosos de la Provincia de Córdoba. Comunicación I+D 26/98, Sevilla. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca.

AHMAD, R. and JABEEN, N., 2009. Demonstration of growth improvement in sunflower (*Helianthus annuus* L.) by the use of organic fertilizers under saline conditions. *Pakistan Journal of Botany* 41: 1373-1384.

AINIA-Centro Tecnológico, 2003. España-agroalimentario: "Los residuos orgánicos suman en España 37,076 millones de toneladas". URL: <http://www.infoagro.com> (15/11/2009).

AIRA, M., MONROY, F. and DOMÍNGUEZ, J., 2006. Changes in microbial biomass and microbial activity of pig slurry after the transit through the gut of the earthworm *Eudrilus eugeniae* (Kinberg, 1867). *Biology and Fertility of Soils* 42: 371-376.

AIT BADDI, G., HAFIDI, M., CEGARRA, J., ALBURQUERQUE, J.A., GONZÁLVEZ, J., GILARD, V. and REVEL, J., 2004. Characterization of fulvic acids by elemental and spectroscopic (FTIR and ^{13}C -NMR) analyses during composting of olive mill wastes plus straw. *Bioresource Technology* 93: 285-290.

AKHTAR, M. and MALIK, A., 2000. Role of organic amendments and soils organisms in the biological control of plant parasitic nematodes: a review. *Bioresource Technology* 74: 35-47.

ALBURQUERQUE, J.A., GONZÁLVEZ, J., GARCÍA, D. and 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., GONZÁLVEZ, J., GARCÍA, D. and CEGARRA, J., 2006a. 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., GONZÁLVEZ, J., GARCÍA, D. and 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., GONZÁLVEZ, J., TORTOSA, G., AIT-BADDI, G and CEGARRA, J., 2009. Evaluation of "alperujo" composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20: 257-270.

ALLISON, L., JACK, H. and THIES, J.E., 2006. Compost and vermicompost as amendments promoting soil health. In: N. Uphoff (Ed.). *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems*. pp 453-466. CRC Press, Boca Raton, Florida.

ALT, D., 2001. Advantages and disadvantages of CAT-method for chemical analysis of horticultural substrates as compared to several other extraction solutions. *Acta Horticulturae* 548: 655-661.

ALT, D., PETERS, I. and GABKE, U., 1994. Analysis of macro and trace elements in horticultural substrates by means of the $\text{CaCl}_2/\text{DTPA}$ method. *Communication 9: Sodium. Agrobiological Research* 49: 248-256.

AMIR, H. and ALABOUVETTE, C., 1993. Involvement of soil abiotic factors in the mechanisms of soil suppressiveness to *Fusarium* wilts. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 157-164.

ANSORENA, J., 1994. *Sustratos. Propiedades y Caracterización*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

ANTÓN, M.A., 2004. Utilización del Análisis del Ciclo de Vida en la Evaluación del Impacto Ambiental del Cultivo Bajo Invernadero Mediterráneo. Tesis Doctoral. Barcelona.

ARANCON, N.Q., EDWARDS, C.A., BIERMAN, P., WELCH, C. and METZGER, J.D., 2004. Influences of vermicomposts on field strawberries: 1. Effects on growth and yields. *Bioresource Technology* 93: 145-153.

ARANCON, N.Q., EDWARDS, C.A., BIERMAN, P., METZGER, J.D. and LUCHT, C., 2005. Effects of vermicomposts produced from cattle manure, food waste and paper waste on the growth and yield of papers in field. *Pedobiologia* 49: 297-306.

ARANCON, N.Q., EDWARDS, C.A., LEE, S. and BYRNE, R., 2006. Effects of humic acids from vermicomposts on plant growth. *European Journal of Soil Biology* 42: S65-S69.

ARANCON, N.Q., EDWARDS, C.A., BABENKO, A., CANNON, J., GALVIS, P. and METZGER, J.D., 2008. Influences of vermicomposts, produced by earthworms and microorganisms from cattle manure, food waste and paper waste, on the germination, growth and flowering of petunias in the greenhouse. *Applied Soil Ecology* 39: 91-99.

ARANDA, A., ZABALZA, B., MARTÍNEZ, A., VALERO, A. y SCAROPPELLINI, S., 2006. El Análisis de Ciclo de Vida como Herramienta de Gestión Empresarial. Fundación CONFEMETAL, Madrid.

ARAÚJO, A.S. and MONTEIRO, R.T. Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. *Scientia. Agricola*. 62: 268-290.

ASCIUTTO, K., RIVERA, M.C., WRIGHT E.R., MORISIGE, D. and LÓPEZ, M.V., 2006. Effects of vermicompost on the growth and health of *Impatiens wallerana*. *PHYTON International Journal of Experimental Botany* 75: 115-123.

ATIYEH, R.M., DOMÍNGUEZ, J., SUBLER, S. and EDWARDS, C.A., 2000a. Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia andrei*, Bouché) and the effects on seedling growth. *Pedobiologia* 44: 709-724.

ATIYEH, R.M., EDWARDS, C.A., SUBLER, S. and METZGER, J., 2000b. Earthworm-Processed wastes as components of horticultural potting media for growing marigold and the vegetable seedlings. *Composts Science and Utilization* 8: 215-223.

ATIYEH, R.M., SUBLER, S., EDWARDS, C.A., BACHMAN, J.D., METZGER, J. and SHUSTER, W., 2000c. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia* 44: 579-590.

- ATIYEH, R.M., EDWARDS, C.A., SUBLER, S. and METZGER, J., 2001. Pig manure vermicomposts as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology* 78: 11-20.
- ATIYEH, R.M., ARANCON, N.Q., EDWARDS, C.A. and METZGER, J., 2002a. The influence of earthworm-processed pig manure on the growth and productivity of marigolds. *Bioresource Technology* 81: 103-108.
- ATIYEH, R.M., LEE, S., EDWARDS, C.A., ARANCON, N.Q. and METZGER, J.D., 2002b. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. *Bioresource Technology* 84: 7-14.
- AVILÉS, M. y TELLO, J.C., 1999. El control sanitario de los semilleros. En: *Planteles y Semilleros*. pp. 129-137. Ediciones de Horticultura S.L. (Compendios de Horticultura nº 13), Tarragona.
- AVILÉS, M. y TELLO, J.C., 2001. El compostado de los residuos orgánicos. Su relación con las enfermedades de las plantas. En: Labrador, J. y Altieri, M.A. (Eds.). *Agroecología y Desarrollo Sostenible*. pp. 185-215. UEX/Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- AYUSO, M., HERNÁNDEZ, C., GARCÍA, C. and PASCUAL, J.A., 1996. Stimulation of barley growth and nutrient absorption by humic substances originating from various organic materials. *Bioresource Technology* 57: 251-257.
- BACA, M.T., FORNASIER, F. and DE NOBILI, M., 1992. Mineralization and humification pathways in two composting processes applied to cotton wastes. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 74: 179-184
- BACHMAN, G.R. and METZGER, J.D., 2008. Growth of bedding plants in commercial potting substrate amended with vermicompost. *Bioresource Technology* 99: 3155-3161.
- BADDI, G.A., ALBURQUERQUE, J.A., GONZÁLVEZ, J., CEGARRA, J. and HAFIDI, M., 2004. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. *International Biodeterioration and Biodegradation* 54: 39-44.
- BAIXAULI, C. y AGUILAR, J.M. 2002. *Cultivo Sin Suelo de Hortalizas. Aspectos Prácticos y Experiencias*. CAPA, Generalitat Valenciana, Valencia.
- BAKER, C.H. and CURRY, R.B., 1976. Structure of agricultural simulator: A philosophical view. *Agricultural Systems* 1: 201-218.

BALLESTER-OLMOS, J.F., 2002. Métodos de multiplicación industrial de plantas ornamentales. En: BALLESTER-OLMOS, J.F (Ed.). Nuevas tecnologías en la viverística de plantas ornamentales. pp.111-146. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

BARTON, J., DALLEY, D. and PATEL, V., 1996. Life Cycle Assessment for waste management. *Waste Management* 16:35-50.

BECK-FRIIS, B., SMARS, S., JÖNSSON, H. and KIRCHMANN, H. 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research* 78: 423-430.

BENÍTEZ, E., NOGALES, R., ELVIRA, C., MASCIANDARO, G. and CECCANTI, B. 1999. Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting with *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* 67: 297-303.

BENÍTEZ, E., MELGAR, R., SAINZ, H., GÓMEZ, M. and NOGALES, R. 2000a. Enzyme activities in the rhizosphere of pepper (*Capsicum annuum*, L.) grown with olive cake mulches. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1829-1835.

BENÍTEZ, E., NOGALES, R., MASCIANDARO, G. and CECCANTI, B. 2000b. Isolation by isoelectric focusing of humic-urease complexes from earthworm (*Eisenia foetida*)-processed sewage sludges. *Biology and Fertility of Soils* 31: 489-493.

BENÍTEZ, E., SAINZ, H., MELGAR, R. and NOGALES, R. 2002. Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: A pilot scale study. *Waste Management and Research* 20: 134-142.

BENÍTEZ, E., SAINZ, H. and NOGALES, R., 2004. Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. *Bioresource Technology* 96: 785-790.

BENÍTEZ, E., SAINZ, H. and NOGALES, R., 2005. Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting lignocellulosic olives waste. *Bioresource Technology* 96: 785-790.

BENITO, M., MASAGUER, A., DE ANTONIO, R. and MOLINER, A., 2005. Use of pruning waste compost as a component in soilless growing media. *Bioresource Technology* 96: 597-603.

- BENITO, M., MASAGUER, A., MOLINER, A., HONTORIA, C. and ALMOROX, J., 2009. Dynamics of pruning waste and spent horse litter co-composting as determined by chemical parameters. *Bioresource Technology* 100: 497-500.
- BENTON, J. 2005. *Hydroponics: a Practical Guide for the Soilless Grower*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- BERNAL, P. y GONDAR, D., 2008. Producción y gestión de los residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 9-41. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- BERNAL, M.P., NAVARRO, A.F, ROIG, A., CEGARRA, J. and GARCÍA D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biology and Fertility of Soils* 22: 141-142.
- BERNAL, M.P., PAREDES, M.A., SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A. and CEGARRA, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.
- BERNAL, M.P., ALBURQUERQUE, J.A. and MORAL, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100: 5444-5453.
- BIDLINGMAIER, W., 1996. Odour emission from composting plants. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B. and Papi, T. (Eds.). *The Science of Composting*. Vol. I. pp. 71-79. Blackie Academic and Professional, London.
- BLÁZQUEZ, M.A. 2003. Los residuos agrícolas y de origen animal. En: Llamas, J.M. y Soria, J.M., (Dir. y Coord.). *Los Residuos Urbanos y Asimilables*. pp. 436-457. Consejería de Medio Ambiente- Junta de Andalucía.
- BLENGINI, G.A., 2008. Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling* 12: 1373-1381.
- BLOK, C., KREIJ, C., BAAS, R. and WEVER, G., 2008. Analytical methods used in soilless cultivation. In: Raviv, M. and Lieth, J.H. *Soilless Culture: Theory and Practice*. pp. 245-289. Elsevier BV, Amsterdam.

BLYTHE, E.K. and MERHAUT, D.J., 2007. Grouping and comparison of container substrates based on physical properties using exploratory multivariate statistical methods. *HortScience* 42: 353-363.

BOIXADERA, J. y TEIRA, M.R., 2001. Aplicación Agrícola de Residuos Orgánicos. Tesis Doctoral. Lleida.

BOLDRIN, A., HARTLING, K., LAUGEN, M. and CHRISTENSEN, T., 2010. Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resources, Conservation and Recycling (in press)*.

BONANOMI, G., ANTIGNAMI, V., PANE, C. and SCALA, E., 2007. Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. *Journal of Plant Pathology* 89: 311-324.

BORRERO, C., TRILLAS, M.I., ORDOVÁS, J., TELLO, J.C. and AVILÉS, M., 2004. Predictive factors for the suppression of *Fusarium* wilt of tomato in plant growth media. *Phytopathology* 94: 1094-1101.

BORRERO, C., INFANTES, M.J., GONZÁLEZ, E., TELLO, J.C. and AVILÉS, M., 2005. Relation between suppressiveness to tomato *Fusarium* wilt and microbial populations in different growth media. *Acta Horticulturae* 697: 425-430.

BORRERO, C., TRILLAS, I. and AVILÉS, M., 2009. Carnation *Fusarium* wilt suppression in four composts. *European Journal of Plant Pathology* 123: 425-433.

BREWER, L. and SULLIVAN, D.M., 2003. Maturity and stability evolution of composted yard trimming. *Compost Science and Utilization* 11: 96-112.

BRINK., R.H., DUBACH, P. and LYNCH, D.L., 1959. Measurement of carbohydrates in soil hydrolyzates with anthrone. *Soil Science* 89, pp. 157-166

BRIZ, J., 2004. Evaluación del bienestar y naturación urbanos. En: Briz, J. (Ed.). *Naturación Urbana. Cubiertas ecológicas y mejora medioambiental*. pp. 73-80. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

BROWN, G.G. and DOUBE, B.M., 2004. Functional interactions between earthworms, microorganisms, organic matter and plants. In: Edwards, C.A. (Ed.). *Earthworm Ecology*. pp. 213-239, Boca Raton, Florida.

BROWN, O.D.R. and EMINO, E.R., 1981. Response of container-grown plants to six consumer growing media. *HortScience* 16: 78-80.

BUENO, P., DÍAZ, M.J. y CABRERA, F., 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 111-140. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

BUCKERFIELD, J.C., WEBSTER, K.A., 1998. Worm-worked waste boosts grape yields: prospects for vermicompost use in vineyards. *Australian and New Zealand Wine Industry Journal* 13: 73-76.

BUNT, A.C., 1988. *Media and Mixes for Container-Grown Plants*. Unwin Hyman Ltd, London.

BURÉS, S., 1997. *Sustratos*. Ediciones Agrotécnicas S.L., Madrid.

BURÉS, S., 1998. Sustratos para la producción viverística. En: Ballester-Olmos, J.F. (Ed.). *Producción de Plantas Ornamentales*. pp. 97-102. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

BURÉS, S., POKORNY, F.A., LANDAU, D.P. and FERRENBURG, A.M., 1993a. Computer simulation of volume shrinkage after mixing container media components. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 118: 757-761.

BURÉS, S., LANDAU, D.P., FERRENBURG, A.M. and POKORNY, F.A., 1993b. Monte Carlo computer simulation in horticulture: a model for container media characterization. *HortScience* 28: 1074-1078.

BUSTAMANTE, M.A., PAREDES, C., MARHUENDA-EGEA, F.C., PÉREZ-ESPINOSA, A., BERNAL, M.P. and MORAL, R., 2008a. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72: 551-557.

BUSTAMANTE, M.A., PAREDES, C., MORAL, R., AGULLÓ, E., PÉREZ-MURCIA, M.D. and ABAD, M., 2008b. Compost from distillery waste as peat substitutes for transplant production. *Resources, Conservation and Recycling* 52: 792-799.

BUSTAMANTE, M.A., SUARÉZ-ESTRELLA, F., TORRECILLAS, C., PAREDES, C., MORAL and MORENO, J., 2010. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes. *Bioresource Technology* 101: 4068-4074.

BUTLER, T.A., SIKORA, L.J., STEINHILBER, P.M and DOUGLASS, L.W. 2001. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* 30: 2141-2148.

CA-The Composting Association, 2001. Large-scale Composting: a Practical Manual for the UK. The Composting Association, Wellingborough.

CABALLERO, R., PAJUELO, P., ORDOVÁS, J., CARMONA, E. and DELGADO, A. 2009. Evaluation and correction of nutrient availability to *Gerbera jamesonii* H. Bolus in various compost-based growing media. *Scientia Horticulturae* 122: 244-250.

CAMPITELLI, P. and CEPPI, S., 2008a. Effects of composting technologies on the chemical and physicochemical properties of humic acids. *Geoderma* 144: 325-333.

CAMPITELLI, P. and CEPPI, S., 2008b. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 90: 64-71.

CANET, R., and POMARES, F., 1995. Changes in physical, chemical and physico-chemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia. *Bioresource Technology* 51: 259-264.

CANET, R. y ALBIACH, M.R., 2008. Aplicaciones del compost en Agricultura Ecológica. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 379-395. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

CÁNOVAS, F., 1993. Principios básicos de la hidroponía. Aspectos comunes y diferenciales de los cultivos con y sin suelo. En: Cánovas, F. y Díaz, J.R. (Eds.). *Curso Superior de Especialización sobre Cultivos Sin Suelo*. pp. 29-42. IEA-Instituto de Estudios Almerienses y FIAPA-Fundación para la Investigación Agraria en la Provincia de Almería, Almería.

CANTI M.G. and PIEARCE, T.G., 2003. Morphology and dynamics of calcium carbonate granules produced by different earthworm species. *Pedobiologia* 47: 511-521.

CARMONA, E. y ABAD, M., 2008. Aplicación del compost en viveros y semilleros. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 397-424. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

CARMONA, E., MORENO, M.T., PAJUELO, P. y ORDOVÁS, J., 2009. Evaluación de diversos composts de residuos agroindustriales como sustratos para el cultivo del clavel. *Actas de Horticultura* 54: 686-689.

CARLILE, W.R., 2006. The use of composted materials in growing media. *Acta Horticulturae* 779:321-328

CARRIÓN, C., ABAD, M. y PUCHADES, R., 2006. Desarrollo de Nuevos Sustratos de Cultivo para la Producción de Planta Ornamental en Maceta a partir de Compost de Residuos de Cultivos Hortícolas. Tesis Doctorales. Valencia.

CARRIÓN, C., PUCHADES, R., FORNES, F., BELDA, R.M., NOGUERA, V. y ABAD M., 2007. Producción de planta ornamental en sustratos preparados con compost de residuos de cultivos hortícolas. *Actas de Horticultura* 47: 157-162.

CARRIÓN, C., GARCÍA DE LA FUENTE, R., FORNES, F., PUCHADES, R. and ABAD, M., 2008. Acidifying composts from vegetable crop waste to prepare growing media containerized crops. *Compost Science and Utilization* 16: 20-29.

CASTALDI, P., ALBERTI, G., MERELLA, R. and MELIS, P., 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management* 25: 209-213.

CASTALDI, P., GARAU, G. and MELIS, P., 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste management* 28: 534-540.

CAVENDER, N.D., ATIYEH, R.M. and KNEE, M., 2003. Vermicompost stimulates mycorrhizal colonization of roots of *Sorghum bicolor* at the expense of plant growth. *Pedobiologia* 47: 85-89.

CAYUELA, M.L., MILLNER, P.D., SLOVIN, J. and ROIG, A., 2007. Duckweed (*Lemna gibba*) growth inhibition bioassay for evaluating the toxicity of olive mill wastes before and during composting. *Chemosphere* 68:1985-1991.

CAYUELA, M.L., MONDINI, C., SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A. and ROIG, A., 2008. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting. *Bioresource Technology* 99: 4255-4262.

CE-COMISIÓN EUROPEA, 2000. Ejemplos de Buenas Prácticas de Compostaje y Recogida Selectiva de Residuos. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, Bruselas.

