REC2012

COMPOSTAJE
RED ESPAÑOLA

AVANCES EN LA INVESTIGACIÓN SOBRE COMPOST

MATERIAS PRIMAS, PROCESOS, CALIDAD Y USOS

EDITORES
María Teresa Barral Silva
Montserrat Díaz-Raviña
Rosa Devesa-Rey
Remigio Paradelo Núñez

andavira
editora

AVANCES EN LA INVESTIGACIÓN SOBRE COMPOST: MATERIAS PRIMAS, PROCESOS, CALIDAD Y USOS

EDITORES

MARÍA TERESA BARRAL SILVA
MONTSERRAT DÍAZ-RAVIÑA
ROSA DEVESA-REY
REMIGIO PARADELO NÚÑEZ

© Autores

Diseño de interior y cubierta: Miguel Silva

Edita: Andavira Editora,S.L.
Via Edisson 33-35 - Pol. Ind. do Tambre
15890 Santiago de Compostela
www.andavira.com - info@andavira.com

Imprime: Tórculo Comunicación Gráfica S.A.

I.S.B.N.: 978-84-8408-788-5

Depósito Legal: C 1765-2014

Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Farmacia. Campus Vida
Universidad de Santiago de Compostela
15782 Santiago de Compostela, A Coruña

PRÓLOGO

El compostaje goza en España de una larga tradición, aunque en los tiempos más recientes los países del norte y centro de Europa parecen ostentar un mayor liderazgo en cuanto al desarrollo y aplicación de estándares de calidad. Sin embargo, es necesario aprovechar la experiencia obtenida a lo largo de tantos años de práctica del compostaje, así como el dinamismo de los grupos de investigación que en nuestro país trabajan en el campo del tratamiento biológico de los materiales orgánicos y de su aprovechamiento en diversos ámbitos, tanto agrarios como ambientales. Las características mediterráneas de buena parte de nuestro territorio hacen especialmente valioso el recurso materia orgánica, que se puede devolver al suelo mediante la aplicación de compost, combatiendo así el riesgo de erosión y desertización. Pero cada vez más se van abriendo nuevos campos para estos materiales compostados, aprovechando sus cualidades físcoquímicas y biológicas, con amplias posibilidades de aprovechamiento biotecnológico.

Bajo la sencilla palabra de "compost" se oculta una gran variedad de productos, que proceden de diversas materias primas biodegradables, se obtienen mediante procesos que ocurren a diversas escalas y con distintos grados de tecnificación, y presentan un amplio rango de propiedades químicas, físicas y biológicas, que se analizan mediante procedimientos que buscan la normalización, con vistas a una mayor reproducibilidad y posibilidad de comparación de los resultados. Finalmente, sus usos son muy variados, desde los agrarios, más habituales, como enmienda, abono, mulch o sustrato, hasta los más novedosos de restauración ambiental, aplicados a suelos degradados o contaminados, depuración de aguas o biofiltros.

Todos estos aspectos son examinados en esta publicación, en la que se reunen aportaciones novedosas sobre materias primas, procesos, calidad y aplicaciones del compost, que fueron presentadas en las III Jornadas de Compostaje de la REC (Red Española de Compostaje), celebradas en Santiago de Compostela del 26 al 29 de Junio de 2012. Agradecemos a todos los que han contribuido con sus trabajos a la realización de esta publicación, así como a los conferenciantes invitados, el Dr. Antoni Sánchez Ferrer, de la Universidad Autónoma de Barcelona y el Dr. Joaquín Moreno Casco, de la Universidad de Almería y presidente de la REC, por sus interesantes presentaciones.

María Teresa Barral Silva

Presidenta del Comité Organizador de la III Jornada de la REC

Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela

AVANCES EN LA INVESTIGACIÓN SOBRE COMPOST: MATERIAS PRIMAS, PROCESOS, CALIDAD Y USOS

III Jornadas de la Red Española de Compostaje (REC)
Santiago de Compostela, 26-29 de junio de 2012

COMITÉS

Comité Organizador

María Teresa Barral Silva. Universidad de Santiago de Compostela

Rosa Devesa-Rey. Universidad de Vigo

Remigio Paradelo Núñez. Universidad de Santiago de Compostela

Montserrat Díaz-Raviña. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia - IIAG

Manuel Soto Castiñeira. Universidad de A Coruña

Comité Científico

Adolfo López Fabal. Universidad de Santiago de Compostela

Alberto Masaguer Rodríguez. Universidad Politécnica de Madrid

Alfredo Polo Sánchez. Instituto de Ciencias Agrarias – CSIC, Madrid

Francisco Xavier Martínez Farré. Universidad Politécnica de Cataluña

Frutos Marhuenda Egea. Universidad Miguel Hernández, Elche

Joaquín Moreno Casco. Universidad de Almería

Jorge Domínguez Martín. Universidad de Vigo

María Ángeles Bustamante Muñoz. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura – CSIC, Murcia

Mercedes Sánchez Báscones. Universidad de Valladolid

Montserrat Soliva Torrentó. Profesora jubilada de l'Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Universidad Politécnica de Catalunya

Pilar Bernal Calderón. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura – CSIC, Murcia

Raúl Moral Herrero. Universidad Miguel Hernández, Elche

Rogelio Nogales Vargas-Machuca. Estación Experimental del Zaidín –CSIC, Granada

ÍNDICE

CONFERENCIA INAUGURAL

COMPOSTAJE: DE LAS BASES A LA FRONTERA DEL CONOCIMIENTO 19
Sánchez, A.

Residuos Compostables

APORTACIONES DE RESIDUOS CÁRNICOS EN LA PRÁCTICA DEL COMPOSTAJE DOMÉSTICO. 35
Storino, F.; Arizmendiarrieta, J.; Calleja-Cervantes, M.E.; Irigoyen, I..; Muro, J.; Aparicio-Tejo, P.M.

APLICACIÓN DE SIG EN LA PROPUESTA DE GESTIÓN DE RESIDUOS AGRÍCOLAS Y FORESTALES EN EL ESTADO DE OAXACA 47
Masaguer, A.; Vidal, L.; Gómez-Miguel, V.; Zárate, B.

GESTIÓN DE RESIDUOS AGROPECUARIOS PROCEDENTES DE ACTIVIDAD DOCENTE E INVESTIGADORA DE LA ETSIA (UPM) 59
Masaguer, A.; Miranda, S.; Zurita, R.; Vázquez, J.

GESTIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS DE RESIDENCIAS UNIVERSITARIAS MEDIANTE COMPOSTAJE 71
González Guzmán, A.; Miguéns Vázquez, T.; López Álvarez, N.; Barral Silva, M.T.

Procesos de Compostaje

GESTIÓN DE DIGERIDOS PROCEDENTES DE TRATAMIENTO ANAEROBIO DE RESIDUOS GANADEROS MEDIANTE COMPOSTAJE 87
Bustamante, M.A.; Moral, R.; Pérez-Murcia, M.D.; Restrepo, A.P.; Agudo, I.; Bernal, M.P.

BIOMETANIZACIÓN *VS* COMPOSTAJE EN LA GESTIÓN DE FANGO DE EDAR Y RESIDUOS AGROALIMENTARIOS: ESTUDIO DE UN CASO EN NAVARRA 99
Esteban-Gutiérrez, M.; Aymerich, E.

BIOFILTRACIÓN DE α-PINENO CON COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y RESIDUOS DE PODA 113
López Núñez, R.; Cabeza Rojas, I.; Lock-Wah-Hoon, J.R.; Giráldez Díaz, I.; Ruíz Montoya, M.; Díaz Blanco, M.J.

SINERGIAS DE RESTOS ORGÁNICOS DE INDUSTRIAS RURALES CON EL TRATAMIENTO INTEGRAL DE PURINES DE CERDO MEDIANTE COMPOSTAJE Y HUMEDALES ARTIFICIALES 125
Plana, R.; Vázquez, M.; de la Varga, D.; Soto, M.

EVALUACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE PURINES. PROYECTO LIFE + MANEV 139
Bernal, M.P.; Pérez-Balibrea, S.; Sáez, J.A.; Bustamante, M.A.; Clemente, R.

VERMICOMPOSTAJE COMO VALOR AÑADIDO EN COMPOST DE ORIGEN GANADERO 153
Agulló Ruíz, E.; Martínez Fernández, M.; Bustamante Muñoz, M.A.; Paredes Gil, C.; Pérez-Espinosa, A.; Moral Herrero, R.

EVALUACIÓN DEL USO DEL COMPOST DE DIGERIDO COMO POTENCIADOR DE LA BIOMETANIZACIÓN DE RSU 165
De Vicente, A.; Romero, L.; García-Morales, J.L.

COMPOSTAJE DESCENTRALIZADO DE RESIDUOS DE COMEDOR EN CENTROS UNIVERSITARIOS 175
Vázquez, M.; Plana, R.; Pérez, C.; Pita, L.; Soto, M.

VALORIZACIÓN INTEGRAL DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS: OBTENCIÓN DE BIO-HIDRÓGENO, METANO Y COMPOST 189
Núñez Fernández, F.; Pérez García, M.; García-Morales, J.L.

BIODIVERSIDAD Y EVOLUCIÓN DE BACTERIAS MESÓFILAS Y TERMÓFILAS DURANTE EL COMPOSTAJE 201
López, M.J.; Vargas-García, M.C.; Suárez-Estrella, F.; López-González, J.A.; Jurado, M.; Bernal-Martínez, A.; Cervera del Castillo, O.; Moreno, J.

PAUTAS PARA OBTENER COMPOST CON VALOR AÑADIDO MEDIANTE EL USO DE MICROORGANISMOS BENEFICIOSOS. EJEMPLO PRÁCTICO: *TRICHODERMA HARZIANUM* *215*
Blaya, J., López-Mondéjar, R., Lloret, E., Ros, M., Pascual, J.A.

BIODESLIGNIFICACIÓN DE RESIDUOS VEGETALES Y FORESTALES: EFECTO EN SU BIOMETANIZACIÓN 223
López-González, J.A.; López, M.J.; Suárez-Estrella, F.; Vargas-García, M.C.; Bernal-Martínez, A.; Jurado, M.; Cervera del Castillo, O.; Verstichel, S.; Debeer, L.; Wierinck, I.; Moreno, J.

GESTIÓN DE LOS LIXIVIADOS DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS Y SU EFECTO SOBRE EL CONTENIDO METÁLICO DEL RESIDUO FINAL 235
García-López, J.; Delgado, R.; Rad, C.; Navarro, M.

COMPOSTAJE DE PLANTAS HORTÍCOLAS ENTUTORADAS CON NUEVOS MATERIALES BIODEGRADABLES: IMPACTO EN EL PROCESO Y EL PRODUCTO 247
Jurado, M.; López, M.J.; Vargas-García, M.C.; Suárez-Estrella, F.; López-González, J.A.; Bernal-Martínez, A.; Cervera del Castillo, O.; Râpă, M.; Moreno, J.

EL COMPOSTAJE COMO ALTERNATIVA A LA GESTIÓN DE SANDACH DE ACUICULTURA, GENERADOS EN LOS ESTEROS 261
Sillero, L.; Neria, B.; Suffo, M.; García-Morales, J.L.

EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE EMISIÓN DE CO_2 EN RECHAZO DE AFINO DE COMPOST ELIMINADO EN VERTEDERO 273
Domínguez Domínguez, M.; Devesa-Rey, R.; Martiñá Prieto, D.; Barral Silva, M.T.

Características y Calidad del Compost

ANÁLISIS DE LOS PATÓGENOS HUMANOS INCLUIDOS EN LA FUTURA DIRECTIVA EUROPEA (EC, 2003) EN LODOS DE DEPURACIÓN TRATADOS MEDIANTE DIGESTIÓN AEROBIA TERMÓFILA Y DIGESTIÓN ANAEROBIA TERMÓFILA PARA SU INCORPORACIÓN AL SUELO 285
Lloret, E.; Blaya, J.; Ros, M.; Pastor L.; Pradas P.; Pascual, J.A.

ENSAYOS DE CONTROL DE HONGOS FITOPATÓGENOS CON EXTRACTOS DE COMPOST 295
Gómez-Sánchez, M.A.; Morales-Corts, M.R.; Pérez-Sánchez, R.

CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD MICROBIANA DE DIVERSOS SUELOS Y RESIDUOS COMPOSTADOS Y NO COMPOSTADOS 303
Lombao, A.; Barreiro, A., Fernández-Gómez, M.J.; Romero, E.; Nogales, R.; Díaz-Raviña, M.

EVOLUCIÓN DE LAS POBLACIONES MICROBIANAS EN EL COMPOSTAJE: ACTINOBACTERIAS 313
Cervera del Castillo, O.; Vargas García, M.C.; Suárez Estrella, F.; López, M.J.; López González, J.; Jurado Rodríguez, M.; Moreno, J.

ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS ASOCIADAS A LA POBLACIÓN FÚNGICA PRESENTE EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS HORTÍCOLAS 327
Vargas García, M.C.; Suárez Estrella, F.; López, M.J.; López González, J.; Jurado Rodríguez, M.; Cervera del Castillo, O.; Moreno, J.

APLICACIÓN DE LA RESONANCIA MAGNÉTICA NUCLEAR EN ESTADO SÓLIDO CP-MASS ^{13}C-NMR) A LA CARACTERIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN PROCESOS DE COMPOSTAJE 341
Marhuenda-Egea, F.C., Martínez-Sabater, E.; Gálvez Sola, L.; Bustamante, M.A.; Paredes, C.

LA CALIDAD EN EL COMPOSTAJE DOMÉSTICO EN GALICIA 353
Vázquez, M.; de la Varga, D.; Soto, M.

REDUCCIÓN DE LA SALINIDAD EN UN COMPOST REALIZADO A BASE DE ALGAS Y RESTOS DE PESCADO: ¿LAVADO O MEZCLA? 365
Illera Vives, M.; López-Mosquera, M.E.; López Fabal, A.; Salas Sanjuan, C.

EFECTO DEL COMPOSTAJE EN LA GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE *DIGITARIA SANGUINALIS* Y *ECHINOCHLOA CRUS-GALLI*. RESULTADOS PRELIMINARES 375
Gallart, M.; López, M.; Huerta, O.; Duarte, S.; Aguilar, M.; Martínez-Farré, X.

OPTIMIZACIÓN DEL FRACCIONAMIENTO DE SUSTANCIAS HÚMICAS EN MUESTRAS PROCEDENTES DEL COMPOSTAJE DE RESTOS AGRÍCOLAS 381
Moreno, J.; Suárez-Estrella, F.; Vargas-García, M.C.; López, M.J.; López-González, J.A.; Jurado, M.M.; Cervera, O.

USO DE LA COLORIMETRÍA EN LA ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE INTERÉS EN LODOS DE DEPURADORA 393
Gálvez Sola, L.; Pérez Murcia, M.D.; Moreno Caselles, J.; Pérez Espinosa, A.; Morales Socuellamos, J.; Paredes, C.; Moral, R.
DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN SUELOS VITIVINÍCOLAS DE LA D.O. PROTEGIDA ALICANTE Y ESTIMACIÓN DE NECESIDADES DE REPOSICIÓN 401
Paredes, C.; Martínez-Sabater, E.; Agulló Ruíz, E.; Pérez-Murcia, M.D.; Pérez Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Parra, G.; García-González, A.

ESTIMACIÓN DE FRACCIONES NITROGENADAS EN SUELOS ENMENDADOS CON BIOSÓLIDOS MEDIANTE ESPECTROSCOPIA EN EL INFRARROJO CERCANO (NIRS) 411
Gálvez Sola, L.; Paredes Gil, C.; Pérez Murcia, M.D.; Pérez Espinosa, A.; Moreno Caselles, J.; Marhuenda-Egea, F.C.; Moral Herrero, R.

EVOLUCIÓN DE LAS DISTINTAS FRACCIONES CARBONADAS DURANTE UN PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESTOS HORTÍCOLAS 421
Suárez-Estrella, F.; Vargas-García, M.C.; López, M.J.; López González, J.A.; Jurado, M.M.; Cervera, O.; Moreno, J.

Usos Agrícolas del Compost

DINÁMICA DE MINERALIZACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA EN SUELOS CALIZOS: INFLUENCIA DEL TIPO DE SUELO Y NATURALEZA DEL LODO 437
Medina, E.; Paredes, C.; Gálvez-Sola, L.; Marín-Martínez, A.J.; Bustamante, M.A.; Moral, R.

RESULTADOS DE LA APLICACIÓN DE RESIDUOS URBANOS BIOESTABILIZADOS EN UN CULTIVO DE PATATA 449
Grande, M.; Peña, S.; Rad, C.; Navarro, M.; López, J.I.; Arribas, Y.; Alonso, B.; González, S.

APLICACIÓN DE UN COMPOST DE ALPERUJO COMO ENMIENDA ORGÁNICA A UN SUELO CALIZO: POTENCIAL NUTRICIONAL Y EFECTO SOBRE UN CULTIVO DE ALFALFA 463
Jaramillo, C.X.; García de la Fuente, R.; Lidón, A.; Fornes, F.; Belda, R.M.; Bautista, I.; Abad, M.

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD MICROBIANA EN SUELOS NO ADICIONADOS Y ADICIONADOS CON RESIDUOS ORGÁNICOS 473
Barreiro, A., Lombao, A., Martín, A., Carballas, T., Basanta, R., De Varennes, A., Díaz-Raviña, M.

PERSISTENCIA DE LOS PCBS APORTADOS POR EL USO DE TRES TIPOS DE BIO-RESIDUOS COMO FERTILIZANTES EN SUELOS AGRÍCOLAS 483
Sánchez Báscones, M.; Antolín Rodríguez, J.M.; Bravo Sánchez, C.T.; Gallardo Calvo, T.

EVALUACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN POR MERCURIO EN SUELOS FERTILIZADOS CON RESIDUOS ORGÁNICOS 499
Sánchez Báscones, M.; González González, A.; Bravo Sánchez, C.T.; Antolín Rodríguez, J.M.

EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN UN SUELO FERTILIZADO CON LODOS DE DEPURADORA Y RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS 513
Bravo, C.T.; Díez, M.A.; Sánchez-Báscones, M.; Antolín, J.M.; Sánchez, L.F.

EVALUACIÓN AGRONÓMICA DE COMPOST DE ESTIÉRCOLES COMO ENMIENDA ÓRGANO-MINERAL EN UN CULTIVO DE LECHUGA EN SUELO NATURAL 523
Cáceres, R.; Turet, J.; Marfà, O.
UTILIZACIÓN DE LOS RESIDUOS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA EN EL CULTIVO DE TABACO PARA SU USO EN LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS 533
Pérez-Balibrea, S.; Sáez, J.A.; Bustamante, M.A.; Clemente, R.; Bernal, M.P.

VALORIZACIÓN AGRONÓMICA DE COMPOST DE SANDACH DE ACUICULTURA EN EL CULTIVO DE LA FRESA 543
Macías, F.J.; Sillero, L.; Neria, B.; Suffo, M.; García-Morales, J.L.

METALES PESADOS EN VIÑA TRAS DOCE AÑOS DE APLICACIÓN DE DISTINTOS COMPOST 553
Calleja-Cervantes, M.E.; Martínez, C.; Storino, F.; Irigoyen, I.; Cibriain, F.; Lasa, B.; Aparicio-Tejo, P.; Menéndez, S.

Usos No Agrícolas del Compost

UTILIZACIÓN DE MEZCLAS DE SERRINES GRANÍTICOS Y COMPOST COMO BARRERAS PERMEABLES REACTIVAS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON CROMO 567
Paradelo Núñez, R.; Liste Alvarellos, A.; Barral Silva, M.T.

UTILIZACIÓN DE COMPOST EN LA RESTAURACIÓN DE SUELOS DE MINA 579
Basanta, R.; De Varennes, A.; Díaz-Raviña, M.

EL COMPOSTAJE DESDE UN NUEVO PARADIGMA: OBTENCIÓN DE PRODUCTOS DE VALOR AÑADIDO 587
Abraham, J.; Artola, A.; Barrena, R.; Gea, T.; Sánchez, A.; Santís, A.

UTILIZACIÓN DE COMPOST PREPARADOS CON RESIDUOS DE BIOMETANIZACIÓN DE ESTIÉRCOLES COMO SUSTRATOS DE SEMILLEROS PARA BRÓCOLI 595
Pérez-Espinosa, A.; Paredes, C.; Bustamante, M.A.; Agulló, E.; Pérez-Murcia, M.D.; Picó, B.; Medina, E.; Bernal, M.P.; Moral, R.

VALORIZACIÓN DE MEZCLAS DE SERRINES GRANÍTICOS Y COMPOST PARA SU USO EN RESTAURACIÓN DE SUELOS 607
Barral Silva, M.T.; Paradelo Núñez, R.; Vázquez Nión, D.; Silva Hermo, B.; González Campos, A.

CONFERENCIA INAUGURAL

COMPOSTAJE: DE LAS BASES A LA FRONTERA DEL CONOCIMIENTO

Sánchez, A.

Grup d'Investigació en Compostatge. Departament d'Enginyeria Química. Universitat Autònoma de Barcelona. 08193-Bellaterra (Barcelona)

Correo electrónico: antoni.sanchez@uab.cat

Resumen

En este trabajo se recogen algunas de las bases principales del compostaje en cuanto a proceso biotecnológico, con importantes aspectos referentes a la microbiología y la ingeniería del proceso, así como la principal base de todo el sistema: el residuo de partida. Tras sentar estas bases, se recogen estudios especialmente innovadores en los que destacan aquellos en los que se usa la respirometría dinámica para seguir el proceso y llegarlo a controlar más eficientemente y aquellos en los que se refiere el impacto ambiental del proceso de compostaje y su cuantificación con respecto a la eficiencia observada en plantas industriales. Finalmente, se recogen algunas de las últimas tendencias en investigación que pueden tener una utilidad futura en el proceso de compostaje y que actualmente se hallan en fase preliminar.

Palabras clave: compostaje, respirometría, impacto ambiental, control de proceso, últimas líneas de investigación.

LA BASE DE LAS BASES: EL RESIDUO

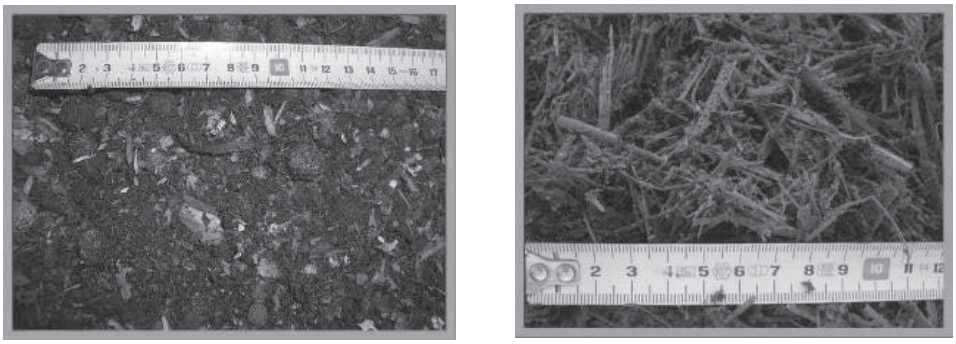
El residuo a compostar es la base de que todo el proceso funcione correctamente. Actualmente, dada la robustez del proceso, se ha tendido a olvidar este punto y a olvidar que cualquier impropio que contenga el material de partida va a ser una lacra para todo el proceso, causando, entre otros problemas:

- Contaminación del compost.
- Ocupación de espacio en planta.
- Necesidad de equipos de separación.
- Una percepción social negativa del compost.

La incidencia del material de partida es tan grande que cualquier política destinada a mejorarla ha de ser prioritaria. De lo contrario, el compostaje tiene asegurado una cierta relación amor-odio con la sociedad.

A nivel industrial, este aspecto ha llegado a ser clave a la hora de hablar de residuos "buenos" para compostar (aquellos que no tienen impropios) y "malos, que no los quiere nadie" (aquellos contaminados con todo tipo de materiales, especialmente residuos urbanos). Esta categorización no tiene ningún argumento científico más que el aspecto visual del material. A fecha actual, se puede demostrar que un residuo urbano, recogido selectivamente y en buenas condiciones, puede ser considerado un material excelente para compostaje (**Figura 1**).

a)



b)

c)

Figura 1. a) Residuos considerados “buenos”; b) Residuos considerados “malos”; c) Un residuo malo es ahora un residuo excelente.

LAS BASES INCOMPLETAS

La base microbiológica

Existen muchas técnicas "nuevas" así como técnicas existentes adaptables para estudiar el compostaje. Sin embargo, en mi opinión, hay que ponderar muy bien los costes con la información que proporcionan. Esta claro que, en la situación actual, se necesita un adecuado planteamiento de este tipo de técnicas, y especialmente de su fiabilidad y aplicabilidad en procesos de compostaje a escala real.

Por ejemplo, en la **Figura 2** se recogen los resultados de un perfilado de los productos de ADN amplificados con iniciadores universales bacterianos mediante electroforesis en gel con gradiente desnaturalizante (DGGE), en muestras que siguen un compostaje a escala piloto.

La base microbiológica (aplicada)

Los índices respirométricos

"*Grosso modo*": los ingenieros siempre buscamos herramientas para el diseño, modelización y control del proceso que sean relativamente simples… Es el caso de los índices respirométricos, que pueden ser determinados en condiciones aerobias y anaerobias.

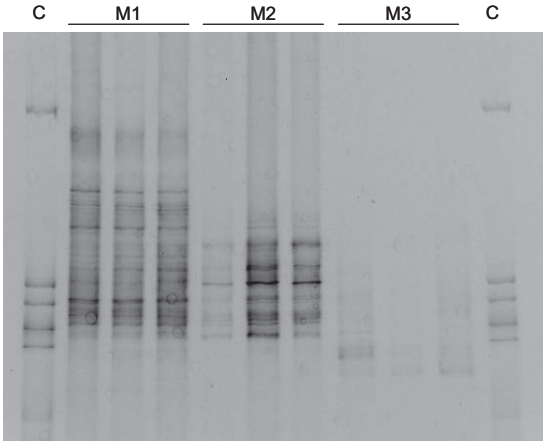


Figura 2. Perfilado de los productos de ADN amplificados con iniciadores universales bacterianos mediante electroforesis en gel con gradiente desnaturalizante (DGGE). C: muestras control; M1: muestra inicial; M2: pico termófilo; M3: compost final.

Estos índices se han utilizado de forma exitosa para el seguimiento de la estabilidad del producto final y de la actividad biológica global del material. Sin entrar en todas las posibilidades que existen, los índices respirométricos nos han demostrado ser una herramienta muy útil. Además, tras probar todos los tests de la literatura y la legislación, nuestra opción es el Índice Respirométrico Dinámico (IRD), completado puntualmente con índices acumulados.

A grandes rasgos:

1. Con el índice dinámico se obtiene un perfil de actividad, representando la velocidad del consumo de oxígeno en función del tiempo de proceso (**Figura 3**).

2. Con Los índices acumulados, como el AT_4, se puede proporcionar un valor muy útil sobre el contenido total de materia biodegradable, por lo tanto, la combinación de los dos análisis, IRD y AT_4, se considera como la mejor herramienta para caracterizar el contenido de materia orgánica biodegradable de un residuo orgánico (**Figura 4**).

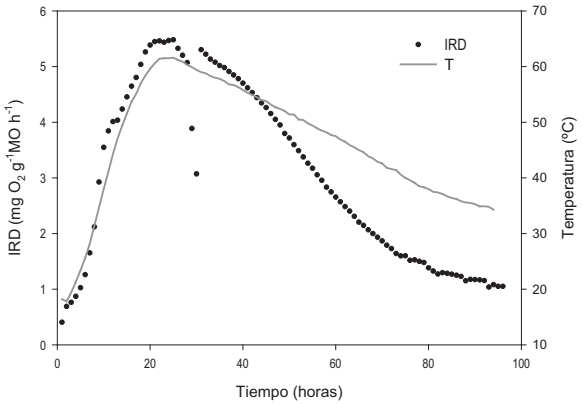


Figura 3. Ejemplo de evolución del IRD en una muestra de elevada actividad.

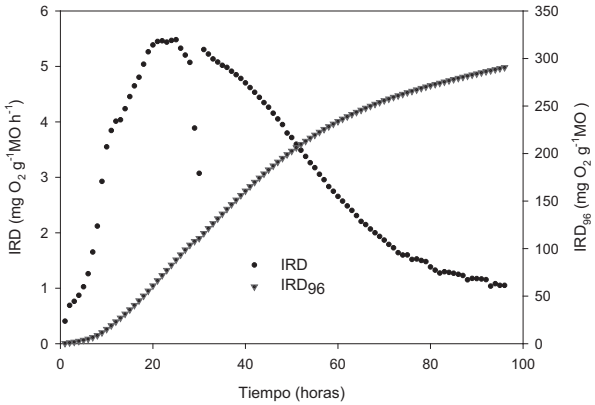


Figura 4. Ejemplo de evolución del IRD y AT_4 (IRD_{96}) en una muestra de elevada actividad.