URL: http://europa.eu.int/comm/environment/waste/facts_en.htm (14/06/10).

CE-COMISIÓN EUROPEA, 2001. Biological Treatment of Biowaste, 2nd Draft, Working Document. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, Bruselas.

CEDÓN, Y., MOLDES, A. and BARRAL, M., 2005. Municipal solid waste compost and composted pine bark as alternative substrates to *Sphagnum* peat. II Congreso sobre Residuos Biodegradables y Compost, Sevilla. 5 pp.

CEGARRA, J., 1978. Fraccionamiento de Fertilizantes Orgánicos y de sus Productos de Humificación. Tesis Doctoral. Murcia.

CHAMANI, E., JOYCE, D.C. and REIHANYTABAR, A., 2008. Vermicompost effects on the growth and flowering of *Petunia hybrida* 'Dream Neon Rose'. American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Sciences 3: 506-512.

CHANDRA, R., YADAV, S. and MOHAN, D., 2008. Effect of distillery sludge on seed germination and growth parameters of green gram (*Phaseolus mungo* L.). Journal of Hazardous Materials 152: 431-439.

CHAUDHURI, P., PAL, T., BHATTACHARJEE, G. and DEY, S., 2000. Chemical changes during vermicomposting (*Perionyx excavatus*) of kitchen waste. Tropical Ecology 41: 107-110.

CHAVEZ, W., DI BENEDETTO, A., CIVEIRA, G. and LAVADO, R., 2008. Alternative soilless media for growing *Petúnia x hybrida* and *Impatiens walleriana*. Physical behaviour, effect of fertilization and nitrate losses. Bioresource Technology 99: 8082-8087.

CHEFETZ, B., HADAR, Y. and CHEN, Y., 1998. Dissolved organic carbon fractions formed during composting of municipal solid waste: properties and significance. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 26:172-179.

CHICA, A. y GARCÍA J.L., 2008. Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). Compostaje, pp. 141-164. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

CLIMENT, M.D., ABAD, M. y ARAGÓN, P., 1996. El Compost de Residuos Sólidos Urbanos (RSU). Sus Características y Aprovechamiento en Agricultura. Ediciones LAV S.L., Valencia.

COLÓN, J., MARTÍNEZ-BLANCO, J., GABARRELL, X., ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A., RIERADEVALL, J. and FONT, X., 2010. Environmental assessment of home composting Resources, Conservation and Recycling (*in press*).

COAG -COORDINADORA DE ORGANIZACIONES DE AGRICULTORES Y GANADEROS, 2009. Anuario Agrario 2009. Planta ornamental y flor cortada.

URL: http://www.coag.org/rep_ficheros_web/df6a16f7eeb7ad8fdd3731f080c7d398.pdf (09/04/10)

COOK, R.J. and BAKER, K.F., 1983. The Nature and Practice of Biological Control of Plant Pathogens. 3rd Ed. APS Press, Minnesota.

COSTA, F., GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T. y POLO, A., 1991. Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización. CSIC-Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CEBAS-Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, Murcia.

COTXARRERA, L. TRILLAS-GAY, M.I., STEINBERG, C. and ALABOUVETTE, C., 2002. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress *Fusarium* wilt of tomato. Soil Biology and Biochemistry 34: 467-476.

COVENTRY, E., NOBLE, R., MEAD, A. and WHIPPS, J.M., 2002. Control of *Allium* white rot (*Sclerotium cepivorum*) with composted onion waste. Soil Biology and Biochemistry 34: 1037-1045.

CRINER, G., KEZIS, A. and O'CONNOR, J., 1995. Regional composting of waste paper and food. BioCycle 36: 66-67.

CROJEN, A., TURNER, C., WILLIAMS, A., BARKER, A. and GUY, S. 2003. Composting under controlled conditions. Environmental Technology 24: 1221-1234.

CROWE, M., NOLAN, K., COLLINS, C., CARTY, G., DONLON, B. and KRISTOFFERSEN, M., 2002. Biodegradable municipal waste management in Europe. European Environment Agency. Brussels.

URL:<http://compostagem.com.br/textos/Biodegradable%20municipal%20waste%20management%20in%20Europe.pdf> (03/03/10).

CUNHA-QUEDA, A.C., RIBEIRO, H.M., RAMOS, A. and CABRAL, F., 2007. Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine and eucalyptus bark. Bioresource Technology 98: 3213-3220.

DARWIN, C.R, 1881. The Formation of Vegetable Mould through the Action of Worms with Observations on their Habits. Murray, London.

DE BOODT, M., VERDONCK, O. and CAPPAERT, I., 1974. Method for measuring the water release curve of organic substrates. Acta Horticulturae 37: 2054-2062.

DE WIT, C.T., PENNING DE VRIES, F.W.T. and LAKE, J.V., 1985. Predictive Models in Agricultural. Production Philosophical Transactions of the Royal Society of London 310: 309-315.

DEDE, O.H., KÖSEĞLU, G., ÖZDEMİR, S., ÇELEB, A., 2006. Effects of organic waste substrates on the growth of impatiens. Turkish Journal of Agriculture and Forestry 30: 375-381.

DELGADO-MORENO, L. and PEÑA, A., 2009. Compost and vermicompost of olive cake to bioremediate triazines-contaminated soil. Science of the Total Environment 407: 1489-1495.

DIAS, B.O., SILVA, C.A., HIGASHIKAWA, F.S., ROIG, A. and SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., 2010. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. Bioresource Technology 101: 1239-1246.

DOMÉÑO, I., IRIGOYEN, N. and MURO, J., 2009. Evolution of organic matter and drainages in wood fibre and coconut fibre substrates. Scientia Horticultrae 122: 269-274.

DOMÉÑO, I., IRIGOYEN, N. and MURO, J., 2010. New wood fibre substrate: characterization and evaluation in hydroponic tomato culture. European Journal of Horticultural Science 75: 89-94.

DOMÍNGUEZ, J., 1996. Estudio y comparación de los procesos de compostaje y vermicompostaje. Aplicación práctica al tratamiento de purines de cerdo. Tesis Doctoral. Vigo.

DOMÍNGUEZ, J., 2004. State-of-the-art and new perspectives on vermicomposting research. In: Edwards, C.A. (Ed.). Earthworm Ecology. 2nd ed. pp. 381-424. CRC Press, Boca Raton, Florida.

DOMÍNGUEZ, J. and EDWARDS, C.A., 1997. Effects of stocking rate and moisture content on the growth and maturation of *Eisenia andrei* (Oligochaeta) in pig manure. Soil Biology Biochemistry 29: 743-746.

DOMÍNGUEZ, A. y ROSELLÓ, J., 1998. Comparación de tres tipos de acolchado para hortalizas ecológicas. Actas del III Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica, Valencia. pp. 443-449.

DOMÍNGUEZ, J., VELANDO, A., AIRA, M. and MONROY F., 2003a. Uniparental reproduction of *Eisenia fetida* and *E. andrei* (Oligochaeta: Lumbricidae): evidence of self-insemination: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. Pedobiologia 47: 530-534.

DOMÍNGUEZ, J., PARMELEE, R.W. and EDWARDS, C.A., 2003b. Interactions between *Eisenia andrei* (Oligochaeta) and nematode populations during vermicomposting. Pedobiologia 47: 53-60.

DOMÍNGUEZ, J., VELANDO, A. and FERREIRO, A., 2005. Are *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché (1972) (Oligochaeta, Lumbricidae) different biological species? Pedobiologia 49: 81-87.

DRAKE, H.L. and HORN, M.A., 2007. As the worm turns: the earthworm gut as a transient habitat for soil microbial biomes. 2007. Annual Review of Microbiology 61: 169-189.

DUBSKÝ, M. and ŠRÁMEK, F., 2009. The effect of rockwool on physical properties of growing substrates for perennials. Horticultural Science 36: 38-43.

EDWARDS, C.A. and ARANCON, N.Q., 2004. The use of earthworms in the breakdown of organic wastes to produce. In: Edwards, C.A. (Ed.). Earthworm Ecology. 2nd ed. pp. 345-379. CRC Press, Boca Raton, Florida.

EDWARDS, C.A. and BOHLEN, P.J., 1996. Biology and Ecology of Earthworms. 3rd Ed. Chapman and Hall, London.

EDWARDS, C.A. and BURROWS, I., 1988. The potential of earthworm composts and plant growth media. In: C.A., Edwards., and Neuhauser, I.P. (Eds.). Earthworms in Waste and Environmental Management. pp. 211-217. SPB Academic. The Hague.

EEA-European Environmental Agency, 1995. Europe's environment: The Dobris Assessment-An overview. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

URL: <http://www.eea.europa.eu/publications/92-826-5409-5> (14/06/10).

EEA-European Environmental Agency, 2007. The road from landfilling to recycling: common destination, different routes. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

URL: www.eea.europa.eu/publications/brochure_2007_4/at_download/file (10/12/2009)

ELVIRA, C., GOICOECHEA, M., SAMPEDRO, L., MATO, S. and NOGALES, R., 1996. Bioconversion of solid paper-pulp mill sludge by earthworms. Bioresource Technology 57: 173-177.

ELVIRA, C., SAMPEDRO, L., DOMÍNGUEZ J., and MATO, S., 1997. Vermicomposting of wastewater sludge from paper-pulp industry with nitrogen rich materials. Soil Biology and Biochemistry, 29: 759-762.

ELVIRA, C., SAMPEDRO, L., BENÍTEZ, E. and NOGALES, R., 1998. Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrei*. A pilot-scale study. Bioresource Technology 63: 205-211.

EMINO, E.R and WARMAN, P.R., 2004. Biological assay for compost quality. Compost Science and Utilization 12: 342-348.

- EPSTEIN, E., 1997. The Science of Composting. Technomic Publishing Inc, Pennsylvania.
- ERHART, E., HARTL, W. and PUTZ, B. 2005. Biowaste compost affects yield, nitrogen supply during the vegetation period and crop quality of agricultural crops. *European Journal of Agronomy* 23: 305-314.
- ERIKSSON, L. and HERMENS, J.L.M., 1995. A multivariate approach to QSAR. In: Einax, J., (Ed.) *Chemometrics in Environmental Chemistry-Applications*, vol. 2 pp. 135–169. Springer-Verlag, Berlin.
- ESCOBAR, A., 1998. Residuos agrícolas. Ponencia al “Encuentro Medioambiental Almeriense”. Grupo Ecologista del Mediterráneo, Almería.
URL: <http://www.gem.es/MATERIALES/DOCUMENT/DOCUMENT/ponen.htm> (09/10/09).
- ESCOTO, M., FERNÁNDEZ, J. and PEINADO, F., 2007. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Science of the Total Environment* 378: 63-66.
- ESCUADRA, G.M.E. and AMEMIYA, Y., 2008. Suppression of *Fusarium* wilt of spinach with compost amendments. *Journal of General Plant Pathology* 74: 267-274.
- EVANYLO, G., SHERONY, C., SPARGO, J., STARNER, D., BROSIUS, M. and HAERING, K. 2008. Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127: 50-58.
- EWEIS, J., ERGAS, S., CHAG, D. y SCHOROEDER, E., 1999. *Principios de Biorrecuperación*. MacGraw-Hill. España. Madrid.
- FANG, M., WONG, J.W.C., LI, G.X. and WONG, M.H., 1998. Changes in biological parameters during co-composting of sewage sludge and coal ash residues. *Bioresource Technology* 64: 55-61.
- FANG, M., WONG, J.W.C., MA, K.K. and WONG, M.H., 1999. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformation. *Bioresource Technology* 67: 19-24.
- FAO, 1990. Soilless culture for horticultural crop production. *FAO Plant production and protection paper* nº 101. Rome.
- FCQAQ -Federal Compost Quality Assurance Organization-, 1994. *Methods Book for the Analysis of Compost*. Abfall Now e.V. Publishing House, Stuttgart.

FELIPÓ, M.T., 2001. Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) como criterio en la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: Boixadera, J. y Teira, M.R. (Eds). Aplicación agrícola de residuos orgánicos pp.159-174. Universitat de Lleida, Lleida.

FELTON, G., CARRL, L., PRIGGE, C. and BOUKAMP, J., 2004. Nitrogen and phosphorus dynamics in co-composted yard trimmings and broiler litter. *Compost Science and Utilization* 12: 349-355.

FEPEX-Federación Española de Asociaciones de Productores y Exportadores de Frutas, Hortalizas, Flores y Plantas Vivas-, 2009. Avances estadísticos import/export flores y plantas vivas. URL: <http://www.fepex.es/publico/datosSector/ComexIm.aspx> (03/05/10).

FERNÁNDEZ, J.D., 2008. Valoración de la efectividad de vermicomposts de residuos vitivinícolas y oleícolas en el control de plaguicidas en el suelo. Tesis Doctoral. Granada.

FERNÁNDEZ, J.M., HERNÁNDEZ, D., PLAZA, C. and POLO, A., 2007. Organic matter in degraded agricultural soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges. *Science of the Total Environment* 378: 75-80.

FERRERAS, L., GOMEZ, E., TORESANI, S., FIRPO, I. and ROTONDO, R., 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97: 635-640.

FISHER, P., ARGO, B., SANTOS, K.M. and CRETU, A., 2009. Understanding Plant Nutrition: Linear Nutrition. URL: <http://www.greenhousegrower.com/production/?storyid=2685&style=1> (20/04/10).

FITZPATRICK, G.E., 2005. Utilización de los compost en sistemas de cultivo de plantas ornamentales, viveros y semilleros. En: Stoffella, P.J. and Kahn, B.A. (Eds.). Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola. pp. 135-149. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

FORNES, F., BELDA, R. M., ABAD, M., NOGUERA, P., PUCHADES, R., MAQUIEIRA, A. and NOGUERA, V., 2003. The microstructure of coconut coir dusts for use as alternatives to peat in soilless growing media. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 43: 1171-1179.

FORNES, F., BELDA, R.M., CARRIÓN, C., NOGUERA, V., GARCÍA-AGUSTÍN, P. and ABAD, M., 2007. Pre-conditioning ornamental plants to drought by means of saline water irrigation as related to salinity tolerance. *Scientia Horticulturae* 113: 52-59.

FORNES, F., CARRIÓN, C., GARCÍA-DE-LA-FUENTE, R., PUCHADES, R., ABAD, M., 2010. Leaching composted lignocellulosic wastes to prepare container media: Feasibility and environmental concerns. *Journal of Environmental Management* 91: 1747-1755.

FREDERICKSON, J. and HOWELL, G., 2003. Large-scale vermicomposting: emission of nitrous oxide and effects of temperature on earthworm populations. *Pedobiologia* 47: 724-730.

FREDERICKSON, J., BUTT, K.R., MORRIS, R.M. and DANIEL, C., 1997. Combining vermiculture with traditional green waste composting systems. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 725-730.

FREDERICKSON, J. and ROSS-SMITH, S., 2004. Vermicomposting of pre-composted mixed fish/shellfish and greenwaste. The Worm Research Centre.

URL: <http://www.wormresearchcentre.co.uk>

FREDERICKSON, J., HOWELL, G. and HOBSON, A.M., 2007. Effect of pre-composting and vermicomposting on compost characteristics. *European Journal of Soil Biology* 43: S320-S326.

FULLANA, P. y PUIG, R., 1997. Análisis del Ciclo de Vida. Rubes Editorial, Barcelona.

GAJDOS, R., 1997. Effects of two composts and seven commercial cultivation media on germination and yield. *Compost Science and Utilization* 5: 16-37.

GÁLVEZ-SOLA, L., MORALES, J., MAYORAL, A., MARHUENDA-EGEA, F., MARTINEZ-SABATER, M., PEREZ-MURCIA, M., BUSTAMANTE, M. PAREDES, C and MORAL, R., 2010. Estimation of phosphorus content and dynamics during composting: Use of near infrared spectroscopy. *Chemosphere* 78: 13-21.

GARCÍA DE LA FUENTE, R., CARRIÓN, C., BOTELLA, S., FORNES, F., NOGUERA, V. and ABAD, M., 2007. Biological oxidation of elemental sulphur added to three composts from different feedstocks to reduce their pH for horticultural purposes. *Bioresource Technology* 98: 3561-3569.

GARCÍA, C. y LOBO, M.C., 2008. Rehabilitación de suelos degradados y contaminados mediante la aplicación de compost. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 425-448. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T. and COSTA, F., 1991. Changes in carbon fractions during composting and maturation of organic wastes. *Environmental Management* 15: 433-439.

GARCIA, C., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F. and AYUSO M., 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23: 1501-1512

GARCIA, C., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F., CECCANTI, C. and GANNI, A., 1993. Hydrolases in organic matter fractions of sewage sludge: changes in composting, *Bioresource Technology* 44: 17-23.

GARCÍA, C., CECCANTI, B., MASCIANDARO, G. and HERNÁNDEZ, T., 1995. Phosphatase and β -glucosidase activities in humic substances from animal wastes. *Bioresource Technology* 53: 759-87.

GARCÍA, C., HERNANDEZ, T., BARAHONA, A. and COSTA, F., 1996. Organic matter characteristics and nutrient content in eroded soils. *Environmental Management* 20: 133-141.

GARCÍA, C., GIL, F., HERNÁNDEZ, T y TRASAR, C., 2003. Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos: Medida de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

GARCÍA-GOMEZ, A., BERNAL, M.P. and ROIG, A., 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. *Bioresource Technology* 83: 81-87.

GARCÍA-GÓMEZ, A., ROIG, A. and 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.

GARG, P., GUPTA, A. and SATYA, S., 2006. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: A comparative study. *Bioresource Technology* 97: 391-395.

GEM -Grupo Ecologista del Mediterráneo-, 1999. Propuestas para la reducción y gestión de los residuos agrícolas en el poniente almeriense, Almería. URL: <http://www.gem.es/MATERIALES/RESIDUOS%20AGRICOLAS/residuosweb.htm> (09/10/09).

GIGER, R., 1995. Review of the main methods of cell wall estimation: Interest and limits for ruminants. *Animal Feed Science and Technology* 55: 295-334.

GIL, M.V., CALVO, L.F., BLANCO, D. and SÁNCHEZ, M.E., 2008. Assessing the agronomic and environmental effects of the application of cattle manure compost on soil by multivariate methods. *Bioresource Technology* 99: 5763-5772.

GLENDINING, M.J., DAILEY, A.G., WILLIAMS, A.G., VAN EVERT, F.K., GOULDING, K.W.T. and WHITMORE, A.P., 2009. Is it possible to increase the sustainability of arable and ruminant agriculture by reducing inputs? *Agricultural Systems* 99: 117-125.

GONZÁLEZ, P., DÍAZ, A., TORRES E., GARNICA, E., 1994. Una aplicación del análisis de componentes principales en el área educativa. *Economía* 9: 55-72.

GONZÁLEZ, S., NAVARRO, M., LÓPEZ, J.I., RAD, C. y LÓPEZ, D.J., 2008. Obtención de productos de alto valor añadido a partir de compost. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 449-465. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

GOYAL, S., DHULL, S.K., KAPOOR, K.K., 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology* 96: 1584-1591.

GRANDY, A.S., PORTER, G.A. and ERICH, M.S., 2002. Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1311–1319.

GRAPPELLI, A. GALLI, E. and TOMATI, U., 1987. Earthworm casting effect on *Agaricus bisporus* fructification, *Agrochimica* 21: 457-462

GRIGATTI, M., GIORGIONI, M.E. and CIAVATTA, C., 2007. Compost-based growing media: Influence on growth and nutrient use of bedding plants. *Bioresource Technology* 98: 3526-3534.

GRIME, J.P. and CAMPBELL, B.D., 1991. Growth rate, habitat productivity, and plant strategy as predictors of stress response. En: Mooney, H.A., Winner, W.E., Pell, E.J. and Chu, E. (Eds). *Response of Plants to Multiple Stresses*. pp. 143–159. Academic Press, Inc., London.

GUAN, B., ZHOU, D., ZHANG, H., TIAN, Y., JAPHET, W. and WANG, P., 2008. Germination responses of *Medicago ruthenica* seeds to salinity, alkalinity, and temperature. *Journal of Arid Environments* 73: 135-138.

GÜERECA, P., GASSÓ, S., BALDASANO, J. and GUERRERO, P., 2006. Life Cycle Assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. *Resources, Conservation and Recycling* 49: 32-48.

GUÉRIN, V., LEMAIRE, F., MARFÀ, O., CACERES, R. and GIUFFRIDA, F., 2001. Growth of *Viburnum tinus* in peat-based and peat-substitute growing media. *Scientia Horticulturae* 89: 129-142.

GUTIÉRREZ-MICELI, F.A., SANTIAGO-BORRAZ, J., MONTES, J. A., NAFATE, C. C., ABUD-ARCHILLA, M., OLIVA, M. A., RINCÓN-ROSALES, R. and DENDOOVEN, L., 2007. Vermicompost as a soil supplement to improve growth, yield and fruit quality of tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Bioresource Technology* 98: 2781-2786.

HANDRECK, K. A. and BLACK, N. D., 2002. *Growing Media for Ornamental Plants and Turf*. 3rd ed. UNSW-New South Wales University Press, Kensington.

HARADA, Y. and INOKO, A., 1980. Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse composts. *Soil Science and Plant Nutrition* 26: 353-362.

HARADA, Y. and INOKO, A., 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science and Plant Nutrition* 26:127-134.

HARGREAVES, J.C., ADL, M.S. and WARMAN, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123: 1-14.

HARTMANN, H.T., KESTER, D.E., DAVIES JR., F.T. and GENEVE, R.L., 2010. *Hartmann and Kester's Plant Propagation: Principles and Practices*. 8th ed. Prentice Hall Inc., New Jersey.

HAUG, T.R., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

HEDERAARD, M. and KRÜGER, I., 1996. Composting of agricultural waste in Denmark in respect of potential, industrial process technology and environmental considerations. En: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B. and Papi, T. (Eds.). *The Science of Composting*, vol I. Blackie Academic and Professional, London.

HERNÁNDEZ- APAOLAZA, L., GASCÓ, A.M., GASCÓ, J.M. and GUERRERO, F., 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. *Bioresource Technology* 96: 125-131.

HERRERA, F., CASTILLO, J.E., CHICA, A.F. and LÓPEZ-BELLIDO, L., 2008. Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. *Bioresource Technology* 99: 287-296.

HICKLENTON, P.R., RODD, V. and WARMAN, P.R., 2001. The effectiveness and consistency of source-separated municipal solid waste and bark composts as components of container growing media. *Scientia Horticulturae* 91: 365-378.

HOBSON, A.M, FREDERICKSON, J. and DISE, N.B., 2005. CH₄ and N₂O from mechanically turned windrow and vermicomposting systems following in-vessel pre-treatment. *Waste Management* 25: 345-352.

HOITINK, H.A.J. and FAHY, P.C., 1986. Basis for the control of soilborne plants pathogens with composts. *Annual Review of Phytopathology* 24: 93-114.

HOITINK, H.A.J. and GREBUS, M.E., 1994. Status of biological control of plant diseases with composts. *Compost Science and Utilization* 2: 6-12.

HOITINK, H.A.J. and BOEHM, M.J., 1999. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. *Annual Review of Phytopathology* 37: 427-446.

HOITINK, H.A.J., INBAR, Y., and BOEHM, M.J., 1991. Status of composted-amended potting mixes naturally suppressive to soilborne diseases of floricultural crops. *Plant Disease* 75: 869-873.

HOITINK, H.A.J., BOEHM, M.J. and HADAR, Y., 1993. Mechanisms of suppression of soilborne plant pathogens in composts-amended substrates. In: H.A.J. Hoitink y H.M. Keener (Eds.). *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*. pp. 601-621. Renaissance Publications, Ohio.

HOITINK, H.A.J., KRAUSE, M.S. y HAN, D.Y., 2005. Posibilidades y mecanismos que ofrecen los compost en el control de las enfermedades de las plantas. En: P.J. Stoffella y B.A. Kahn (Eds.). *Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola*. pp. 263-273. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

HORNE, R., GRANT, T. and VERGHESE, K., 2009. *Life Cycle Assessment: Principles, Practice and Prospects*. CSIRO Publishing, Collingwood Victoria.

HUANG, G.F., WU, Q.T., WONG, J.W.C. and NAGAR, B.B., 2006. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology* 97: 1834-1842.

HUE, N.V. and LIU, J., 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.

HUERTA-PUJOL, O., SOLIVA, M., MARTÍNEZ-FARRÉ, F.X., VALERO, J. and LÓPEZ, M., 2010. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresource Technology* 101: 995-1001.

HUNTER, J., 1985. *Soilless Culture of Greenhouse Vegetables*. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Florida.

HÜTTERMANN, A., ZOMMORODI, M. and REISE, K., 1999. Addition of hydrogels to soil for prolonging the survival of *Pinus halepensis* seedlings subjected to drought. *Soil and Tillage Research* 50: 295-304.

IANNOTTI, D.A., PANG, T., TOTH, B.L., ELWELL, D.L., KEENER, H.M. and HOITINK, H.A.J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization* 1: 52-65.

IGLESIAS-JIMÉNEZ, E. and PÉREZ-GARCÍA, V., 1992a. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 38: 331-343.

IGLESIAS-JIMÉNEZ E. and PÉREZ-GARCÍA, V., 1992b. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. *Resources, Conservation and Recycling* 6: 243-257.

IGLESIAS, E., BARRAL, M. y MARHUENDA, F., 2008. Indicadores de la madurez y estabilidad del compost. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 243-284. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

IGLESIAS-DÍAZ, M.I., LAMOSAS, S., RODIL, C. and DÍAZ-RODRÍGUEZ, F., 2009. Root development of *Thuja plicata* in peat-substitute rooting media. *Scientia Horticulturae* 122: 102-108.

IGME -Instituto Geológico y Minero de España-, 2007. *Panorama Minero. Turba y Leonardita*.
URL: <http://www.igme.es/internet/PanoramaMinero/actual/TURBA2007.pdf> (19/10/09)

INFOAGRO, 2010. España-agroalimentario: Los residuos orgánicos suman en España 37,076 millones de toneladas.
URL: http://www.infoagro.com/hortalizas/residuos_agricolas.htm (14/06/10).

INFOAGRO, 2010. Gestión y tratamiento de residuos agrícolas (1ª parte).
URL: http://www.infoagro.com/noticias/2003/2/12292_espa%C3%B1a-agroalimentario_los_residuos_org%C3%A1nicos_suma.asp (14/06/10).

INGELMO, F. y RUBIO, J.L., 2008. Efecto de la aplicación de compost sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 305-327. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

JAYASINGHE, G.H., TOKASHIKI, Y., ARACHCHI, I.D.L. and ARAKAKI M., 2010. Sewage sludge-sugarcane trash based compost and synthetic aggregates as peat substitutes in containerized media for crop production. *Journal of Hazardous Materials* 174: 700-706.

JEGER, M.J. and VILJANEN-ROLLINSON, S.L.H., 2001. The use of the area under the disease-progress curve (AUDPC) to assess quantitative disease resistance in crop cultivars. *Theoretical and Applied Genetics* 102: 32-40.

JERIS, J.S. and REGAN, R.W., 1973. Controlling environmental parameters for optimal composting I. *Compost Science* 14: 10-15.

JEYABAL, A., and KUPPUSWAMY, G., 2001. Recycling of organic waste for the production of vermicompost and its response in rice-legume cropping system and soil fertility. *European Journal of Agronomy* 15: 153-170.

JHORAR, B.S., PHOGAT, V. and MALIK, E., 1991. Kinetic of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 5: 297-306.

JIMÉNEZ, R.P. y BONMATÍ, P.M., 2003. Determinación de la actividad β -glucosidasa del suelo. En: García, C., Gil, F., Hernández, T. y Trasar, C. (Eds.). *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos*. pp. 170-183. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

JOHANSSON, M., PERZON, M., FRÖLING, A., MOSSAKOWSKA, A. and SVANSTRÖM, M., 2008. Sewage sludge handling with phosphorus utilization – life cycle assessment of four alternatives. *Journal of Cleaner Production* 16: 135-151.

JOKOVA, M., KOSTOV, O. and VAN CLEEMPUT, O., 1997. Cation exchange and reducing capacities as criteria for compost quality. *Biology, Agriculture and Horticulture* 14: 187–197.

JOLLIFFE, I.T., 2002. *Principal component analysis*. Springer. Aberdeen.

JOURAIPHY, A., AMIR, S., EL GHAROUS, M., REVEL, J. and HAFIDI, M., 2005. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *International Biodeterioration and Biodegradation* 56: 101-108.

KAÇAR, O., AZKAN, N. and ÇÖPLÜ, N., 2009. Effects of different rooting media and indole butyric acid on rooting of stem cuttings in sage (*Salvia officinalis* L. and *Salvia triloba* L.). *Journal of Food, Agriculture and Environment* 7: 349-352.

KAHALIL, A., DOMEIZEL, M. and PRUDENT, P., 2008. Monitoring of green waste composting process based on redox potential. *Bioresource Technology* 99: 6037-6045.

KAKEZAWA, M., MIMURA, A. and TAKAHARA, Y., 1992. Application of two-step composting process to rice straw compost. *Soil Science and Plant Nutrition* 38: 43-50.

KALE, R., 2004. The use of earthworms: Nature's gift for utilization of organic waste in Asia. In: Edwards, C.A. (Ed.). *Earthworm ecology*. pp. 381-400. CRC Press, Boca Raton, Florida.

KARLOVICH, P.T. and FONTENO, W.C., 1986. Effect of soil moisture tension and soil water content on the growth of chrysanthemum in three container media. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 111: 191-195.

KAUSHIK, P. and GARG, V. K., 2003. Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with the epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* 90: 311-316.

KAUSHIK, P. and GARG, V., 2004. Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dung and agricultural residues. *Bioresource Technology* 64: 203-209.

KEVAN, D.K.McE. 1985. Soil zoology, then and now - mostly then. *Quaestiones Entomologicae* 21, 371-472

KHWAIRAKPAM, M. and BHARGAVA, R., 2009. Vermitechnology for sewage sludge recycling. *Journal of Hazardous Materials* 161: 948-954.

KLOCK, K.A., 1997. Growth of salt sensitive bedding plants in media amended with composted urban waste. *Compost Science and Utilization* 5: 55-59.

KLOCK-MOORE, K.A. and FITZPATRICK, G.E., 1999. Management of urban waste compost amendments in ornamental production systems in Florida. *Proceedings of the Soil Science Society of Florida* 59: 22-24

KÖHLER, S., 2008. Naturación urbana –Experiencia internacional. IV Congreso Mundial de Ingenieros Agrónomos.

URL: <http://www.iasp.asp-berlin.de/bilder/madrid08.pdf>

KOIKE, S.T., GLADDERS, P. and PAULUS, A.O., 2007. *Vegetable Diseases. A Colour Handbook*. Manson Publishing Ltd., London.

KOMILIS, D.P. and HAM, R.K., 2006. Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste. *Waste Management* 26: 62-70.

KÖRNER, I., BRAUKMEIER, J., HERRENKLAGE, J., LEIKAM, K., RITZKOWSKI, M., SCHLEGELMILCH, M. and STEGMANN, R., 2003. Investigation and optimization of composting processes-test systems and practical examples. *Waste Management* 23: 17-26.

LAMEY, F.J., OLSON, F.O., MILLER, J., DEMAERE, P.R., ZVOMUYA, F. and MCALLISTER, T.A., 2008. Physical and chemical changes during composting of wood chip-bedded and straw-bedded beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality* 37: 725-735.

LARKIN, R.P. and FRAVEL, D.R., 1998. Efficacy of various fungal and bacterial biocontrol organisms for control of *Fusarium* wilt of tomato. *Plant Disease* 82: 1022-1028.

LARNEY, F.J., OLSON, A.F., CARCAMO, A.A. and CHANG, C., 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technology* 75: 139-148.

LAX, A., ROIG, A. and COSTA, F., 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil* 94: 349-355.

LAZCANO, C., GÓMEZ-BRANDÓN, M. and DOMÍNGUEZ, J., 2008. Comparison of effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72: 1013-1019.

LAZCANO, C., SAMPEDRO, L., ZAS, R. and DOMÍNGUEZ, J., 2010. Vermicompost enhances germination of the maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *New Forests* 39: 387-400.

LEE, J., PARK, R., KIM, Y., SHIM, J., CHAE, D., RIM, Y., SOHN, B., KIM, T., and KIM, K., 2004. Effect of food waste compost on microbial population, soil enzyme activity and lettuce growth. *Bioresource Technology* 93: 21-28.

LEMAIRE, F., DARTIGUES, A., RIVIERE, L., CHARPENTER, S. y MOREL, P., 2005. *Cultivos en Macetas y Contenedores. Principios Agronómicos y Aplicaciones*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

LI, L., WU, J., TIAN, G., and XU, Z., 2009. Effect of the transit through the gut of earthworm (*Eisenia fetida*) on fractionation of Cu and Zn in pig manure. *Journal of Hazardous Materials* 167: 634-640.

LIANG, C., DAS, K.C. and 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.

LIAO, P.H., MAY, A.C. and CHIENG, S.T., 1995. Monitoring process efficiency of a full-scale in-vessel system for composting fisheries wastes. *Bioresource Technology* 54: 159-163.

LIN, N.F. and TANG, J., 2005. Study on the environment evolution and the analysis of causes to land salinization and desertification in Songnen Plain. *Quaternary Sciences* 25: 1-11.

LINERES, M., 1992. Transfer of inorganic pollution by composts. In: Jackson, J.V., Merillot, J.M. and L'Hermite, P. (Eds.). *Composting and Compost Quality Assurance Criteria*. pp. 237-245. Commission of the European Communities, Luxembourg.

LITTERICK, A.M., HARRIER, L., WALLACE, P., WATSON, C.A. and WOOD, M., 2004. The role of uncomposted materials, composts, manures, and composts extracts in reducing pest and disease incidence and severity in sustainable temperate agricultural and horticultural crop production – a review. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23: 453-479.

LOACH, K., 1986. Rooting cuttings in relation to the propagation medium. In: *Proceedings International Plant Propagators' Society* 35: 472-485.

LOH, T.C., LEE, Y.C., LIANG, J.B. and TAN, D., 2005. Vermicomposting of the cattle and goat manures by *Eisenia foetida* end their growth and reproduction performance. *Bioresource Technology* 96: 111-114.

LOPES, L., LOPES, W.T., MILORI, D.M.B.P., Simões, M. and MARTIN-NETO., 2010. Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. *Bioresource Technology* 101: 1927-1934.

LÓPEZ, M.J y BOLUDA, R., 2008. Residuos Agrícolas En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 489-518. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

MADEJON, E., DÍAZ, M.J., LÓPEZ, R. and CABRERA, F., 2001a. Co-composting of sugarbeet vinasse: influence of the organic matter nature of the bulking agents used. *Bioresource Technology* 76: 275-278.

MADEJÓN, E., LÓPEZ, R., MURILLO, J.M., CABRERA, F., 2001b. Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse compost: effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 55-65.

MADEJON, E., DÍAZ, M.J., LÓPEZ, R. and CABRERA, F., 2002. New approaches to Establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource Technology* 85: 73-78.

MÄDER, P., EDENHOFER, S., BOLLER, T., WIEMKEN, A., NIGGLI, U., 2000. Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input (organic, biological) and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation. *Biology and Fertility of Soils* 31:150-156.

MAESTRO-DURÁN, R., BORJA-PADILLA, R., MARTÍN-MARTÍN, A., FIESTAS, J.A. y ALBA, J., 1991. Biodegradación de los compuestos fenólicos presentes en el alpechín. *Grasas y Aceites* 42: 271-276.

MAGÁN-CAÑADAS, J.J., 2002. Sistemas de cultivo en sustrato: a solución perdida y con recirculación del lixiviado. *Cultivo sin suelo II. Curso Superior de Especialización*. pp. 173-205. Caja Rural de Almería, Almería.

MAHER, M., PRASAD, M. and RAVIV, M., 2008. Organic soilless media components. In: Raviv, M. and Lieth, J.H. (Eds.). *Soilless Culture: Theory and Practice*. pp. 459-504. Elsevier BV, Amsterdam.

MAINOO, N.O.K., BARRINGTON, S., WHALEN, J.K. and SAMPEDRO, L., 2009. Pilot-scale vermicomposting of pineapple wastes with earthworms native to Accra, Ghana. *Bioresource Technology* 100: 5872-5875.

MAK, A.T.Y and YEH, D.M., 2001. Nitrogen nutrition of *Spathiphyllum* "Sensation" grown in Sphagnum peat- and coir-based media with two irrigation methods. *Hort Science* 36: 645-649.

MAPA 2006. *Hechos y Cifras de la Agricultura, la Pesca y la Alimentación en España*. 8ª ed. Secretaría General Técnica- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

MAPA-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. *Anuarios de Estadística Agroalimentaria*. Secretaria Técnica del MAPA, Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias, Madrid.

MAPA, 1999. Anuario 1997.

MAPA, 2000. Anuario 1998.

MAPA, 2004. Anuario 2003.

MAPA, 2006. Anuario 2004.

MAPA, 2007. Anuario 2006.

MAPA, 2008. Anuario 2007.

MAPA, 2009. Anuario 2008.

MARFÀ, O., LEMAIRE, F., CÁCERES, R., GIUFFRIDA, F. and GUÉRIN, V., 2002. Relationships between growing media fertility, percolate composition and fertigation strategy in peat-sustitute substrates used for growing ornamental shrubs. *Scientia Horticulturae* 94: 309-321.

MARÍN, J., 2008. Portagrano 2008-2009: Vademécum de Variedades Hortícolas. 11ª ed. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

MARINARI, S., MASCIANDARO, G., CECCANTI, B. and GREGO, S., 2000. Influence of organic and mineral fertilizers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology* 72: 9-17.

MARONEK, D.M., STUDEBAKER, D. and OBERLY, B., 1985. Improving media aeration in liner and container production. *Combined Proceedings of the International Plant Propagators' Society* 35: 591-597.

MAROTO, J.V., 2000. Elementos de horticultura general, 2ª ed. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

MAROTO, J.V., 2002. Horticultura herbácea especial. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

MARSCHNER H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. London.