Algunos ejemplos de utilización de los índices respirométricos

1. La comparación entre IRD de entrada y salida de los materiales permite calcular el rendimiento de las plantas (**Tabla 1**).

Tabla 1. Reducción del IRD en distintas plantas de tratamiento de residuo orgánico municipal procedente de separación selectiva.

Planta	Túnel 1	Túnel 2	Pilas aireadas	D. anaerobia y compostaje	Pilas volteadas
Reducción IRD (%)	78,1	56,9	85,5	84,5	44,1

2. Disfunciones en plantas de tratamiento (**Figura 5**).

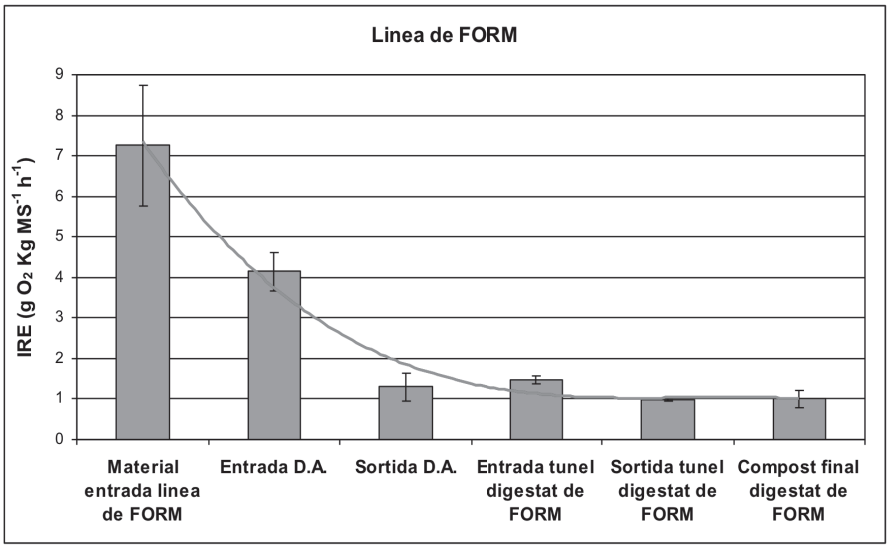


Figura 5. Ejemplo de evolución del IR en una planta con buena estabilización.

3. Estabilidad de producto final: Legalmente, según el PNIR…"Para cuantificar los RB vertidos es necesario por un lado, caracterizar los RU que se vierten sin tratar y por otro, introducir un parámetro como medida de su biodegradabilidad, para determinar cuando los RSU tratados pueden ser considerados estabilizados biológicamente y vertidos sin ser contabilizados como biodegradables".

Actualmente, numerosas plantas de tratamiento cumplen los objetivos inicialmente propuestos para la estabilización de residuos y obtención de compost, definidos en un IRD menor que 1000 mg O_2 kg^{-1} MO h^{-1}.

La no armonización (ni española ni europea) de estos límites causa una gran confusión a nivel de la administración pública y las plantas explotadoras.

4. Clasificación de los residuos en base a su biodegradabilidad para definir el tratamiento biológico más adecuado (**Figura 6**).

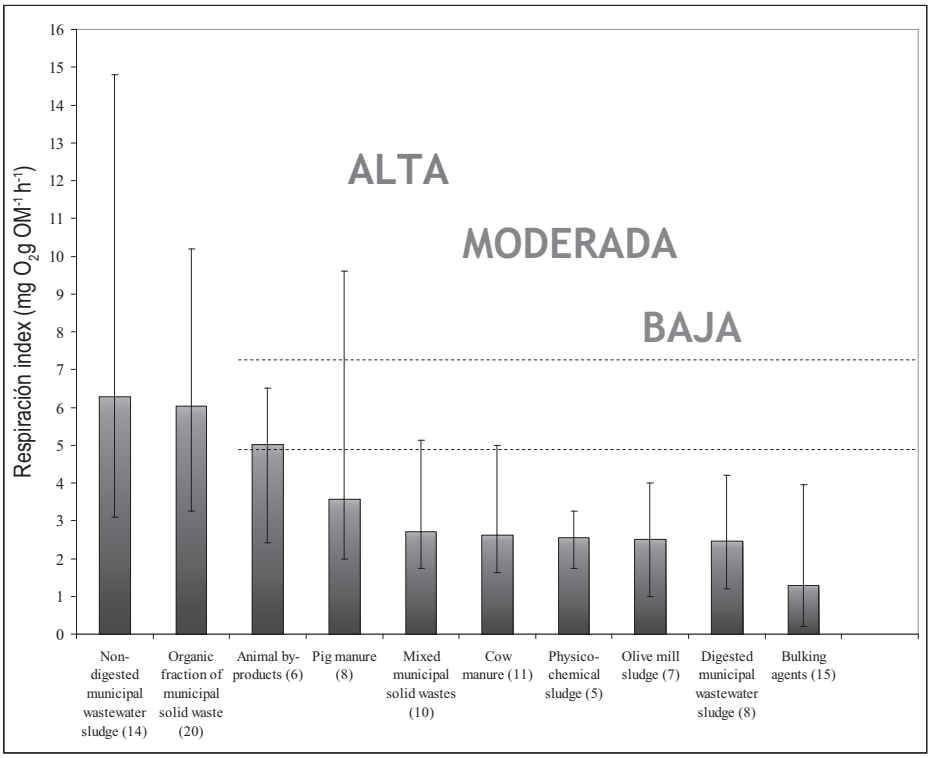


Figura 6. Clasificación de los residuos en base a su IRD.

La base de ingeniería

No se tiene un conocimiento de cual es la etapa limitante de la biodegradación. Al ser un sistema multifásico, esta etapa podría ser (**Figura 7**):

- La transferencia de oxígeno al biofilm.
- La difusión del oxígeno en el biofilm.
- La propia cinética microbiana.

En otras palabras: ¿Qué limita el proceso? ¿La actividad biológica o la transferencia de oxígeno de la fase gas a la líquida (k_La)?

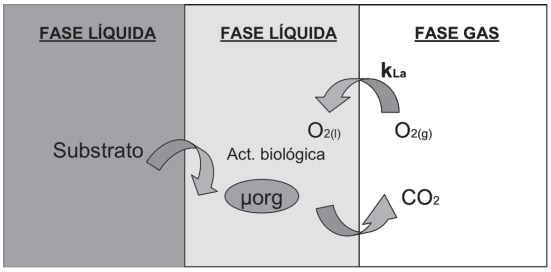


Figura 7. Representación de la transferencia de oxígeno en un proceso de compostaje.

Nuestros intentos de separar las distintas etapas que pueden ser limitantes, estudiar la velocidad y determinar la etapa contralante del proceso no han sido exitosos… Quizás la conclusión final sea que la actividad biológica sea la etapa controlante, pero no se tiene una validación científica de este hecho.

En mi opinión, esta es la principal carencia actual que no permite sentar las bases de ingeniería del proceso de compostaje.

LA FRONTERA

Ejemplos "razonables"

1) Control de proceso de compostaje por OUR (pseudo-sistema experto, **Figura 8**).

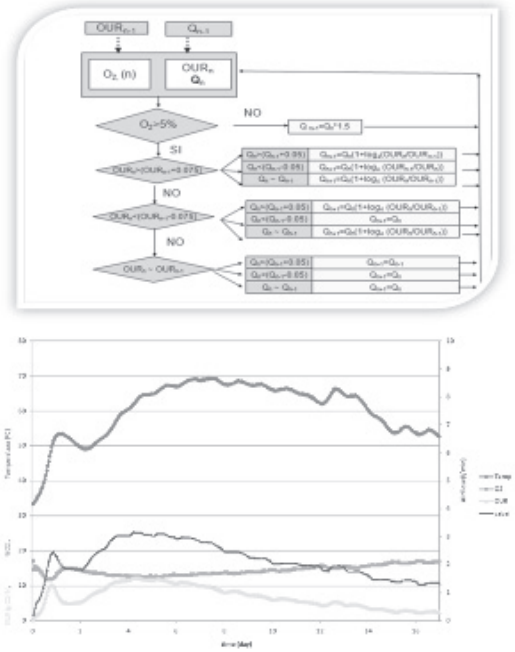


Figura 8. Esquema de un controlador por OUR del proceso de compostaje y sus resultados.

Qué consigue:

- Ahorro energético en la ventilación.
- Menores emisiones de GHG y olores.
- Funcionamiento más estable de los sistemas de tratamiento de gases.

2) Redefinición de la relación C/N en base al C biodegradable por respirometría (**Tabla 2**):

Tabla 2: Recálculo de las relaciones C/N en base a C biodegradable y comparación con la C/N química.

	COB (mgC/gMS)	COT (mgC/gMS)	C/N Biodegradable	C/N Total
Poda	132,5	432,3	6,2	20,2
FORM	210,5	442,1	9,8	20,6
Compost FORM	34,0	281,7	1,9	16,6

3) Utilización de nuevas unidades funcionales para ACV teniendo en cuenta la eficacia de estabilización determinada mediante respirometría dinámica (**Tabla 3**).

Tabla 3. Impactos ambientales en el tratamiento de la fracción orgánica de residuos municipales mediante unidades funcionales clásicas (1) y basadas en la eficiencia respirométrica (2).

(1) Factores de emisión en distintas plantas de tratamiento biológico de FORSU.

Instalación	**1**	**2**	**3**	**4**
Tecnología	Túnel	Módulo	Pilas volteadas	Digestión anaerobia
kg $CO_{2\ electricidad/gasoil}$/t FORSU	60.40	60.23	20.10	-54.5
kg NH_3/t FORSU	4.19	2.00	8.63	0.23
kg COV/t FORSU	0.22	7.48	8.98	2.31

(2) Impactos ambientales referidos al nivel de estabilización de una planta concreta medida por respirometría.

Instalación	**1**	**2**	**3**	**4**
Tecnología	Túnel	Módulo	Pilas volteadas	Digestión anaerobia
kg $CO_{2\ electricidad/gasoil}$/IRD reducido	12.80	20.08	26.10	-13.06
kg NH_3/IRD reducido	0.89	0.67	11.21	0.05
kg COV/IRD reducido	0.05	2.49	11.66	0.55

4) ¿Es el compost lo único que se puede obtener de los residuos? El compostaje no deja de ser un proceso de biodegradación en estado sólido (SSF), que se han utilizado para obtener todo tipo de productos. No se debe olvidar que el compostaje es un proceso biotecnológico y que el compost es solo uno de los productos posibles. Por ejemplo, la producción de proteasas (**Figura 9**).*

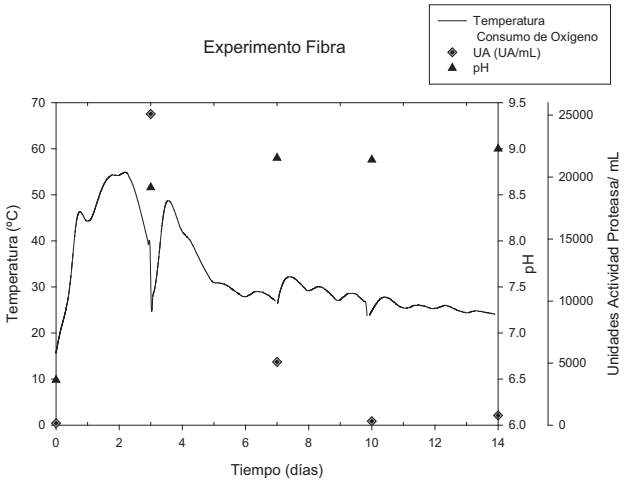


Figura 9. Producción de proteasas en el compostaje de residuos de soja, con un máximo coincidente con el máximo de IRD.

* Entre otros que se están estudiando en la actualidad.

LA FRONTERA DE LA FRONTERA

Ideas a explorar (mucho riesgo, en un mal momento):

1) La microscopía electrónica para estudiar en profundidad el compost (**Figura 10**):

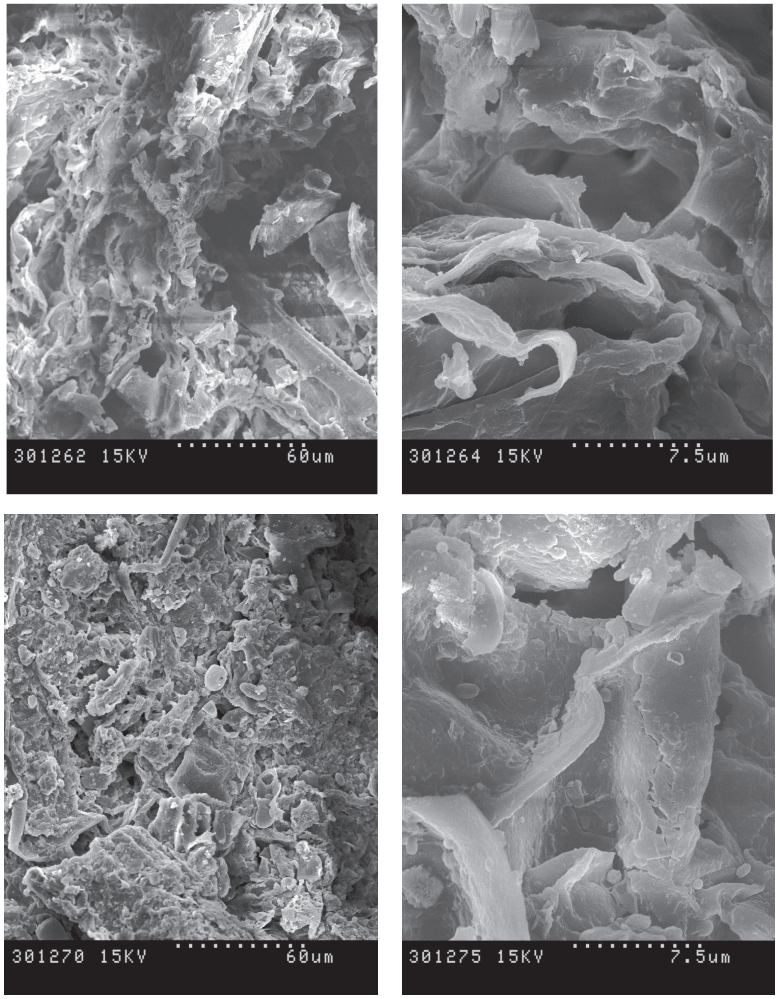


Figura 10. Imágenes TEM de vermicompost y compost casero.

2) Análisis avanzado de imágenes (**Figura 11**): ¿Con una cámara comercial y una foto se puede predecir el índice respirométrico?

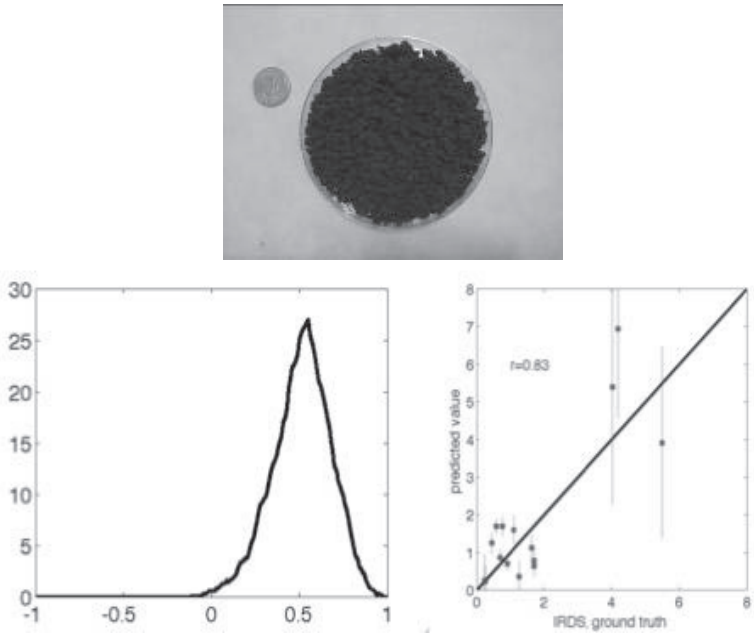


Figura 11. Correlación preliminar entre color y estabilidad en lodos de depuradora.

3) ¿Puede la nanotecnología ayudar al compostaje? Observemos el caso de la digestión anaerobia… (**Figura 12**):

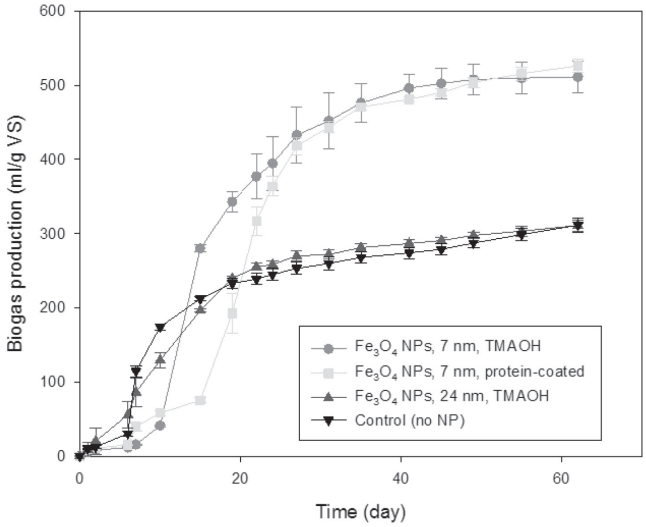


Figura 12. Producción de biogás con nanopartículas de óxido de hierro.

CONCLUSIONES

Tras mi experiencia en el campo del compostaje:

- Me reafirmo en el hecho de que se trata del proceso más complejo que existe.
- También pienso que es uno de los que tiene más juego a nivel de investigación.

Agradecimientos

A todos los miembros de mi equipo. Desde los profesores doctores al último estudiante que haya hecho las prácticas con nosotros.

A todos los Ministerios que, cambiando de nombre, han ayudado al Grupo en su ya larga historia.

A todas las administraciones públicas (especialmente la *Agència de Residus de Catalunya*) y empresas que han confiado en nosotros.

A la Unión Europea y a la fundación Bill & Melinda Gates.

REFERENCIAS

Gea, T., Barrena, R., Artola, A. Sánchez, A. 2004. Monitoring the Biological Activity of the Composting Process: Oxygen Uptake Rate (OUR), Respirometric Index (RI) and Respiratory Quotient (RQ). Biotechnol. Bioeng. 88: 520-527.

Barrena, R., Vázquez, F. Sánchez, A. 2006. The Use of Respiration Indices in the Composting Process: A Review. Waste Manage. Res. 24: 37-47.

Ponsá, S., Gea, T., Alerm, L., Cerezo, J., Sánchez, A. 2008. Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. Waste Manage. 28: 2735–2742.

Barrena, R., d'Imporzano, G., Ponsá, S., Gea, T., Artola, A., Vázquez, F., Sánchez, A. Adani, F. 2009. In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical-biological treated waste. J. Hazard. Mat. 162: 1065–1072.

Ponsá, S., Gea, T. Sánchez, A. 2010. Different indices to express biodegradability in organic solid wastes. J. Environ. Qual. 39: 706-712.

Puyuelo, B., Gea, T. Sánchez, A. 2010. A new control strategy for composting process based on the oxygen uptake rate. Chem. Eng. J. 165: 161-169.

Sánchez, A., Recillas, S., Font, X., Casals, E., Gonzalez E., Puntes, V. 2011. Ecotoxicity of, and remediation with, engineered inorganic nanoparticles in the environment. Trends Anal. Chem. 30: 507-516.

Pognani, M., Barrena, R., Font, X., Adani, F., Scaglia, B. Sánchez, A. 2011. Evolution of organic matter in a full-scale composting plant for the treatment of sewage sludge and biowaste by respiration techniques and pyrolysis-GC/MS. Bioresource Technol. 102: 4536-4543.

Puyuelo, B., Ponsá, S., Gea, T. Sánchez, A. 2011. Determining C/N ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions. Chemosphere. 85: 653-659.

Santis-Navarro, A., Gea, T., Barrena, R. Sánchez, A. 2011. Production of lipases by solid state fermentation using vegetable oil-refining wastes. Bioresource Technol. 102: 10080-10084.

Colón, J., Cadena, E., Pognani, M, Barrena, R., Sánchez, A., Font, X. Artola, A. 2012. Determination of the energy and environmental burdens associated to the biological treatment of source-separated Municipal Solid Wastes. Energy Environ. Sci. 5: 5731-5741.

RESIDUOS COMPOSTABLES

APORTACIONES DE RESIDUOS CÁRNICOS EN LA PRÁCTICA DEL COMPOSTAJE DOMÉSTICO

Storino, F.*, Arizmendiarrieta, J., Calleja-Cervantes, M.E., Irigoyen, I., Muro, J., Aparicio-Tejo, P.M.

Departamento de Producción Agraria – Universidad Pública de Navarra. Campus Arrosadía s/n, Pamplona - Navarra, España

**Correo electrónico: francescostorino@yahoo.it*

Resumen

El presente estudio tiene como objetivo estudiar la influencia de la presencia de residuos cárnicos en el material compostado a nivel doméstico sobre la calidad del compost obtenido y los principales parámetros del proceso.

Para este fin se compararon 4 mezclas distintas de residuos aportados semanalmente a compostadores de 320 L: 100% vegetal, vegetal con presencia de residuos cárnicos al 5 y al15% en peso, y vegetal con presencia de un 15% residuos cárnicos y mayor proporción de estructurante (restos de poda).

Durante el proceso de compostaje se registraron las temperaturas alcanzadas en el interior de cada contenedor. Se determinaron el grado de estabilidad de los compost con el método Dewar y el índice de madurez Solvita. Al final del proceso de compostaje se determinaron los principales parámetros físicos (humedad, peso específico, pH, conductividad eléctrica, fracciones granulométricas) de los compost obtenidos, así como los contenidos en nutrientes y metales pesados, y su potencial fitotoxicidad mediante bioensayo de germinación de semillas. También se determinaron las cargas microbianas de *Salmonella* y *Escherichia coli* de los compost.

Se concluye que la adición de restos cárnicos favorece la actividad del proceso de compostaje y la composición elemental del compost, no afectando significativamente a la madurez del compost ni a su salinidad, pH y fitoxicidad.

Palabras clave: compostaje doméstico, residuos animales, higienización, sandach.

INTRODUCCIÓN

La presencia de materiales de origen animal en los residuos compostados a nivel doméstico es objeto de un amplio debate. Algunas entidades y usuarios implicados en actividades de compostaje doméstico y comunitario cuestionan la conveniencia de aportar o no restos de carne a los compostadores domésticos (Ansorena, 2010) alegando dudas sobre la calidad del compost final en términos de higienización, olores, presencia de fauna no deseada (insectos y roedores), fitotoxicidad, metales pesados, pH y salinidad (Aguirre et al., 2010).

Los restos de cocina de origen animal constituyen un componente tradicional de los residuos compostados a nivel doméstico, contribuyendo a reducir una fuente problemática de materia orgánica destinada a otros tipos de tratamiento. Si se quiere que el compostaje doméstico sea una herramienta efectiva de gestión de residuos orgánicos es fundamental que los residuos cárnicos puedan ser incorporados. Por el contrario, la mayoría de los manuales de compostaje doméstico no sólo desaconsejan la incorporación

de residuos cárnicos a los compostadores sino que expresamente la excluyen. Sin embargo esta decisión no siempre está avalada por razones científicas o limitaciones legales. La oportunidad de poder utilizar este tipo de residuos en el compostaje doméstico necesita estudios científicos que la avalen.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo fue realizado en la finca de prácticas de la Universidad Pública de Navarra, en compostadores de 320 L, utilizando residuos vegetales procedentes de mercadillos (frutas y hortalizas), restos de poda de invierno triturada y restos de carne de carnicería asimilables a residuos domésticos.

Se diferenciaron 4 tratamientos con los cuales se compararon 4 distintas mezclas de residuos aportados semanalmente a compostadores de 320 L:

1º) "CE1": sólo vegetal (compuesto por restos de frutas y hortalizas mezclados con restos de poda triturados en proporción volumétrica 1:0,6)

2º) "P1E1": residuos vegetales (como tratamiento anterior) más un 5% en peso de residuos cárnicos

3º) "P2E1": residuos vegetales más un 15% en peso de residuos cárnicos

4º) "P2E2": residuos vegetales más un 15% en peso de residuos cárnicos y proporción doble de estructurante (restos de poda).

Cabe mencionar que los residuos de frutas y hortalizas procedían de restos de mercadillos y residuos de los cultivos de la finca de prácticas de la Universidad Pública de Navarra, asimilables a residuos de cocina domésticos y por lo tanto muy variables en su composición. Los restos de poda, presentes en todos los tratamientos, fueron añadidos con el fin de retener el exceso de humedad de los residuos más húmedos y favorecer la aireación. En el tratamiento P2E2 se dobló la proporción de estructurante con el fin de observar mediante el aumento de ventilación del material en fase de compostaje posibles variaciones en el proceso de descomposición.

Se realizaron 4 repeticiones por tratamiento. Los residuos fueron pesados y aportados semanalmente durante 6 semanas desde principios de abril hasta finales de mayo. En total fueron aportados 105 Kg de residuos vegetales para todos los tratamientos, 5 Debido al volumen ocupado, el peso de los aportes semanales fue reduciéndose durante el ensayo, sobre todo en el caso de aportes vegetales, con un promedio de 18 Kg de residuos vegetales para composteras en todos los tratamientos, 0,9 Kg de residuos cárnicos para el tratamiento P1E1 y 2.7 Kg para los tratamientos P2E1 y P2E2.

A lo largo del proceso de compostaje se efectuaron volteos periódicos y eventuales riegos, cuando la humedad del compost en formación fuese inferior al 50%.

La humedad del compost se determinó mediante secado en estufa a 70º C hasta alcanzar peso estable. La temperatura fue medida mediante un termómetro digital tipo espiga de 20 cm. Los puntos de medición fueron 4 para cada unidad experimental, a distancia 20 y 40 cm desde suelo en correspondencia con los orificios de ventilación de la compostera y en la parte superior del material en su interior. Debido a la escasa profundidad alcanzada por la espiga del termómetro (20 cm) se midió en un cuarto punto al interior de la compostera después de haber escavado hasta alcanzar aproximadamente el centro del material en descomposición. Finalmente se calculó el promedio de los valores de las 4 mediciones.

La duración total del proceso de compostaje fue de 14 semanas. Durante las primeras 6 semanas se efectuaron los aportes de nuevos materiales a las composteras. Sucesivamente siguió un periodo de maduración de 8 semanas durante el cual no se alimentaron las composteras.

A lo largo de las 14 semanas del ensayo se registraron las temperaturas alcanzadas al interior de cada contenedor y la reducción de volumen del material contenido. Con los datos registrados durante las primeras 14 semanas se determinó la tasa de reducción en peso calculada como relación entre el volumen final y la suma de los aportes, según la ecuación:

$$\Delta Vol\ [\%] = 100 \cdot (1- Vol_{final}/\Sigma\ Vol_{aportes})$$

De manera análoga se calculó la tasa de reducción en peso, según la ecuación:

$$\Delta P\ [\%] = 100 \cdot (1- P_{final}/\Sigma\ P_{aportes})$$

Se determinó el índice de madurez de los compost con el test Solvita® (Woods End Reasearch Laboratory - USA) en un momento intermedio de la fase de maduración, después de 10 semanas desde el último aporte realizado. Finalmente, a la 14ª semana, se determinó el grado estabilidad con el método del autocalentamiento en vaso Dewar (Brinton et al., 1995), dando por terminado el proceso.

El compost obtenido fue tamizado a 16 mm y se procedió a determinar los contenidos en humedad, el peso específico y los valores de pH y conductividad eléctrica en diluciones volumétricas muestra:agua=1:5 (TMECC, 2002).

La evaluación de la fitotoxicidad se efectuó mediante bioensayos de germinación realizado utilizando semillas de berro (*Lepidium sativum* cv. Alenois) y lechuga Batavia (*Lactuca sativa* cv. Solana) según la técnica propuesta por Zucconi (Zucconi et al., 1981)

Con el fin de observar los posibles efectos sobre la vitalidad de semillas de malas hierbas, a la cuarta semana del ensayo se introdujeron en el centro de los compostadores unos recipientes de malla metálica con 100 semillas respectivamente de *Vicia sativa*, *Onobrychis vicifolia*, *Melilotus officinalis*, *Agropyrum cristatum*, *Cynodon dactylon* y *Plantago lanceolata* y 40 semillas de *Lupinus luteus*. Al final del proceso de compostaje se evaluó la capacidad de germinación de las semillas en placas Petri, comparándola con semillas no sometidas a compostaje.