MARTÍNEZ-BLANCO, J., COLÓN, J., GABARRELL, X., FONT, X., SÁNCHEZ, A., ARTOLA, A., and RIERADEVALL, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management* 30: 983-994

MARTÍNEZ, F.X., 1993. Propuesta metodológica para la determinación de las propiedades físicas de los sustratos. *Actas de Horticultura* 11: 55-66.

MARTÍNEZ, F.X., 1995. Posibles usos de los residuos urbanos en agricultura: abono, enmienda orgánica y sustrato de cultivo. En: *Gestión y utilización de residuos orgánicos para la agricultura*. pp.15-26. Fundación La Caixa/AEDOS, Barcelona.

MARTÍNEZ, F.X., 2002. Gestión y tratamiento de residuos agrícolas.

URL: http://www.infoagro.com/hortalizas/residuos_agricolas.htm (12/05/03).

MARTÍNEZ, F.X., 2006. Gestión y tratamiento de residuos agrícolas. *Revista técnica de medio ambiente* 111: 62-75.

MARTÍNEZ, F.X., and AGUILA, J.F., 1989. El enraizado de esquejes de plantas ornamentales. Parte I. *Horticultura* 50: 9-42.

MARTÍNEZ, F.X., VALERO, J., MARFÀ, O. y OROZCO, R., 1993. Regresión polinómica para el ajuste de las curvas de liberación de agua y predicción del contenido de agua en sacos de perlita. *Actas de Horticultura* 10: 1143-1151.

MASAGUER, A. y BENITO, M., 2008. Evaluación de la calidad del compost. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). Compostaje. pp. 285-304. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

MASAGUER, A., MOLINA, B., ANDREU, G. y RUÍZ, J., 2008. Evaluación agronómica de sustratos eco-compatibles para la producción de planta ornamental empleando como planta testigo *Euphorbia pulcherrima*. Actas de Horticultura 53: 106-113.

MASCIANDARO G., CECCANTI, B. and GARCIA, C., 2000. "In situ" vermicomposting of biological sludges and impacts on soil quality. Soil Biology and Biochemistry 32: 1015-1024.

MATHUR, S.P., SCHNITZER, M., y SCHUPPLI, P., 1993. Determination of compost biomaturity. Journal biological agriculture & horticulture 10: 65-85.

MAZUELA, P. y URRESTARAZU, M., 2004. Ventajas del compost frente a otros sustratos en cultivos sin suelo. Vida Rural 199: 28-31.

MAZUELA, P., SALAS, M.C. and URREZTARAZU, M., 2005. Vegetable waste composts as substrate for melon. Commun. Soil Science and Plant Analysis 36: 1557-1572.

McGINNIS, M.S., WARREN, S.L. and BILDERBACK, T.E., 2009. Replacing conventional nursery crop nutrient inputs with vermicompost for container production of *Hibiscus moscheutos* L. 'Luna Blush'. HortScience 44: 1698-1703.

MEDINA, E., PAREDES C., PÉREZ-MURCIA, M.D., BUSTAMANTE, M.A. and MORAL, R., 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. Bioresource Technology 100: 4227-4232.

MELGAR, R., 2003. Posibilidad de valorización de subproductos generados por la agroindustria del olivar. Tesis doctoral. Granada.

MENGEL, K. and KIRKBY, E.A., 2001. Principles of plant nutrition. 5 th Ed. Kluwer Academic Publishers Dordrencht, The Netherlands.

MESÉN, F., NEWTON, A.C. and LEAKEY, R.R.B., 1997. Vegetative propagation of *Cordia Alliodora* (Ruiz and Pavon) Oken: the effects of IBA concentration, propagation medium and cutting origin. Forest Ecology and Management 92: 45-54.

MESSIAEN, C.M., BLANCARD, D., ROUXEL, F. y LAFON, R., 1994. Enfermedades de las Hortalizas. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

MICHEL, F.C., PECCHIA, J.A. and RIGOT, J., 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compost Science and Utilization* 12: 323-334.

MICHEL J.C., RIVIERE L.M. and BELLON-FONTAINE M.N., 2001. Measurement of the wettability of organic materials in relation to water content by the capillary rise method. *European Journal of Soil Science* 52: 459-467.

MIGUEIZ, H. y AÑÓ, C., 2002. Almería: el final de la gran cosecha. *Integral* 272.
URL: <http://www.terra.org/html/s/econoticia/reportajes/senalmeria4.html> (16/11/2009).

MILKS, R.R., FONTENO, W.C. and LARSON, R.A., 1989. Hydrology of horticultural substrates: II. Predicting physical properties of media in containers. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 114: 53-56.

MILLIGAN, E.E., BOMKE, A.A. and TEMPLE, W.D., 2008. Compost layering effects on poultry litter leaching: a column study. *Compost Science and Utilization* 16: 171-182.

MINNICH, J., 1977. *The Earthworm Book: How to Raise and Use Earthworms for Your Farm and Garden*. Rodale Press, Pennsylvania.

MITCHELL, A., 1997. Production of *Eisenia fetida* and vermicompost from feed-lot cattle manure. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 763-766.

MIYATAKE, F. and IWABUCHI, K., 2006. Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Bioresource Technology* 97: 961-965.

MKHABELA, M.S. and WARMAN, P.R., 2005. The influence of municipal solid waste composta on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 106: 57-67.

MMA (Ministerio del Medio ambiente y Medio Rural y Marino), 2009. Perfil ambiental de España. Informe básico de indicadores.
URL:http://www.mma.es/portal/secciones/calidad_contaminacion/indicadores_ambientales/perfil_ambiental_2006/ (03/12/2009)

MOHEE, R. and MUDHOO, A., 2005. Analysis of the physical properties of an in-vessel composting matrix. *Powder Technology* 155: 92-99.

MOHEE, R., MUDHOO, A. and LITTER, B., 2008. Windrow co-composting of shredded office paper and Broiler Litter. *International Journal Environment and Waste Management* 2: 3-23.

MOLDES, A., CENDÓN, Y. and BARRAL, M.T., 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresource Technology* 98: 3069-3075.

MONDINI, C., SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., SINICCO, T. and LEITA, L., 2006. Evaluation of extracted organic carbon and microbial biomass as stability parameters in lingo-cellulosic waste composts. *Journal of Environmental Quality* 35: 2313-2320.

MOORE, K.K., 2005. Uses of Compost in potting mixes. *HortTechnology* 15: 58-60.

MORAL, R. y MURO, J., 2008. Manejo, dosificación y gestión agronómica del compost. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 351-378. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

MORAL, R., PAREDES, C., BUSTAMANTE, M.A., MARHUENDA-EGEA, F. and BERNAL M.P., 2009. Utilization of manure composts by high-value crops: safety and environmental challenges. *Bioresource Technology* 100: 5454-5460.

MORALES-CORTS, R., GÓMEZ-SÁNCHEZ, M.A., PÉREZ-SÁNCHEZ, R. and PRIETO-CALVO, C., 2010. Characterization of beekeeping wastes for using in seedling production. *Spanish Journal of Agricultural Research* 8: 493-500.

MORÉ, E., 2008. Producción de plantas aromáticas y medicinales. *Revista Horticultura* 27: 46-47.

MORENO B., VIVAS A., NOGALES R., MARCEL C., MASCIANDARO G. and BENITEZ E., 2009. Restoring biochemical activity and bacterial diversity in a trichloroethylene-contaminated soil: the reclamation effect of vermicomposted olive wastes. *Environmental Science and Pollution Research International* 16: 253-264.

MORENO, J. y MORAL, R., 2008. *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

MORENO, J., y MORMENEO, S., 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 111-140. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

MORENO, M.T., AGUADO, M.T. y CARMONA, E., 1998. El empleo de bioensayos para la detección de efectos fitotóxicos en sustratos y enmiendas. *Actas de Horticultura* 23: 91-92.

MUALEM, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* 12: 513-522.

MUNROE, G., 2007. *Manual of On-Farm Vermicomposting and Vermiculture*. Organic Agriculture Centre of Canada. [URL: http://oacc.info/DOCs/Vermiculture_FarmersManual_gm.pdf](http://oacc.info/DOCs/Vermiculture_FarmersManual_gm.pdf) (25/09/09)

NAIR, J., SEKIOZOIC, V. and ANDA, M., 2006. Effect of pre-composting of kitchen waste. *Bioresource Technology* 97: 2091-2095.

NAKAMURA, Y., 1996. Interaction between earthworms and microorganisms in biological control plant pathogen. *Farming Japan* 30: 37-43.

NANNIPIERI, P., JOHNSON, R.L., and PAUL, E.A., 1978. Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 10: 223-229.

NAVARRO, A.F., CEGARRA, J., ROIG, A. and BERNAL, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 22: 2137-2144.

NAVARRO, A.F., CEGARRA, J., ROIG, A. and GARCIA, D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology* 44: 203-207.

NAVARRO, M.P., ROIG, A., CEGARRA, J. and GARCÍA, D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biology and Fertility of Soils* 22: 141-148.

NDEGWA, P.M., THOMPSON, S.A. and DAS, K.C., 2000. Effects of stoking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids. *Bioresource Technology* 71: 5-12.

NDEGWA, P.M. and THOMPSON, S.A., 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology* 76: 107-112.

NEAA -Netherlands Environmental Assessment Agency- 2009. *Greenhouse Gas Emissions in the Netherlands 1990-2007*. NEAA, Bilthoven.

URL:<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/500080012.pdf> (03/03/10).

NENGWU, Z., 2006. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Bioresource Technology* 97: 1870-1875.

NOBLE, R. and COVENTRY, E., 2005. Suppression of soil-borne plant diseases with composts: a review. *Biocontrol Science and Technology* 15: 3-20.

NOGALES, R., and BENÍTEZ, E., 2006. Absorption of zinc and lead by *Dittrichia viscosa* grown in a contaminated soil amended with olive-derived wastes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* ;76:538-44

NOGALES, R., ELVIRA, C., BENITEZ, E., THOMPSON, R. and GÓMEZ, M., 1999. Feasibility of vermicomposting dairy biosolids using a modified system to avoid earthworm mortality. *Journal of Environmental Science and Health* 34: 151-169.

NOGALES, R., DOMÍNGUEZ, J. y MATO, S., 2008. Vermicompostaje. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 187-207. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

NOGUERA, V., 1993. Sistemas de solución perdida y recirculante. Descripción, análisis y valoración. En: Cánovas, F. y Díaz, J.R. (Eds.). *Curso Superior de Especialización sobre Cultivos Sin Suelo*. pp. 83-126. IEA-Instituto de Estudios Almerienses y FIAPA-Fundación para la Investigación Agraria en la Provincia de Almería, Almería.

NOGUERA, P., ABAD, M. y PUCHADES, R., 2000. Caracterización y Evaluación Agronómica del Residuo de Fibra de Coco: un Nuevo Material para el Cultivo en Sustrato. Tesis Doctoral. Valencia.

NOGUERA, P., ABAD, M., PUCHADES, R., MAQUIEIRA, A. and NOGUERA, V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as container media. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34:593-605.

NORMA AUSTRALIANA PARA SUSTRATOS DE CULTIVO -Standards Australian-, 2002. AS 3743 Potting mixes. Standards Association of Australia, Homebush.

OFORI, D.A., NEWTON, A.C., LEAKEY, R.B.B. and GRACE, J., 1996. Vegetative propagation of *Milicia excelsa* by leafy stem cuttings: effects of auxin concentration, leaf area and rooting medium. *Forest Ecology and Management* 84: 39-48.

OLSZEWSKI, M.W., TREGO, T.A., and KUPER, R., 2009. Effects of peat moss substitution with arboretum and greenhouse waste compost for use in container media. *Compost Science and Utilization* 17: 151-157.

ORTEGA, M.C., MORENO, M.T., ORDOVÁS, J. and AGUADO, M.T., 1996. Behaviour of different horticultural species in phytotoxicity bioassays of bark substrates. *Scientia Horticulturae* 66: 125-132.

OSTOS, J.C., LÓPEZ-GARRIDO, R., MURILLO, J.M. y LÓPEZ, R., 2008. Substitution of peat for municipal solid waste -and sewage sludge- based composts in nursery growing media: effects on growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus* L. *Bioresource Technology* 99: 1793-1800.

OTERO DEL PERAL, L., 1992. Residuos Sólidos Urbanos. Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Transportes. pp.198.

OZORES-HAMPTON, M., 2002. Organic materials in horticulture: an industry perspective. Introduction. *HorTechnology* 12: 8-9.

PAPAFOTIOU, M., PHSYHALOU M., KARGAS G., CHATZIPAVLIDIS, I. and CHRONOPOULOS, J., 2004. Olive-mill wastes compost as growing medium component for the production of poinsettia. *Scientia Horticulturae* 102: 167-175.

PARADELO, R., CENDÓN, Y., MOLDES, A.B. and BARRAL, M.T., 2007. A pot experiment with mixtures of slate processing fines and compost. *Geoderma* 141: 363-369.

PARADELO, R., DEVESA, R., MOLDES, A.B. and BARRAL, M.T., 2007. Physiologically based extraction of heavy metals in compost: Preliminary results. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 21: 83-85.

PAREDES, C., BERNAL, M.P., ROIG, A., CEGARRA, J. and 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., ROIG, A., BERNAL, M.P., SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A. and CEGARRA, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology and Fertility of Soils* 3: 222 –227.

PAREDES, C., BERNAL, M.P., ROIG, A. and CEGARRA, J., 2001. Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation* 12: 225-234.

PAREDES, C., BERNAL, M.P., CEGARRA, J. and ROIG, A., 2002. Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresource Technology* 85: 1-8.

PARISH, F., SIRIN, A., LEE, D. and SILVIUS, M., 2008. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Global Environment Centre and Wetlands International, Kuala Lumpur and Wageningen.

URL:http://www.imcg.net/docum/pcb/assessment_peatland.pdf

PARLE, J.N., 1963. Microorganisms in the intestines of earthworms, *Journal General Microbiology* 31:1-13.

PASCUAL, M., RUÍZ, M.A. y MELGAR, R., 2006. Empleo de vermicompost de restos hortícolas como sustrato alternativo en semilleros de plantas aromáticas. *Actas de Horticultura* 47: 77-82.

PASCUAL, B., SAN BAUTISTA, A., FERREROS, N., LÓPEZ-GALARZA, S. and MAROTO, J.V., 2003. Analysis of germination of caper seeds as influenced by the position of fruit on the mother plant, fruit maturation stage and fruit weight. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology* 78: 73-78.

PASCUAL, J.A., GARCÍA, C. and HERNANDEZ, T., 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68: 225-264.

PASQUALATO-CANELLAS, L., LOPEZ-OLIVARES, F., OKOROKOVA-FAÇANHA, A.L. and ROCHA-FAÇANHA, A., 2002. Humic acids isolated from earthworm compost enhance root elongation, lateral root emergence, and plasma membrane H⁺-ATPase activity in maize roots. *Plant Physiology* 130: 1951-1957.

PEÑA, D., 2002. Análisis de datos multivariantes. McGraw-Hill. Madrid.

PÉREZ-LOSADA, M., EIROA, J., MATO, S. and DOMÍNGUEZ, J., 2005. Phylogenetic species delimitation of the earthworms *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché, 1972 (Oligochaeta, Lumbricidae) based on mitochondrial and nuclear DNA sequences. *Pedobiologia* 49: 317-324.

PÉREZ-MURCIA, M.D., MORAL, R., MORENO-CASELLES, J., PÉREZ-ESPINOSA, A. and PAREDES, C., 2006. Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresource Technology* 97: 123-130.

PÉREZ-PIQUERES, A., EDEL-HERMANN, V., ALABOUVETTE, C. and STEINBERG, C., 2006. Response of soil microbial communities to compost amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 460-470.

PHR –Plan de Higiene Rural–, 2001. Ayuntamiento de El Ejido.

URL:<http://www.elejido.org/tuayto/files/pdfs/Agricultura/PHR2003.pdf> (19/09/2009)

PLAZA, C., NOGALES, R., SENESI, N., BENITEZ, E. and POLO, A., 2008. Organic matter humification by vermicomposting of cattle manure alone and mixed with two-phase olive pomace. *Bioresource Technology* 99: 5085-5089.

POKORNY, F.A. and WETZSTEIN, H.Y., 1984. Internal porosity, water availability, and root penetration of pine bark particles. *HortScience* 19: 447-449.

POSADAS, F.M., 2004. Cultivo de plantas ornamentales. En: M. Urrestarazu (Coord. y Dir.). *Tratado de Cultivo Sin Suelo*. 3ª ed. pp. 793-845. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

PRAMANIK, P., 2010. Changes in enzymatic activities and microbial properties in vermicompost of water hyacinth as affected by pre-composting and fungal inoculation: A comparative study of ergosterol and chitin for estimating fungal biomass. *Waste Management (in press)*.

PRAMANIK, P., GHOSH, G.K., GHOSAL, P.K. and BANIK, P., 2007. Changes in organic – C, N, P and enzyme activities in vermicompost of biodegradable organic wastes under liming and microbial inoculants. *Bioresource Technology* 98: 2485-2494.

PROTOPOPOV, N.F., STRIGANOVA, B.R. and MANAKOV, J.A., 1999. Vermitechnology for the remediation of degraded soils in Western Siberia. In: Wong, M.H., Wong, J.W.C. and Baker, A.J. M. (Eds). *Remediation and Management of Degraded Lands*. pp. 343-348. CRC Press, Boca Raton, Florida.

PTEOR –Plan Territorial Especial de Ordenación de Residuos–. 2008. Cabildo de Tenerife.

URL:http://www.tenerife.es/planes/PTEOResiduos/adjuntos/Cont_AmbientalCap1.pdf (17/01/10)

PUCHADES, R., MAQUIEIRA, A., RUBIO, J.L. y PRIMO-YÚFERA, E., 1985. Evolución del nitrógeno nítrico y amoniacal en un suelo de cítricos fertilizado con urea recubierta de azufre. Relación con el nitrógeno foliar. *Agrochimica* XXIX: 30-39.

PUIG, R., MILÀ I CANALS, L. y FULLANA, P., 2005. ¿Que es un ACV? En: Clemente, G., Sanjuán, N. y Vivancos, J. (Eds.). *Análisis de Ciclo de Vida: Aspectos Metodológicos y Casos Prácticos*. pp. 17-28. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

PUUSTJÄRVI, V., 1994. La Turba y su Manejo en Horticultura. *Compendios de Horticultura* 6. Ediciones de Horticultura, S.L., Reus.

QUINTERO-LIZAOLA, R., FERRERA-CERRATO, J., ETCHEVERS-BARRA, D., AGUILAR, A., GARCIA, N.E. & RODRIGUEZ-KABANA, R. 1998. Microorganisms from carbon and nitrogen cycles during the vermicomposting process. Abstracts 6th International Symposium on Earthworm Ecology. Vigo.

RAJENDRAN, P., JAYAKUMAR, E., KANDULA, S. and GUNASEKARAN, P., 2008. Vermiculture and Vermicomposting Biotechnology for Organic Farming and Rural Economic Development. URL: <http://www.eco-web.com/edi/080211.html>. (28/11/2009).

RAMESH P., MOHAN, S. and SUBBA RAO A., 2005. Organic farming: Its relevance to the Indian context. *Current Science* 88: 561-568.

RAVIV, M., 1998. Horticultural use of composted materials. *Acta Horticulturae* 469: 225-234.

RAVIV, M., 2005. Production of high-quality composts for horticultural purposes: a mini-review. *HortTechnology* 15: 52-57.

RAVIV, M. and LIETH, J.H., 2008. Significance of soilless culture in agriculture. In: Raviv, M. and Lieth, J.H. (Eds.). *Soilless Culture: Theory and Practice*. pp. 1-11. Elsevier BV, Amsterdam.

RAVIV, M. and MEDINA, S., 1987 Physical characteristics of separated cattle manure compost. *Compost Science and Utilization* 5: 44-47.

RAVIV, M., CHEN, Y. and INBAR, Y., 1986. Peat and peat substitutes as growth media for container-grown plants. In: Chen, Y. and Avnimelech, A. (Eds.). *The Role of Organic Matter in Modern Agriculture*. pp. 257-287. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht .

RAVIV, M., MEDINA, S., CHEN, Y., INBAR, Y. and GELER, Z., 1987. Changes in the chemical and horticultural properties during composting of slurry produced by methanogenic fermentation of dairy cow manure. In: De Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P. and Zucconi, F. (Eds.). *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, Udine.

RAVIV, M., TARRE, S., GELER, Z. and SHELEF, G., 1997. Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and digested cow manure during composting. *Biological Wastes* 19:309-318.

RAVIV, M., MEDINA, S.H. and SHAMIR, Y., 1999. Cocomposting - a method to improve results of poultry manure composting. *Compost Science and Utilization* 7: 70-73.

- RAVIV, M., WALLACH, R., SILBER, A. and BAR-TAL, A., 2002. Substrates and their analysis. En: Savvas, D. and Passam, H. (Eds.). *Hydroponic Production of Vegetables and Ornamentals*. pp. 25-102. Embryo Publications, Greece.
- REUVENI, R., RAVIV, M., KRASNOVSKY, A., FREIMAN, L., MEDINA, S., BAR, A. and ORION, D., 2002. Compost induces protection against *Fusarium oxysporum* in sweet basil. *Crop Protection* 21: 583-587.
- RIBEIRO, H.M., DUARTE, E. and DOS SANTOS, J.Q., 1997. Municipal solidwaste compost as a growing-media component for pottedpelargonium (*Pelargonium zonale* cv. Meridonna). In: Martin-Pre´vel, J. Baier (Ed.). pp. 499–501. IX Int. Symp. for the Optimization of Plant, Prague.
- RICE, P.J., MCCONNELL, L.L., HEIGHTON, L.P., SADEGHI, A.M., ISENSEE, A.R., TEASDALE, J.R., ABDUL-BAKI, A.A., HARMAN-FETCHO, J.A., HAPEMAN, C., 2001. Runoff loss of pesticides and soil: a comparison between vegetative mulch and plastic mulch in vegetable production systems. *Journal of Environmental Quality* 30: 1808–1821.
- RICHARDS, D., LANE, M. and BEARDSSELL, D.V., 1986. The influence of particle-size distribution in pinebark:sand:brown coal potting mixes on water supply, aireation and plant growth. *Scientia Horticulturae* 29: 1-14.
- ROBERTS, P., EDWARDS, C.A., EDWARDS-JONES, G. and JONES, D.L., 2007. Responses of common pot grown flower species to commercial plant growth media substituted with vermicomposts. *Compost Science and Utilization* 15: 159-166.
- RODRIGUEZ, I.R. and MILLER, G.L., 2000. Using a chlorophyll meter to determine the chlorophyll concentration, nitrogen concentration, and visual quality of St. Augustinegrass. *HortScience* 35: 751-754.
- ROIG, A., LAX, A., CEGARRA, J., COSTA, F. and HERNÁNDEZ, M.T., 1988. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Science* 146: 311-316.
- ROIG, A., CAYUELA, M.L., BERNAL, M.P. and SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., 2003. Elemental sulphur as pH regulator in a compost prepared with olive oil industry wastes. In: Pullammanappallil, P., Mc Comb, A., Diaz, L.F. and Bidlingmaier, W. (Eds.). pp. 67-74. *Proceedings of the 4th International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society*, Perth.

ROIG, A., CAYUELA, M.A. and 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.

ROLLETO, E., BARBERIS, R., CONSIGLIO, M. and JODICE, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26: 46-47.

ROMERO, E., SALIDO, A., CIFUENTES, C., FERNÁNDEZ, J.D. and NOGALES, R. 2006. Effect of vermicomposting process on pesticide sorption capability using agro-industrial wastes. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 86, 289-297.

ROMERO, E., PLAZA, C., SENESI, N., NOGALES, R. and POLO, A., 2007. Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. *Geoderma* 139: 397-406.

ROS, M., HERNANDEZ, M.T. and GARCIA, C., 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 463-469.

ROS, M., GARCÍA, C. and HERNÁNDEZ, M.T., 2006. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: kinetic changes in chemical and microbial properties. *Waste Management* 26: 1108-1118.

RUGGIERI, L., CADENA, E., BLANCO, J., GASOL, C., RIERADEVALL, J., GABARRELL, X., GEA, T., SORT, X. and SÁNCHEZ, A., 2009. Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, Economic and Environmental Analyses of the Composting Process *Journal of Cleaner Production* 17: 830-838

RYNK, R., 2000a. Contained composting systems review. Part I. *BioCycle* 41: 30-36.

RYNK, R., 2000b. Large-scale contained composting systems. Part II. *BioCycle* 41: 67-72.

RYNK, R. y RICHARD, T.L., 2005. Sistemas de producción comercial de compost. En: Stoffella, P.J. and Kahn, B.A. (Eds.). *Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola*. pp. 51-93. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

SAAVEDRA, M., 2007. Biodegradación del Alperujo Utilizando Hongos del Género *Pleurotus* y Anélidos de la Especie *Eisenia foetida*. Tesis Doctoral. Granada

SÆBØ, A. and FERRINI, F., 2006. The use of compost in urban green areas – A review for practical application. *Urban Forestry and Urban Greening* 4: 159-169.

SAID-PULLICINO, D., ERRIQUENS, F.G. and GIGLIOTTI, G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology* 98: 1822-1831.

SÁNCHEZ DE PINTO, M.I., ALBANESI, A., PALAZZI, V., TREJO, J. and POLO, A., 2005. Compostaje y lombricompostaje de residuos frutihortícolas. Congreso Mundial ISWA 2005: Hacia un Sistema Integral de Gestión de Residuos Sólidos Urbanas. International Solid Waste Association Copenhagen.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., 1997. Compostaje de Residuos Orgánicos. Estudio del Proceso y Evaluación Agrícola de los Composts. Tesis Doctoral. Murcia

SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., ROIG, A., MARTÍNEZ-PARDO, C., CEGARRA, J. and PAREDES, C., 1996. A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresource Technology* 57: 291-295.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M., ROIG, A., CEGARRA, J. and BERNAL, P., 1999. Relationships between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humication indices of different organic wastes during composting. *Bioresource Technology* 70: 193-201.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M., ROIG, A., PAREDES, C. and BERNAL, P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixture. *Bioresource Technology* 78: 301-308.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M., CEGARRA, J., GARCÍA, D. and ROIG, A., 2002. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. *Biodegradation* 13: 361-371.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M., ROIG, A., CEGARRA, J., BERNAL, P., NOGUERA, P., ABAD, M and ANTÓN, A., 2004. Composts as media constituents for vegetable transplant production. *Compost Science and Utilization* 12: 161-168.

SANGWAN, P., KAUSHIK, C.P. and GARG, V.K., 2008. Vermiconversion of industrial sludge for recycling the nutrients. *Bioresource Technology* 99: 8699-8704.

SANTOS, K., FISHER, P. and ARGO, B., 2009. Nutrient supply in propagation.
URL: <http://www.gpnmag.com/articles/nutrientsupplyinpropagation.pdf> (20/04/10).

SAÑA, J. i SOLIVA, M., 1987. El Compostatge: Procés, Sistemes i Aplicacions. Quaderns d'Ecologia Aplicada 11. Diputació de Barcelona, Servei del Medi Ambient, Barcelona.

SAÑA, J., GONZÁLEZ, M.L., DE LA PEÑA, M. y BALANYÀ, M., 1994. Utilización de compost de residuos sólidos urbanos en un viñedo del Penedès. *Viticultura/Enología Profesional. Fertilización, Riego y Suelos* 31: 20-25. URL: <http://www.agrolatino.com/indiceve/indive11.htm> (08/11/09).

SASTRE-CONDE, I. y LOBO, M.C., 2003. Determinación actividad ureasa en suelos. En: García, C. and Hernández, T. (Eds.). *Técnicas Biológicas*. pp. 123-148. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

SCAGEL, C.F., 2003. Growth and nutrient use of ericaceous plants grown in media amended with sphagnum moss peat or coir dust. *HortScience* 38: 46-54.

SCHER, F.M. and BAKER, R., 1980. Mechanism of biological control in a *Fusarium*-suppressive soil. *Phytopathology* 70: 412-417.

SCHULDT, M., 2006. *Lombricultura. Teoría y práctica*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

SCHULZE, K.L., 1962. Continuous Thermophilic Composting. *Appl. Microbiol.* 10:108-122.

SCHUMANN, G.L. and D'ARCY, C.J., 2006. *Essential Plant Pathology*. The American Phytopathological Society, Minnesota.

SECRETARÍA DE LA CONVENCION DE RAMSAR. 2004. *Manuales para el Uso Racional de los Humedales*. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).

SELLAMI, F., HACHICHA, S., CHTOUROU, M., MEDHIOUB, K. and AMMAR, E., 2008. Maturity of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. *Bioresource Technology* 99: 6900-6907.

SEN, B. and CHANDRA, T.S., 2009. Do earthworm affect dynamics of functional response and genetic structure of microbial community in a lab-scale composting system? *Bioresource Technology* 100: 804-811.

SENESE, P., 1989. Composted materials as organic fertilizers. *Science of the Total Environment* 81/82: 521-542.

SEOÁNEZ, M., 2000. *Residuos (Problemática, descripción, aprovechamiento y destrucción)*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

- SERRA-WITTLING, C., HOUOT, S. and ALABOUVETTE, C., 1996. Increased soil suppressiveness to *Fusarium* wilt of flax after addition of municipal solid waste compost. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 1207-1214.
- SERRAMÍA, N., SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., FERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, A., GARCÍA-ORTIZ, C. and ROIG, A., 2010. Contribution of the lignocellulosic fraction of two-phase olive-mill wastes to the degradation and humification of the organic matter during composting. *Waste Management (in press)*.
- SHANER, G. and FINNEY, R.E., 1977. The effect of nitrogen fertilization on the expression of slow-mildewing resistance in Knox wheat. *Phytopathology* 67: 1051-1056.
- SHERMAN-HUNTOON, R., 2000. Latest developments in mid-to-large-scale-vermicomposting. *BioCycle* 41: 51-54.
- SHIPITALO, M.J. and LE BAYON, R., 2004. Quantifying the effects of earthworms on soil aggregation and porosity. In: Edwards, C.A. (Ed.). *Earthworm Ecology*. pp. 183–200. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.
- SHIRAZI, M.A. and BOERSMA, L., 1984. A unifying quantitative analysis of soil texture. *Soil Science Society of America Journal* 48: 142-147.
- SIDDIQUI, Y., MEON, S., ISMAIL, M.R. and ALI, A., 2008. *Trichoderma*-fortified compost extracts for the control of choanephora wet rot in okra production. *Crop Protection* 27: 385-390.
- SIMMONS, P., GOLDSTEIN, N., KAUFMAN, S., THEMELIS, N. and THOMPSON, J., 2006. The state of garbage in America. *BioCycle* 47: 26-42.
- SINGH, R., SHARMA, R.R., KUMAR, S., GUPTA, R.K. and PATIL, R.T., 2008. Vermicompost substitution influences growth, physiological disorders, fruit yield and quality of strawberry (*Fragaria x ananassa* Duch.). *Bioresource Technology* 99: 8507-8511.
- SMIDT, E., MEISSL, K., SCHMUTZER, M. and 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.
- SMITH, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge, *Environment International* 35: 142-156.

SMITH, D.C., BEHAREE, V. and HUGHES, J.C., 2001. The effects of compost produced by a simple composting procedure on the yields of Swiss chard (*Beta vulgaris* L. var. *flavescens*) and common bean (*Phaseolus vulgaris* L. var. *nanus*). *Scientia Horticulturae* 91: 393-406.

SOLÉ, F. y FLOTATS, X., 2004. Guía de técnicas de gestión ambiental de residuos agrarios. Proyecto TRAMA (LIFE). Edición de la Fundación Catalana de Cooperación. Barcelona.

SOLÉ-MAURI, F., ILLA, J., MAGRÍ, A., PRENAFETA-BOLDÚ, F.X. and FLOTATS, X., 2005. An integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource Technology* 98: 3278-3293.

SOLIVA, M., 2001. Compostatge y gestió de residus orgànics. *Estudis i Monografies* 21. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient, Barcelona.

SOLIVA, M. y MOLINA, N., 1996. ¿Qué significado tiene el término compost? *Riegos y Drenajes* 87: 29-33.

SOLIVA, M. y PAULET, S., 2003. Compostaje de residuos orgánicos y aplicación agrícola. En: Boixadera, J. y Teira, M.R. (Eds.). 5º Curso de Ingeniería Ambiental: Aplicación Agrícola de Residuos Orgánicos. pp. 17 Universitat de Lleida, Lleida.

SOLIVA, M., LÓPEZ, M. y HUERTA, O., 2008. Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 75-92. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

SPACCINI, R. and PICCOLO, A., 2009. Molecular characteristics of humic acids extracted from compost at increasing maturity stages. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 1164-1172.

SPEIR, T.W. y ROSS, D.J., 1978. Soil phosphatase and sulphatase. En: Burns, R.G. (Ed.). *Soil Enzymes*. pp. 197-250. Academic Press, London.

STATISTICAL GRAPHICS CORP., 2005. *Statgraphics Plus for Windows 5.1*. Statistical Graphics, Rockville, Meriland.

STEVENSON, F.J., 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. Wiley, New York.

STOFFELLA, P.J. y KAHN, B.A., 2005. *Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

- STUART GRANDY A., PORTER, G.A. and ERICH, M.S., 2002. Organic amendment and Rotation Crop Effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1311-1319.
- SUÁREZ-ESTRELLA, F., VARGAS-GARCÍA, M.C., LÓPEZ, M.J. and MORENO, J., 2004. Survival of *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis* on plant waste. *Crop Protection* 23: 127-133.
- SUBLER, S. EDWARDS, C.A. and METZGER, J., 1998. Comparing composts and vermicomposts, *Bio-Cycle* 39: 63-66.
- SUBRAMANIAN, S., SIVARAJAN, M. and SARAVANAPRIYA, S., 2010. Chemical changes during vermicomposting of sago industry solid waste. *Journal of Hazardous Materials* 179: 318-322.
- SULER, D.J. and FINSTEIN, M.S., 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied and Environmental Microbiology* 33: 345-350.
- SULLIVAN, D.M. y MILLER, R.O., 2005. Propiedades cualitativas, medición y variabilidad de los compost. En: Stoffella, P.J. and Kahn, B.A. (Eds.). *Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola*. pp. 95-119. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- SUTHAR, S., 2007. Nutrient changes and biodynamics of epigeic earthworm *Perionyx excavatus* (Perrier) during recycling of some agriculture wastes. *Bioresource Technology* 98: 1608-1614.
- SUTHAR, S., 2009. Impact of vermicompost and composted farmyard manure on growth and yield of garlic (*Allium stivum* L.) field crop. *International Journal of Plant Production* 3: 1735-6814.
- SUTHAR, S. and SINGH, S., 2008. Feasibility of vermicomposting in biostabilization of sludge from a distillery industry. *Science of the Total Environment* 394: 237-243.
- SZCZECH, M.M., 1999. Suppressiveness of vermicompost against *Fusarium* wilt of tomato. *Journal of Phytopathology* 147: 155-161.
- SZMIDT, R.A. and CONWAY, P.A., 1995. Leaching of recomposted spent mushroom substrates (SMS). *Mushroom Science* 14: 901-905.
- TABATABAI, M.A., 1982. Soil enzymes. In: Page, A.M., Miller, R.H. and Keeney, D.R. (Eds.). pp. 903-947. 2^a ed. Science Society of America and Soil Science Society, Madison.

TABATABAI, M.A., and BREMNER, J.M., 1969. Use of p-nitrophenol phosphate in assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 301–307.

TABATABAI, M.A. and BREMNER, J.M., 1972. Assay of urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 4: 479-487.

TAN, K.H., 2003. *Humic Matter in Soil and the Environment*. Marcel Dekker AG, Basel, Switzerland.

TARRE, S., RAVIV, M. and SHELEF, G., 1987. Composting of fibrous solids from cow manure and anaerobically digested manure. *Biological Waste* 19: 299-308.

TEJADA, M. and GONZALEZ, J.L., 2009. Application of two vermicomposts on rice crop: Effects on soil biological properties and rice quality and yield. *Agronomy Journal* 101: 336-344.

TEJADA, M., GONZALEZ, J.L., HERNANDEZ, M.T., GARCIA, C., 2008. Agricultural use of leachates obtained from two different vermicomposting processes. *Bioresource Technology* 99: 6228-6232.

TEJADA, M., MORENO, J.L., HERNANDEZ, M.T. and GRACIA, C., 2007. Application of two beet vinasse forms in soil restoration: Effects on soil properties in an arid environment in southern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119: 289-298.

TEJADA, M., GARCIA-MARTINEZ, A.M. and PARRADO, J., 2009. Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *Catena* 77: 238-247.

THERMOSHUIZEN, A.J., VAN RIJN, E., VAN DER GAAG, D.J., ALABOUVETTE, C., CHEN, Y., LAGERLÖF, J., MALANDRAKIS, A.A., PAPLOMATAS, E.J., RÄMERT, B., RYCKEBOER, J., STEINBERG, C., and ZMORA-NAHUM, S., 2006. Suppressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: Variability in pathogen response. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2461-2477.

THOMSEN, M., LASSEN, P., DOBEL, S., HANSEN, P.E., CARLSEN, L. and MOGENSEN, B.B., 2002. Characterisation of humic materials of different origin: a multivariate approach for quantifying the latent properties of dissolved organic matter. *Chemosphere* 49: 1327-1337.

TIM, S.M. and TAM, N.F.Y., 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution* 110: 535-541.

TIMSON, J., 1965. New method of recording germination data. *Nature* 207: 2216-217.

TIQUIA, S., WAN, J. and TAM, N., 2001. Extracellular enzyme profiles during co-composting of poultry manure and yard trimmings. *Process Biochemistry* 36: 813-820.

TOGNETTI, C., MAZZARINO, M.J. and LAOS, F., 2008. Compost of municipal organic waste: Effect of different management practices on degradability and nutrients release capacity. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 2290-2296.