Para observar la eventual germinación de semillas 4 muestras de 45 gramos de cada compost mezcladas con turba y perlita fueron incubadas durante 30 días en macetas de 8 litros, y sometidas a riegos periódicos.

Los análisis de los contenidos en macro y micro elementos fueron realizados por el laboratorio de ionómica del Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura, del CSIS en Murcia, donde se analizaron mediante ICP-OES y LECO (para C y N). Para el análisis mediante ICP-OES las muestras de compost fueron tratadas previamente mediante una digestión ácida con HNO_3 y H_2O_2 en Ultraclave-Microondas Milestone, según el protocolo estandarizado en vigor en el laboratorio de ionómica del Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura, del CSIS en Murcia. Las muestras analizadas mediante LECO no necesitaron tratamiento previo excepto para el para la determinación de los contenidos en carbono orgánico total (COT) que necesitó de un tratamiento previo con una solución de acido clorhídrico para eliminar los carbonatos.

Se realizó la determinación del NMP (número más probable) de *Escherichia coli* en muestras de 1 g de compost mediante la técnica del NMP en verde brillante caldo, aislamiento en medio selectivo y confirmación bioquímica. La determinación de UFC (unidades formantes colonias) de *Salmonella* sp. en muestras de compost de 25 g se ha realizado mediante una técnica de pre-enriquecimiento, aislamiento selectivo e identificación mediante inmunofluorescencia automatizada (VIDAS).

Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente por medio de análisis de la varianza (ANOVA), detectando diferencias significativas ente diferentes tratamientos mediante test SNK, y considerando en nivel de significación mínimo de $p \leq 0,05$. Para el procesamiento de los datos se utilizó el paquete estadístico SPSS 18.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Desarrollo del proceso

Algunos autores describen que en el compostaje de residuos vegetales difícilmente se alcanzan temperaturas superiores a 45ºC necesaria para obtener un producto libre de patógenos vegetales, propágulos y semillas de malas hierbas (Jasim y Smith, 2006). El aporte de residuos cárnicos puede ser útil a la hora de favorecer la obtención de altas temperaturas durante el proceso de compostaje, donde el sólo material vegetal no sería suficiente para instaurar condiciones termofílicas.

Durante el proceso de compostaje no se registraron incidencias ni se observó una mayor presencia de insectos ni roedores a pesar de que los compostadores se localizaban en un lugar naturalizado.

La evolución de las temperaturas varió notablemente dependiendo del tratamiento, aumentando con el aporte de restos cárnicos. Las temperaturas registradas tras el último aporte fueron superiores a 45ºC para la mezcla sólo vegetal (CE1) y superiores a 50ºC para la mezclas con residuos cárnicos, siendo superior a 55ºC con mayor presencia de estructurante (P2E2). El tratamiento sin restos de carne (CE1) fue el que registró menores temperaturas y un número inferior de días a temperaturas superiores a 45ºC (**Figura 1**).

Los días de permanencia a temperaturas superiores a 45º fueron 5 para los compostadores con un 5% restos de carne (P1E1), 12,3 con un 15% de carne (P2E1) y 14,5 con un 15% de carne y mayor proporción de estructurante (P2E2) (**Tabla 1**).

A lo largo del ensayo, se observaron pérdidas de agua muy grandes en todos los tratamientos. Para evitar la paralización del proceso como consecuencia de la falta de agua debida a la evaporación, se realizaron 9 riegos a lo largo del proceso cuando el nivel de humedad del material fuese inferior al 50%. No se observó lixiviación durante el proceso.

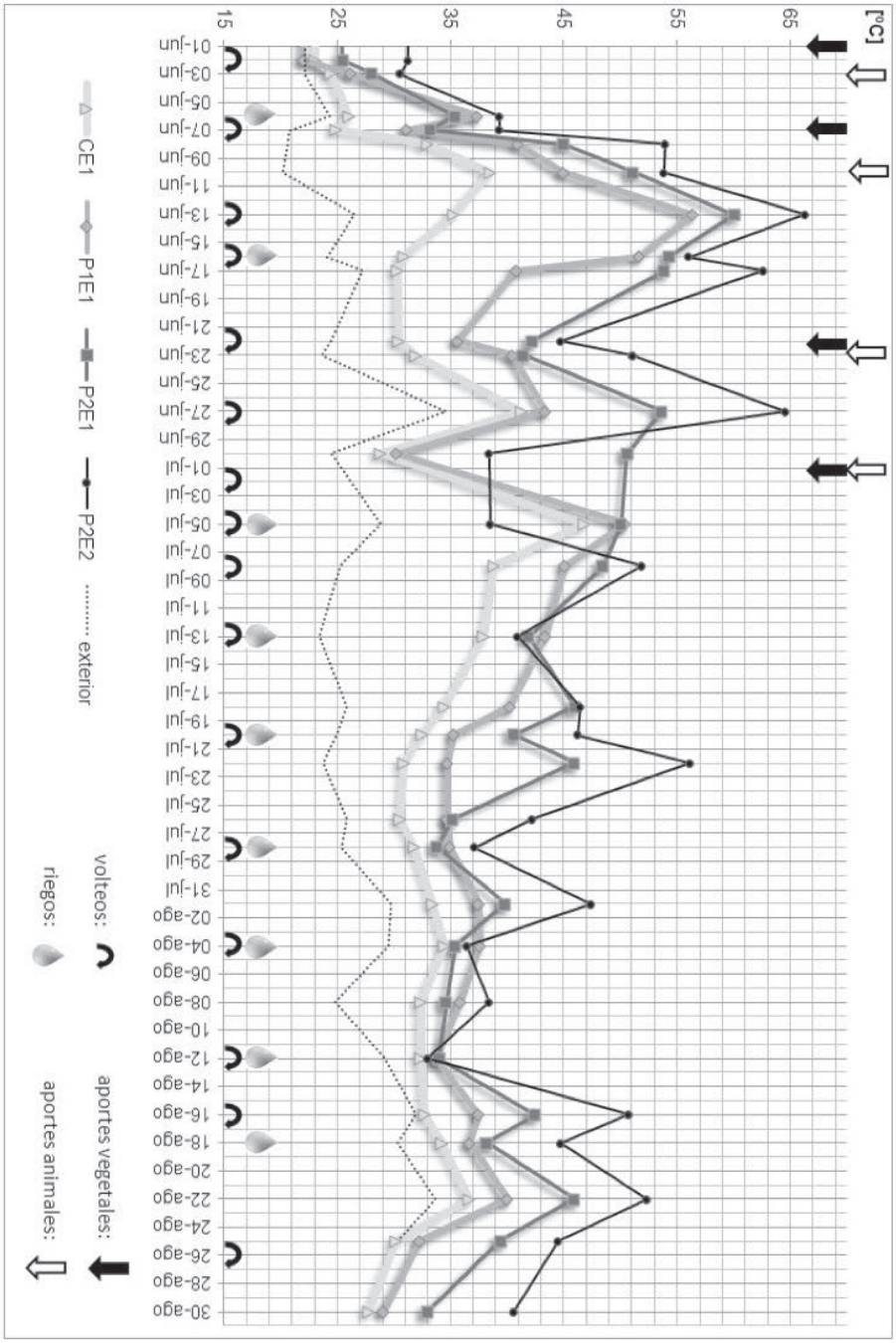


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje.

Tabla 1. Temperaturas registradas durante el proceso de compostaje.

Tratamientos	CE1	P1E1	P2E1	P2E2
T media (ºC)	33,3 d	38,7 c	42,7 b	46,0 a
T máxima (ºC) tras el último aporte	46,9	50,5	50,1	56,2
Nº días con T>45ºC después del último aporte	0,5 a	5,0 a	12,3 a	14,5 a

*los valores de la misma fila que tienen una letra común no presentan diferencias significativas (α=0,05)

Debido a las pérdidas en forma de gas producidas a lo largo del proceso, tanto el volumen como el peso se redujo prácticamente a la mitad. Estas pérdidas fueron debidas a la actividad microbiana (pérdidas en forma de CO_2) y a la evaporación de agua (pérdidas de H_2O). Las tasas de reducción del volumen y de peso fueron estadísticamente inferiores sólo para el tratamiento P2E2 (**Figura 2**). Hay que tener en cuenta que este porcentaje se calculó utilizando los datos de volumen y peso final del compost sin cribar, por lo tanto los valores inferiores asociados a P2E2 son debidos a la mayor proporción de material leñoso del estructurante, de más difícil descomposición.

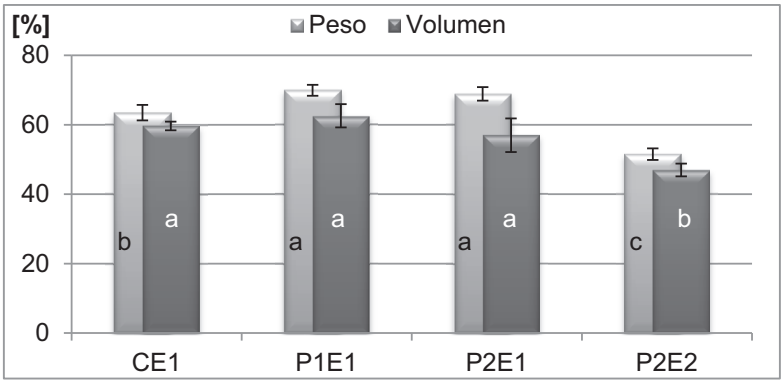


Figura 2. Tasas porcentuales de reducción de peso y del volumen.

No hubo diferencias significativas en los resultados del test Solvita, donde los compost presentaron un valor medio de índice de madurez de 6 ("compost activo en proceso de maduración, con requerimientos de aireación y manejo reducidos"). Los resultados del test Dewar registraron un buen grado de estabilidad de los compost obtenidos (grado V: "compost finalizado, muy estable y bien envejecido") sin evidenciar diferencias significativas entre tratamientos.

Características del compost obtenido

No se observaron diferencias significativas entre tratamientos por los parámetros de contenido hídrico y peso específico. El pH y la conductividad eléctrica presentaron valores significativamente inferiores para el tratamiento P2E2, sugiriendo un posible efecto limitante de la mayor proporción de estructurante. Se observó que la incorporación de residuos cárnicos no influyó en los valores obtenidos ya que entre los demás tratamientos no hubo diferencias significativas para estos dos parámetros (**Tabla 2**).

Tabla 2. Valores de pH y conductividad eléctrica de los compost obtenidos.

Tratamientos	CE1	P1E1	P2E1	P2E2
pH	8,8 (±0,03) a	8,9 (±0,06) a	8,8 (±0,08) a	8,3 (±0,22) b
CE (dS/m)	1,22 (±0,19) a	1,46 (±0,04) a	1,24 (±0,13) a	0,79 (±0,12) b

*los valores de la misma fila que tienen una letra común no presentan diferencias significativas (α=0,05)

Las mezclas con incorporación de residuos cárnicos presentaron previsiblemente valores inferiores de la proporción C/N (**Figura 3**) y un mayor contenido en nitrógeno, aumentando éste en un 25-50% (**Tabla 3**).

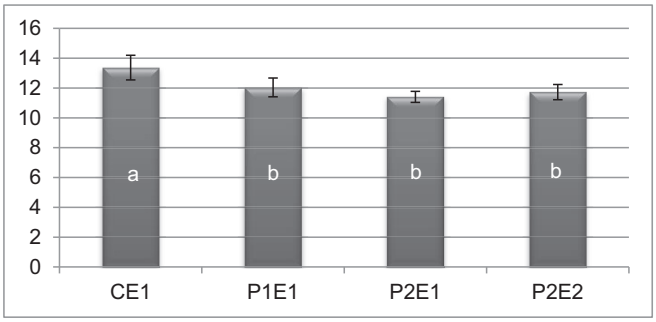


Figura 3. Relación C/N de los compost obtenidos.

Tabla 3. Resultados del análisis LECO de los compost obtenidos.

	CE1	P1E1	P2E1	P2E2
N total *(g/100g)*	2,01 (±0,07) d	2,50 (±0,11) c	2,76 (±0,08) b	2,99 (±0,15) a
C total (*g/100g)*	26,91 (±0,93) c	28,13 (±0,92) b	29,99 (±1,48) b	34,07 (±1,28) a
C orgánico *(g/100g)*	25,89 (±1,06) c	28,13 (±1,63) b	29,99 (±1,62) b	34,07 (±0,88) a

*los valores de la misma fila que tienen una letra común no presentan diferencias significativas (α=0,05).

Los resultados del análisis elemental mediante ICP-OES no presentaron diferencias significativas entre tratamientos para los contenidos en P, Ca, Mo, B, Co, Fe, Al, Li, As, Sb, Se, Ti, Tl y V de los compost obtenidos (**Tabla 4**). Los niveles de metales pesados (Cu, Zn, Cr, Cd, Pb y Ni) no presentaron diferencias significativas entre tratamientos (**Tabla 4**). En todas las muestreas analizadas los niveles de metales

pesado fueron inferiores a los límites propuestos para la comercialización de compost según el 2º borrador del documento de trabajo de la comisión europea sobre tratamiento biológico de biorresiduos (Comisión europea, 2001). No se analizaron los contenidos en Hg.

Tabla 4. Análisis elemental por ICP-OES de los compost obtenidos.

	CE1	P1E1	P2E1	P2E2
P *(g/100g)*	0,51 (±0,04) a	0,58 (±0,03) a	0,61 (±0,09) a	0,57 (±0,04) a
Ca *(g/100g)*	4,4 (±0,92) a	4,2 (±0,16) a	4,0 (±0,26) a	3,6 (±0,54) a
Mo *(mg/Kg)*	<0,5 (±0) a	0,62 (±0,09) a	0,71 (±0,40) a	0,57 (±0,12) a
B *(mg/Kg)*	35,0 (±1,84) a	37,5 (±2,10) a	36,1 (±2,08) a	34,0 (±1,69) a
Co *(mg/Kg)*	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a
Fe *(mg/Kg)*	2233 (±326,9) a	2566 (±551,8) a	2056 (±260,0) a	2180 (±140,3) a
Cu *(mg/Kg)*	34,5 (±3,27) a	33,7 (±2,32) a	30,7 (±2,83) a	32,5 (±2,19) a
Zn *(mg/Kg)*	131 (±12,4) a	115 (±12,1) a	105 (±13,7) a	124 (±19,2) a
Cr *(mg/Kg)*	13,4 (±0,59) a	11,8 (±1,58) a	11,5 (±2,66) a	17,4 (±6,41) a
Cd *(mg/Kg)*	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a
Pb *(mg/Kg)*	12,2 (±3,17) a	10,6 (±3,05) a	8,0 (±1,11) a	9,6 (±1,36) a
Ni *(mg/Kg)*	4,2 (±0,43) a	3,7 (±0,49) a	3,8 (±0,65) a	3,8 (±0,35) a
Al *(g/100g)*	0,32 (±0,03) a	0,31 (±0,04) a	0,32 (±0,05) a	0,30 (±0,04) a
As *(mg/Kg)*	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a
Sb *(mg/Kg)*	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a
Li *(mg/Kg)*	4,5 (±0,32) a	4,5 (±0,38) a	4,6 (±0,52) a	4,0 (±0,54) a
Ti *(mg/Kg)*	36,3 (±3,14) a	35,1 (±4,24) a	37,5 (±3,27) a	34,0 (±3,44) a
Tl *(mg/Kg)*	1,4 (±0,27) a	2,3 (±1,39) a	2,5 (±0,74) a	1,0 (±0,56) a
V *(mg/Kg)*	10,3 (±1,03) a	9,8 (±0,82) a	10,1 (±0,90) a	9,4 (±0,83) a
Se *(mg/Kg)*	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a	<0,5 (±0) a

*los valores de la misma fila que tienen una letra común no presentan diferencias significativas (α=0,05).

Los contenidos en K de los compost fueron significativamente superiores para los tratamientos P1E1 y P2E1 (**Figura 4**). Esta tendencia fue observada también para los contenidos en S y Mg (Fig.5), donde el tratamiento P2E2 presentó los valores más bajos. El tratamiento P2E2 presentó además valores más bajos de contenido en Na, Mn y Sr (**Figuras 5-6**).

Del análisis de estos resultados se puede deducir que los aportes de carne pueden elevar la relación C/N del producto final e incrementar el contenido en algunos nutrientes (K, Na, Sr), efecto que puede justificar el aumento de salinidad del compost obtenido. Esta tendencia puede verse contrarrestada por una mayor proporción de restos de podas, como se puede observar de los valores de K, Mg, Mn, Na, Sr, mientras que un aumento de la fracción estructurante no reduce sino incrementaría la relación C/N final.

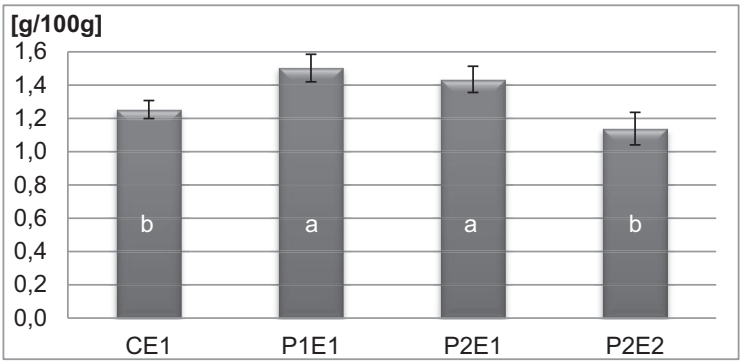


Figura 4. Contenidos en K de los compost obtenidos.

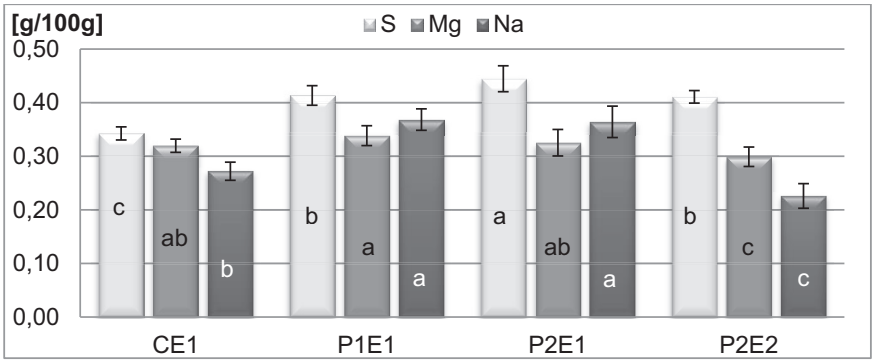


Figura 5. Contenidos en S, Mg y Na de los compost obtenidos.

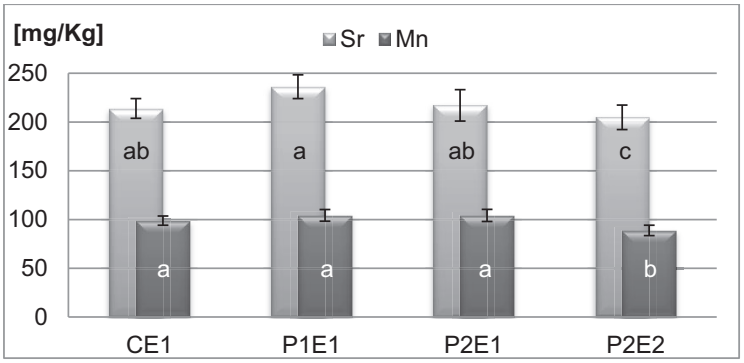


Figura 6. Contenidos en Sr y Mn de los compost obtenidos.

Inocuidad

El bioensayo de germinación de semillas no evidenció diferencias significativas de fitoxicidad entre tratamientos. Todos los tratamientos presentaron ausencia de *Salmonella* sp.(UFC/25g).Una de las 4 repeticiones de compost obtenido con mezcla al 5% de carne presentó valores de *Escherichia coli* mayores de 2400 NMP/1g. El mismo resultado se presentó para la muestra correspondiente a una de las 4 repeticiones de la mezcla al 15 % de carne y mayor presencia de estructurante. Algunos de los compost obtenidos con residuos cárnicos presentaron valores de *E. coli* superiores a los límites fijados en el R.D.824/2005. Sin embargo estos límites son exclusivos para la comercialización de compost y no en el caso del compostaje doméstico, donde el compost producido es únicamente empleado *in situ*. Basándose en este principio de producción-utilización *in situ*, en el Reino Unido, donde hay una normativa más restrictiva respecto al resto de los países europeo en materia de compostaje de residuos de origen animal, la utilización de subproductos de origen animal está expresamente autorizada en la práctica del compostaje doméstico en contenedores cerrados, así como la utilización del compost obtenido a nivel particular en los hogares (DEFRA, 2008). La legislación española (R.D.824/2005 de productos fertilizantes) y europeas (Reg. CE 1069/2009 de subproductos animales) no abarcan el tema del compostaje doméstico, limitándose a fijar unas condiciones para la producción de compost a partir de residuos mixtos vegetales-animales exclusivamente finalizado a su comercialización. Sin embargo, los resultados obtenidos sugieren que la obtención de un producto final seguro desde el punto de vista higiénico-sanitario y libre de semillas esté vinculado no sólo a las temperaturas alcanzadas durante el proceso, sino también del tipo de manejo. El mantenimiento de las condiciones óptimas de humedad y el volteo minucioso del material en fase activa de compostaje parecen tener un papel importante para conseguir una uniforme y total higienización operada por las altas temperaturas (Davis y Kendall, 2005).

Malas hierbas

De las semillas de malas hierbas recogidas al final del proceso de compostaje, germinó una sola semilla de *Onobrychis vicifolia* correspondiente a un compostador del tratamiento P2E2. Durante la incubación de los compost en macetas se observó la presencia de semillas germinadas, más numerosas en el tratamiento CE1 (**Figura 7**). La presencia de semillas capaces de germinar en el compost obtenido indicaría una falta de homogeneidad durante el proceso, donde el efecto de las altas temperaturas estuvo limitado a la zona central de los compostadores, mientras que en las zonas periféricas que quedaron más frías las semillas no perdieron su vitalidad. Las altas temperaturas en el centro de los

compostadores resultaron ser efectivas para la desvitalización de las semillas también en el tratamiento sólo vegetal (CE1).

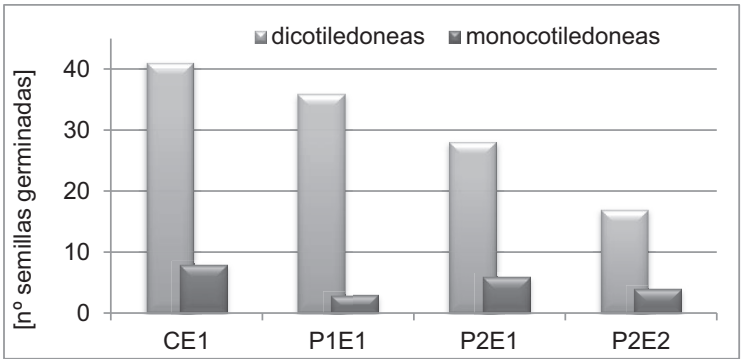


Figura 7. Semillas germinadas durante la incubación de compost.

CONCLUSIONES

La evolución de las temperaturas varió notablemente dependiendo del tratamiento, aumentando con el aporte de restos cárnicos. A lo largo del proceso, se observaron grandes pérdidas de agua en todos los tratamientos a lo largo de todo el proceso. No se observaron lixiviados. Tanto el volumen como el peso se redujeron prácticamente a la mitad y las tasas de reducción del volumen y de peso fueron estadísticamente inferiores sólo para el tratamiento P2E2. No hubo diferencias significativas entre tratamientos en los resultados del test Solvita y del test Dewar.

Los parámetros de contenido hídrico y peso específico no presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos. El pH y la conductividad eléctrica de los compost obtenidos presentaron valores significativamente inferiores para el tratamiento P2E2 sugiriendo un posible efecto limitante de la mayor proporción de estructurante y la incorporación de residuos cárnicos no influyó en los valores obtenidos. Las mezclas con incorporación de residuos cárnicos presentaron valores inferiores de la proporción C/N y un mayor contenido en nitrógeno, aumentando éste en un 25-50%. Los niveles de metales pesados de los compost fueron bajos en todas las muestras analizadas. Los aportes de carne incrementan el contenido en nutrientes y una mayor proporción de materiales estructurantes tiene el efecto contrario.

El bioensayo de germinación de semillas no evidenció diferencias significativas de fitoxicidad entre tratamientos. Desde el punto de vista higiénico-sanitario, el compost no presenta inconveniente alguno para ser empleado *in situ.*

En todos los tratamientos las altas temperaturas en el centro de los compostadores resultaron ser efectivas para la desvitalización de las semillas de malas hierbas.

Agradecimientos

Ensayo realizado con financiación del Ministerio de Ciencia y Tecnología (proyecto AGL2009-13339-C02-02).

Se agradece la colaboración de la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona, Industrias Suescun SAU, Huerta de Peralta SAT y el Ayuntamiento de Pamplona para los residuos utilizados en el ensayo.

REFERENCIAS

Aguirre, A., Ansorena ,J., Gundín, A. 2010. La red de compostaje doméstico en Gipuzkoa. II Jornadas de la Red Española de Compostaje. Burgos, 1-2 junio 2010.

Ansorena, J. 2010. La legislación Europea de tratamiento biológico de biorresiduos de cocina. II Jornadas de la Red Española de Compostaje. Burgos, 1-2 junio 2010.

Brinton, J., Evans, E., Droffner, M., Brinton, J. 1995. Standardized test for evaluation of compost self-heating. Biocycle 36 (11) 64-68.

Comisión europea 2001. Working document "Biological treatment of biowaste" 2nd draft. Brussels.

Davis, J.G., Kendall, P. 2005. Preventing E. coli from garden to plate. Food safety nº9369 (Food and nutrition series). Colorado State University.

DEFRA (Department of Environment, Food and Rural Affairs – UK) 2008. Guidance on the treatment in approved composting or biogas plant of animal-by-product and caternig waste. Reino Unido.

Jasim, S., Smith S.R. 2006. The practicability of home composting for the management of biodegradable domestic solid waste. Final Report. Imperial College, Londres.

Real Decreto 824/2005 del 8 de julio sobre productos fertilizantes (BOE Nº 71 del 19 julio 2005).

Reglamento (CE) nº 1069/2009 del 21 octubre Reglamento sobre subproductos animales.

TMECC (Test Methods for the Examination of Composting and Compost) 2002. The United States Composting Council. USA.

Zucconi F., Forte, M., Monaco A., de Bertoldi M. 1981. Biological evaluation of compost maturity. Biocycle 22: 27-29.

APLICACIÓN DE SIG EN LA GESTIÓN DE RESIDUOS AGRICOLAS Y FORESTALES EN EL ESTADO DE OAXACA (MÉXICO)

Masaguer, A.*[1]; Vidal, L.[1]; Gómez-Miguel, V.[1]; Zárate, B.[2]

[1]Departamento Edafología. ETSI Agrónomos (UPM), Madrid, España

[2]Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR-OAXACA). Santa Cruz Xoxocotlan, Oaxaca, México.

**Correo electrónico: alberto.masaguer@upm.es*

Resumen

Se plantea el aprovechamiento de residuos agrícolas (bagazo de maguey y fibra de coco) y forestales (corteza de pino) en el Estado de Oaxaca (México). Para ello se ha realizado la georreferenciación y cartografía de los cultivos que generan estos residuos. En dicha cartografía se han empleado Sistemas de Información Geográfica sobre la base de datos proporcionada por OEIDRUS (Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable) y SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación). El objetivo del trabajo fue realizar mapas de las explotaciones agrícolas donde se generan los residuos y de aquellas donde se demandan enmiendas orgánicas o componentes de sustratos de cultivo. Con los datos obtenidos y a través de un algoritmo matemático se realiza una propuesta de localización de dos plantas de compostaje para poder llevar a cabo el proceso completo a nivel Estatal. Una planta de compostaje del residuo de maguey en los Valles Centrales y otra de transformación de la fibra de coco en la zona de la costa. Asimismo se ha realizado la cartografía del medio natural (clima, geología y suelo) de la región. De esta información se puede concluir que las condiciones climáticas son idóneas para el cultivo de maguey y coco, pero sus suelos mayoritarios tienen un contenido medio de materia orgánica por debajo de las necesidades de los cultivos tipo. A este hecho hay que añadir la creciente agricultura protegida, que demanda cada vez mayores cantidades de sustrato de cultivo. Se han localizado residuos del cultivo de maguey (bagazo de maguey), producción de coco (fibra de coco) y cultivos forestales (corteza de pino) y se ha cuantificado su producción de forma que se generan anualmente 950.000 toneladas de bagazo de maguey y 70.000 toneladas de fibra de coco. No existen datos exactos de la cantidad de residuos forestales producidos, pero la aplicación SIG ha permitido evaluar la superficie forestal ocupada (2.164.430 hectáreas). Finalmente se ha realizado una caracterización de los residuos agrícolas estudiados para conocer la posibilidad de ser usados como sustrato o componente de sustrato. En relación con ell bagazo de maguey y con la corteza de pino, sería interesante seguir su comportamiento como componentes de mezclas para la formulación de sustratos que se adapten a las necesidades que requieren los cultivos en contenedor.

Palabras clave: Gestión residuos, subproductos orgánicos, sustratos de cultivo, georreferenciación.

INTRODUCCIÓN

El estado de Oaxaca tiene una extensión de casi 94.000 km^2, que representa el 4,8 % de la superficie total de México, siendo el quinto estado en superficie. Es uno de los estados más montañosos del país, en él se encuentran cuatro sierras: la Sierra Madre del Sur, la Sierra Madre de Oaxaca, de la Sierra Madre de Chiapas y la Sierra Transversal. Estas grandes sierras impiden la entrada de los vientos del Pacífico y del Golfo de México al valle, por lo que las zonas de costa de menor altitud tienen un clima

cálido, mientras que las zonas centrales tienen clima templado-subhúmedo. Oaxaca es el Estado con mayor diversidad étnica y cultural (un 35 % de su población es de habla indígena, donde predomina el zapoteco) y biológica de México.

La división política de Oaxaca es una de las más complejas de México, está comprendida por 871 localidades, 570 municipios y 30 distritos, organizados en 8 regiones (Cañada, Costa, Istmo, Mixteca, Papaloapan, Sierra Norte, Sierra Sur y Valles Centrales) (INEGI, 2004). El 51,39 % de la población de Oaxaca trabaja en el sector primario (agricultura, extracción de plantas y animales silvestres, ganadería extensiva, artesanía y pequeños oficios y empresas, entre los que destaca la elaboración y comercialización de mezcal) (Berumen, 2009).

En el número sobre bioespacios de la Revista AGROproduce, del 2007, se exponen cómo las condiciones orográficas han permitido el establecimiento de especies forestales de gran valor comercial, lo que ha reflotado la economía de muchas de las comunidades. Se señala además que en los últimos años se han desarrollado lo que se denomina como bioespacios para la producción de hortícolas en el Estado de Oaxaca. En estos bioespacios se combinan las buenas prácticas agrícolas, con un microclima generado por una estructura en forma de túnel de malla blanca, lo que reduce la temperatura y la radiación y aumentan la humedad. Además, se está trabajando en reducir la incidencia de plagas, para poder depender menos de productos fitosanitarios. Se ha comprobado que, pese a la mayor inversión inicial, al final es más productivo que la cosecha en campo (Bravo, 2007).

En México, la superficie de cultivo en invernadero ha aumentado más de 1.500 hectáreas en cinco años, y la tendencia es a seguir creciendo. Pero, el 70 % de esta superficie cultivada en invernadero se hace sobre suelo convencional o modificado (tierra de monte, turba y estiércol puro o en mezcla) (Martínez et al., 2007). En la actualidad en México, los materiales que se usan principalmente como sustrato de cultivo son: turba rubia (denominada “peat moss”, turba de Sphagnum), tezontle (mineral volcánico), tierra de monte, tepetzil (piedra blanca volcánica), arcilla expandida y vermiculita. El uso de estos materiales supone un problema medioambiental y una dependencia de otros países para la importación de materia prima, así como un exceso de residuos orgánicos posteriores a la cosecha.

La posibilidad de utilizar residuos orgánicos en la fabricación de sustratos o como enmiendas de suelos supondría dos ventajas principalmente: la utilización de materiales autóctonos y con disponibilidad local (al contrario que en el caso de la turba, que hay que importarla desde Canadá) y el reciclado de estos materiales. En la actualidad existe un problema de exceso de residuos orgánicos, tanto agrícolas como forestales, a los cuales no se les da una utilidad posterior. Estos residuos se acumulan hasta su descomposición, lo que es una pérdida de materia y energía, y además puede generar problemas de contaminación, por ejemplo por lixiviados.

Sobre este planteamiento, el presente trabajo estudia el caso concreto del aprovechamiento de los residuos orgánicos en el Estado de Oaxaca (México) para la fabricación de sustratos de cultivo, debido a la creciente demanda de estos materiales para la producción ornamental en contenedor y hortícola en invernadero. En concreto se propone dar un aprovechamiento al residuo del maguey tras la fabricación del mezcal, a la fibra de coco proveniente del desfibrado del mismo y a la corteza de pino, que es un subproducto de la industria maderera. Para poder llevar a cabo un aprovechamiento sostenible de los residuos en la zona se requiere una cartografía y cuantificación de la producción agrícola. Se trata, por lo tanto, de cuantificar, localizar y georreferenciar los residuos generados, así como los cultivos en los que se pueda utilizar el sustrato producido.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización de la zona

El trabajo se centra en el estudio de las posibilidades de reutilizar residuos orgánicos, tanto agrícolas como forestales, en el Estado de Oaxaca, al sur de México. Todos los análisis de las características de la zona, así como de los cultivos estudiados, se llevaron a cabo mediante el programa ArcGIS versión 9.3, y con una georreferenciación en WGS 1984 UTM 14N.

Los datos y materiales que se emplearon fueron proporcionados por dos organismos estatales de Oaxaca: OEIDRUS (Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable) y SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación). Todas las capas SIG proporcionadas eran a nivel nacional, pero se han delimitado al Estado de Oaxaca usando la capa de Límite Estatal proporcionada por OEIDRUS. A partir de las capas proporcionadas, se estudian los siguientes aspectos en la zona: clima, geología y edafología.

En el desarrollo de trabajo se han establecido los siguientes pasos: 1.- Localización de cultivos que generan residuos orgánicos que se van a aprovechar (coco y maguey) en el Estado de Oaxaca, hectáreas cultivadas y producción de residuos. Además, se trata de la localización de residuos de pino. 2.- Localización de cultivos (hule, cítricos, café y coco) en los que se puedan usar los residuos generados para mejorar la materia orgánica del suelo y del número de hectáreas cultivadas. 3.- Cruce de esas zonas de cultivo con el mapa de suelos, geología y climatología, para ver la superficie y el porcentaje de cultivo en cada unidad cartográfica. 4.- Análisis de los suelos mayoritarios donde se dan los cultivos con perfiles tipo extraídos de la Base de datos armonizada de FAO. Cálculo de las necesidades de compost de bagazo de maguey o de fibra de coco para alcanzar un nivel de materia orgánica adecuado en función de los requerimientos de los cultivos.

Debido a la orografía del Estado de Oaxaca y las grandes distancias que separan las zonas de cultivo de coco y maguey, se planteará la construcción de dos plantas, una para cada tipo de residuos. Para poder conocer la localización idónea para la construcción de una planta de compostaje donde tratar los residuos generados se utilizará la siguiente ecuación (Vitoriano, 2011):

$$z = \sum_{i} w_i \times [(c_{i1} - x)^2 + (c_{i2} - y)^2]$$

Donde:

- z es una función convexa, por tanto, haciendo su gradiente igual a cero se obtendrá el mínimo global en la distancia del punto calculado (situación de la planta) al resto de puntos (puntos de recogida de los residuos).

- i son los distintos puntos de recogida de residuos.

- w_i es la producción de residuos en kg en cada punto de recogida.

- c_{i1} y c_{i2} son las coordenadas x e y de cada uno de los puntos de recogida de residuos.

- x e y son las coordenadas donde se situará la planta.

En la función z, al elevar las diferencias de coordenadas al cuadrado en lugar de haciendo el valor absoluto, se consigue una ponderación de las distancias más grandes, impidiendo que desvíen la localización de la planta hacia los puntos más alejados.

Por tanto, para el cálculo de cada una de las coordenadas y despejando de la ecuación anterior, se aplicará:

$$x = \frac{\sum_i w_i \times c_{i1}}{\sum_i w_i} \qquad y = \frac{\sum_i w_i \times c_{i2}}{\sum_i w_i}$$

Análisis de materiales

Para la caracterización de los diferentes materiales orgánicos para la fabricación de sustratos de cultivo que se pretenden estudiar, se han llevado a cabo varios análisis, tanto de sus características físicas como químicas. Los materiales orgánicos analizados han sido: Bagazo de Maguey compostado, fibra de coco y corteza de pino compostada, para una comparación de propiedades se ha empleado un sustrato comercial y una turba rubia, ambos empleados como sustratos de cultivo en la Estado.

La producción de mezcal en Oaxaca, se basa en el maguey o agaves; *Agave angustifolia* Haw maguey espadín y *Agave potatorum* succ, amarilidáceas, maguey de mezcal o tobalá (Berumen, 2009) principalmente. En la producción de un litro de mezcal 100% se generan entre 4 y 6 kg en peso húmedo de bagazo (Rodríguez, 2004).

Para poder usar los residuos producidos como sustrato de cultivo, será necesario en la mayoría de los casos llevar a cabo un compostaje de los mismos, con el fin de estabilizar la materia orgánica y eliminar los posibles componentes fitotóxicos.

Para el estudio de las características de los materiales orgánicos se han llevado a cabo el análisis siguiendo las Normas UNE-EN (UNE-EN, 2001). Para cada muestra se realizaron tres repeticiones de la medida y posteriormente se obtuvo su media aritmética siendo ésta la que se presenta como resultado.

Para comparar las características de los materiales y mediante el programa STARTGRAPHICS Centurion XVI, versión 16.0.08, se realizó un ANOVA simple con los resultados de las cinco muestras.

RESULTADOS

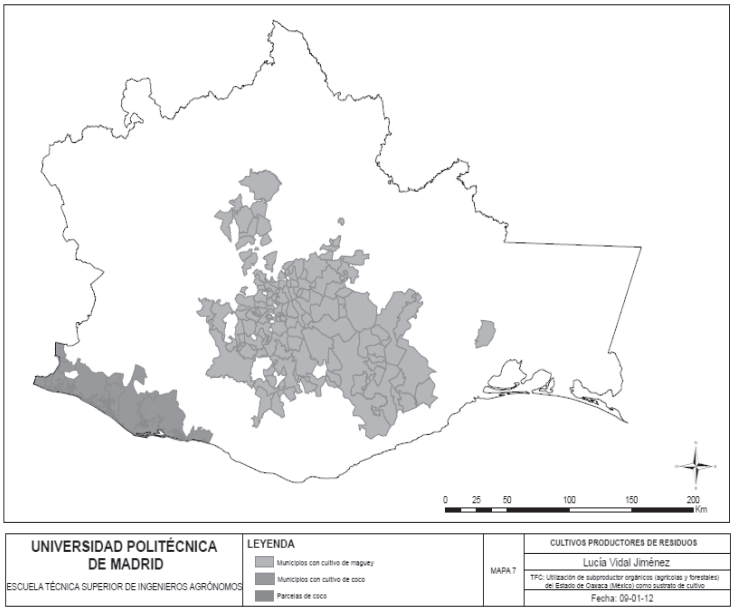
Generación de residuos

En cuanto al estudio de aprovechamiento de los residuos orgánicos, se discuten los resultados en los siguientes apartados: residuos (se localizan cultivos de los cuales se van a usar los residuos), cultivos (se tratan los tres cultivos tipo de la zona), localización de cada uno de los cultivos sobre geología, clima y edafología, estudio de los distintos suelos que se dan en el estado y, finalmente, localización de las plantas de compostaje.

Dentro del Estado de Oaxaca se han seleccionado dos cultivos que generan residuos orgánicos, estos cultivos, como se ha indicado en la introducción son el coco y el maguey, además de los residuos procedentes de la explotación forestal muy abundante en el Estado.

Las plantaciones de coco se encuentran en la zona de la costa oaxaqueña. Se encuentran distribuidas en un total de 1.349 parcelas, que van desde menos de una hasta más de 96 hectáreas, y ocupando un total de 4.432 hectáreas. De las plantaciones de maguey no se tienen datos de las parcelas cultivadas, sólo de los municipios en los que se da y el número de hectáreas cultivadas. En el Estado de Oaxaca hay un total de 15.407 hectáreas cultivadas de maguey, repartidas entre 114 municipios situados en la zona de los valles centrales. En el ***Mapa 1*** se representan los cultivos productores de los residuos que se desean gestionar.

Para la reutilización de residuos orgánicos, hay un ejemplo interesante que es la corteza de pino, que en España ha tenido una gran utilización. La superficie forestal en Oaxaca corresponde a bosques de pinos (373.053 hectáreas), bosque de pino y encina (1.123.365 ha), bosque de pino, encina y vegetación secundaria (481.535 ha) o bosque de pino y vegetación secundaria (186.477 ha) y se encuentran dispersa por gran parte del Estado, como se indica en el ***Mapa 2****: "Bosques de pinos*". Esta gran extensión provoca una gran deslocalización de los residuos de corteza de pino, por lo que, debido a la orografía del estado, se recomienda la localización de plantas más pequeñas para el tratamiento de estos residuos a nivel local.



Mapa 1. Localización de los cultivos productores de los residuos.

Cultivos receptores

Como posibles opciones de uso de la materia orgánica procedente de la valorización de los residuos se encuentran: cultivos hortícolas en intensivo y el uso del material vegetal compostado como enmienda orgánica para mejorar las características de los suelos, principalmente los problemas de deficiencia de materia orgánica. Sin embargo, debido a la falta de información cartográfica sobre cultivos hortícolas protegidos en este trabajo sólo se analiza la segunda opción.

Se han considerado tres cultivos tipo de México, tanto el número de parcelas cultivadas como sus hectáreas. Mediante el estudio de las características de los suelos donde predominan, se podrán determinar las necesidades de materia orgánica de éstos y, por tanto, la posible aplicación de residuos de maguey o de coco como enmienda orgánica.

1.- Las plantaciones de café (*Coffea arábica* y *Coffea robusta*) se sitúan tanto por la zona norte como por el sur de los valles centrales. Su cultivo se ocupa 142.709 parcelas, con una superficie total de 114.784 hectáreas.

2.- Las plantaciones de cítricos (en concreto limón mexicano, *Citrus aurantifolia*) se encuentran, principalmente, en la zona sur, junto con las plantaciones de coco, y algunas en la zona noroeste. En total son 3.364 parcelas de 6.892 hectáreas.

3.- Las plantaciones de hule (*Hevea brasiliensis*) se encuentran todas en la zona norte, son 2.329 parcelas, con una superficie total de 4.756 hectáreas.

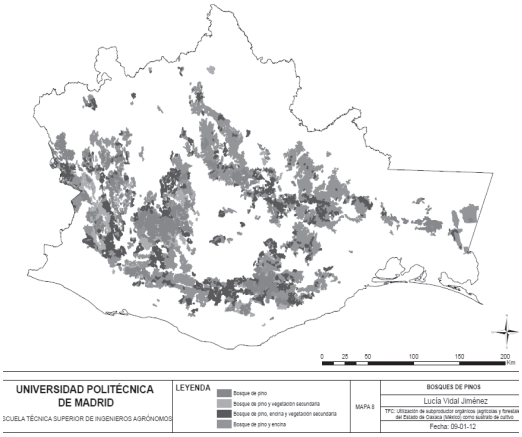
Las parcelas de estos tres cultivos quedan representadas en el ***Mapa 3****: "Cultivos tipo receptores*".

A modo de ejemplo y considerando el cultivo de café (arábiga y robusta) y suponiendo necesidades edáficas de: 4,11 y 5,8 % de materia orgánica, respectivamente según Sys (1991). Se realiza el cálculo de los requerimientos de enmienda orgánica empleando residuos de maguey o fibra de coco compostada. En el caso del café arábiga, los suelos con mayor necesidad de materia orgánica son los regosoles eútricos, los regosoles calcáricos y los regosoles dístricos. Para el café robusta, los suelos con mayores necesidades son los regosoles calcáricos, los regosoles dístricos y los cambisoles vérticos. Estas necesidades de materia orgánica por parte del suelo para poder cultivar ambos tipos de café quedan representadas en el "*Mapa 4: Necesidades de materia orgánica del café*". En este mapa se puede observar que para el caso del café arábiga los suelos con mayores necesidades de materia orgánica para su cultivo se sitúan en la zona suroeste y en la zona este del estado, con unos requerimientos de entre 40.000 y 50.000 kg/ha. Para el café robusta las suelos con necesidades altas se encuentran en las mismas zonas, pero hay unos puntos de altas necesidades tanto al este como al noroeste del estado, que requerirán entre 90.000 y 100.000 kg/ha de materia orgánica.

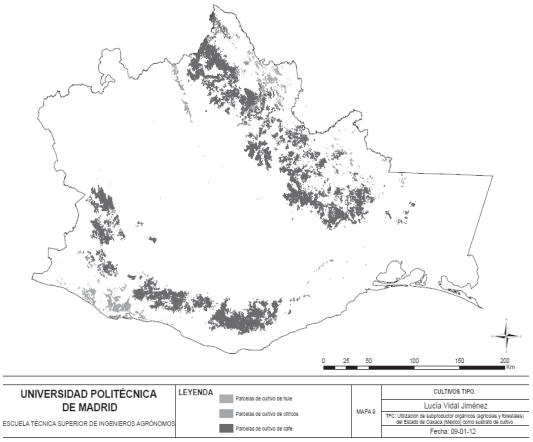
Localización de las plantas de compostaje

A partir de la ecuación presentada en materiales y métodos, se ha procedido al cálculo de las coordenadas de cada una de las plantas de compostaje para los residuos. Después del tratamiento de los datos, se obtiene que la planta de compostaje para los residuos de maguey se diseñaría en las coordenadas: x 780542,71 - y 1844647,24. La planta estará situada a 11 km de la carretera principal, por lo que habrá que construir un camino de acceso o localizar una ruta por caminos secundarios, pero debido a la orografía y mala calidad de las carreteras se recomienda la primera opción. Para la planta tratamiento de fibra de coco las coordenadas serían: x 624057,2096 - y 1786729,232. Una vez localizada la planta, se observa que hay una distancia de 6 km a la carretera principal, por lo que habría que realizar la construcción de una carretera o camino de comunicación.

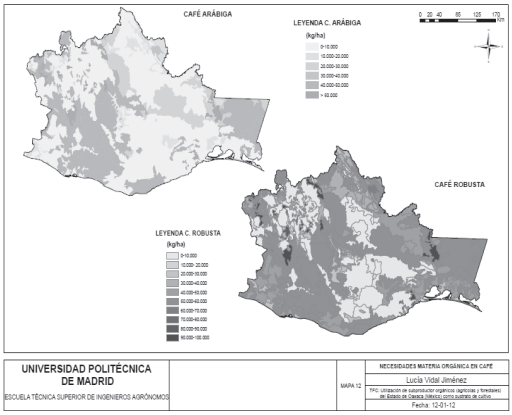
Ambas plantas, así como los puntos de recogida de residuos, pueden observarse en el ***Mapa 5:*** *"Localización plantas compostaje*".



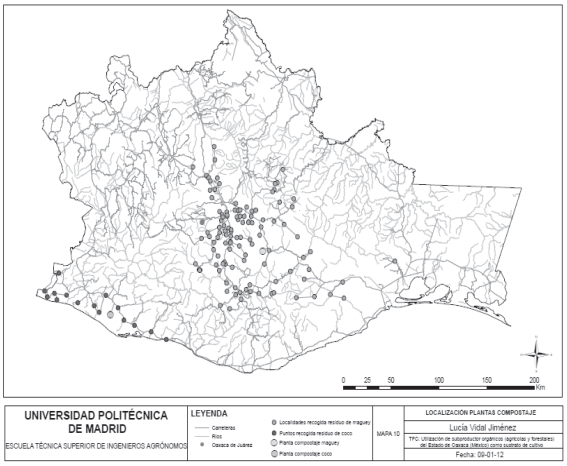
Mapa 2. Bosques de pinos.



Mapa 3. Cultivos tipo receptores de enmiendas orgánicas.



Mapa 4. Necesidades máximas de materia orgánica del cultivo de café.



Mapa 5. Localización plantas de compostaje.

Características singulares de los materiales residuales localizados

En la **Figura 1** se presentan las características más destacadas de los materiales residuales estudiados: Bagazo de maguey, corteza de pino y fibra de coco comparados con un sustrato comercial local y una turba fertilizada.

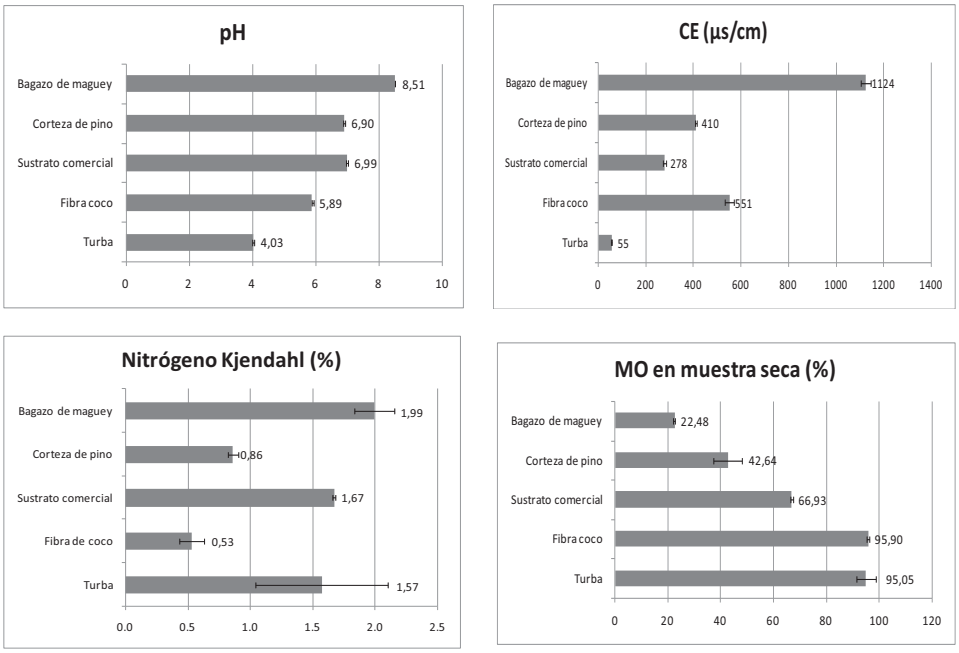


Figura 1. Propiedades químicas fundamentales de los materiales orgánicos estudiados.

En relación al bagazo de maguey señalar que se trata de un material con pH alcalino y conductividad eléctrica media lo cual limitará su utilización como sustrato de cultivo. El maguey podría ser susceptible de mezclarse con fibra de coco para complementar sus propiedades y conseguir neutralizar el pH, rebajar la CE y equilibrar la relación C/N. En relación a la corteza de pino se trata de un material que puede ser perfectamente un componente de los sustratos, aunque en el caso de estudio la materia orgánica es algo baja probablemente a la contaminación por materia mineral (tierra) durante su manipulación.

En la **Figura 2** se muestran las curvas de humedad de dos de los sustratos estudiados, bagazo maguey y corteza de pino, como resumen de las propiedades físicas de estos materiales. El bagazo de maguey con una porosidad de 75% y baja aireación (5%) presenta una necesidad de complementar sus propiedades con un material más aireado y de alta porosidad para su utilización como sustrato de cultivo. Por su parte la corteza presenta propiedades físicas muy interesantes que lo hace un componente adecuado para la realización de mezclas.

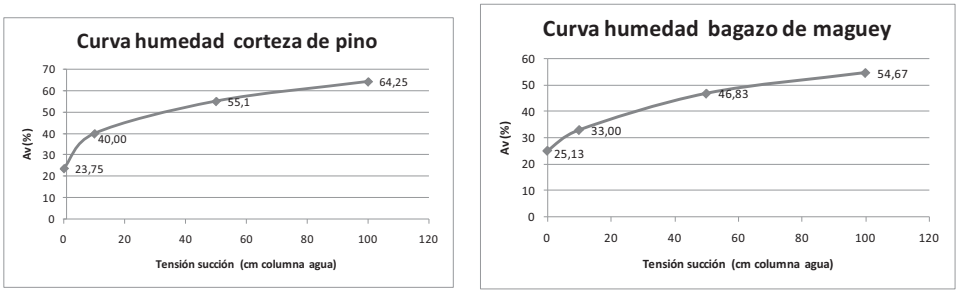


Figura 2. Curvas de humedad del bagazo de maguey y de la corteza de pino.

CONCLUSIONES

Considerando que el Estado de Oaxaca tiene casi un 54 % de su superficie en la zona climática de trópico subhúmedo existen unas condiciones idóneas para el cultivo del maguey y del coco. Además, la orografía montañosa junto con el clima ayuda al mantenimiento de grandes superficies de bosques de pinos. Se ha descrito que el suelo mayoritario en el estado es el Regosol eútrico, cuyo horizonte superficial tiene un contenido medio en materia orgánica del 1,6 %. Por tanto, se pone de manifiesto el interés de reutilizar subproductos orgánicos que tras un proceso de compostaje puedan emplearse como enmienda orgánica. Además existe, por otra parte, una agricultura protegida que plantea una demanda creciente de productos orgánicos para ser utilizados como sustratos de cultivo.

Como conclusión del estudio se han localizado y cartografiado subproductos del cultivo de maguey (bagazo de maguey), producción de coco (fibra de coco) y cultivos forestales (corteza de pino). Se ha cuantificado la producción que se genera anualmente en: 950.000 toneladas de bagazo de maguey y 70.000 toneladas de fibra de coco. De los residuos forestales no existen datos exactos de cantidad de subproducto producido, pero se ha evaluado la superficie forestal ocupada en 2.164.430 hectáreas.

A partir de la cartografía de las parcelas de cultivo y de las cantidades de residuo generado, se propone la localización idónea, mediante un modelo matemático, de dos centros de procesado de los residuos, una planta de compostaje del residuo de maguey en los Valles Centrales y otra de transformación de la fibra de coco en la zona de la costa. Dichas plantas permitirían la reutilización de los subproductos como enmienda orgánica en los suelos deficitarios en materia orgánica o como componentes de sustrato de cultivo.

Mediante la utilización del SIG y a partir de los datos de cartografía y considerando como cultivos tipo el café y el limón mexicano, y según datos de requerimientos de materia orgánica de estos cultivos, se estima que las cantidades de subproductos necesarias para elevar la materia orgánica de los suelos hasta 4,11 % y 5,8 % en el caso de los cafés arábiga y robusta, y 2,58 % en el caso del limón, serían un máximo de: para café arábiga: 1.051 millones de toneladas de maguey y 136.513 millones de toneladas de fibra de coco; para el café robusta se precisarían: 2 billones de toneladas de maguey y 350 mil millones de toneladas de fibra de coco. Por último para los cultivos de limón mexicano se podrían emplear 41 millones de toneladas de residuo de maguey y casi seis millones de toneladas de fibra de coco. Cantidades claramente inviables económicamente pero que dan idea de la necesidad potencial materia orgánica del Estado.

En relación con la caracterización de los materiales estudiados se puede afirmar que todos ellos presentan propiedades adecuadas para ser utilizados como sustratos de cultivo, aunque con algunas limitaciones. En caso del bagazo de maguey es un material con un pH básico que limita su uso como sustrato, la conductividad eléctrica es también algo elevada, por lo que se propone mezclarlo con otros materiales para ajustar dichas propiedades. Además el residuo de maguey, debido a su mineralización en el proceso de compostaje, tiene un reducido contenido de materia orgánica. En cuanto a las propiedades físicas, presenta capacidad de retención de agua baja, debido a su granulometría gruesa, y aireación ligeramente inferior a la recomendada, por lo que podría dar problemas de encharcamiento. De la corteza de pino destacar que tiene el mismo problema que el bagazo en cuanto al bajo contenido de materia orgánica y también reducida retención de agua, por causa de la granulometría gruesa. Sin embargo, la fibra de coco analizada es un material con una granulometría muy fina que retiene más agua aunque puede sufrir compactación del sustrato durante el cultivo. Además la granulometría de la fibra de coco limita el agua de reserva.

Como conclusión general de las propiedades de los materiales analizados, se proponen que sería interesante realizar mezclas de los diferentes subproductos estudiados, con diferentes proporciones volumétricas para, mediante ensayos en cultivos hortícolas, ornamentales y forestales, optimizar las características de los sustratos de cultivo.

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional de México (CIDIIR OAXACA), Fundación Produce OAXACA A.C, Gobierno del Estado de Oaxaca a través de la Dirección de Desarrollo Forestal (SEDER) y al P.N. de Investigación Científica, Ministerio de Ciencia e Innovación de España (Proyecto CTM2009-13140-C02-01).

REFERENCIAS

Berumen, M. E. 2009. Oaxaca: la actividad productiva maguey-mezcal. 43 p.