TOMATI, U., GRAPPELLI, A. and GALLI, E., 1987. The presence of growth regulators in earthworm-worked wastes. In: Bonvicini Paglioi, A.M. and Omodeo, P. (Eds.). *On Earthworms. Proceedings of International Symposium on Earthworms, Selected Symposia and Monographs*, pp. 423-435. Unione Zoologica Italiana, 2. Mucchi.

TOMATI, U., GALLI, E., 1995. Earthworms, soil fertility and plant productivity. *Acta Zoologica Fennica* 196: 11-14.

TOMATI, U., MADEJON, E. and GALLI, E., 2000. Evaluation of humic acid molecular weight as an index of compost stability. *Compost Science and Utilization* 8: 108-115.

TRAZAR, C., GIL, F. y LEIRÓS M.C., 2003. Determinación de la actividad fosfatasa del suelo. En: GARCÍA, C., GIL, F., HERNÁNDEZ, T. y TRASAR, C. (Eds.). pp. 53-76. *Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos: Medida de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana*.

TRILLAS, I., CASANOVA, E., COTXARRERA, L., ORDOVÁS, J., BORRERO, C. and AVILÉS, M., 2006. Composts from agricultural waste and the *Trichoderma asperellum* strain T-34 suppress *Rhizoctonia solani* in cucumber seedlings. *Biological Control* 39: 32-38.

TUOMELA, M., VIKMAN, M., HATAKKA, A., and ITÄVAARA, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology* 72: 169-183.

UBEDA, L. 2002. Análisis del Ciclo de Vida de la Producción Integrada de Naranjas en la Comunidad Valenciana. Trabajo Final de Carrera. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

UDO DE HAES, H.A. and JOLLIET, O., 1999a. How does ISO/DIS 14042 on life cycle impact assessment accommodate current best available practice? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4: 75-80.

UDO DE HAES, H.A., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W. and MÜLLER-WENK, R., 1999b. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4: 66-74.

UNE-CR 13456, 2003. Etiquetado, especificaciones y clasificación de productos.

UNE-EN NORMA ESPAÑOLA. Mejoradores del Suelo y Sustratos de Cultivo. Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR), Madrid.

UNE-EN 12579, 2000. Toma de muestras.

UNE-EN 13037, 2001. Determinación del pH.

UNE-EN 13038, 2001. Determinación de la conductividad eléctrica.

UNE-EN 13039, 2001. Determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas.

UNE-EN 13040, 2001. Preparación de muestras para ensayos químicos y físicos, determinación del contenido de materia seca, contenido de la humedad y de la densidad aparente compactada en laboratorio.

UNE-EN 13041:2001/A1, 2007. Mejoradores de suelo y sustratos de cultivo. Determinación de las propiedades físicas. Densidad aparente seca, volumen de aire, volumen de agua, valor de contracción y porosidad total.

UNE-EN 13651, 2002. Extracción de nutrientes solubles en cloruro cálcico/DTPA (CAT).

UNE-EN 13652, 2002. Extracción de nutrientes y elementos solubles en agua.

UNE-EN 13806. 2002. Productos alimenticios. Determinación de elementos traza. Determinación de mercurio por espectrometría de absorción atómica con vapor frío (CVAAS) tras digestión bajo presión.

UNE-EN ISO 14040, 2006 Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.

UNE-EN ISO 14044, 2006 Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Requisitos y directrices

UNE-EN 15428, 2008. Determinación de la granulometría de las partículas.

URBANO, P., ABAD, M., DE FELIPE, I., GIL-ALBERT, F., GONZÁLEZ, F., LÓPEZ, L., RETAMAL, N. y URBANO, B., 2004. Flor Cortada y Planta Ornamental. Implantación de Sistemas de Buenas Prácticas Agrarias. En soporte CD-Rom. Fundación Alfonso Martín Escudero, Madrid.

URRESTARAZU, M., 2004. Tratado de Cultivo Sin Suelo. 3ª ed. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

URRESTARAZU, M. y BURÉS, S., 2009. Aplicación de cultivos sin suelo en arquitectura. Horticultura Internacional 70: 10-15.

URRESTARAZU, M., SUÁREZ-ESTRELLA, F. y MAZUELA, P., 2005. Reutilización de los residuos derivados de la industria hortícola. Vida Rural 220: 26-29.

URRESTARAZU, M., MAZUELA, P. y ALARCÓN, A., 2006. Cultivo en sustratos alternativos. En: Alarcón, A. (Ed.). Cultivos sin suelo. pp. 147-173. Ediciones de Horticultura. Reus.

VAN WINDEN, C.M.M., 1988. Soilless culture technique and its relation to the greenhouse climate. *Acta Horticulturae* 229: 125-132.

VAN-CAMP, L., BUJARRABAL, B., GENTILE, A.R., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L., OLAZABAL, C. and SELVARADJOU, S.K., 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

VAN GENUCHTEN, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44: 892-898.

VAN GENUCHTEN, M.T. and NIELSEN, D.R., 1985. On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. *Annales Geophysicae* 3: 615-628.

VAN SOEST, P.J., ROBERTSON, J.B. and LEWIS, B.A., 1991. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science* 74: 3583-3597.

VARGAS, M.C. y SUÁREZ-ESTRELLA, F., 2008. Efecto de la aplicación del compost sobre las propiedades biológicas del suelo. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje*. pp. 329-350. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

VEEKEN, A., NIEROP, K., WILDE, V., and HAMELERS, B., 2000. Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology* 72: 33-41.

VERHAGEN, H.B. and BOON, H.T., 2008. Classification of growing media on their environmental profile. *Acta Horticulturae* 779: 231-238.

VIEL, M., SAYAG, D., PEYRE, A. and ANDRÉ, L., 1987. Optimization of in vessel co-composting through heat recovery. *Biology Wastes* 20: 167-185.

VILLENAVE, C., RABARY, B., KICHENIN, E., DJIGAL, D. and BLANCHART, E., 2010. Earthworms and Plant Residues Modify Nematodes in Tropical Cropping Soils (Madagascar): A Mesocosm Experiment. *Applied and Environmental Soil Science*, Volume 2010, 7 pages.

VINCESLAS-AKPA, M. and LOQUET, M., 1997. Organic matter transformations in lignocellulosic waste products composted or vermicomposted (*Eisenia fetida andreii*): chemical analysis and ¹³C CPMAS NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 751-758.

WALLACH, R., 2008. Physical characteristics of soilless media. In: Raviv, M. and Lieth, J.H. (Eds.). *Soilless Culture: Theory and Practice*. pp. 41-116. Elsevier BV, Amsterdam.

WALLACH, R., DA SILVA, F.F. and CHEN, Y., 1992a. Hydraulic characteristics of tuff (scoria) used as a container medium. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 117: 415-421.

WALLACH, R., DA SILVA, F.F. and CHEN, Y., 1992b. Unsaturated hydraulic characteristics of composted agricultural wastes, tuff, and their mixtures. *Soil Science* 153: 434-441.

WANG, P., CHANGA, C.M., WATSON, M.E., DICK, W.A., CHEN, Y. and HOITINK, H.A.J., 2004. Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 767-776.

WARMAN, P.R., 1999. Evaluation of seed germination and growth tests for assessing compost maturity. *Compost Science and Utilization* 7:33-37.

WARMAN, P.R., RODD, A.V. and HICKLENTON, P., 2009. The effect of MSW compost and fertilizer on extractable soil elements and the growth of winter squash in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 98-102.

WILSON, S.B., STOFFELLA, P.J. and GRAETZ, D.A., 2002. Development of compost-based media for containerized perennials. *Scientia Horticulturae* 93: 311-320.

WILSON, S.B., STOFFELLA, P.J. and GRAETZ, D.A., 2003. Compost amended media and irrigation system influence containerized perennial *Salvia*. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 128: 260-268.

WILSON, S.B., MECCA, L.K., STOFFELLA, P.J. and GRAETZ, D.A., 2004. Using compost for container production of ornamental hammock species native to Florida. *Native Plants Journal* 5: 186-194.

WILSON, S.B., MECCA, L.K., DANIELSON, H.E., GRAETZ, D.A. and STOFFELLA, P.J., 2006. Container and field evaluation of three native shrubs grown in compost-based media. *Compost Science and Utilization* 14: 178-183.

WOLLNY, E., 1890. Untersuchungen über die Beeinflussung der Ackerkrume durch die Thätigkeit der Regenwürmer. *Forschungen auf dem Gebiete der Agrikultur-Physik* 13: 381-395.

WITTER, E. and LÓPEZ-REAL, J., 1987. The potential of sewage sludge and composting in a nitrogen recycling strategy for agriculture. *Biological Agriculture and Horticulture* 5: 1-23.

WONG, J.W., FANG, L.K. and SU, M., 2001. Toxicity evaluation of sewage sludges in Hong-Kong. *Environmental International* 27: 373-380.

WU, L. and MA, L.Q., 2002. Relationship between compost stability and extractable organic carbon. *Journal of Environmental Quality* 31: 1223-1328.

YADAV, A and GARG, V., 2009. Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology. *Journal of Hazardous Materials* 168: 262-268.

YOGEV, A., RAVIV, M., KRITZMAN, G., HADAR, Y., COHEN, R., KIRSHNER, B. and KATAN, J., 2009. Suppression of bacterial canker of tomato by composts. *Crop Protection* 28: 97-103.

ZALLER, J.G., 2007. Vermicompost as a substitute for peat in potting media: effects on germination, biomass allocation, yields and fruit quality of three tomato varieties. *Scientia Horticulture* 112: 191-199.

ZBYTNIIEWSKI, R. and BUSZEWSKI, B., 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 2: multivariate techniques in the study of compost maturation. *Bioresource Technology* 96: 479-484.

ZHANG, W., HAN, D.T., CIVK, W.A. and HOITINK, K.R., 1998. Compost and compost water extract-induced systemic acquired resistance in cucumber and *Arabidopsis*. *Phytopathology* 88: 450-455.

ZHU, N., 2006. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Bioresource Technology* 97: 1870-1875.

ZIECHMANN, W., 1994. *Humic Substances. A Study About Their Theory and Reality*. B.I. Wissenschaftsverlag, Mannheim.

ZMORA-NAHUM, S., MARKOVICH, O., TARCHITZKY, J. And CHEN, Y., 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2109-2116.

ZUCCONI, F. and DE BERTOLDI, M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: De Bertoldi, M. Ferranti, M.P. L'Hermite, M.P. and Zucchini, F. (Eds.). *Compost: Production, Quality and Use*. pp. 276-295. Elsevier Applied Science, London.

ZUCCONI, F., PERA, A., FORTE, M. and DE BERTOLDI, M., 1981a. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22 (March/April): 54-57.

ZUCCONI, F., MONACO, A., FORTE, M. and DE BERTOLDI, M., 1981b. Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle* 22 (July/August): 27-29.

ZUCCONI, F., MONACO, A., FORTE, M., DE BERTOLI, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In: Gasser, J.K.R (Ed.). *Composting of Agricultural and Other*

7. ANEJOS

ANEJO I
MÉTODOS ANALÍTICOS

I.1. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Reactivos

- Ácido clorhídrico (HCl) 0,05 N
- Hidróxido de sodio (NaOH) 0,1 N
- Acetato de bario ($\text{Ba}(\text{CH}_3\text{COO})_2$) 1 N (pH 7)
- Ácido oxálico ($\text{C}_2\text{H}_2\text{O}_4$)
- Rojo de metilo al 0,1 %

Procedimiento

En un matraz de 250 mL se coloca 1g de muestra (material) seca triturada y tamizada por un tamiz con malla de luz de 1,5 mm. Se prepara un matraz control, sin muestra, que será sometido a similar tratamiento.

Se añaden 100 mL de HCl 0,05 N en el matraz con la muestra y se deja en reposo durante 18 horas. Se preparan embudos de percolación y se disponen sobre matraces de 250 mL. Se agita la muestra con el HCl y se añade sobre los embudos de percolación. Una vez percolada toda la muestra, se lava sucesivas veces el matraz original con agua destilada (4 tandas de 50 mL cada una) para recoger toda la muestra sólida sobre el embudo, así como para retirar los restos de HCl. Se sellan todos los orificios del embudo que contiene la muestra y se añaden en éste 100 mL de acetato de bario, dejándolo en reposo durante 24 horas. Transcurrido este tiempo se filtra el acetato contenido en el embudo, recogiendo el filtrado. Se toma una alícuota de 25 mL y se valora con NaOH 0,1 N (valorada con ácido oxálico) utilizando fenolftaleína como indicador.

La CIC se calcula mediante la ecuación:

$$\text{CIC (meq/100 g ms)} = (V_m - V_b) \times N_t \times f \times \left(\frac{100}{25}\right) \times 100$$

donde V_m es el volumen (en mililitros) de NaOH gastados en la valoración de la muestra, V_b es el volumen (en mililitros) de NaOH gastados en la valoración del control, N_t es la normalidad teórica del NaOH y f es el factor de corrección de la normalidad de la disolución de NaOH utilizada.

I.2. Materia orgánica (MO) y cenizas

Procedimiento

Se pesan 5 g de material seco a 105 °C en un crisol de porcelana (8 cm de Ø). Tras calcinar a $450 \pm 25^\circ\text{C}$ en un horno mufla durante 6 horas, se introduce el crisol en un desecador –hasta alcanzar la temperatura ambiente– y se pesa. La cantidad de materia mineral o cenizas (MM) presentes en la muestra se expresa como porcentaje de residuo seco referido a la masa seca inicial. La materia orgánica total (MO) se calcula como porcentaje de pérdida de masa referida a la masa seca inicial, utilizando la expresión:

$$\text{MO (\%)} = 100 - \text{MM (\%)}$$

I.3. Carbono orgánico total (C_{OT}), nitrógeno total (N_{T}) y relación $\text{C}_{\text{OT}}/\text{N}_{\text{T}}$

Reactivos

Atropina

HCl 1:10 (v:v)

Procedimiento

La muestra tamizada por 0,5 mm se muele en un mortero de ágata hasta conseguir una completa homogeneización. Para el carbono orgánico total (C_{OT}) se pesan de 1 a 2 mg, con precisión de 0,001 mg, en una cápsula de estaño, se destruyen los carbonatos que puedan existir e interferir en la medida mediante la adición 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 el nitrógeno total (N_{T}), se pesan de 4 a 5 mg de la muestra, con precisión de 0,001 mg. Ambas muestras, una vez secas, se introducen en un analizador elemental (CARLO ERBA, modelo ANA 1500) previamente calibrado con atropina. El resultado se expresa en porcentaje.

La relación $\text{C}_{\text{OT}}/\text{N}_{\text{T}}$ se calcula como cociente de los contenidos en C_{OT} y N_{T} .

I.4. Carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH})

Reactivos

Hidrógeno ftalato de potasio anhidro

Na_2CO_3

NaHCO_3

H₃PO₄ al 2%

Procedimiento

Se extrae la muestra con agua destilada en proporción 1:20 (p:v) durante dos horas. Se centrifuga a 4.000 rpm durante 20 minutos. El sobrenadante se filtra por una maya de fibra sintética para eliminar las partículas sólidas que pudieran quedar en suspensión. Se introduce una alícuota de este filtrado, con una dilución adecuada, en el analizador de carbono TOC-V CSH de la marca Shimadzu.

El carbono total de la muestra se mide frente a una recta patrón preparada con hidrógeno ftalato de potasio anhidro en el intervalo 0-2.000 mg/L, y el carbono inorgánico frente a una recta patrón preparada con Na₂CO₃/NaHCO₃ (intervalo de 0 a 1.000 mg/L). El contenido de carbono orgánico se obtiene por diferencia entre el carbono total y el carbono inorgánico, y se expresa en porcentaje.

I.5. Carbono orgánico extraíble (C_{EXT})

Reactivos

NaOH 0,1M

Procedimiento

Se realiza una extracción en la proporción 1:20 (p/v) con NaOH 0,1M. Se agita mecánicamente durante 4 horas y se centrifuga a 4.000 rpm durante 20 minutos. El extracto obtenido se filtra por malla de fibra sintética. Se toma una alícuota del filtrado y se procede del mismo modo que para el carbono orgánico hidrosoluble. El resultado se expresa en porcentaje.

I.6. Carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y ácidos fúlvicos (C_{AF})

Reactivos

H₂SO₄ concentrado (95%)

Procedimiento

Una vez obtenido el extracto con hidróxido de sodio (sección I.6), se adiciona H₂SO₄ concentrado hasta pH 2. Se deja en reposo a 4 °C durante 24 horas para conseguir una completa precipitación de los ácidos húmicos. Éstos se separan del

sobrenadante (fracción fúlvica) por decantación y posterior centrifugación (4000 rpm durante 20 minutos). El líquido resultante se pasa por una malla de fibra sintética.

En los ácidos fúlvicos se determina el carbono como para el carbono orgánico extraíble. El carbono de los ácidos húmicos se calcula por diferencia del carbono extraíble y el carbono de los ácidos fúlvicos. Los resultados se expresan en porcentaje.

I.7. Carbohidratos

Reactivos

Disolución de antrona al 0,2% en H₂SO₄ concentrado (debe estar recién preparada)

Glucosa

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%, se agita unos 15 segundos y se deja en reposo durante 15 minutos para que desarrolle color. Después de este tiempo se mide la absorbancia de las disoluciones coloreadas en un espectrofotómetro Jenway, modelo 6300 a $\lambda = 625$ nm y se determina la concentración de carbohidratos (en porcentaje) respecto a la recta patrón.

I.8. Polifenoles

Reactivos

Na₂CO₃ 20%

Reactivo Folin-Ciocalteu (calidad reactivo analítico)

Ácido cafeico (calidad reactivo analítico)

Procedimiento

La recta patrón se prepara a partir de una disolución de 60 mg/L de ácido cafeico. En matraces aforados de 50 mL se añaden 0, 1, 2, 3, 4 y 5 ml de la disolución anterior; posteriormente se adicionan 2,5 mL de reactivo Folin-

Ciocalteu, se agitan, y, tras 3 minutos, se añaden 5 mL de la disolución de Na_2CO_3 20% y se llevan a enrase con agua destilada. A 0,5 mL del extracto acuoso problema, en matraces aforados de 50 mL, se adicionan 2,5 mL de reactivo Folin-Ciocalteu y 5 mL de Na_2CO_3 20% como en la recta patrón, y se llevan a enrase. Estas disoluciones y las de la recta patrón se dejan en reposo 1 hora y se mide la absorbancia en un espectrofotómetro (Jenway, modelo 6300) a $\lambda = 725$ nm, calculándose la concentración de polifenoles (en porcentaje) respecto a la recta patrón.

I.9. Fibras (biopolímeros) según Van Soest

Reactivos

Solución NDF: Disolver 18,61 g de EDTA, 6,81 g de tetraborato sódico, 30 g de lauril sulfato de sodio y 4,56 g de fosfato disódico anhidro en agua destilada, añadir 10 mL de trietilenglicol y aforar a 1 litro. Comprobar que el pH está en el rango 6,9-7,1

Solución ADF: Pesar 20 g de bromuro de cetiltrimetilamonio y llevar a 1 L con H_2SO_4 1N

H_2SO_4 al 72%: Disolver 700 mL de H_2SO_4 96% en 300 mL de agua destilada

Antiespumante: alfa-amilasa termoestable 3306 (Sigma-Aldrich Química, S.A.).