Bravo, E., Rodríguez, R., López, P., Jiménez, J. L., Bustamante, J. D. 2007. Bioespacios: alternativa tecnológica para la producción de hortalizas en el Estado de Oaxaca. Revista AGROproduce número 25, 31 Marzo 2007. 48 p.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2004. La Población Indígena en México. 196 p.

Rodríguez M. R., 2004. Desarrollo y Caracterización de sustratos orgánicos a partir del bagazo de Agave tequilero. Colegio de Postgraduados. Instituto de Recursos Naturales. Montecillo, Texcoco, Estado de Mexico. 134 pp.

OEIDRUS (Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable). Mapa suelos, geología, zonas climáticas y climas. Comunicación personal.

Sys, C., Ranst, E., Debaveye, J. 1991. Land evaluation part III: Crop requirements. Agric. Publi. No 7, GADC, Brussels, Belgium.

UNE-EN 13037:2001. Determinación del pH. AENOR. Madrid, España. 12p.

UNE-EN 13038:2001. Determinación de la conductividad eléctrica. AENOR. Madrid, España. 14 p.

UNE-EN 13039:2001. Determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas. AENOR. Madrid, España. 12 p.

UNE-EN 13040:2001. Preparación de muestras para ensayos químicos y físicos, determinación del concepto de materia seca, contenido de humedad y de la densidad aparente compactada en laboratorio. AENOR. Madrid, España. 20 p.

GESTION DE RESIDUOS AGROPECUARIOS PROCEDENTES DE ACTIVIDAD DOCENTE E INVESTIGADORA DE LA ETSIA (UPM)

Masaguer, A.*; Miranda, S.; Zurita, R.; Vázquez, J.

Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n. 28040, Madrid, España.

**Correo electrónico: alberto.masaguer@upm.es*

Resumen

La Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de la Universidad Politécnica de Madrid dispone de 23 hectáreas dedicadas a campos de prácticas para diferentes cultivos demostrativos y de investigación, así como a la explotación ganadera y otras actividades agrarias. Dichas tareas se enmarcan en la labor docente e investigadora del propio centro. Como cualquier explotación agropecuaria, estas instalaciones generan residuos orgánicos que pudieran ser valorizados. Hasta el momento una empresa externa era la encargada de gestionar la eliminación de estos residuos, con el consiguiente coste para la Escuela. Con el objeto de valorizar los residuos producidos y utilizarlos en los propios campos de ensayos, en las praderas y jardines del edificio central, se ha diseñado una planta experimental de compostaje para evaluar la transformación de los residuos en enmienda orgánica. La planta, con una superficie de 700 m^2, dispone de una primera zona de recepción del material donde se evalúa las características del residuo y se realiza la mezcla inicial en función de las características de contenido de humedad y relación C/N. Se lleva a cabo un registro completo de los materiales de entrada (cantidad, procedencia animal-vegetal, granulometría y humedad). Conformada la pila de trabajo se realiza seguimiento de temperaturas (semanal) y de humedad para conocer la evolución del compost. Así mismo, cuando el producto avanza en su descomposición se realizan distintos tipos de test para medir la estabilidad y madurez del compost. Al final, el producto, estabilizado y no fitotóxico, se analiza para determinar sus características agronómicas y aplicarlo a los suelos de los campos de prácticas de la ETSI Agrónomos, conociendo sus características como abono y enmienda orgánica. Paralelamente se realizó un pequeño ensayo de viabilidad de cría de lombrices (*Eisenia foetida)*, para proponer la realización de vermicompostaje. Un objetivo adicional es disponer de una planta piloto de ensayo para la realización de trabajos docentes y demostraciones al sector agrícola de las posibilidades de la trasformación aeróbica de los residuos orgánicos.

Palabras clave: compostaje, residuos ganaderos, estabilidad de un compost.

INTRODUCCIÓN

Los campos de Prácticas de la ETSI Agrónomos de la Universidad Politécnica de Madrid como toda explotación agrícola presenta la necesidad de la gestión de los residuos agrícolas y ganaderos que se generan durante el año, como consecuencia de las actividades docentes e investigadoras en temas agrarios. Los residuos ganaderos, en su mayoría estiércoles y purines, se deben eliminar o tratar de alguna forma, aunque algunos de ellos puedan ser incorporados directamente en los cultivos. Por otra parte se realizan una gran cantidad de cultivos sin otra posibilidad de aprovechamiento de los productos obtenidos que el interés investigador o docente de cada especie o parcela. Los materiales obtenidos y los restos de cosecha son ricos en materia seca y se convierten por tanto en residuos. Además existe

una cantidad importante de plantas leñosas que se ven sometidas a podas, parte de estos residuos son triturados y empleados en las instalaciones del grupo de Agroenergética, para la investigación en el campo de la biomasa, pero todavía existe material sobrante del residuo. Aún quedan las hojas que generan las especies caducifolias que se encuentran en los campos de prácticas y con interés docente ornamental; la mayoría son trituradas, pero existe un porcentaje importante que tienen que ser eliminadas cuando caen en viales o zonas verdes donde es necesario pasar la máquina corta césped. Para todo el resto de residuos una empresa externa era la encargada de gestionar la eliminación de estos residuos, con el consiguiente coste para la escuela. Con el objetivo de valorizar los residuos producidos y utilizarlos se ha diseñado una planta experimental de compostaje para evaluar la transformación de los residuos en enmienda orgánica. Se realiza la mezcla inicial en función de las características como el contenido de humedad y la relación C/N. La relación C/N los microorganismos requieren 30 partes de carbono por 1 de nitrógeno, estando el óptimo entre 26 y 35. Si existe mucho N inicial, el compostaje se acelera y el exceso de nitrógeno se puede desprender en forma amoniacal (Moral, 2010). Todo el material que entra a la planta experimental de compostaje es debidamente registrado para una correcta trazabilidad (anotando la procedencia y la composición), para poder realizar una adecuada mezcla inicial (mezclando estiércoles con hojas, paja o restos de poda) y así disminuir el olor que generan los residuos, principalmente ganaderos.

Conformada la pila de trabajo se realiza el seguimiento de temperatura (semanal) y humedad para conocer la evolución del compost, en función a estos parámetros se realizan los volteos y el riego si fuese necesario. La temperatura es el principal indicador del proceso de descomposición y fermentación llevado a cabo por los microorganismos. A medida que avanza el compostaje en su descomposición, se realizan distintos tipos de test para medir la estabilidad y madurez del compost. Cuando la temperatura final se mantiene constante y valores cercanos a 30°C, se entiende que el producto esta estabilizado y la relación C/N ideal para un compost maduro es cercana a 10 (Costa, 1994). Al final, el producto estabilizado y no fitotóxico, se analiza para determinar sus características agronómicas y aplicarlo a los campos de prácticas de la ETSI Agrónomos, con adecuadas características como abono o enmienda orgánica.

En la **Tabla 1** se muestra la generación de residuos de distintos animales que se generan en los campos, su estacionalidad y el tipo de cama que se usa.

MATERIALES Y METODOS

Residuos gestionados

En el proceso de compostaje se utilizaron residuos orgánicos procedentes de los campos de la ETSIA, ya fuesen de origen animal y vegetal. Este proceso fue realizado en un sistema abierto y las pilas fueron volteadas mecánicamente (**Figura 1**) en función de la temperatura, de la humedad y del material de composición de esta. Las dimensiones de la pila fueron: 1,2 metros de altura, 20 metros de largo y 1,5 metros de ancho.

Tabla 1. Animales que se encuentran en los campos de la ETSI Agrónomos (UPM).

Especie	N° de animales	Estancia	Época	Tipo de cama
Ovino	10	Todo el año	Todo el año	Paja
Conejos	1000	Todo el año	Todo el año	Sin cama, en jaulas individuales
Gallinas ponedoras	1200	Todo el año	Todo el año	Sin cama, en jaulas individuales
Pollos en suelo	1200	45 días por ensayo	Variable	Viruta
Pollos en batería	320	45 días por ensayo	Variable	Sin cama, en jaulas por lote
Lechones	216	45 días por ensayo	Variable	Sin cama, en boxes por lote

Figura 1. Máquina volteadora (izquierda) y un sistema abierto de compostaje (derecha).

Localización y duración del trabajo

La planta experimental de compostaje se ubica en los campos de prácticas de la ETSI Agrónomos de Madrid. Se encuentran entre la carretera M-30 y el complejo del Palacio de La Moncloa. Las coordenadas de la superficie son: 40° 26' 53,78'' N y 3° 44' 21,87'' O, con una altura media de 602 m. La duración del trabajo de seguimiento fue en un período de nueve meses, con la realización de dos pilas de compostaje como se muestra en la **tabla 2.**

Tabla 2. Período de seguimiento de las pilas, numeración de las muestras y fechas de muestreo.

Número de pila	Fecha de formación	Fecha de finalización	Muestra
Pila 1 (muestra 1)	Septiembre 2011	Febrero 2012	**1** (enero 2012)
Pila 2 (muestra 2)	Enero 2012	Abril 2012	**2** (febrero 2012)
Pila 2 (muestra 3)	Enero 2012	Abril 2012	**3** (marzo 2012)

Diseño del ensayo

El experimento consistió en el seguimiento de dos pilas, de las cuales se diferencian tres muestras, esta división se realizó para comparar las medidas del test de autocalentamiento en las tres fechas señaladas en la **Tabla 2**. Los parámetros de temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE) y test de germinación se miden en la pila 2; mientras que metales pesados y propiedades agronómicas se evaluaron en las muestras procedentes de la pila 1 y pila 2. Los parámetros analizados en cada muestra se especifican en la **Tabla 3**.

Tabla 3. Parámetros analizados en cada una de las pilas de compostaje.

	Temp. (°C)	pH	CE (dS/m)	Test autoca-lentamiento	Metales pesados	Prop. Agronómicas	Test Germinación
pila 1 (muestra 1)	no medido	no medido	no medido	medido	medido	medido	no medido
pila 2 (muestra 2)	medido	medido	medido	medido	medido	medido	medido
pila 2 (muestra 3)				medido			

Análisis de los parámetros

Como parámetros indicadores del proceso de compostaje, se realizó un registro de tres veces por semana de temperatura, para ello se empleó un termómetro de 70 cm de longitud (estático) y un termómetro digital Crison thermometer 638 Pt. Se realizó un seguimiento mensual de la humedad, medida en estufa a 105°C. El pH y la conductividad eléctrica se determinaron en el extracto acuoso 1:10 (p/p), usando Crison micro-pH 2000 para determinar pH y Crison 222 micro-CM 2202 medidor de conductividad.

Para el seguimiento de la estabilidad se realizó el test del autocalentamiento. Dicho test es utilizado en Europa y América del Norte; es un método que determina indirectamente la estabilidad de la materia orgánica. Se basa en la medición de la capacidad de autocalentamiento de una muestra de compost en condiciones controladas (vaso Dewar). Este autocalentamiento será mayor o menor en función a la materia orgánica fácilmente degradable que aún contenga la muestra (López et al, 2011).

La fitotoxicidad, parámetro relacionado con la madurez, se calculó través del test de germinación de Zucconi et al (1981) utilizando 8 mL del mismo extracto acuoso (1:10 p/p) y 25 semillas de berro (*Lepidium sativum*) por placa, se realizaron dos muestras (pila 2) en la cual cada muestra tiene un control y 5 repeticiones.

Se calcula el porcentaje de germinación

$$\%G = \frac{n^{\circ}\ de\ \mathbf{semillas}\ germinadas\ en\ la\ muestra}{n^{\circ}\ semillas\ germinadas\ en\ el\ control}\ x\ \mathbf{100}$$

Se calcula índice de germinación

$$\%IG = \frac{Longitud\ media\ de\ las\ raíces\ de\ la\ muestra}{Longitud\ media\ de\ las\ raíces\ del\ control}\ x\ \mathbf{\%}G$$

Los análisis agronómicos y de metales pesados, fueron realizados por el Laboratorio Arbitral Agroalimentario siguiendo los Métodos Oficiales de análisis (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2012), en donde se analizó una muestra para la pila 1 y una muestra para la pila 2.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la **Tabla 4** se presenta el inventario de los materiales que han entrado a la planta durante el ensayo para poder formar pilas de compostaje.

Tabla 4. Cantidades de residuos orgánicos en los campos de prácticas de la UPM, cantidades generadas durante el periodo de invierno del 2012, entre los meses de enero y abril.

TIPO DE RESIDUO	CANTIDAD (kg)
Gallinaza	300
Pienso de gallina	150
Pienso de cerdo	1.200
Hojas	2.000
Poda chopo, vid y árboles ornamentales	8.100
Arroz cocido	250
Cama de cordero	1.200
TOTAL	13.200

Durante el proceso de compostaje de la pila 2, la humedad se mantuvo alrededor del 50% (**Tabla 5**). La humedad recomendada es entre un 35% y un 45% (Sullivan y Miller (2001) citados por Masaguer y Benito (2008) y el limite superior de contenido de humedad según normas nacionales (BOE-RD 824/2005, anexo 1) para poder estar clasificado comercialmente como enmienda orgánica no debería exceder el 40%. A pesar que la humedad es alta este es uno de los parámetros de fácil manejo; se podría bajar la altura de la pila para que hubiese más entrada de aire y así su humedad bajase hasta el valor de comercialización permitido.

El compost obtenido presenta un pH alcalino, con valores que oscilan desde 8,55 hasta 9,13, como se muestra en la **Tabla 5**. Dicho valor puede estar relacionado la pérdida de los ácidos orgánicos y la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas, o la presencia de carbonatos de ciertas materias primas o el agua de riego. El pH tiene una influencia directa en el compostaje debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos y el pH de un compost como producto estabilizado, según Bueno (2008) debe estar entre 7 y 8.

La conductividad eléctrica varía entre 1,25 y 2,10 (dS/m) como muestra en la **Tabla 5**. La conductividad eléctrica de un compost está determinada por la naturaleza y composición de los residuos. La CE tiende generalmente a aumentar durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica (Labrador, 2001). La dosis de compost que puede añadirse a un suelo debe ser proporcional a la CE del compost, un exceso de salinidad en la solución del suelo dificulta la absorción de agua por las raíces de las plantas.

Tabla 5. Porcentaje de humedad, pH y conductividad eléctrica durante el compostaje de la pila 2.

Meses 2012	HUMEDAD (%)	pH	CE (dS/m)
Enero	57,8	8,85	1,25
Febrero	53,9	9,13	1,28
Marzo	50,8	8,55	2,10
Abril	51,3	8,77	1,92

La temperatura de la pila 2 osciló entre los 27,4°C y los 64,6°C en 115 días (desde enero hasta abril 2012) como indica la figura 2. Esta evolución de temperatura se puede atribuir a la eficiencia y el grado de estabilización al que ha llegado el proceso, ya que existe una relación directa entre la temperatura y la magnitud de la degradación de la materia orgánica (Bueno, 2008). De acuerdo a la evolución de la temperatura el proceso ha pasado por las tres fases de descomposición aeróbica (fase mesófila inicial, fase termófila, fase mesófila de enfriamiento y maduración). A pesar de que la temperatura haya pasado por las tres fases en el proceso de descomposición, aún no se encuentra estabilizado el proceso del compostaje, ya que en la ultima fase la temperatura no se ha mantenido constante (similar a la temperatura ambiente), debido a que se decidió aumentar el tamaño de la pila en los últimos volteos, lo cual provocó una activación y un aumento nuevamente de la temperatura.

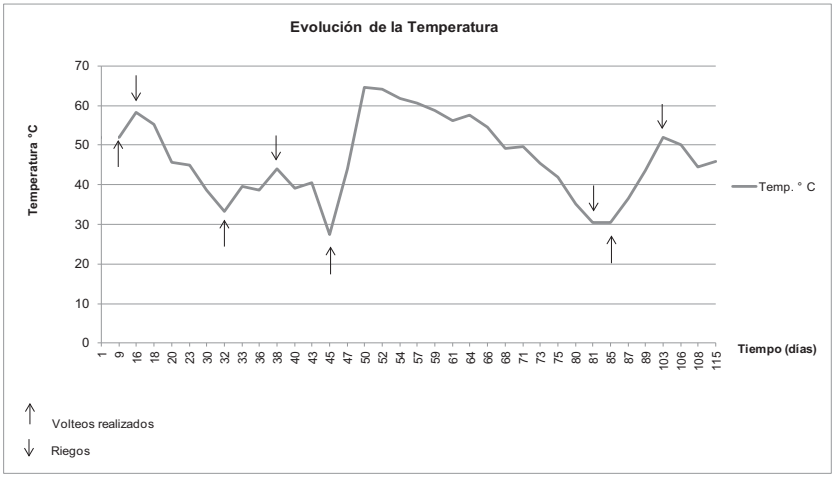


Figura 2. Curva de temperatura durante el proceso de compostaje de la pila 2.

En la **Figura 3** se indica la evolución de la temperatura de las tres muestras durante el test del autocalentamiento, dentro de los vasos Dewar (sin restar la temperatura ambiente), hay una evolución diferente a la esperada, ya que la muestra 1 es la que debería tener menor temperatura dentro del vaso, debido a que es la muestra con más tiempo y por lo que debería tener menos materia fácilmente degradable.

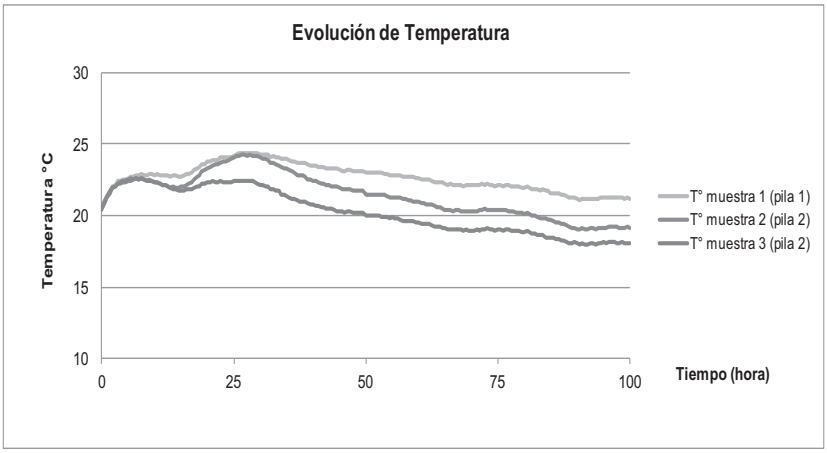


Figura 3. Evolución de la temperatura de las muestras 1 (pila 1), 2 (pila 2) y 3 (pila 2) en el test de autocalentamiento.

En la **Figura 4** se puede observar la temperatura neta de cada muestra (según el test de autocalentamiento); que es la diferencia entre la temperatura que hay en el interior del vaso Dewar y la temperatura ambiente. Las muestras más estables son la muestra 2 y muestra 3, ya que hay menos diferencia en la temperatura neta; esto se debe a que se tomó la muestra 1 después de la realización de un volteo en donde se había dejado la pila más alta, lo cual al aumentar la altura de la pila se activó a los microorganismos, aumentando la temperatura y por ende habiendo más diferencia de temperatura neta.

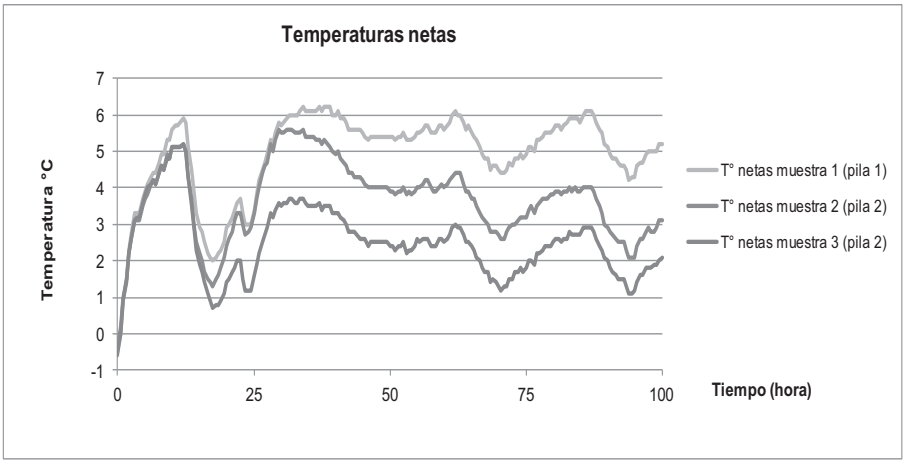


Figura 4. Resultados de la determinación del test de autocalentamiento en muestras de compost.

La estabilidad y madurez de un residuo orgánico muchas veces son utilizados como sinónimos y son conceptos diferentes. La estabilidad se define en términos de biodegradabilidad de la materia orgánica del residuo, es decir se refiere al grado de descomposición de la misma. En cuanto a la madurez, es un término utilizado en el campo de la Agronomía y se relaciona con la ausencia de fitotoxicidad en el residuo (Benito et al., 2003).

La clasificación de la estabilidad se realiza de acuerdo al incremento máximo de la temperatura neta de una muestra en el test de autocalentamiento y se divide en cinco grados según el rango de temperatura que se encuentre como detalla en la **Tabla 6**. El incremento máximo de temperatura neta para la muestra 1 es de 6,2°C, para la muestra 2 es de 5,6°C mientras que la muestra 3 es de 5,2°C (figura 4) por lo tanto las tres muestras serían grado V con un tipo de compost "Estable" de acuerdo a la clasificación de la **Tabla 6**, según U.S Council Composting,

Según el test de Germinación de Zucconi et al. (1981), realizado a la pila 2 con semillas de berro (*Lepidium sativum*), el compost está maduro ya que el porcentaje de germinación fue de un 115% y el índice de germinación un 106,6%. La ausencia de fitotoxicidad se debe a la transformación de los residuos y eliminación de las sustancias fitotóxicas. Según Zucconi et al (1981), valores inferiores a 60% en el índice de germinación, son indicativos de fitotoxicidad.

Tabla 6. Clasificación de la Estabilidad (TMECC, 2002).

Incremento máximo de la t° neta (T° vaso - T° amb.)	Grado	Tipo de compost
<10 °C	V	Estable
10 – 20 °C	IV	Estable
20 – 30 °C	III	Activo
30 – 40 °C	II	Activo
> 40 °C	I	Fresco

En la **Figura 5** se observa que el número de semillas germinadas es mayor en la muestra 2 y 3 (pila 2) que en el blanco, lo que tiene relación en cuanto el porcentaje de germinación haya superado el 100%. Esto es debido a que el extracto de las muestras compostadas poseen estimuladores para la germinación a diferencia del agua destilada utilizada en el blanco. La longitud de raíces (cm) es similar en los tres casos.

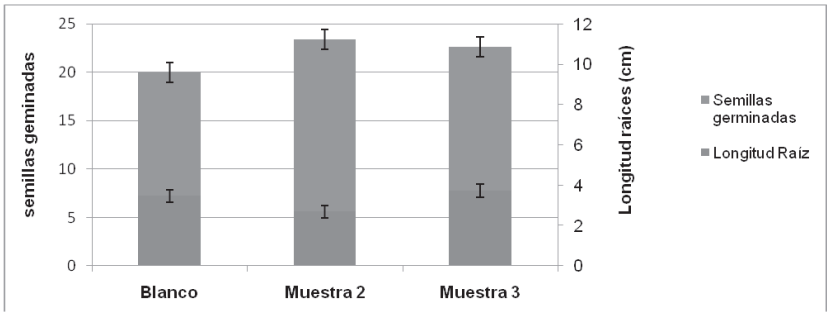


Figura 5. Comparación del test de germinación con las muestras de compost con respecto al blanco; en el número de semillas germinadas y la longitud de las raíces de berro (*Lepidium sativum*). Las barras de error representan a la desviación estándar.

Las propiedades agronómicas obtenidas por el Laboratorio Arbitral Agroalimentario (Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, 2012), son las que indican en la **Tabla 7**, donde la muestra 1 es de la pila 1 y la muestra 2 es de la pila 2.

El análisis indica que los compost finales obtenidos tienen bajo contenido de materia orgánica total, puesto que se requiere entre un 25% a un 45% para estar clasificado como enmienda orgánica, según el RD 824/2005. En cuanto a la humedad se nota que la muestra 2 es de menos tiempo de compostaje ya que tiene una humedad por encima del 50%, además de corresponder a meses con precipitaciones, mientras que la muestra 1 su humedad es del 35,3%.

Tabla 7. Propiedades agronómicas determinadas en dos muestras obtenidas de distintas pilas de compostaje.

Determinación	Cantidad Muestra 1 (pila 1)	Cantidad Muestra 2 (pila 2)
Materia orgánica total	29,6 **%**	23,9 **%**
Humedad	35,3 **%**	54 **%**
Conductividad eléctrica (a 25°C)	4,4 dS/m	3 dS/m
pH (1:25)	9,5	9,3
Nitrógeno total	< 1 **%**	< 1 **%**
Nitrógeno Amoniacal	< 0,1 **%**	< 0,1 **%**
Fósforo total (P_2O_5)	2,3 **%**	1,9 **%**
Potasio total (KO_2)	1,8 **%**	1,8 **%**
Calcio total (CaO)	8,7 **%**	6,3 **%**
Magnesio total (MgO)	0,86 **%**	0,81 **%**
Sodio total (Na_2O)	0,2 %	0,25 %
Cloruros (ion cloruro)	0,17 %	0,14 %

Según la Legislación española, los productos elaborados con materias primas de origen vegetal o animal, no podrán superar ciertos contenidos en metales pesados, en la **Tabla 8** se concreta los rangos correspondientes a la Clase A, B o C. De acuerdo a los resultados presentados en la tabla, la muestra 2 estaría clasificada en la clase B, por el alto contenido de zinc y la muestra 1 estaría clasificada en la clase C por tener más zinc que el máximo permitido en la clase B. El compost de la muestra 1 no podrá aplicarse sobre suelos agrícolas en dosis superiores de cinco toneladas por hectárea y año. En zonas de especial protección, particularmente a efectos del cumplimiento del Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por lo que se establecen los criterios sanitarios de calidad del agua de consumo humano, las comunidades autónomas modificarán, en su caso, la cantidad anterior. Sería conveniente un estudio o investigación en profundidad para determinar el origen de la contaminación por Zn que se ha producido en los residuos, así en el caso de que el origen fuera el pienso que se suministra a los animales, tratar de modificar la dieta o buscar una alternativa a la alimentación de este nutriente.

Tabla 8. Cantidad máxima de metales pesados permitidos en el compost y cantidad presente en las muestras.

Metales Pesados	Clase A (mg/kg)	Clase B (mg/kg)	Clase C (mg/kg)	Muestra 1 (mg/kg)	Muestra 2 (mg/kg)
Cadmio (Cd)	0,7	2	3	<0,5	<0,5
Cobre (Cu)	70	300	400	68	52
Níquel (Ni)	25	90	100	11	6,3
Plomo (Pb)	45	150	200	11	11
Zinc (Zn)	200	500	1000	591*	297
Mercurio (Hg)	0,4	1,5	2,5	0,035	0,057
Cromo (Cr) total	70	250	300	19	9,8
Cromo (VI)	0	0	0	0	0

Los residuos de origen animal para ser usados como abonos orgánicos deben ser sometidos a un proceso de higienización que garantice que su carga microbiana no supere los valores máximos establecidos en el Reglamento (CE) N° 1774/2002:

Salmonella: Ausente en 25g de producto elaborado

Escherichia coli: < 1000 número más probable (NMP) por gramo de producto elaborado.

Los resultados obtenidos para la muestra 1 y muestra 2 indicados en la **Tabla 9**, muestran que la cantidad de microorganismos en *Salmonella* y *Escherichi*a *coli* (NMP), no superan el límite máximo establecido por el reglamento, por lo cual no sería un perjudicial aplicarlo.

Tabla 9. Cantidad de microorganismos determinados en una muestra

Determinación	**Cantidad Muestra 1 (pila 1)**	**Cantidad Muestra 2 (pila 2)**
Salmonella	Ausencia en 25 g	Ausencia en 25 g
Escherichia coli (NMP)	43 NMP/g	9,1 NMP/g
Listeria Monocytogenes	Ausencia en 25 g	Ausencia en 25 g
Rto. En placa *Clostridium perfringens*	$1,5 \times 10^3$ ufc/g	<10 ufc/g
Enterococos	$4,2 \times 10^4$ ufc/g	$2,9 \times 10^4$ ufc/g

CONCLUSIONES

Las pilas formadas por la máquina volteadora fueron inicialmente bajas por lo que el compost no alcanzaba una temperatura suficientemente alta en la fase inicial (fase termófila), donde se requieren temperaturas elevadas para la transformación de la materia orgánica, eliminar patógenos y semillas viables. El aumento de la altura de la pila 2, incrementa la temperatura de la fase termófila y acelera el proceso de compostaje.

Como conclusión del estudio realizado sobre el tratamiento de compostaje de los residuos que se producen en los campos de prácticas de la ETSI Agrónomos de la UPM, ha dado lugar a un compost que tiene con propiedades agronómicas adecuadas para utilizar el producto final como enmienda orgánica, aunque como abono se podrían mejorar algunas de las propiedades, como por ejemplo incrementar el contenido en materia orgánica y el nitrógeno total.

Es importante controlar el contenido en metales pesados, puesto que su presencia en el producto final y aplicación al suelo produciría toxicidad en los cultivos. En este caso, el alto valor del zinc puede atribuirse a dos causas: aplicación de fitosanitarios en los campos, poco tiempo antes de llevar los residuos a compostar, por lo que el metal no baja su concentración durante el proceso de compostaje o por las composiciones de los piensos de los animales con concentraciones elevadas de zinc. Sería recomendable realizar un seguimiento metódico para saber de donde vienen estas concentraciones altas de zinc.

En último lugar señalar que el proceso de compostaje de la pila 2 se realizó en el periodo de invierno, por lo que las temperaturas retardan la transformación del producto, por tanto, cuatro meses es poco para una evaluación de la estabilidad final. Por lo tanto, el período invernal condicionó el aporte de estiércoles a la mezcla inicial, puesto que desde enero a marzo existen menos animales y la producción de los residuos animales es menor. Incrementando el aporte de residuos animales a la mezcla inicial se obtendrán características agronómicas más adecuadas en el producto final.

Además el ensayo de viabilidad de cría de lombrices también se vio afectado por la temperatura exterior y al inadecuado manejo de producto, que al estar situado al aire libre determinó la muerte de las lombrices.

Agradecimientos

Trabajo realizado con la colaboración de la Dirección de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Madrid (UPM), la Fundación Premio Arce y del P.N. de Investigación Científica, Ministerio de Ciencia e Innovación de España (Proyecto CTM2009-13140-C02-01).

REFERENCIAS

Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma R.M. 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. Biol Fertil Soils 37:184–189

BOE (Boletín Oficial del Estado). 2005. Real Decreto 824/2005 de 8 de julio. Productos fertilizantes. BOE núm.171.

Bueno, P., Cabrera, F. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje, pp 95-106. En: Moreno, J.; Moral, R. (editores). Compostaje. Mundi-prensa. Madrid, España.

Costa, F. 1994. Utilización agrícola de lodos de depuradora. Curso sobre tratamiento de aguas residuales en la industria agroalimentaria. Ed. Colegio oficial de Ingenieros agrónomos de Murcia. Murcia.

Labrador, J. 2001. Gestión de la materia orgánica en los agrosistemas, pp 117-179. En: La materia orgánica en los agrosistemas. Mundi-Prensa. Madrid, España.

López, M., Soliva, M., Huerta O. 2011. Proceso de compostaje: Caracterización de muestras. Diputación de Barcelona. Area de Presidencia. Área de Medi Ambient. Pp. 240.

Masaguer, A., Benito, M. 2008. Evaluación de la calidad del compost, pp 286-304. En: Moreno, J.; Moral, R. editores). Compostaje. Mundi-Prensa. Madrid, España.

Moral, R. 2010. Uso y manejo de materiales orgánicos y compost en agricultura intensiva. GIAAMA, Universidad Miguel Hernández. Murcia.

Sullivan, D.M., Miller, R.O. 2001. Compost quality attributes, measurements and variability, pp 95-120. En: Stofella, P.J. y Kahn, B.A. (editores). Compost utilization in horticultural cropping systems. CRC Press. Boca Raton, Florida.

Zucconi, F., Pera, A.,Forte, M., De Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. Biocycle 22 (2):54-57.

GESTIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS DE RESIDENCIAS UNIVERSITARIAS MEDIANTE COMPOSTAJE

González Guzmán, A.[1]; Miguéns Vázquez, T.[1,2]; López Álvarez, N.[3]; Barral Silva, M.T.*[1,2]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela

[2]Oficina de Desenvolvemento Sostible da USC, Universidade de Santiago de Compostela

[3]Mays Consultoría, Santiago de Compostela, España

**Correo electrónico: mteresa.barral@usc.es*

Resumen

La Universidad de Santiago de Compostela (USC) asume la gestión de residuos como una medida que permite alcanzar una mejora de la calidad ambiental. Tras iniciar en 2006 una campaña piloto de compostaje en dos residencias universitarias, en la que se obtuvo un compost de excelente calidad, en el año 2011 se decidió apostar activamente por el proceso de compostaje para tratar los residuos orgánicos generados en las cocinas de estas dependencias. Con esta actividad se pretendía contribuir a la educación ambiental de los residentes y a la reducción del impacto de las actividades universitarias, a la vez que se facilitaba el contacto personal entre los usuarios, contribuyendo a crear comunidad.

La nueva campaña de compostaje comenzó con la dotación de la infraestructura necesaria para la recogida separada de la fracción biodegradable y para la producción de compost en cuatro residencias, y prosiguió con la formación específica a los becarios de Aula Verde, que, como encargados de la dinamización de actividades ambientales en las residencias, son los responsables de la supervisión del proceso en cada centro. El programa incluyó la puesta en práctica de una campaña de sensibilización ambiental, basada en material divulgativo y actividades de educación ambiental dirigidas a fomentar la participación en el proyecto, siendo éste uno de los aspectos más críticos, aunque imprescindible para la continuidad del proyecto. Para obtener información sobre los conocimientos previos y motivación de los potenciales participantes se diseñó una encuesta sobre gestión de residuos, que se llevó a cabo en dos de las residencias universitarias que participaron en la experiencia, siendo respondida por 267 residentes, cuya edad estaba comprendida entre 18-22 años y eran principalmente de procedencia urbana. Los resultados de la encuesta pusieron de manifiesto una escasa formación sobre la gestión de residuos urbanos. La mayoría de los encuestados realizan separación selectiva de envases y papel-cartón, pero en menor medida de materia orgánica, aunque más del 50% de los encuestados conocen el significado de compost.

En cuanto al programa de compostaje, si bien es cierto que se realizó una correcta separación selectiva de los residuos biodegradables, no se consiguió una participación activa en el resto de las fases del proceso, incluido el mantenimiento del compostador. El compost obtenido presentó buenas propiedades agronómicas, clasificándose como de tipo B, en función del contenido en metales. El futuro de este proyecto está condicionado por la creación de un grupo estable de residentes que se impliquen en todo el proceso, contando con el apoyo de la dirección de las residencias y de la Oficina de Desarrollo Sostenible de la USC, convirtiéndose así en un proyecto ambiental verdaderamente comunitario.

Palabras clave: compost, residuos biodegradables, separación selectiva, compostaje comunitario, universidad, participación.

INTRODUCCIÓN

El compostaje doméstico y comunitario permite obtener compost de calidad a partir de residuos orgánicos seleccionados en origen, al tiempo que suponen una oportunidad para la formación y concienciación sobre la problemática generada por los residuos y sus posibilidades de gestión. En el ámbito educativo, y en particular en el universitario, el compostaje comunitario ofrece unas magníficas oportunidades formativas, al tiempo que se promueve el trabajo en equipo y la participación social, contribuyendo a crear comunidad.

La USC ha realizado un esfuerzo significativo por establecer planes de recogida selectiva de residuos, estableciendo, por un lado, medidas centradas en aumentar la dotación de infraestructuras y, por otro, actuaciones de divulgación encaminadas a concienciar a los miembros de la comunidad universitaria de la importancia de una adecuada separación en origen de los residuos. Tras iniciar en el año 2006 una campaña piloto de compostaje en la Residencia Universitaria Monte de la Condesa, que se repitió en el 2007 en los colegios mayores del Campus Sur, en el año 2011 se decidió apostar activamente por este proceso para tratar los residuos orgánicos generados en las cocinas de las residencias universitarias. La relevancia de esta opción se pone de manifiesto al observar que si todas las personas residentes en el Sistema Universitario de Residencias (SUR) hiciesen compost a partir de sus residuos orgánicos, se evitaría que 7.559 kg de estos residuos tuviesen como destino final la incineración, una opción de valorización energética que la EU sitúa en una posición de menor preeminencia que el compostaje, dentro de la jerarquía europea de gestión de residuos, contribuyendo mediante esta práctica a minimizar la huella ecológica de la USC.

La separación de los residuos orgánicos y la práctica del compostaje requieren de un conocimiento básico acerca de los materiales y técnicas a emplear, por lo que durante la puesta en marcha del proyecto se ofreció formación específica sobre compostaje doméstico a los becarios de Aula Verde de las residencias, que son los responsables de la supervisión del proceso en cada uno de los centros, se puso a disposición de los residentes material divulgativo (carteles informativos sobre el material adecuado para producir compost y una guía sobre compostaje en residencias universitarias), y se realizaron actividades de educación ambiental dirigidas a fomentar la participación en la campaña. No obstante la importancia de estos aspectos técnicos, la práctica del compostaje doméstico o comunitario requiere fundamentalmente del compromiso de los participantes, siendo éste probablemente el aspecto más sensible para el éxito de la experiencia. Cuando se trata de una comunidad de estudiantes, de rápida renovación por razón de estudios y cambio de lugar de residencia, la situación resulta especialmente complicada. En estos casos se puede recurrir a una cierta profesionalización de los servicios, o al mantenimiento de un grupo de voluntarios/as y/o becarios/as que dinamicen al resto de residentes, además de realizar campañas periódicas de información y sensibilización. Es esta última la vía elegida por la USC para llevar a cabo su programa de compostaje en residencias universitarias, ya que en todas sus fases de desarrollo se ha basado exclusivamente en la participación de los residentes universitarios.

En este trabajo evaluaremos las percepciones y actitudes previas de los residentes, su permeabilidad a las campañas de sensibilización, las condiciones necesarias para llevar a cabo el compostaje y la calidad del compost obtenido, a fin de, finalmente, evaluar la viabilidad de este sistema como alternativa para el tratamiento de residuos orgánicos procedentes de cocinas de residencias universitarias, valorando la posibilidad de hacerlo extensivo a otros residuos biodegradables producidos en los campus de la USC.

MATERIAL Y MÉTODOS

Evaluación del conocimiento de los residentes sobre la gestión de residuos orgánicos

Después de una etapa inicial enfocada a la formación y sensibilización hacia una gestión de residuos basada en la participación, en la que realizaron entrevistas grupales para evaluar los intereses de los potenciales participantes y se propusieron actividades formativas sobre gestión de residuos y compostaje – si bien con escaso éxito en cuanto a asistencia-, se planteó la necesidad de obtener información detallada sobre los conocimientos acerca de la gestión de residuos domésticos, y sobre los hábitos y percepciones de los residentes, de manera que se pudieran identificar las vías de intervención educativa más efectivas.

Para ello, se realizó en Enero de 2012 una encuesta individual, entre los residentes del Colegio Mayor Fonseca (CMF) y de la Residencia Monte da Condesa (RUMC), planteando 19 preguntas sobre estos temas, agrupadas en 3 bloques:

1. Tipología del encuestado: lugar de residencia, edad y ámbito de estudio.

2. Gestión de residuos: conocimiento acerca de los residuos y su gestión, separación selectiva, etc.

3. Gestión de residuos orgánicos en los centros del SUR: conocimiento de la campaña de compostaje y participación en la misma.

El tamaño mínimo de muestra se calculó de forma que los resultados fuesen significativos para cada centro residencial analizado, con un error absoluto no superior al 5,5% y un nivel de confianza del 95,5%, en la suposición de que se quiere estimar el parámetro “proporción poblacional” mediante un muestreo aleatorio simple (a mayor número de muestras menor error y viceversa). El número total de encuestas realizadas fue de 290, empleando en general el sistema de visita puerta a puerta.

Puesta en marcha de la campaña de compostaje

Infraestructuras

Se dispuso de tres compostadores con capacidad para 2.000 L, 1050 L y 800 L (uno pequeño para la etapa de descomposición activa, junto con el de mayor tamaño para la etapa de maduración, en RUMC, y el mediano en CMF). Los compostadores se situaron en un terreno cercano a las residencias, asentándose directamente en el suelo, en un lugar sombreado y resguardado del viento y demás inclemencias. Para conseguir la mezcla idónea para el compostaje, los residuos orgánicos procedentes de las cocinas se mezclaron con material estructurante suministrado por el Servicio de Jardinería de la USC (hojas de caducifolias y restos de poda), a fin de optimizar el proceso de descomposición aerobio.

Actuaciones de sensibilización

En los momentos previos y durante la puesta en marcha del proceso de compostaje se llevó a cabo una campaña informativa, en la cual se suministró a los residentes información sobre el proyecto, en particular sobre la separación selectiva de los materiales biodegradables, los requisitos de los materiales compostables y la condiciones del proceso, que fue explicado en una Guía de compostaje en la USC que se suministró a los participantes.

Métodos de análisis del compost

El compost obtenido se caracterizó determinando las siguientes propiedades: Densidad aparente compactada, contenido de materia seca y humedad, según UNE-EN 13040 (AENOR, 2001; pH, según UNE-EN 13037 (AENOR, 2001); conductividad eléctrica (relación 1:5 v: v), según UNE-EN 13038 (AENOR, 2001); materia orgánica y cenizas por calcinación a 450 °C, multiplicando el valor obtenido de la materia orgánica total por el factor 0,58 para obtener el carbono orgánico total, según UNE-EN 13039 (AENOR, 2001); nitrógeno total por el método de Kjeldahl, según UNE-EN 13654-1 (AENOR, 2002); cálculo de la relación C/N; elementos totales en agua regia, según UNE-EN 13650 (AENOR, 2002); nutrientes y elementos solubles en $CaCl_2$+DTPA, según UNE-EN 13651 (AENOR, 2002); elementos solubles en agua, según UNE-EN 13652 (AENOR, 2002); y respiración del compost o actividad biológica, midiendo la cantidad de CO_2 desprendido durante 4 días, según el método TMECC 05.08-B (Thompson et al., 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados de las encuestas

1. Tipología del encuestado: lugar de residencia, edad y ámbito de estudio

2. Gestión de residuos: conocimiento acerca de los residuos y su gestión, separación selectiva, etc.

3. Gestión de residuos orgánicos en los centros SUR: conocimiento de la campaña de compostaje y participación en la misma.

Se produjeron algunas modificaciones en el número de encuestados con respecto a la planificación inicial, realizándose finalmente 206 encuestas en RUMC, lo que supone un error del 5,1 % para un nivel de confianza del 95,5%, y 72 encuestas en CMF, lo que supone un error absoluto del 8,3% para un nivel de confianza del 95,5%.

Tipología de los encuestados

La mayoría de los residentes que respondieron a la encuesta son estudiantes (96%), lo que se corresponde con el hecho de que más del 85% de los entrevistados tienen entre 18 y 22 años (**Fig.1**), Esta circunstancia pone en evidencia una de las grandes limitaciones para la continuidad temporal de la campaña, que es la renovación frecuente de la población, ya que los estudiantes ya formados abandonan la residencia, incorporándose otros que no tienen conocimientos ni experiencia sobre compostaje. El número de mujeres (67 %) duplica al de los hombres (33 %). Su procedencia es mayoritariamente de zonas urbanas (49 %), distribuyéndose el resto en porcentajes similares entre los ámbitos periurbanos (27 %) y rurales (24 %). Con respecto al área de estudios, la más común es la de Ciencias Sociales y Jurídicas (31%), correspondiendo el menor porcentaje a las Enseñanzas Técnicas.

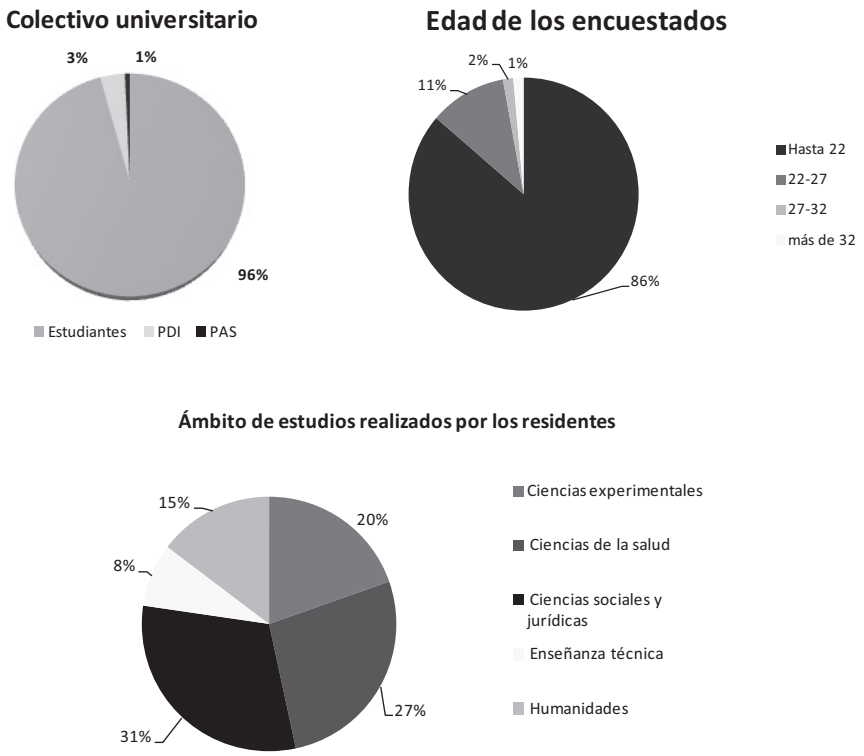


Figura 1. Tipología de los encuestados.

Gestión de residuos

En este apartado se valora el conocimiento de los encuestados sobre los modelos de gestión de residuos, ya sea el adoptado por el ayuntamiento de Santiago, en donde residen durante el curso académico, ya sea en sus municipios de residencia habitual, así como el conocimiento del proceso de compostaje y su participación en la separación selectiva de la materia orgánica en la residencia. En la Figura 2 se aprecia que los modelos de gestión de residuos en Galicia son aún poco conocidos, pues el 60% no sabe o no contesta a esta pregunta, referida a Santiago, pero tampoco cuando se pregunta por sus municipios de procedencia, si bien del restante 40% que sí responde más del 30% lo hace correctamente en lo que se refiere a la gestión en el municipio de de Santiago de Compostela, según el modelo SOGAMA.

El 68 % de los entrevistados realizan separación selectiva en su casa y el 77 % la realiza en las residencias, lo que puede deberse a que en las cocinas de las residencias se dispone de contenedores específicos y de información clara sobre cómo realizar la separación selectiva. Los residentes procedentes de las zonas periurbanas separan más (80 %) que los procedentes de zonas urbanas (71 %) y rurales (61 %). Sin embargo, son los residentes en zonas urbanas los que mejor conocen los sistemas de gestión. Los residentes separan principalmente papel y cartón, así como vidrio y envases ligeros (**Figura 3**), pero se aprecia más confusión en cuanto a las otras fracciones, pues si bien un alto número de encuestados dicen separar “materia orgánica”, que solo se recoge selectivamente en los sistemas que

hacen compostaje (plantas de Lousame y Nostián), es bajo el porcentaje de encuestados que afirman separar la fracción "envases ligeros y fracción resto", que es una de las dos fracciones del modelo de SOGAMA, mayoritario en la comunidad, siendo la otra la fracción "resto". A la pregunta relativa a la priorización de la gestión de los residuos orgánicos, el 91% señalan el compostaje, reconociendo que la práctica de incineración, señalada por el 6% de encuestados, o el depósito en vertedero, elegido por el 3 %, no son las más adecuadas para esta fracción. El término compost es definido correctamente por más de la mitad de las personas encuestadas, existiendo cierta confusión en cuanto a la naturaleza aerobia o anaerobia del proceso.

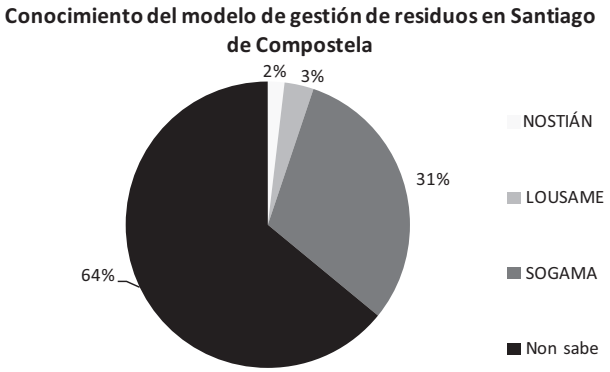
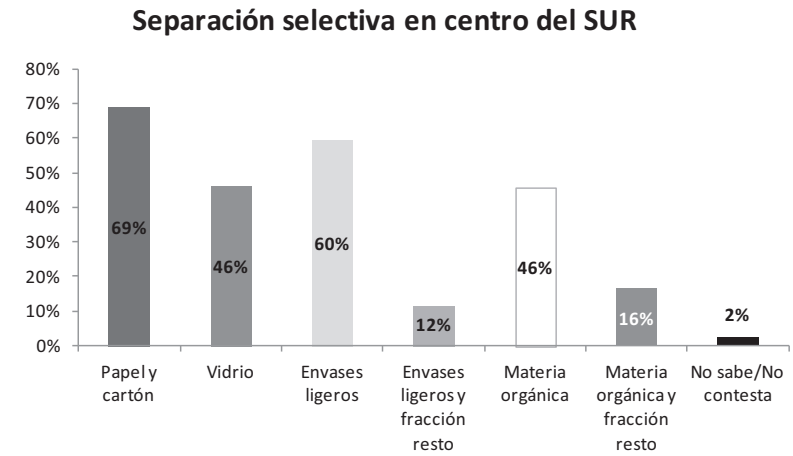


Figura 2. Conocimiento de los modelos de gestión de residuos.

Gestión de residuos en centros del SUR

En este bloque se indaga acerca del conocimiento y la participación en la campaña de compostaje. La primera cuestión planteada es si están informados de la campaña llevada a cabo en las residencias, respondiendo afirmativamente el 66 % de los encuestados. Un 37 % conoce la campaña y participa, un 28 %, aun teniendo noticias de ella, no participa; un 31 % no está informado y por ello no participa, y un número bajo descubre, al ser preguntado, que está participando, aunque desconocía la existencia de la campaña. Las razones para la falta de participación son desinformación, desinterés o la falta de tiempo. En cuanto a las razones por las que se participa en la campaña, las respuestas más frecuentes –se podía seleccionar más de una- son "minimizar el impacto medioambiental de la vida diaria" (59 %) y "porque se cree en las ventajas del compost como tratamiento de residuos orgánicos" (46%), muy por encima de "por ser una iniciativa de la residencia (10 %), destacando los bajos valores de la opción "ayudar a mis compañeros" (< 4%). Con respecto al grado de implicación en la campaña, el 91 % de los encuestados se limita a vaciar los residuos orgánicos en el contenedor adecuado, un 5% ayuda en el vaciado en el compostador, y solo un 3 % se implica en todas las actividades, que incluyen atender al proceso de compostaje y asistir a actividades formativas; destaca la mayor participación del colectivo femenino, que duplica al masculino. Finalmente, más del 85% de los participantes están dispuestos a colaborar en futuras ediciones.



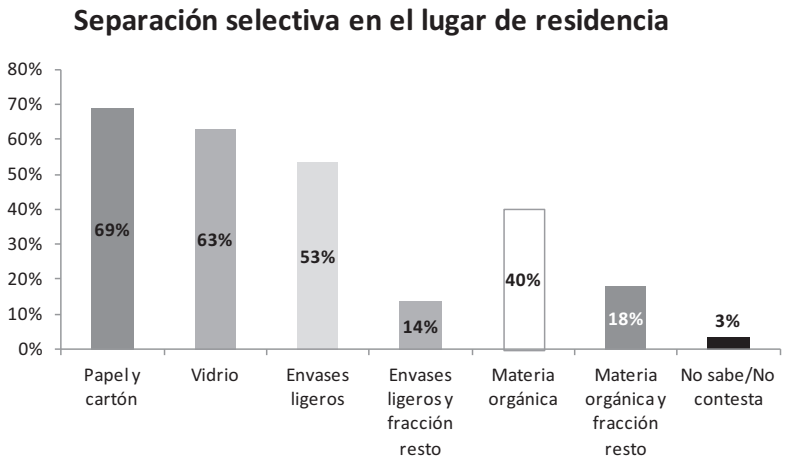


Figura 3. Práctica de la separación selectiva en el lugar de procedencia (página anterior) y en la residencia minoritaria (arriba).

Seguimiento de la campaña de compostaje y características del compost obtenido

Durante el tiempo que duró la campaña se recogieron 3,21 toneladas de residuos orgánicos (incluyendo el Colegio Mayor Rodríguez Cadarso que se incorporó posteriormente a la campaña), que fueron destinados a los compostadores. De este modo podemos considerar que, con la realización de la campaña, se consiguió minimizar el impacto medioambiental de la USC, evitando la emisión de 2 toneladas de CO_2 que se habrían producido en su incineración en SOGAMA, obteniéndose una enmienda orgánica de gran valor.

Figura 4. Conocimiento e implicación en la campaña de compostaje

Se han analizado dos compost (A y B). Todos los datos que se presentan son el resultado de una media de 3 réplicas. El compost A presenta un pH ligeramente alcalino (**Tabla 1**), como es habitual en el compost de RSU (Barral et al, 2006), aunque dentro del rango de pH aceptable para la mayoría de cultivos. Sin embargo del compost B tiene pH 9, que resulta excesivamente básico para muchos cultivos, si bien este problema, que sería de relevancia si el compost se usara directamente como sustrato, se atenúa o incluso resulta beneficioso al emplearlo como enmienda de suelos, cuando se emplea en las dosis adecuadas. Como era de esperar, la conductividad eléctrica es elevada como consecuencia de la sal contenida en los restos de comida, siendo el valor del material B el doble que el A y excediendo ligeramente los valores recomendados para compost utilizados en la fabricación de sustratos (Masaguer y Benito, 2008).

La humedad es más elevada de lo permitido en el RD 824/2005 de 8 de Julio sobre fertilizantes y afines (Ministerio de la Presidencia, 2005), si bien, como no se comercializa la enmienda obtenida, este hecho no representa un problema para su utilización en el entorno del campus universitario. La materia orgánica supera en ambos compost el valor del 35 % exigido por la normativa. La cantidad de N total es de 2,82 % para el compost B, más del doble que el compost A. Dada la diferencia entre N total y N en forma nítrica y amoniacal, se deduce que la mayor parte del N se encuentra en forma orgánica, por lo que cabe esperar que su mineralización sea lenta, habiéndose cifrado en torno al 10-15% durante el primer año tras la aplicación de compost al suelo (Canet y Pomares, 1995).

En cuanto a la madurez y estabilidad del compost, los valores de la relación C/N, actividad deshidrogenasa y respiración del compost A están por debajo de los valores establecidos en la bibliografía para un compost maduro (Iglesias et al., 2008). La relación C/N del compost A es 17, que se considera indicativa de una estabilización adecuada de la materia orgánica, siendo aún inferior para el compost B (C/N 10), a pesar de que la apreciación visual era de menor madurez. Hay que tener en cuenta que, aunque la relación C/N tiende a disminuir a lo largo del proceso de compostaje, como resultado de un mayor consumo de

C que de N por los microorganismos, está condicionada por la composición de los materiales de partida. Una relación C/N inferior a 20 se suele considerar como indicadora de estabilidad del compost, aunque este parámetro no es suficientemente fiable considerado aisladamente, pues está muy condicionado por la naturaleza de los materiales que se compostan, y ha de ser examinado conjuntamente con las actividades respiratorias o enzimáticas. La actividad respiratoria del compost A es muy baja (0.3 mgC-CO_2/g SV.d), lo que es indicativo de una baja actividad biológica, y corrobora, junto con la relación C/N y la actividad deshidrogenasa, que se trata de un compost estable y maduro, que no presenta, desde este punto de vista, inconvenientes para poder ser aplicado a los cultivos. La respiración del compost B es más elevada, indicando que los procesos de descomposición microbiológica son más activos y corroborando la impresión organoléptica de que se trataba de un compost más inmaduro.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos

Parámetro	Compost A	Compost B	Unidades
pH	7.7	9.0	
Conductividad	2.2	4.7	mS/cm
D. ap.com.	596	505	g/l
Humedad	59	66	%
Materia Seca	41	34	%
Materia orgánica	41	49	%
Cenizas	59	51	%
Nitrógeno total	1.38	2.82	%
Carbono	23.52	28.60	%
C/N	17	10	
Respiración	0.3	6.64	mgC-CO_2/gSV.d
A.deshidrogenasa	837	-	mg TPF kg^{-1} $día^{-1}$

La **Tabla 2** muestra las cantidades de nutrientes disponibles para las plantas, usando como extractante agua, lo que nos dará una idea de su poder fertilizante inmediato. Los compost poseen concentraciones muy elevadas de K soluble, y también son destacables las de N (la gran mayoría en forma de nitratos), P y Ca. Las concentraciones de N amoniacal son bajas, lo que resulta conveniente teniendo en cuenta que esta forma de N puede ocasionar problemas de toxicidad cuando está presente en cantidades elevadas. La cantidad de N nitrato solubilizada es satisfactoria, al igual que su relación con el nitrógeno amoniacal, siendo >7 en el compost B, que supera por más del doble a la del compost A.