Procedimiento

Los porcentajes de lignina, celulosa y hemicelulosa se determinan a partir de la estimación de los contenidos de fibra neutro detergente (NDF, que incluye hemicelulosa, celulosa y lignina), fibra ácido detergente (ADF, hemicelulosa y lignina) y lignina ácido detergente (ADL, lignina). Se utiliza un equipo analizador de fibra (ANKOM^{200/220}), equipado con bolsas de filtración, sistema de filtración, sellador de calor y bolsas antihumedad.

a) Determinación de NDF

Pesar 0,5 g de muestra seca y molida (D) -con una precisión de 0,1 mg- en una bolsa de filtración previamente pesada (B). Sellar la bolsa a 0,5 cm del extremo abierto utilizando un sellador de calor. Repetir esta operación con una

bolsa vacía que se utilizará como blanco, y pesarla (A). Situar las bolsas en el suspensor e introducirlo en el depósito de digestión del analizador. Cerrar el desagüe del depósito de digestión y añadir 1.900-2.000 mL de disolución NDF a temperatura ambiente, 20 g de sulfito sódico y 1 mL de la enzima alfa-amilasa termoestable. Programar el equipo de modo que transcurridos 75 minutos cese la agitación y calefacción. Abrir la válvula de desagüe con el fin de evacuar la disolución caliente, tras lo cual cerrar ésta y abrir la tapa. Añadir 1.900-2.000 mL de agua caliente (90-100 °C) para el lavado, encender, cerrar la tapa, y agitar las bolsas en el agua de lavado durante 5 minutos (repetir esta operación 2 veces). Retirar las bolsas de filtrado del suspensor, eliminar el exceso de agua e introducir las en un vaso de 250 mL, cubriéndolas con acetona. Transcurridos tres minutos, tomar las bolsas y secarlas -primero al aire y después en estufa a 103 ± 2 °C- durante 4 h. Finalmente, enfriarlas en desecador y pesarlas (P_{NDF}).

b) Determinación de ADF

Situar las bolsas procedentes de la etapa anterior en el suspensor, introducir éste en el depósito de reacción y añadir 1.900-2.000 mL de la disolución ADF. Continuar tal y como se ha descrito para la fibra neutro detergente (NDF). Finalmente, pesar las bolsas (P_{ADF}).

c) Determinación de ADL

Colocar las bolsas procedentes de la determinación de ADF en un vaso de precipitados de 3 L y recubrirlas con ácido sulfúrico al 72% (~ 250 mL). Tras mantenerlas en este medio durante 3 horas, agitar a intervalos de 30 minutos, eliminar el ácido sulfúrico y lavar con agua caliente (90-100 °C) hasta pH neutro. Realizar un lavado con 250 mL de acetona (3 min), para eliminar el agua, y secar las bolsas -primero al aire y posteriormente en estufa de desecación a 103 °C- durante 4 horas. Finalmente, pesar las bolsas (P_{ADL}) e incinerarlas a 550 °C (5 h) en crisoles de porcelana previamente tarados. Pesar los crisoles tras la calcinación.

Cálculos

El porcentaje de fibra obtenido en cada determinación se calcula utilizando las ecuaciones siguientes:

$$\text{NDF (\%)} = \frac{\left[P_{\text{NDF}} - \left(C_M - B \cdot \frac{C_b}{A} \right) \right]}{\frac{D \cdot \text{MS}}{100}} \times 100$$

$$\text{ADF (\%)} = \frac{\left[P_{\text{ADF}} - \left(C_M - B \cdot \frac{C_b}{A} \right) \right]}{\frac{D \cdot \text{MS}}{100}} \times 100$$

$$\text{ADL (\%)} = \frac{\left[P_{\text{ADL}} - \left(C_M - B \cdot \frac{C_b}{A} \right) \right]}{\frac{D \cdot \text{MS}}{100}} \times 100$$

donde C_M es el contenido en cenizas de la muestra, C_b el contenido en cenizas del blanco, B el peso de la bolsa de filtración vacía que se usa para la muestra, A el peso de la bolsa de filtración vacía que se usa como blanco, D el peso de la muestra, y MS el % de materia seca de la muestra.

El contenido en los diferentes componentes fibrosos se obtiene a partir de los porcentajes de NDF, ADF y ADL, tal como se indica a continuación:

$$\text{Hemicelulosa (\%)} = \text{NDF (\%)} - \text{ADF (\%)}$$

$$\text{Celulosa (\%)} = \text{ADF (\%)} - \text{ADL (\%)}$$

$$\text{Lignina (\%)} = \text{ADL (\%)}$$

I.10. Contenido en carbonatos totales

Reactivos y Equipos

Ácido clorhídrico (37%) diluido al 50 %

Disolución saturada de CO_2 : Disolver 100 g de NaCl y 1 g de NaHCO_3 en 350 mL de agua, acidificar con H_2SO_4 diluido hasta viraje del indicador naranja de metilo, agitando para eliminar el exceso de CO_2

Carbonato cálcico finamente pulverizado

Calcímetro de Bernard

Procedimiento

Pesar 5 g de muestra con una precisión de 0,1 mg y verterlos en el erlenmeyer del calcímetro Bernard. Introducir un tubo de ensayo conteniendo HCl (50%) y, con la llave abierta para mantener la presión atmosférica en el interior del erlenmeyer, tapar con un tapón de goma (Figura I.1). Desplazar el

depósito para enrasar a cero el nivel de la disolución saturada de CO₂ en la bureta y cerrar la llave. Inclinar el erlenmeyer de modo que el HCl se vierta sobre la muestra y agitar. A medida que descienda el nivel de líquido en la bureta, modificar la posición del depósito hasta igualar los niveles. Cuando el nivel de la disolución saturada en la bureta sea estacionario, parar la agitación y tomar la lectura del nivel alcanzado por la disolución saturada de CO₂ en la bureta. Repetir el mismo procedimiento con una cantidad conocida (~ 200 mg) de carbonato cálcico pulverizado.

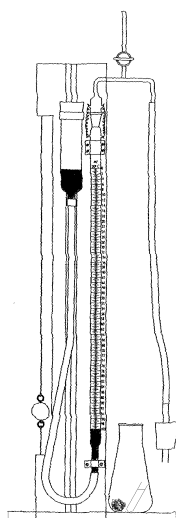


Figura I.1. Calcímetro Bernard

Determinar el porcentaje de carbonato cálcico de la muestra a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{CaCO}_3 (\%) = \frac{V_{\text{CO}_2 \text{ ms}}}{V_{\text{CO}_2 \text{ b}}} \times \frac{P_{\text{CO}_3^{2-}}}{P_{\text{ms}}} \times 100$$

donde $V_{\text{CO}_2 \text{ ms}}$ y $V_{\text{CO}_2 \text{ b}}$ corresponden al volumen de CO₂ desprendido por la muestra y el blanco (CaCO₃), respectivamente y $P_{\text{CO}_3^{2-}}$ y P_{ms} representan el peso de CaCO₃ y de muestra, respectivamente.

I.11. Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺ y nítrico (N-NO₃⁻

Reactivos

Aleación Devarda (Merck Sharp & Dohme España S.A.)

Óxido de magnesio anhidro

Disolución concentrada de indicador: Disolver 1 g de verde de bromocresol y 0,66 g de rojo de metilo y aforar a un litro con etanol 96°

Ácido bórico-indicador: Disolver, mediante agitación y calentamiento, 20 g de H₃BO₃ en 800 mL de agua destilada y adicionar 20 mL de disolución concentrada de indicador. Ajustar la mezcla a pH 5 y aforar a 1 L con agua destilada

H₂SO₄ 0,01 N y 0,05 N, preparadas a partir de H₂SO₄ concentrado (95%)

Procedimiento

Tomar 25 mL de extracto e introducirlos en un tubo de la unidad de destilación (equipo 2200 Kjeltex Auto Distillation de FOSS Tecator, Foss España S.A.). Adicionar 0,2 g de MgO anhidro y destilar en corriente de vapor durante 2 min 40 s, recogiendo aproximadamente 150 mL de destilado sobre 20 mL de ácido bórico-indicador. Adicionar al tubo anterior 0,2 g de aleación Devarda y proceder del modo descrito anteriormente. Determinar las concentraciones de N-nítrico y N-amoniaco por valoración del NH₃ obtenido en las dos destilaciones sucesivas, utilizando H₂SO₄ 0,01 N ó 0,05 N, según la cantidad obtenida. El punto final de la valoración se detecta visualmente por viraje de la disolución de color verde a rojizo.

Los resultados se expresan en mg N por litro de mezcla. Todas las destilaciones se han realizado por duplicado.

La sumatoria del nitrógeno amoniacal y el nitrógeno nítrico es el nitrógeno mineral (N_{min}).

I.12. Elementos minerales asimilables o solubles en agua

Reactivos

En todos los casos, las curvas de calibrado se prepararon por dilución de los patrones obtenidos a partir de una disolución madre de 1.000 mg/L ó 10.000 mg/L.

Todos los reactivos empleados son de calidad reactivo analítico.

Procedimiento

Se filtra el extracto 1/5 (v/v) –obtenido según se describe en la sección 3.2.3.1– sobre papel de filtro y se procede a la determinación de los elementos solubles utilizando un espectrofotómetro con nebulizador “cross-flow” y Ar 5,6 a una presión de 2,9 bar (ICP-AES Spectroflame, marca Spectro Analytical Instruments Inc.). En el caso de la determinación de P y S ($\lambda < 200$ nm), y con el fin de evitar la interferencia de las bandas de emisión del O₂, el equipo se purgó con N₂ 4,8 a baja presión durante 2 h. Las condiciones analíticas utilizadas se recogen en la siguiente tabla.

Condiciones analíticas utilizadas para la determinación de elementos minerales

Elemento	Longitud de onda (nm)	Rango dinámico (mg/L)	Límite de detección (mg/L)
P	214,914	0-10; 0-100	0,0009; 0,0006
K	766,491	0-100; 0-500	0,007; 0,013
S	182,040	0-100; 0-250	0,032; 0,019
Ca	318,128	0-50; 0-200	0,015; 0,018
Mg	279,553	0-50; 0-100	0,010; 0,012
Na	589,592	0-20; 0-200; 0-500	0,002; 0,018; 0,038
Fe	238,204	0-5; 0-10	0,0012; 0,0040
Cu	327,396	0-0,5; 0-1	0,0001; 0,0001
Zn	206,190	0-0,5; 0-1	0,0001; 0,0001
Mn	257,610	0-5; 0-10	0,0006; 0,0003
Mo	202,03	0-5; 0-10	0,0007; 0,0003
B	249,773	0-3; 0-5	0,001; 0,006

Todas las determinaciones se realizaron por triplicado.

I.13. Cloruros*Reactivos*

Disolución tampón: Disolver 50 mg de agar en 25 mL de agua destilada, calentando la mezcla a 80 °C. Dejar enfriar, y añadir 5,4 mL de ácido nítrico concentrado (60%-65%) y 49,8 mL de ácido acético glacial. Mezclar y aforar a 500 mL con agua destilada

Gelatina: Pesar 200 mg de gelatina en polvo y disolver en 80 mL de agua destilada, añadir 4-5 gotas de H₂SO₄ 0,5 N, y aforar a 100 mL

Disoluciones patrón de cloruro: A partir de HCl concentrado (37%), preparar disoluciones de 50, 100 y 200 mg/L

Procedimiento

Colocar en el vaso de valoración del clorurímetro (marca Sherwood, modelo 926), 5 mL de solución tampón, 10 gotas de gelatina y 10 mL de agua destilada –para muestras con contenido en Cl⁻<50 mg/L–, ó 15 mL de solución tampón y 10 gotas de gelatina para muestras con Cl⁻>50 ppm. Introducir los electrodos de plata en el vaso y agitar. Adicionar 500 µL de patrón para calibrar el equipo. Una vez calibrado, adicionar una alícuota de 500 µL de muestra (extracto 1/5, v/v) y anotar la lectura. Todas las determinaciones se realizaron por cuadruplicado.

I.14. Metales pesados

Reactivos

Ácido clorhídrico 12 M

Ácido nítrico 0,5 M

Procedimiento

Pesar aproximadamente 1 g de la muestra de material molida y tamizada por malla de luz 500 µm, con una precisión de 0,001 g, colocarla en un matraz de reacción y humedecer con 1 mL de agua. Añadir agitando la mezcla 21 mL de ácido clorhídrico, seguido de 8 mL de ácido nítrico. Dejar reposar durante 16 horas a temperatura ambiente. A continuación, elevar la temperatura de la mezcla de reacción lentamente, hasta que se alcancen las condiciones de ebullición a reflujo y mantenerlas durante 2 horas utilizando un condensador de reflujo tipo “straight-through”, con juntas cónicas esmeriladas, y dejar enfriar. Una vez finalizada la digestión con agua regia, transferir el contenido del matraz de reacción a un matraz aforado de 100 mL y enrasar con agua. Finalmente, filtrar el sobrenadante con un papel de filtro sin cenizas de tamaño de poro de 8 µm ALBET para clarificar el extracto.

I.15. Actividad ureasa

Reactivos

Disolución de urea 6,4% (p:v)

Tampón fosfato 0,1M pH 7, preparado mezclando 26,5 mL de una disolución de fosfato sódico monobásico 0,2 M y 473,5 mL de una disolución de fosfato sódico dibásico 0,2 M

KCl 2M

KCl 1M

NaOH 10M

NH₄Cl 0,01M

NH₄Cl 0,001M

Procedimiento

La muestra a analizar se pasa previamente por un tamiz de malla de 2 mm. Se toman tres matraces erlenmeyers de 50 mL por cada muestra, poniendo 2 g de muestra fresca. Dos de estos matraces representan la muestra duplicada, mientras que el tercero servirá de control.

Al control se le añaden 8 mL de tampón fosfato 0,1 M a pH 7 y 2 mL de agua destilada, agitando bien a continuación; a cada una de las otras dos muestras se le añaden 8 mL de tampón fosfato 0,1 M y 2 mL de urea al 6,4%.

Se deja que la muestra se empape bien con el líquido, siendo necesario a veces dar pequeños golpes en el matraz, pero procurando que la muestra no impregne las paredes de éste. Se tapan los matraces y se ponen a incubar en un baño con agitación de vaivén a 37°C durante 90 minutos. Transcurrido este tiempo se sacan los matraces del baño y a cada matraz se le añaden 10 mL de KCl 2M. Se vuelven a tapar y se agitan durante 30 minutos en un agitador de vaivén.

A continuación se filtran sobre papel de filtro que asegure que el filtrado no sea turbio, y el líquido filtrado se recoge en un matraz que también se tapa para analizar posteriormente el amonio.

El amonio se mide mediante electrodo selectivo para lo cual se realiza una curva de calibrado con disoluciones preparadas a partir de la disolución de NH₄Cl 0,01 M y de KCl 1 M. El potenciómetro se calibra con las disoluciones estándares NH₄Cl 0,01 M y 0,001 M.

Inmediatamente antes de medir, se añade 0,1 mL de NaOH 10 M, se sumerge el electrodo en el líquido y, durante el tiempo que dura la medida, se tiene la muestra agitando en un agitador magnético.

La actividad ureasa se calcula aplicando la siguiente expresión:

$$AE = \frac{(S - B) \times V \times V'}{G \times T}$$

donde AE es la actividad ureasa expresada en $\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ material seco h}^{-1}$; S es la concentración, en $\mu\text{moles de N-NH}_4^+$, del extracto correspondiente a la muestra de material; B es la concentración, en $\mu\text{moles de N-NH}_4^+$, del extracto correspondiente al control; V es el volumen del extracto utilizado en la incubación del material; V' es el factor de dilución en caso de que fuese necesario hacer una dilución; G es el factor relativo de la cantidad de material seco utilizado en el ensayo; y, T es el factor relativo al tiempo de incubación en horas.

I.16. Actividad fosfatasa ácida y fosfatasa alcalina

Reactivos

Tampón Universal Modificado (MUB): Disolución stock preparada disolviendo 12,2 g de tris-hidroximetil-aminometano, 11,6 g de ácido maleico, 14 g de ácido cítrico y 6,28 g de ácido bórico en agua destilada. Añadir 488 mL de NaOH 1 M y enrasar a 1.000 mL con agua destilada. Almacenar a 4 °C.

Tampón Universal Modificado (MUB), pH 6,5: Disponer 200 mL de la disolución stock de MUB en un vaso de precipitados de 500 mL y luego llevar la disolución a pH 6,5 con HCl 0,1 M, agitando continuamente en un agitador magnético. Trasvasar la disolución a un matraz de 1.000 mL y enrasar con agua destilada. Almacenar a 4 °C.

Tampón Universal Modificado (MUB), pH 11: Disponer 200 mL de la disolución stock de MUB en un vaso de precipitados de 500 mL y luego llevar la disolución a pH 11 con NaOH 0,1 M, agitando

continuamente en un agitador magnético. Trasvasar la disolución a un matraz de 1.000 mL y enrasar con agua destilada. Almacenar a 4 °C.

p-nitrofenil fosfato 0,025 M: Disolver 0,4638 g de *p*-nitrofenil fosfato, sal disódica hexahidrato, en unos 30 mL de tampón MUB (pH 6,5 para la determinación de la fosfatasa ácida, y pH 11 para la fosfatasa alcalina) y enrasar a 50 mL con el tampón usado. Almacenar a 4 °C.

p-nitrofenol 1.000 µg mL⁻¹: Disolver 1 g de *p*-nitrofenol en 800 mL de agua destilada y enrasar a 1000 mL. Conservar a 4 °C. A partir de esta disolución se preparan, por dilución con agua destilada, patrones que contengan hasta 250 µg mL⁻¹ de *p*-nitrofenol, y se conservan a 4 °C.

CaCl₂ 0,5 M

NaOH 0,5 M

Procedimiento

Colocar la cantidad de material a analizar (<2 mm), equivalente a un gramo de material seco, en un matraz erlenmeyer de 50 mL o en un recipiente similar.

Añadir 4 mL de tampón MUB (pH 6,5 ó pH 11 para la fosfatasa ácida o la fosfatasa alcalina, respectivamente). Añadir 1 mL de la disolución de *p*-nitrofenil fosfato, agitar el matraz unos segundos para mezclar perfectamente el contenido, y tapar.

Incubar a 37°C en un baño de agua o incubador con agitación (120 oscilaciones por minuto, v.p.m) durante, exactamente 1 hora.

Una vez transcurrido dicho tiempo, colocar los matraces en un baño de hielo a 4-5°C (se puede preparar colocando una cantidad abundante de hielo en un recipiente con agua) para detener rápidamente la reacción enzimática. Aunque este paso no es estrictamente necesario, es conveniente porque así se detiene la reacción en todas las muestras rápidamente y al mismo tiempo.

Añadir en cada matraz, en este orden, 1 mL de CaCl₂ 0,5 M y 4 mL de NaOH 0,5 M, y agitar bien para que la suspensión se mezcle completamente.