El P extraído en agua representa el contenido inmediatamente disponible para las plantas, siendo de 230 y 240 mg/Kg para los compost A y B, respectivamente, que puede considerarse una cantidad elevada para ser una enmienda orgánica. Respecto al resto de nutrientes, se encuentran en cantidades moderadas o altas, destacando el elevado contenido de Mg, K y Ca, que son superiores en el compost B. La **Tabla 4** muestra también las bajas concentraciones de metales pesados que son solubles en agua, evidenciando una baja disponibilidad para las plantas, lo que resulta conveniente desde el punto de vista de la seguridad ambiental.

Nutrientes y metales pesados en el extracto en Cl_2Ca + DTPA.

El extractante $CaCl_2$-DTPA solubiliza los nutrientes y metales disponibles a medio plazo. Respecto a los nutrientes, su concentración es superior a la determinada en los extractos acuosos, disminuyendo la relación $N\text{-}NO_3$-/$N\text{-}NH_3$. A la vista de estos resultados, podemos atribuir al compost un moderado efecto fertilizante, especialmente en lo que se refiere al K, que presenta una elevada solubilidad (**Tabla 3**).

En general la solubilidad de todos los metales pesados es también superior en el extractante Cl_2Ca + DTPA. Mn, Pb, Zn y Fe son los metales más biodisponibles, como es habitual en compost (García et al., 1991; Paradelo et al., 2007; Paradelo et al, 2011), si bien puede considerarse que la cantidad de metal disponible para las plantas durante un ciclo de cultivo es muy baja, lo que se traduce en un escaso riesgo de transferencia a la planta.

Tabla 2. Contenido en nutrientes y metales pesados en el extracto en agua.

	Compost A		**Compost B**	
Parámetro	**mg/L**	**mg/Kg**	**mg/L**	**mg/Kg**
N- Amoniacal	4.37	7	11.4	23
N- Nitratos	13.81	23	87.4	173
$N\text{-}NO_3/N\text{-}NH_3$	3.16	3.2	7.9	7.5
Fósforo	142	239	116	230
Potasio	1447	2429	3676	7278
Calcio	89	149	117	231
Magnesio	31	54	53	105
Cobre	-	<0.2	<0.1	<0.2
Hierro	3.03	5.1	1.6	3.1
Manganeso	0.29	0.5	<0.1	<0.2
Zinc			0.5	1.1
Cadmio	-	<0.1	<0.1	<0.1
Plomo	nd	nd	nd	nd
Cromo	-	<0.9	<0.9	<1.7
Níquel		<0.9	<0.9	<1.8

Tabla 3. Contenido en nutrientes y metales pesados en el extracto en Cl_2Ca + DTPA.

	Compost A		**Compost B**	
Parámetro	mg/L	mg/Kg	mg/L	mg/Kg
N- Amoniacal	5.8	10	16.0	32
N- Nitratos	44.4	75	79.6	158
$N\text{-}NO_3\text{-}/N\text{-}NH_3$	7.7	7.7	5.0	4.9
Fósforo	305	512	192	380
Potasio	3451	5794	6045	11968
Magnesio	242	405	255	504
Cobre	0.3	0.6	0.5	1.0
Hierro	28.5	48	8.5	17
Manganeso	15.7	26	7.4	15
Zinc	11.5	19	5.5	11
Cadmio	-	<0.5	<0.3	<0.5
Plomo	1.7	<6.4	<3.2	<6.4
Cromo		<0.4	<0.2	<0.4
Níquel	0.2	0.3	<0.1	<0.1

Contenido de elementos totales en agua regia

Los elementos extraídos en agua regia no pueden considerarse elementos biodisponibles, ya que el proceso de extracción es demasiado vigoroso como para representar cualquier proceso biológico. Sin embargo, es habitual que las normas legales se basen en esta extracción para establecer límites para las concentraciones de metales pesados; tal es el caso de las normativas referentes al uso de lodos en agricultura o, como es el caso, a la calidad de compost. En general todos los elementos tienen una concentración muy superior a la determinada en los extractos anteriores (**Tabla 4**). El compost posee concentraciones particularmente elevadas de K y Ca, estando este último elemento relacionado con el pH alcalino y efecto encalante habitual del compost.

Las cantidades totales de metales pesados son mucho más bajas que los habituales en compost de RSU producidos a mayor escala, que suelen tener más problemas en la recogida selectiva. Los niveles de metales pesados son bajos incluso en comparación con la de otros compost obtenidos a nivel doméstico (Pérez Muñoz y Baro Lorenzo, 2008), lo que confirma la excelente separación realizada en origen. Sin embargo, la presencia de niveles moderadamente altos de Cd reduce su calidad a un compost de clase B, según los límites impuestos por el RD 824/2005 de 8 de Julio sobre productos fertilizantes (**Tabla 7**).

Tabla 4. Elementos totales en agua regia

	Compost A		Compost B	
Parámetro	**mg/L**	**mg/Kg**	**mg/L**	**mg/Kg**
Fósforo	2039	3423	4812	9528
Calcio	35585	59733	37854	74951
Potasio	9553	16035	16566	32801
Magnesio	-	-	2383	4719
Cobre	8	14	13	25
Hierro	5715	9593	1406	2783
Manganeso	129	216	93	185
Zinc	62	104	57	113
Cadmio	0.5	0.9	nd	nd
Plomo	19	33	16	32
Cromo	8.2	14	nd	nd
Níquel	11	18	nd	nd

Tabla 5. Cantidades permitidas de metales pesados (mg/Kg) para las diferentes clases de compost según el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio.

	Clase A	Clase B	Clase C
Cadmio	0,7	2	3
Cobre	70	300	400
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1.000
Mercurio	0,4	1,5	2,5
Cromo (total)	70	250	300
Cromo (VI)	0	0	0

CONCLUSIONES

Entre los residentes en centros del Sistema Universitario de Residencias de la USC existe un escaso conocimiento de los modelos de gestión de residuos existentes en la Comunidad de Galicia. Se aprecia una baja participación e interés por la campaña de gestión de residuos orgánicos en las residencias universitarias, detectándose una excesiva dependencia de los becarios de Aula Verde para la buena marcha y continuidad de la campaña, ya que además de la baja participación, la mayor parte de los participantes colabora únicamente en la separación de los residuos biodegradables. Por ello, se hace necesario diseñar y aplicar nuevas estrategias de concienciación para incentivar la participación en el programa de compostaje.

A pesar de estas dificultades, la calidad de la separación selectiva de la fracción orgánica destinada a compostaje fue muy satisfactoria, lo que se reflejó en la buena calidad del compost obtenido, que cumple con los requisitos de la normativa vigente, y puede ser usado en agricultura. Por otra parte, la separación de residuos biodegradables destinados a compostaje redujo el flujo de residuos totales de las cocinas en un 40 % aproximadamente.

Globalmente, la experiencia de compostaje en residencias universitarias permite mejorar el desempeño ambiental en la USC, contribuyendo a reforzar el sentimiento de comunidad entre los participantes en la campaña. Las expectativas y disposición a participar en campañas sucesivas son muy positivas.

Agradecimientos

Este proyecto forma parte de las actuaciones de *Campus Vida*, Campus de Excelencia Internacional (Ministerio de Educación, Gobierno de España).

REFERENCIAS

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2001. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Determinación de la densidad aparente compactada: Norma Española UNE-EN 13040”.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2001. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Determinación del contenido de materia seca y húmeda: Norma Española UNE-EN 13040”.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2001. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Determinación del pH: Norma Española UNE-EN 13037”, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2001b. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Determinación de la conductividad eléctrica: Norma Española UNE-EN 13038”, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2001c. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas: Norma Española UNE-EN 13039”, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2002d. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Determinación de nitrógeno: Norma Española UNE-EN 13654-1”, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2002a. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Extracción de elementos solubles en agua regia: Norma Española UNE-EN 13650”, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2002d. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Determinación del Fósforo total soluble en agua regia: Norma Española UNE-EN 13652”, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2002b. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: extracción de nutrientes solubles en cloruro cálcico-DTPA (CAT): Norma Española UNE-EN 13651”, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2002c. “Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: extracción de nutrientes y elementos solubles en agua: Norma Española UNE-EN 13652”, Madrid.

Barral, M.T, Moldes, A., Cendón, Y. Díaz-Fierros, F. 2006. Assessment of municipal solid waste compost quality using standardized methods before preparation of plant growth media. Waste Management and Research (2007) 25: 99-108.

Paradelo R., Villada A., Devesa-Rey R., Moldes A., Domínguez M., Patiño J., Barral M.T. 2011. Distribution and availability of trace elements in municipal solid waste compost Journal of Environmental Monitoring 13(1): 201- 211.

Canet, R., 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

García, C., Hernandez, T., Costa, F., Ayuso, M. 1991. Compostaje de la fracción orgánica de un residuo sólido urbano. Evolución de su contenido en diversas fracciones de metales pesados. Suelo y Planta 1: *1-13*.

Iglesias, E., Barral, M.T., Marhuenda-Egea, F.C. 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: Moreno, J. y Moral, R. (eds.) “Compostaje” Mundi-Prensa, Madrid, *pp 243-304.*

Masaguer, A., Benito, M. Evaluación de la calidad del compost En: Moreno, J. y Moral, R. (eds.) Compostaje. Mundi-Prensa, Madrid (2008) *pp 285-304.*

Ministerio de la Presidencia 2005. REAL DECRETO 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado, núm. 171 de 19 de julio de 2005, páginas 25592 a 25669. BOE-A-2005-12378. ANEXO V. Criterios aplicables a los productos elaborados con residuos y otros componentes orgánicos. Límite máximo de metales pesados.

Paradelo Núñez, R., Devesa Rey, R., Moldes Menduíña, A.B., Barral Silva, M.T. 2007. Physiologically based extraction of heavy metals in compost: Preliminary results. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology 21: *83-85.*

Thompson, W., P. Leege, P. Milner M. Watson. 2002. Test methods for the examination of composts and composting. The U.S. Composting Council, Hauppauge, New York 11788 (available at http://www.compostingcouncil.org/).

PROCESOS DE COMPOSTAJE

GESTIÓN DE DIGERIDOS PROCEDENTES DE TRATAMIENTO ANAEROBIO DE RESIDUOS GANADEROS MEDIANTE COMPOSTAJE

Bustamante, M.A.*[1]; Moral, R.[2]; Pérez-Murcia, M.D.[2]; Restrepo, A.P.[2]; Agudo, I.[1]; Bernal, M.P.[1]

[1]Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. Campus Universitario de Espinardo 30100, Espinardo (Murcia), España.

[2]Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH). Ctra. Beniel Km 3,2, 03312, Orihuela (Alicante), España.

**Correo electrónico: mabm@cebas.csic.es*

Resumen

El aumento en la generación de residuos ganaderos a consecuencia de la intensificación de la producción de este sector, unido a una inadecuada gestión, puede implicar diversos riesgos para el medioambiente. Por otra parte, la digestión anaerobia constituye un tratamiento viable para la gestión y el reciclaje de estos residuos, basado en la transformación anaeróbica de la materia orgánica, obteniendo como resultado biogás y un substrato digerido con un potencial valor fertilizante (digerido). Sin embargo, el uso directo del digerido en agricultura también puede estar limitado, debido a ciertas características del mismo, como la presencia de compuestos fitotóxicos y patógenos. Por ello, el digerido, previamente a su uso agrícola, debe ser sometido a un tratamiento que mejore sus propiedades y asegure su higienización. Así, el compostaje de estos residuos, principalmente de su fracción sólida, puede constituir un método adecuado para gestionar y valorizar estos materiales.

En este trabajo se estudió la viabilidad del co-compostaje de la fracción sólida de un digerido de purín porcino (FSD) producido en una planta industrial de gestión de residuos, así como el efecto de la proporción del agente estructurante utilizado en la mezcla. Para ello, se elaboraron tres mezclas de compostaje: P1 (100% FSD); P2 (80% FSD + 20% caña de maíz); P3 (60% FSD + 40% caña de maíz), que fueron transformadas mediante el sistema de compostaje de pila móvil. Durante el proceso, se realizó un seguimiento de la evolución de la temperatura en las pilas, así como de parámetros físico-químicos y químicos. Todos los composts obtenidos mostraron adecuadas características físico-químicas y químicas y un buen grado de madurez. Sin embargo, la salinidad y el alto contenido en Zn constituyeron los factores más limitantes para su uso agrícola. El uso de la caña de maíz como agente estructurante favoreció el desarrollo del proceso de compostaje, especialmente en la proporción del 20%.

Palabras clave: fracción sólida de digerido porcino, digestión anaerobia, compost, caña de maíz.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, la creciente generación de residuos orgánicos procedentes del sector ganadero, unida a una inadecuada gestión de dichos residuos, constituye una de las principales causas de contaminación atmosférica, de suelos y aguas. Por ello, existe una creciente demanda de tecnologías para gestionar estos residuos que sean respetuosas con el medio ambiente y que a su vez incluyan una recuperación energética. En este sentido, la digestión anaerobia es uno de los métodos biológicos más eficientes para el tratamiento de estos residuos, ya que reduce las emisiones de gases de efecto invernadero,

con el beneficio adicional de la recuperación de energía, al obtener biogás como producto del proceso (Holm-Nielsen et al., 2009). Adicionalmente, como resultado de dicho proceso también se obtiene el material digerido (digerido), con un importante valor fertilizante por su riqueza en nutrientes y materia orgánica. Sin embargo, el digerido también presenta una serie de características (alta biodegradabilidad, potencial contenido en compuestos fitotóxicos y microorganismos patógenos, excesiva humedad, etc.) que dificultan su manejo agronómico y, por tanto, su uso directo como fertilizante en agricultura (Guan y Holley, 2003; Abdullahi et al., 2008). Por tanto, el digerido debe ser sometido a un adecuado tratamiento previamente a su uso en agricultura que asegure su empleo sin que implique ningún tipo de riesgo ni para el medio ambiente ni para la salud humana o animal. Por todo ello, el compostaje de la fracción sólida del digerido, obtenida previamente tras someter al digerido a una separación sólido-líquido, puede constituir una opción viable no sólo para gestionar estos materiales, sino también para obtener un producto final con un valor añadido para su uso como enmienda y/o fertilizante orgánico (Holm-Nielsen et al., 2009).

Por ello, los principales objetivos de este trabajo fueron: a) estudiar la viabilidad del co-compostaje de la fracción sólida del digerido de purín porcino (FSD), con caña de maíz como agente estructurante; b) evaluar el efecto de la proporción del agente estructurante en la mezcla sobre las propiedades finales de los composts obtenidos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Desarrollo experimental

Se prepararon tres pilas de compostaje, usando como sustrato base la fracción sólida de un digerido (FSD), obtenida tras la separación sólido-líquida del digerido producido tras la digestión anaerobia de un purín porcino, junto con caña de maíz como agente estructurante. La fracción sólida del digerido porcino se caracterizó por mostrar un pH de 6,83, una conductividad eléctrica (CE) de 3,76 dS/m, un contenido en materia orgánica (MO) del 69,9%, el 38,0% de carbono orgánico total (C_{OT}) y el 2,62% de nitrógeno total (N_T); mientras que la caña de maíz presentó un pH de 6,31, una CE de 4,81 dS/m, un contenido en MO del 91,7%, el 46,2% de C_{OT} y el 0,74% de N_T.

La composición de las pilas de compostaje respecto a peso fresco (peso seco entre corchetes) fue la siguiente:

- P1: 100% FSD [100]
- P2: 80% FSD + 20% caña de maíz [54:46]
- P3: 60% FSD + 40% caña de maíz [31:69]

Las mezclas se dispusieron formando pilas de compostaje trapezoidales de dimensiones 1,5 m de altura con una base de 2 x 2 m y se compostaron mediante el sistema de compostaje de pila móvil o volteo en las instalaciones de una planta de compostaje industrial (Gestcompost S.L., Pina de Ebro, Zaragoza). Las pilas fueron volteadas en cinco ocasiones, coincidiendo con el descenso de la temperatura en las mezclas, para favorecer la homogeneidad de las mezclas y el desarrollo del proceso de compostaje. La humedad de las pilas se controló semanalmente, adicionando la cantidad de agua necesaria para mantener una humedad en las mezclas superior al 40%. Cuando la temperatura de las mezclas, la cual se controló a lo largo del proceso, fue próxima a la ambiental y no se incrementó tras el volteo, se consideró acabada la fase bio-oxidativa del compostaje, la cual tuvo una duración de 132 días. A partir de ese momento, los composts se dejaron madurar aproximadamente un mes.

A lo largo del proceso se realizaron cinco muestreos, tomando material en varios puntos de la pila, a diferentes alturas y profundidades, de modo que fuesen representativas del conjunto en el momento del muestreo. Cada muestra recogida fue homogeneizada y dividida en tres submuestras, una para la determinación de la humedad, otra fue liofilizada y molida en un molino a través de una malla de 0,5 mm de luz y la otra fue inmediatamente congelada para posteriores análisis.

Métodos analíticos y estadísticos

En los materiales iniciales y en las muestras de compostaje se determinaron los siguientes parámetros: el pH y la conductividad eléctrica (CE) se analizaron en el extracto acuoso 1:10 (p:v); la materia orgánica (MO) se determinó por calcinación a 500 ºC durante 24 h El carbono orgánico total (C_{OT}) y el nitrógeno total (N_T) fueron determinados utilizando un analizador elemental C/N (analizador elemental EuroVector). Adicionalmente, en las muestras de compostaje, la capacidad de cambio de cationes se determinó según el método propuesto por Lax et al. (1986). El carbono orgánico (Ch) y el nitrógeno total hidrosolubles (Nh) se determinaron en el extracto acuoso 1:20 (p:v) en un analizador C/N para muestras líquidas (Analizador TOC-V CSN Shimadzu), al igual que el carbono extraíble (Cex) (extracto en NaO 0,1 M) y el carbono de ácidos fúlvicos (Caf), obtenido tras la precipitación de los ácidos húmicos (Cah) a pH 2,0 (Sánchez-Monedero et al., 1996). Los índices de humificación fueron obtenidos con las siguientes expresiones (Roletto et al., 1985):

Relación de humificación (RH) = $(Cex/C_{OT}) \times 100$

Índice de humificación (IH) = $(Cah/C_{OT}) \times 100$

El N amónico fue determinado por colorimetría, de acuerdo al método de Sommers et al. (1992). En el extracto obtenido tras la digestión nítrico-perclórica de las muestras, se determinó el P colorimétricamente, mientras que los elementos Na, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn y los metales pesados (Cd, Co, cr, Pb y Ni) se determinaron por ICP-OES (Thermo Elemental Co. Iris Intrepid II XDL). El índice de germinación se determinó usando semillas de berro (*Lepidium sativum* L.), de acuerdo a la técnica de Zucconi et al. (1981). Los grupos microbianos estudiados fueron *Salmonella*, determinada según el método modificado de la USEPA (2005) y *E. coli*, determinada según el método de Chroni et al. (2009), expresándose los resultados como unidades formadoras de colonias (UFC) por gramo de compost (*E. coli*) y ausencia/presencia (*Salmonella*). Todos los análisis fueron realizados por triplicado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución del proceso de compostaje

Evolución de la temperatura en las pilas de compostaje

Todas las pilas de compostaje mostraron un rápido e importante aumento de la temperatura, especialmente las pilas elaboradas con caña de maíz como agente estructurante (P2 y P3), alcanzando estas pilas durante la primera semana valores próximos o superiores a 50 ºC (**Fig. 1**), indicando el aumento de la actividad microbiana y, por tanto, de la activación del proceso de compostaje (Bustamante et al., 2008).

En todas las pilas se observó el perfil clásico de evolución de la temperatura del proceso de compostaje (**Fig. 1**). Sin embargo, las pilas P2 y P3 mostraron una mayor duración de la etapa termófila y valores superiores de temperatura que la pila elaborada sólo con la fracción sólida del digerido, registrándose

en la pila elaborada con caña de maíz en menor proporción (P2) los valores más altos de temperatura (**Fig. 1**). Los volteos provocaron una reactivación del proceso, al sufrir la temperatura un incremento tras los mismos, especialmente tras el tercer volteo, con el cual se consiguió un incremento de temperatura incluso en la pila elaborada con la proporción de 100% de fracción sólida de digerido.

Por tanto, exceptuando la pila P1 que no alcanzó ni mantuvo temperaturas próximas o superiores a 55ºC, el resto de pilas cumplieron los requisitos de higienización exigidos por el 2º Borrador Europeo sobre Tratamiento Biológico de Bioresiduos (CE, 2001). En dicho borrador, que actualmente constituye el único marco europeo que establece unas pautas determinadas con respecto al desarrollo del proceso de compostaje, se exige para compost elaborado mediante volteo, una temperatura ≥ 55ºC durante dos semanas si se efectúan 5 volteos, como en este caso.

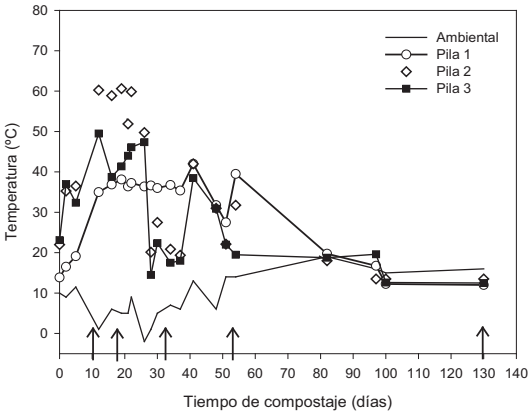


Figura 1. Evolución de la temperatura en las pilas de compostaje P1 [100% fracción sólida del digerido porcino], P2 [80% fracción sólida del digerido porcino + 20% caña de maíz] y P3 [60% fracción sólida del digerido porcino + 40% caña de maíz].

Parámetros físico-químicos

Al inicio del proceso, todas las pilas de compostaje mostraron valores de pH próximos a la neutralidad (**Fig. 2a**) y, por tanto, dentro del rango óptimo para el compostaje (pH = 6-8) (Rink, 1992). En general, los valores de pH de las pilas tendieron a descender durante el compostaje, excepto en la pila P1 (100% FSD), que mostró un ligero incremento al inicio del proceso, lo cual puede atribuirse a la degradación de compuestos de carácter ácido, tales como grupos carboxílicos y fenólicos, y a la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos a amoníaco (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1991; Soliva, 2001). Adicionalmente, el descenso observado al final del proceso pudo estar asociado al proceso de nitrificación (Bustamante et al., 2007).

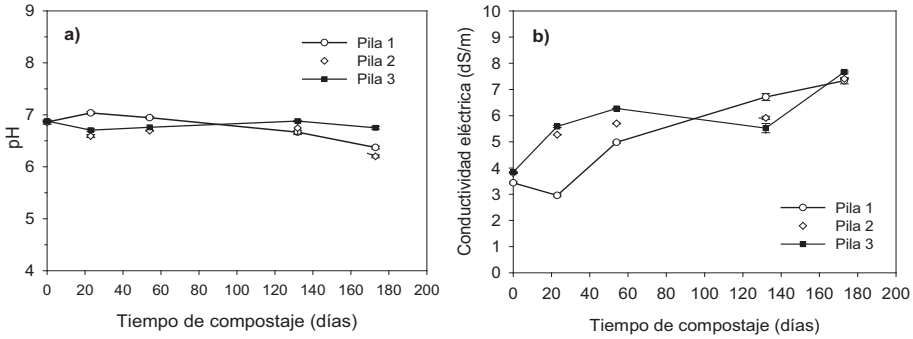


Figura 2. Evolución del pH (a) y la conductividad eléctrica (b) en las pilas de compostaje P1 [100% fracción sólida del digerido porcino], P2 [80% fracción sólida del digerido porcino + 20% caña de maíz] y P3 [60% fracción sólida del digerido porcino + 40% caña de maíz].

Por otra parte, en general los valores de la conductividad eléctrica (CE) aumentaron en todas las pilas (**Fig. 2b**), debido a la producción de compuestos inorgánicos y al efecto concentración a consecuencia de la pérdida de peso de la pila (Bustamante et al., 2008). Tan sólo la pila elaborada únicamente con FSD (P1) mostró un descenso al inicio del proceso de compostaje, posiblemente debido a la volatilización de amoníaco y a la precipitación de sales minerales, tal y como observaron Huang et al. (2004) en un estudio de co-compostaje de estiércol porcino con serrín.

Parámetros químicos e índices de madurez

Al inicio del proceso de compostaje, todas las pilas mostraron contenidos de materia orgánica similares entre sí, siendo la pila P1, elaborada con 100% FSD, la que mostró el contenido más alto (69,2%) (**Fig. 3a**). A lo largo del proceso, los contenidos de materia orgánica descendieron en todas las pilas, mostrando el proceso de degradación de la materia orgánica, especialmente en la pila con mayor proporción de FSD (P1), hecho también observado por Bustamante et al. (2012) en un experimento de co-compostaje de digerido vacuno con restos de poda de vid. Al final del compostaje, todas las pilas presentaron unas concentraciones de materia orgánica similares entre sí.

En general, la relación C/N descendió en todas las pilas, especialmente al inicio del proceso de compostaje, coincidiendo con el proceso de degradación de la materia orgánica, alcanzando valores similares para todas las pilas e inferiores a 10 al final del proceso (**Fig. 3b**). Este descenso también fue observado por otros autores en diferentes experimentos de compostaje con materiales orgánicos similares (Huang et al., 2004; Bustamante et al., 2012).

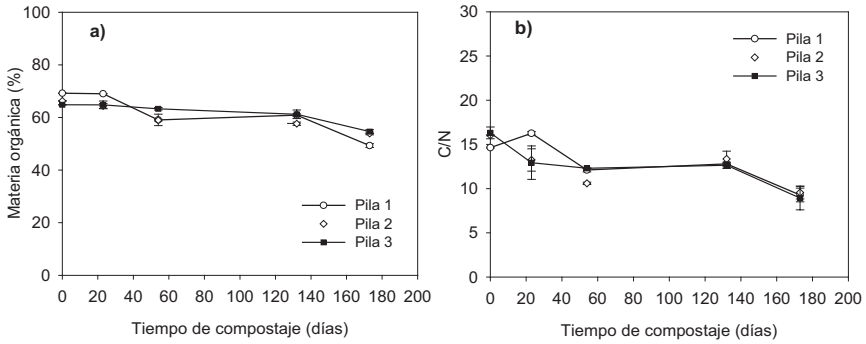


Figura 3. Evolución de la materia orgánica (a) y la relación C/N (b) en las pilas de compostaje P1 [100% fracción sólida del digerido porcino], P2 [80% fracción sólida del digerido porcino + 20% caña de maíz] y P3 [60% fracción sólida del digerido porcino + 40% caña de maíz].

La concentración de amonio descendió de forma muy marcada en todas las pilas al inicio del proceso de compostaje (**Fig. 4**), mostrando sólo la pila elaborada con 100% FSD (P1) un ligero incremento del N amónico que puede atribuirse a los mayores contenidos de N observados en esta pila. Sin embargo, tras este ligero incremento en P1, los contenidos de N amónico descendieron en todas las pilas, fundamentalmente debido a los procesos de volatilización de amoníaco y/o de inmovilización de N, así como debido a procesos de nitrificación, especialmente al final del proceso de compostaje, cuando los valores de temperatura descendieron hasta los niveles de la temperatura ambiental (Bustamante et al., 2008).

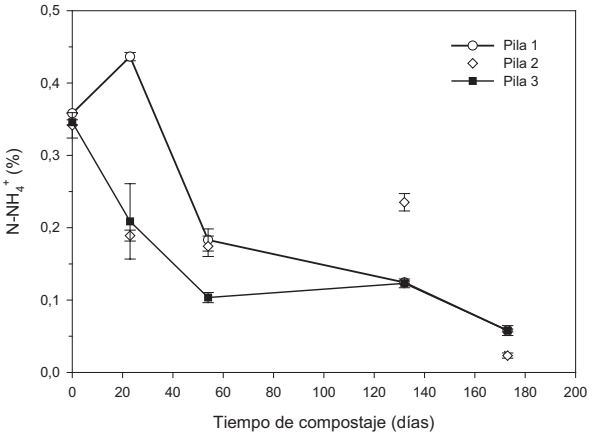


Figura 4. Evolución del nitrógeno amónico en las pilas de compostaje P1 [100% fracción sólida del digerido porcino], P2 [80% fracción sólida del digerido porcino + 20% caña de maíz] y P3 [60% fracción sólida del digerido porcino + 40% caña de maíz].

El carbono orgánico hidrosoluble representa la fracción más lábil y fácilmente asimilable de la materia orgánica y, por tanto, la más activa biológicamente durante el compostaje, ya que está fundamentalmente

constituida por azúcares, hemicelulosa, sustancias fenólicas, aminoácidos, péptidos y otras sustancias fácilmente biodegradables (Hsu y Lo, 1999). En general, las pilas de compostaje mostraron una reducción en la concentración de C hidrosoluble (**Tabla 1**), debido a su mineralización o inmovilización llevada a cabo por los microorganismos, excepto la pila con mayor porcentaje de estructurante (P3), que mostró un incremento del C hidrosoluble a lo largo del proceso de compostaje, posiblemente debido a la hidrólisis y solubilización de sustancias orgánicas más complejas (Savozzi et al., 1987). Estas tendencias observadas para el C hidrosoluble también se observaron en la evolución de la relación Chidrosoluble/Nhidrosoluble (Ch/Nh), la cual descendió en todas las pilas menos en la pila P3.

Tabla 1. Evolución de diferentes parámetros de madurez durante el proceso de compostaje en las pilas estudiadas (datos referidos respecto a materia seca).

Tiempo de compostaje (días)	Ch (%)	Ch/Nh	CCC (cmol kg^{-1} MO)	RH (%)	IH (%)	IG (%)
Pila 1: 100% fracción sólida del digerido						
0	0.93	6.75	126	13.3	7.32	47.2
23	0.50	3.34	--	--	--	--
54	0.61	2.18	--	--	--	85.5
132	1.18	3.78	133	17.5	9.80	72.1
173	0.87	1.67	137	16.5	9.00	83.5
Pila 2: 80% fracción sólida del digerido + 20% caña de maíz						
0	0.93	7.64	124	11.6	6.20	36.3
23	1.01	3.71	--	--	--	--
54	1.14	4.04	--	--	--	63.7
132	1.41	5.94	102	17.5	8.68	83.2
173	0.91	1.52	172	14.9	7.37	76.7
Pila 3: 60% fracción sólida del digerido + 40% caña de maíz						
0	0.98	6.93	97	14.1	8.05	54.3
23	1.13	4.37	--	--	--	--
54	1.50	4.80	--	--	--	75.1
132	1.52	6.82	88	18.8	10.0	62.6
173	1.24	2.10	156	18.0	9.79	60.0

Ch: carbono orgánico hidrosoluble; Nh: nitrógeno hidrosoluble; CCC: capacidad de cambio catiónico; MO: materia orgánica; RH: relación de humificación; IH: índice de humificación; IG: índice de germinación.

Con respecto a otros parámetros como la capacidad de cambio catiónico (CCC) o índices de humificación como la relación de humificación (RH) y el índice de humificación (IH), a lo largo del proceso de compostaje se produjo un aumento en estos parámetros, indicativos del desarrollo de los procesos de humificación de la materia orgánica y, por tanto, de la madurez del compost, alcanzando valores superiores a los valores mínimos fijados por diversos autores (Bernal et al., 2009) para considerar a un compost maduro. Sin embargo, es importante considerar que las pilas ya verificaban estos parámetros

al inicio del proceso, por lo que debe considerarse como indicativo de un buen desarrollo del proceso de compostaje la evolución de dichos parámetros en lugar de tan sólo el valor final.

Los valores del índice de germinación aumentaron de forma muy notable en todas las pilas de compostaje (**Tabla 1**), desde valores muy bajos, prácticamente fitotóxicos (< 50%), especialmente en las pilas P1 y P2, hasta alcanzar valores superiores al 50% al final del proceso, valor mínimo sugerido como indicativo de ausencia de fitotoxicidad (Zucconi et al., 1981).

Calidad de los composts obtenidos

En la **Tabla 2** se muestran las principales características físico-químicas, químicas y biológicas de los composts finales obtenidos. Todos los composts mostraron valores de pH próximos a la neutralidad, adecuados para su uso en agricultura. Sin embargo, los valores de conductividad eléctrica fueron ligeramente altos, especialmente en la pila con mayor proporción de caña de maíz (P3), debido al uso de dicho material como agente estructurante. Todos los composts mostraron contenidos notables de C orgánico total y de materia orgánica. En el caso de la materia orgánica, estos contenidos fueron superiores a los valores mínimos establecidos por la legislación española y por las directrices europeas (35 y 30%, respectivamente) (BOE, 2011; CE, 2001).

Tabla 2. Características de los compost obtenidos (datos referidos respecto a materia seca).

Parámetro	C1	C2	C3	Parámetro	C1	C2	C3
pH	6,37	6,20	6,75	Na (g/kg)	3,93	4,28	4,20
CE (dS/m)	7,34	7,41	7,67	Ca (g/kg)	101	88,0	89,6
MO (%)	49,3	53,9	54,6	Mg (g/kg)	17,7	21,0	16,3
C_{OT} (%)	24,2	24,7	29,3	Fe (g/kg)	4,97	5,39	4,78
N_T (%)	2,63	2,60	3,29	Cu (mg/kg)	396	389	293
Relación C_{OT}/N_T	9,21	9,54	8,97	Mn (mg/kg)	664	817	634
CCC (meq/100 g MO)	137	172	156	Zn (g/kg)	3,01	3,80	2,67
K (g/kg)	7,50	7,67	9,34	Cd (mg/kg)	0,23	0,31	0,18
P (g/kg)	16,2	19,4	14,7	Pb (mg/kg)	20,4	13,0	12,9
IG (%)	83,5	76,7	60,0	Ni (mg/kg)	18,5	20,5	16,9
Salmonella	Ausencia en 25 g			Co (mg/kg)	1,29	2,83	1,89
E. coli (UFC/g)	< 10	< 10	< 10	Cr (mg/kg)	20,2	23,3	18,2

CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica; C_{OT}: carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total; CCC: capacidad de cambio catiónico; IG: índice de germinación.

Los valores de la relación C/N oscilaron entre 8,97 y 9,5, siendo claramente inferiores a 15 en todos los composts, el valor límite establecido por diversos autores para un compost maduro (Bernal et al., 2009), así como inferior a 20, el valor límite fijado por la legislación española (BOE, 2011). La concentración de macronutrientes fue alta en todos los composts, siendo los contenidos de N total superiores al 2%, mientras que las concentraciones de P y K, así como en micronutrientes fueron similares a otras observadas en otros composts elaborados con digeridos (Bustamante et al., 2012) y en composts de diferente origen, como ganadero (Bernal et al., 2009) o agroindustrial (Bustamante et al., 2010). La

concentración de metales pesados también fue similar a las mostradas en otros composts de digeridos o de origen ganadero o agroindustrial, previamente mencionados, e inferiores a los límites fijados por la legislación española y por las directrices europeas (BOE, 2011; CE, 2001), a excepción de los contenidos en Cu y Zn, probablemente debido al origen porcino del digerido empleado.

Con respecto a los parámetros de madurez, todos los composts verificaron el criterio relacionado con la ausencia de fitotoxicidad, mostrado por el índice de germinación > 50%. Adicionalmente, los composts obtenidos también verificaron parámetros relacionados con la higienización de las mezclas durante el proceso de compostaje, como los contenidos en microorganismos patógenos, mostrando ausencia de *Salmonella* y contenidos de *E. coli* inferiores al límite fijado por la legislación española (BOE, 2011).

CONCLUSIONES

El co-compostaje de la fracción sólida del digerido obtenido de la digestión anaerobia de purín porcino, con caña de maíz como agente estructurante es un método viable y eficaz para reciclar estos residuos y obtener composts con un buen grado de madurez, así como, en general, con adecuadas características físico-químicas y químicas, excepto por su salinidad y por las concentraciones de Cu y Zn que pueden limitar su uso agrícola. El uso del agente estructurante claramente favoreció el proceso de compostaje, especialmente en la proporción al 20% de caña de maíz, mostrando un mejor desarrollo de la etapa termófila que la pila elaborada sólo con la fracción sólida del digerido porcino.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (actual Ministerio de Economía y Competitividad), dentro del Plan Nacional I+D+I 2008-2011, y la Unión Europea mediante Fondos Europeos de Desarrollo Regional (FEDER, "*Una manera de hacer Europa*"), en el marco del Proyecto Singular Estratégico "PROBIOGAS" (Ref.: PSE-120000-2009-22). Este trabajo también ha sido apoyado con un contrato "Juan de la Cierva" (MICINN, España), cofinanciado por el Fondo Social Europeo, concedido a la Dra. Bustamante. Los autores también quieren dar las gracias a la empresa Gestcompost S.L. por su ayuda en el desarrollo práctico de este experimento.

REFERENCIAS

Abdullahi, Y.A., Akunna, J.C., White, N.A., Hallet P.D. Wheatley, R. 2008. Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. Bioresource Technol. 99: 8631-8636.

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A. Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assesment. A review Bioresource Technol. 100: 5444-5453.

BOE. 2011. Orden PRE/630/2011, de 23 de marzo, por la que se modifican los Anexos I, II,III, IV, V y VI del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado 72, 2011, p. 31871-910.

Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. Chemosphere 72: 551-557.

Bustamante, M.A, Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa,

A., Bernal, M.P. 2007. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. Water Sci. Technol. 56: 187-192.

Bustamante, M.A., Alburquerque, J.A., Restrepo, A.P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P. 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. Biomass and Bioenergy 43: 26-35.

Bustamante, M.A., Suárez-Estrella, F., Torrecillas, C., Paredes, C., Moral, R., Moreno, J. 2010. Use of chemometrics in the chemical and microbiological characterization of composts from agroindustrial wastes. Bioresource Technol. 101: 4068-4074.

CE. 2001. Comisión Europea. Working document on biological treatment of biowaste. 2nd draft. Brussels 2001; DG ENV.A.2./LM/biowaste/2nd draft.

Chroni, C., Kyriacou, A., Manios, T., Lasaridi, K. 2009. Investigation of the microbial community structure and activity as indicators of compost stability and composting process evolution. Bioresource Technol. 100: 3745-3750.

Guan, T.Y. Holley R.A. 2003. Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness – a review. J. Environ. Quality 32: 383-392.

Holm-Nielsen, J.B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. Bioresource Technol. 100: 5478-5484.

Hsu, J.H., Lo, S.L. 1999. Recycling of separated pig manure: characterization of maturity and chemical fractionation of elements during composting. Water Sci. Technol. 40: 121-127.

Huang, G. F., Wong, J.W.C., Wu Q.T., Nagar, B.B. 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. Waste Manage. 24: 805-813.

Lax, A., Roig, A., Costa, F. 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. Plant and Soil 94: 349-355.

Rink, R. 1992. Composting Methods. p. 24-42. En: On-Farm Composting Handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension, Ithaca, NY, EE.UU.

Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. BioCycle 26(2): 46-47.

Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Martínez-Pardo, C., Cegarra, J., Paredes, C. 1996. A microanalysis methods for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. Bioresource Technol. 57: 291-295.

Saviozzi, A., Riffaldi, R., Levi-Minzi, R. 1987. Compost maturity by water extract analyses. p. 359-367. En: M., de Bertoldi, M.P., Ferranti, P., L'Hermite y F., Zucconi (eds.), Compost: Production, Quality and Use. Elsevier. Barking.

Sommers, S.G., Kjellerup V., Kristjansen O. 1992. Determination of total ammonium nitrogen in pig and cattle slurry: sample preparation and analysis. Acta Agric. Scand. Sect. B, Soil Plant Sci. 42: 146-151.

USEPA, 2005. USEPA, Method 1682: *Salmonella* in sewage sludge (biosolids) by modified semisolid Rappaport-Vassiliadis (MSRV) médium, U.S. EPA Office of Water (2005), p. 41 EPA/821/R-04/028.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle 22: 54-57.

BIOMETANIZACIÓN *VS* COMPOSTAJE EN LA GESTIÓN DE FANGOS DE EDAR Y RESIDUOS AGROALIMENTARIOS: ESTUDIO DE UN CASO EN NAVARRA

Esteban-Gutiérrez, M.*; Aymerich E.

CEIT y Tecnun (Universidad de Navarra), 15 Paseo Manuel de Lardizabal, San Sebastián 20018, España

**Correo electrónico: mesteban@ceit.es*

Resumen

Actualmente, la búsqueda de una estrategia de tratamiento económicamente y ambientalmente viable para residuos orgánicos como los agroalimentarios o los fangos de EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales) representa un desafío importante por el elevado coste de su gestión y por la posibilidad de obtener un producto final aplicable a suelos, con lo cual sería posible combatir la escasez de materia orgánica que presenta una cantidad importante de nuestros suelos. En ese contexto, se ha realizado un estudio experimental para comparar dos alternativas de tratamiento para fango de EDAR tratado solo o en combinación con biorresiduo de naturaleza vegetal: la digestión anaerobia seca mesófila seguida de una etapa de post-compostaje y el compostaje como tratamiento único. El fango utilizado procede de una EDAR del sur de Navarra en la que es sometido a un breve tratamiento aerobio (Digestión Aerobia Termófila Autosostenida o ATAD en sus siglas en inglés), mientras que el residuo vegetal utilizado procede de una planta de conservas de la zona. En los experimentos de compostaje se han seguido tanto la temperatura como el consumo de oxígeno, combinando ensayos a escala piloto con ensayos a menor escala. Los resultados revelan un consumo de oxígeno considerablemente mayor así como temperaturas más elevadas para los ensayos de compostaje como tratamiento único. En cuanto a la biometanización, se han realizado ensayos a escala piloto en los que se ha seguido la producción de metano. Se han obtenido mejores resultados para la co-digestión; es decir, para la digestión conjunta de fango y residuo vegetal. Al comparar las dos alternativas, se pueden destacar tanto la ventaja de la producción de energía de origen renovable en el proceso de biometanización como un descenso de los requerimientos de aireación en el post-compostaje, sin comprometer la calidad del producto final. Según los resultados de los análisis de calidad de compost realizados, ambas alternativas permiten obtener un producto estabilizado con potencial de ser comercializado. La aplicación al suelo del producto final junto con la revalorización del fango sólo o en co-tratamiento parece ser una vía razonable de progreso hacia un escenario de gestión de residuos más sostenible.

Palabras clave: compostaje, digestión anaerobia, digestión seca, fangos de EDAR, residuo agroalimentario, planta piloto

INTRODUCCIÓN

En la Comunidad Foral de Navarra el sector agroalimentario es la tercera actividad industrial más importante en cuanto a beneficios económicos y empleo (Instituto de Estadística de Navarra). En contraposición a los beneficios de este sector, cabe señalar el hecho de que genera grandes cantidades de residuos de naturaleza orgánica. La alcachofa o *Cynara scolymus* es un cultivo típico del sur de Navarra cuyo procesamiento implica la generación de una gran cantidad de residuos orgánicos, que incluso puede alcanzar el 60 % (peso) del material crudo de entrada a la planta. Una de las mayores

plantas de conservas de la zona, durante el periodo 2008-2010 generó en torno a 1800 toneladas de residuo orgánico de alcachofa. El fango generado en EDAR (Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales) es otro flujo importante de residuos orgánicos cuya gestión puede resultar problemática. Según los datos proporcionados por una EDAR de la zona en la que se encuentra la planta de conservas mencionada, durante el año 2010 la generación de fango de sus instalaciones ascendió a unas 4400 toneladas de fango deshidratado (28 % ST, o Sólidos Totales). Puesto que el vertido de fango puede llegar a suponer el 50% de los costes de operación (Appels et al., 2008), su transformación en un sub-producto aplicable al suelo es un tema de interés y de actualidad. Por lo tanto, la búsqueda de una estrategia de tratamiento viable para los residuos orgánicos mencionados que cumpla con los criterios establecidos por la normativa es de suma importancia.

Tanto la biometanización (o digestión anaerobia) como el compostaje son tecnologías de tratamiento consolidadas que se aplican para tratar residuos tales como la FORSU (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos), los fangos de EDAR o el estiércol. Estas alternativas de tratamiento permiten cumplir la legislación aplicable en materia de residuos orgánicos (Directiva de Vertederos, 1999), por lo que se han incluido en el II Plan Nacional Integral de Residuos 2007-2015 (BOE 2009) como tratamientos preferentes para la reducción del vertido de materia orgánica biodegradable. En términos de sostenibilidad, el compostaje y la digestión anaerobia (sola o combinada con el compostaje) resultan ventajosos. Por un lado, el tratamiento de residuos orgánicos vía digestión anaerobia hace posible reducir el consumo de combustibles fósiles y disminuir las emisiones de CO_2 a la atmósfera, además de implicar mejoras en el balance energético gracias a la producción y el uso del biogás (Edelman et al., 2000; Fricke et al., 2005). En particular, la digestión anaerobia seca, o digestión en alta concentración de sólidos (20-40% ST), es una opción interesante ya que supone reducir la necesidad de espacio y permite trabajar con una alta carga orgánica, además de suponer un menor consumo de agua y energía. Sin embargo, a pesar de sus numerosas ventajas, esta tecnología se ha aplicado principalmente para el tratamiento de FORSU (Mata-Alvarez et al., 2000; Fernández et al., 2008) y, actualmente, la tecnología predominante para el tratamiento de otro tipo de residuos orgánicos sólidos es la digestión húmeda. Particularmente, la opción de co-digestión representa una alternativa prometedora debido a que el uso de un co-sustrato resulta habitualmente en mayores rendimientos en la producción de metano. Por otro lado, el compostaje es un proceso de descomposición autotermo; es decir, que no precisa aporte externo de energía calorífica alguno.

Otro aspecto importante a considerar sobre las alternativas de tratamiento mencionadas es que posibilitan el reciclaje de materia orgánica mediante la aplicación de los productos finales al suelo. La materia orgánica es un componente fundamental de los suelos debido a que desempeña un papel crucial en el mantenimiento de una estructura adecuada y en funciones como la fertilidad o la capacidad de retener agua. Por lo tanto, el contenido de materia orgánica es habitualmente utilizado para estimar la calidad de los suelos. La aplicación de residuos orgánicos tratados al suelo es una alternativa de gestión atractiva, especialmente en el caso de territorios como la Península Ibérica que, según datos del Atlas de Suelos de Europa (2005), posee una cantidad importante de suelos pobres en materia orgánica. En particular, un área importante de la mitad sur de Navarra, en la zona donde se sitúan la EDAR de la que procede el fango empleado en este estudio, así como la planta de conservas vegetales, presenta unos niveles muy bajos de materia orgánica.

En este estudio se han analizado diferentes alternativas de tratamiento para fango de EDAR y residuos agroalimentarios generados en una zona del sur de Navarra. Concretamente, se han comparado el compostaje aplicado como tratamiento único con una alternativa que combina un proceso de digestión anaerobia seca mesófila y una etapa de post-compostaje. Para ello, se ha evaluado la operación de

reactores piloto tratando fango deshidratado de una EDAR del sur de Navarra y residuos vegetales de alcachofa de una planta de conservas cercana a la misma. Se ha experimentado con fango como único sustrato y con fango combinado con residuo de alcachofa para evaluar el efecto del co-tratamiento, ya que esta opción es preferible porque implica tratar dos flujos distintos de residuos en las mismas instalaciones. La calidad del producto final de los diferentes experimentos se ha evaluado de acuerdo con criterios de estabilidad y madurez con el fin de estimar su idoneidad para aplicación a suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Componentes

En este estudio se han empleado dos residuos orgánicos diferentes, residuo vegetal de alcachofa (*Cynara scolymus*) de una planta de conservas del sur de Navarra; cerca de Tudela, y fango de una depuradora de la misma zona. El residuo vegetal de plantas de conservas aparece en la Lista Europea de Residuos (Decisión 2001/118/CE) con el código 020304, mientras que al fango generado en EDAR, le corresponde el código LER 190805. Concretamente, de acuerdo a lo establecido en el apartado de definiciones de la nueva Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, por su origen y su naturaleza el residuo vegetal utilizado en este estudio se trata de un biorresiduo. El fango tratado en este estudio es sometido a un breve tratamiento aerobio ATAD (Tratamiento Aerobio Termófilo Autosostenido; según sus siglas en inglés) en las propias instalaciones de la EDAR con el fin de alcanzar un grado adecuado de higienización según lo establecido en la Norma 503 de la EPA (Environmental Protection Agency). Tras el tratamiento aerobio, el fango es deshidratado hasta alcanzar un contenido en sólidos cercano al 30%. A pesar de que durante el tratamiento aerobio parte de la materia orgánica contenida en el fango es estabilizada, aún contiene sustancias biodegradables que lo hacen adecuado para tratarlo mediante otros procesos biológicos como la biometanización.

Con el fin de obtener una mezcla inicial adecuada para el arranque de los experimentos, se han añadido otros componentes diferentes a los descritos. Se ha utilizado una enmienda orgánica distribuida comercialmente para poder ajustar el contenido de humedad o sólidos totales (ST) inicial y, para los experimentos de compostaje, se han añadido además virutas de madera como agente estructurante con el fin de conseguir una estructura adecuada y una porosidad suficiente para una correcta y homogénea aireación. Como fuente de biomasa metanogénica (inóculo) para los experimentos de biometanización se ha empleado el producto final de un proceso de biometanización previo (digestato).

Equipamiento: reactor anaerobio y reactores de compostaje

Los experimentos de digestión anaerobia del estudio han sido llevados a cabo en un reactor de acero inoxidable de 300 l diseñado de manera similar a un reactor de mezcla continua pero adaptado para trabajar con alta concentración de sólidos (20-40 % ST). Los experimentos se han realizado en el rango mesófilo de temperatura (35ºC); mantenida gracias al sistema de calentamiento, y se ha operado en modo batch o discontinuo. La agitación empleada ha sido continua, a una velocidad aproximada de 4 rpm. El digestor está conectado a un caudalímetro (Bronkhorst Hi-Tec v. Low-dP, ref. F-101D-HAD-11-E) que permite recoger los datos de producción de biogás on-line.

El reactor piloto empleado para los ensayos de compostaje consta de dos cámaras separadas de 125 l y se ha utilizado tanto para los experimentos de compostaje como para los de post-compostaje. La aireación se realiza por succión, de tal forma que se crea un vacío en el interior de las cámaras provocando así la entrada de aire del exterior a través de unos orificios especialmente diseñados para dicho propósito. Tanto la aireación como la agitación se pueden programar mediante un microprocesador.

Ambas cámaras poseen una sonda de temperatura para poder seguir la evolución de este parámetro on-line. Además del reactor piloto, se han utilizado dos reactores de 30 l de capacidad en paralelo con éste para poder determinar de un modo más preciso el consumo de oxígeno durante el proceso. El aire necesario para operar los reactores pequeños se ha tomado de la línea de aire comprimido del laboratorio y se ha regulado utilizando rotámetros.

MÉTODOS ANALÍTICOS

Los diferentes análisis realizados se han llevado a cabo basándose en la 20ª Edición del Standard Methods (1998). El pH, los ST (Sólidos Totales) y el contenido de SV (Sólidos Volátiles) se han medido periódicamente. La composición del biogás se ha analizado diariamente (GC-TCD HP6890, column SUPELCO 60/80 Carboxen, ref. 10001-2390-U) para seguir el proceso de digestión anaerobia. El gas de salida de los compostadores de 30 l se ha analizado dos veces al día con el equipo utilizado para el biogás pero con un método diferente.

Para realizar una estimación de la calidad del compost obtenido en los diferentes experimentos se han empleado dos métodos distintos. Para estimar la estabilidad del compost se ha utilizado el test comercial Solvita por su sencillez y debido a que es habitualmente usado en plantas reales de compostaje. Consiste en la medida cualitativa del dióxido de carbono y el amoniaco liberados en un recipiente cerrado que contiene una muestra representativa de producto mediante una técnica colorimétrica. La producción de dióxido de carbono es consecuencia de la actividad microbiana de la muestra que, a su vez, está directamente relacionada con el concepto de estabilidad. A mayor concentración de dióxido de carbono detectada, se entiende que la actividad microbiológica es mayor y que la muestra es menos estable. Por lo tanto, el test Solvita proporciona información cualitativa útil para identificar la fase en que se halla el proceso de compostaje. En cambio, para evaluar la madurez del compost, se ha empleado el test de germinación de Zucconi (Zucconi et al., 1981). Concretamente, este test se trata de una técnica de germinación que permite evaluar la fitotoxicidad y la madurez utilizando un extracto acuoso de compost y varias semillas de la especie *Lepidium sativum*. Durante el tratamiento de compostaje, la materia orgánica presente en los residuos sufre transformaciones, de tal forma que, en cada fase predominan compuestos orgánicos con un grado diferente de toxicidad para el crecimiento de las plantas y para su desarrollo. Es por ello que, en gran medida, el grado de madurez de una muestra de compost se puede estimar por su potencial fitotóxico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Experimentos de digestión anaerobia seca: producción de metano

En el marco del presente estudio se han realizado dos experimentos de digestión anaerobia seca en el reactor piloto con un contenido de sólidos totales al inicio cercano al 30 %. Por un lado, se ha realizado un experimento con fango ATAD como único sustrato (mono-digestión) y, por otro lado, se ha realizado un ensayo en el que se han tratado conjuntamente el fango y residuo de alcachofa, con el fin de poder evaluar los efectos derivados de la complementariedad de ambos residuos. La composición de las mezclas iniciales de ambos experimentos se ha recogido en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Composición de las mezclas iniciales de los ensayos de digestión anaerobia seca (cantidades expresadas en % de sólidos totales o ST).

Componente	Mono-digestión de fango ATAD	Co-digestión
Fango ATAD	25,0	12,5
Biorresiduo vegetal	0,0	12,5
Inóculo	25,0	25,0
Enmienda orgánica	50,0	45,0
Bicarbonato	0,0	5,0

Para evaluar los experimentos de digestión anaerobia seca, se ha calculado la producción diaria de biogás y esos valores se han transformado a volumen de metano utilizando los datos de los análisis cromatográficos de la composición del mismo. Como se puede observar en la **Figura 1**, la evolución de la producción de metano es considerablemente distinta para los dos experimentos. El perfil de producción diaria de ambos experimentos es diferente ya que en el caso de la co-digestión se aprecian dos máximos, mientras que para la digestión de fango como único sustrato no se observa ningún punto máximo claramente superior al resto (**Figura 1**). Los máximos de la curva de la co-digestión coinciden aproximadamente con el consumo de AGV (Ácidos Grasos Volátiles) acumulados al inicio y en un punto intermedio del proceso (datos no mostrados). Habitualmente, durante la fase de arranque de un digestor operado en discontinuo las concentraciones de metano en el biogás se caracterizan por ser bajas, ya que el proceso no alcanza el equilibrio hasta transcurrido un periodo de tiempo. Uno de los hechos que indican haber superado la fase inicial o de arranque es tener un 60 % de metano en el biogás (Dearman y Bentham, 2007), valor que en nuestros experimentos se ha registrado aproximadamente transcurrida la primera semana desde el comienzo del ensayo (**Figura 1**).

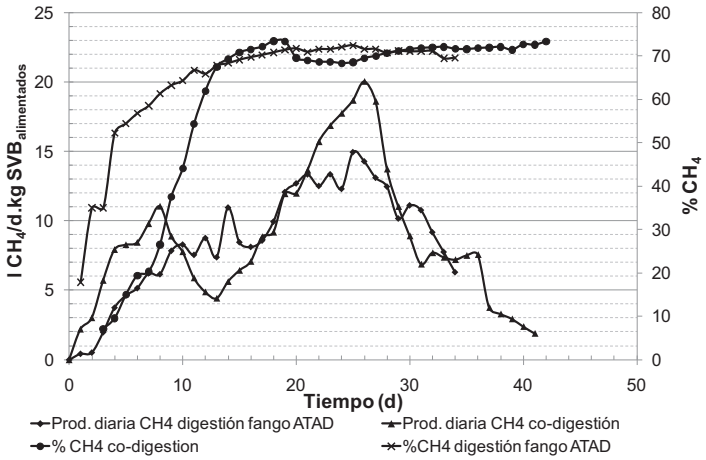


Figura 1. Perfil de producción diaria de metano y evolución del porcentaje de metano en el biogás.

En la **Tabla 2** se han recogido los resultados más significativos en lo que a producción de metano se refiere, incluido el rendimiento metanogénico, ya que es uno de los principales parámetros utilizados para evaluar la eficiencia de un proceso anaerobio. En este estudio, se ha seleccionado la PEM (Producción

Específica de Metano) para expresar dicho rendimiento que, junto con el resto de parámetros discutidos, se ha calculado en función de los SV añadidos en forma de sustrato (o $SVB_{alimentados}$). Tanto la PEM como la VPM (