Filtrar y medir la intensidad de color de los filtrados en un espectrofotómetro Jenway, modelo 6300, a 400 nm.

Calcular el contenido de *p*-nitrofenol de las muestras (C) por referencia a una recta de calibrado preparada con los patrones de *p*-nitrofenol.

Para preparar la recta, pipetear 1 mL de varias disoluciones de *p*-nitrofenol entre 0 y 250 $\mu\text{g mL}^{-1}$, añadir 1 mL de agua destilada, y a continuación proceder como para las muestras, es decir, añadir 1 mL de CaCl_2 0,5 M y 4 mL de NaOH 0,5 M, filtrar, y medir la absorbancia a 400 nm.

En el caso de que la absorbancia de las muestras supere a la del patrón de mayor concentración, diluir una alícuota de las mismas con agua destilada hasta que la lectura esté dentro de los límites de la recta de calibrado.

Es necesario hacer controles para cada uno de los materiales que se analicen, para sustraer la absorbancia debida a posibles trazas de *p*-nitrofenol presentes en las preparaciones comerciales de *p*-nitrofenil fosfato y el color de los compuestos orgánicos que se puedan extraer con el NaOH. Para realizar dichos controles, se sigue el procedimiento descrito para las muestras, pero el *p*-nitrofenil fosfato se añade después de la adición de CaCl_2 e NaOH, esto es, inmediatamente antes de filtrar.

La actividad fosfatasa se determina por la ecuación:

$$AE = \frac{C \times V}{P_m \times G \times T}$$

donde AE es la actividad fosfatasa (en $\mu\text{moles } p\text{-nitrofenol liberado g}^{-1}\text{material seco h}^{-1}$); C es la cantidad de *p*-nitrofenol de la muestra, en μg ; P_m es el peso molecular del *p*-nitrofenol (139); G es el factor relativo al peso de material seco utilizado (1 g); V es el factor de dilución, en caso que sea necesario diluir la muestra; y, T es el factor relativo al tiempo de incubación (1 h).

I.17. Actividad β -glucosidasa

Reactivos

HCl 0,5 M

HCl 0,1 M

NaOH 1 M

NaOH 0,5 M

Disolución Tampón MUB (Modified Universal Buffer) stock: Se pesan 12,2 g de THAM (tris-hidroximetil-aminometano), 11,6 g de ácido maleico,

14 g de ácido cítrico y 6,28 g de ácido bórico. Se disuelven en agua y se añaden 488 mL de NaOH 1M. Se enrasa a 1 L con agua destilada. Se puede conservar en nevera hasta un máximo de seis semanas

Disolución Tampón MUB-HCl, pH 9: Mezclar 200 mL de la disolución tampón MUB stock con 100 mL de HCl 0,1 M y enrasar a 1 L con agua destilada. Se puede guardar en nevera aproximadamente durante tres semanas

Disolución Tampón MUB-HCl, pH 6: Mezclar 200 mL de la disolución tampón MUB stock con 500 mL de HCl 0,1 M y enrasar a 1 L con agua destilada. Se puede guardar en nevera aproximadamente durante tres semanas

Disolución THAM 0,1 M, pH 10 (diluyente): Pesar 12,2g de THAM (tris-hidroximetil-aminometano), disolver en 800 mL de agua, y enrasar a 1 L con agua destilada

Disolución THAM-NaOH 0,1 M, pH 12 (disolución extractante): Pesar 12,2 g de THAM (tris-hidroximetil-aminometano), disolver en 800 mL de agua; ajustar con NaOH 0,5 M hasta pH 12 y enrasar a 1 L con agua destilada.

CaCl₂ 0,5 M.

Disolución de *p*-nitrofenil-β-D-glucopiranosido 25 nM (sustrato): Pesar 0,377 g de *p*-nitrofenil-β-D-glucopiranosido y disolver en 50 mL de tampón (MUB-HCl) de pH adecuado con ayuda de agitación si es necesario. Esta disolución debe prepararse diariamente.

Disolución madre de *p*-nitrofenol de 1.000 μg mL⁻¹: Pesar exactamente 500 mg de *p*-nitrofenol, disolver en agua, y enrasar a 500 mL. Esta disolución se puede conservar en nevera a largo plazo. A partir de esta disolución, y mediante dilución con agua destilada, se preparan patrones de *p*-nitrofenol de 20, 50, 100 y 200 μg mL⁻¹. Guardar en nevera

Procedimiento

Para la medida de la actividad enzimática se incuban muestras de los materiales con el sustrato (por cuadruplicado), controles sin sustrato (sólo materiales) y los cuatro patrones (todos por duplicado), y el sustrato. Los controles representan el patrón de concentración cero de *p*-nitrofenol. Según este

procedimiento, para medir la actividad enzimática de una muestra se ponen a incubar 14 recipientes más un sustrato, es decir un total de 15 recipientes.

Pesar 1g de material en erlenmeyers de 50 mL (o recipientes similares) para las muestras, controles y patrones.

Añadir 4 mL de disolución tampón MUB-HCl, pH 6 (según ajuste del pH de la suspensión), a muestras, controles y patrones.

Añadir 2 mL de agua destilada en los erlenmeyers de las muestras y de los controles, y 1 mL en los de los patrones.

Añadir 1 mL de disolución de *p*-nitrofenol de 20, 50, 100 y 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$ en los erlenmeyers correspondientes a los patrones.

Añadir 1 mL de *p*-nitrofenil β -D-glucopiranosido de 25 nM en las muestras.

Poner en un erlenmeyer la disolución de sustrato restante (*p*-nitrofenil β -D-glucopiranosido de 25 nM).

Incubar muestras, controles, patrones y sustrato restante en un baño de agua con agitación a 37 °C durante 1 hora.

Sacar todos los erlenmeyers y enfriar en baño de hielo.

Añadir 1 mL de CaCl_2 0,5 M y 4 mL de disolución extractante (THAM-NaOH, pH 12) a los erlenmeyers de las muestras.

Añadir 1 mL de la disolución de sustrato (*p*-nitrofenil β -D-glucopiranosido de 25 nM) incubada a los controles y los patrones.

Añadir 1 mL de CaCl_2 0,5 M y 4 mL de disolución extractante THAM-NaOH, pH 12 a controles y patrones

Agitar y filtrar el contenido de todos los erlenmeyers a tubos de ensayo.

Preparar un blanco de reactivos (para usar como referencia en la medida espectrofotométrica), con 4 mL de tampón, 2 mL de agua, 1 mL de sustrato, 1 mL de CaCl_2 y 4 mL de la disolución extractante.

Medir la absorbancia de los filtrados a 400 nm después de haber ajustado el equipo (espectrofotómetro Jenway, modelo 6300) a cero con la disolución de referencia. Si la lectura cae fuera del rango de los patrones, se puede diluir con la disolución THAM 0,1 M (pH 10).

Con la lectura de la absorbancia de los patrones y los controles se construye la recta de calibrado. La ecuación de regresión tendrá 5 puntos, correspondientes a los valores de abscisas de 0 (control), 20, 50, 100 y 200 μg de *p*-nitrofenol

(PNF), siendo los valores de las ordenadas para cada abscisa el valor medio de las dos réplicas. Llevando a la recta las lecturas de las muestras, se obtiene el valor de *p*-nitrofenol en μg en el extracto. Con este valor se aplican los factores de conversión siguientes, para calcular la actividad neta:

$$AE = \frac{C \times V}{P_m \times G \times T}$$

donde AE es la actividad β -glucosidasa (en μmoles de PNF liberados g^{-1} de material seco h^{-1}); C la concentración de PNF (μg) en el extracto, según la recta de calibrado; V el factor de dilución (en caso de haber realizado diluciones del extracto); P_m el peso molecular del PNF (139); G el factor relativo al peso de material seco utilizado en el ensayo (gramos de material seco en 1 g de material húmedo); y, T el factor correspondiente al tiempo de incubación, en horas (1 h).

I.18. Análisis elemental del material vegetal. Nitrógeno total Kjeldahl

Reactivos

Disolución concentrada de indicador, ácido bórico-indicador y disoluciones de H_2SO_4 0,01 N y 0,05 N

H_2SO_4 concentrado (97%)

H_2O_2 al 33%

NaOH al 40%

Mezcla de catalizadores: mezclar K_2SO_4 , CuSO_4 y Se en la proporción 10/1/0,1 y triturar hasta polvo fino

Procedimiento

Pesar 0,5 g de muestra con una precisión de 0,1 mg e introducirlos en un tubo de digestión. Añadir a cada tubo 1,5 g de la mezcla de catalizadores, 10 mL de H_2SO_4 97% y 5 mL de H_2O_2 33%. Introducir los tubos en el bloque de digestión FOSS Tecator 2020 Digestor (Foss España S.A) a 420°C durante aproximadamente media hora. Sacar los tubos de digestión y dejar enfriar. Añadir agua destilada hasta 50 mL.

Basificar los digestos con NaOH 40% y destilar con el equipo 2200 Kjeltex Auto Distillation de FOSS Tecator (Foss España S.A.) en corriente de vapor durante 2 min y 40 s, recogiendo 150 mL de destilado sobre 20 mL de ácido bórico-indicador. Determinar la concentración de N foliar mediante valoración del destilado con H₂SO₄ 0,01 N y 0,05 N, según la cantidad obtenida. El punto final de la valoración se detecta visualmente por viraje de la disolución de color verde a rojizo.

Todas las digestiones se realizaron por duplicado, incluido el blanco.

I.19. Análisis elemental de material vegetal. Restos de elementos

Reactivos

HNO₃ al 35%

Mezcla sulfúrico-perclórica: mezclar, con cuidado y en campana extractora, 83 mL de H₂SO₄ concentrado y 117 mL de HClO₄, Panreac

Disoluciones patrón de P, K, Ca, Mg y Na de 1000 mg/L, Merck

Procedimiento

Pesar 100 mg de muestra de material vegetal (triturada y tamizada) con una precisión de 0,1 mg e introducirla en un tubo de digestión de boca esmerilada. Encender el digestor (FOSS Tecator Digestor, Foss España S.A.) y ajustar la temperatura a 150 °C. Añadir a cada tubo 2 mL de HNO₃ 35%, poner los condensadores en los tubos e introducirlos en el digestor. Cuando desaparezcan los humos rojizos y la muestra quede de color amarillo claro (aproximadamente 30 min), sacar los tubos del digestor, y dejar enfriar. Añadir a cada tubo 2 mL de la mezcla sulfúrico-perclórica y calentar a 210 °C durante 2 horas. Sacar los tubos de digestión y dejar enfriar. Filtrar los digestos sobre matraces de 50 mL utilizando papel de filtro Albet 400. Lavar los condensadores y los tubos de digestión con agua destilada, filtrar y enrasar los matraces también con agua destilada. Verter su contenido en botellas de plástico estériles y guardarlas en nevera hasta el análisis. La determinación de P, K, Ca, Mg y Na se realizó utilizando Espectrofotometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (ICP-AES Spectroflame, marca Spectro Analytical Instruments Inc.).

ANEJO II.
**CRECIMIENTO DE LAS PLANTAS DE *ROSMARINUS* CULTIVADAS EN
MACETA SOBRE LOS SUSTRATOS ESTUDIADOS DURANTE EL
EXPERIMENTO 3 DE EVALUACIÓN AGRONÓMICA**

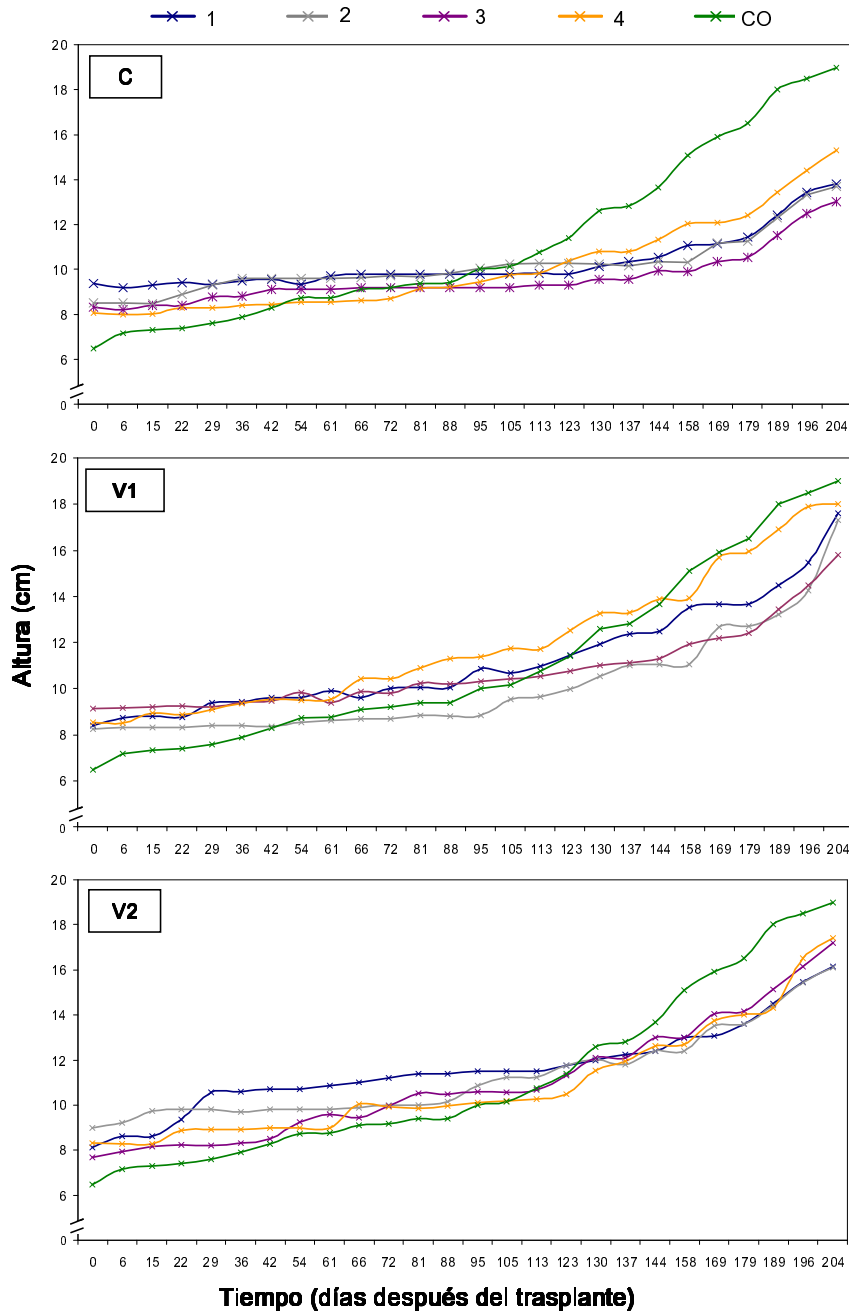


Figura II.1. Evolución con el tiempo de la altura del vástago de las plantas de *Rosmarinus* cultivadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO). Datos correspondientes al Experimento 3 de evaluación agronómica

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 a 4 (en la parte superior de la figura) indican las mezclas de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

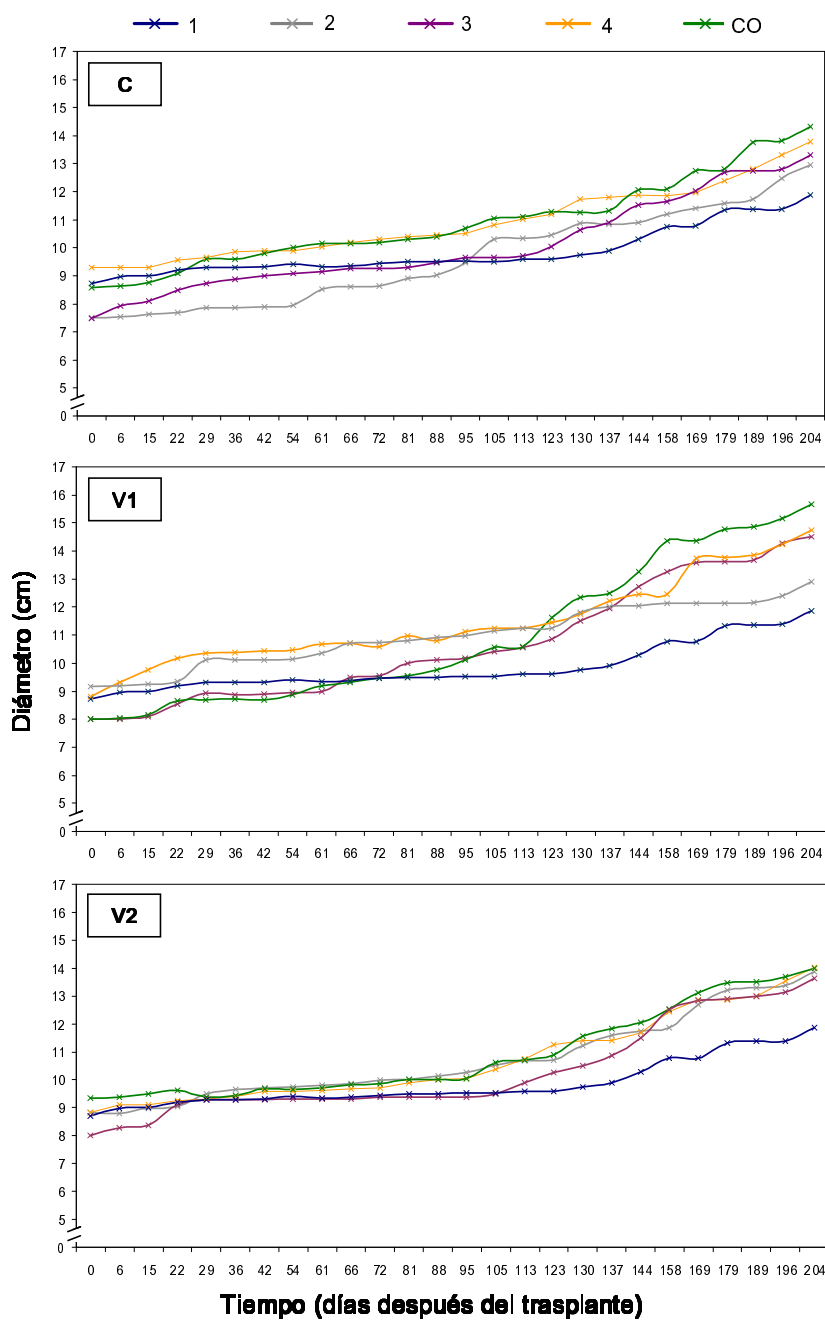


Figura II.2. Evolución con el tiempo del diámetro de la parte aérea (vástago) de las plantas de *Rosmarinus* cultivadas en los sustratos preparados con el compost C y los vermicomposts V1 y V2. Comparación con el sustrato control de turba (CO). Datos correspondientes al Experimento 3 de evaluación agronómica

V1: vermicompost producido tras compostaje (fase activa) de los residuos; V2: vermicompost obtenido directamente de los residuos frescos

Los números 1 a 4 (en la parte superior de la figura) indican las mezclas de compost o vermicompost:turba (% v:v). 1= 100:0; 2= 75:25; 3= 50:50; 4= 25:75

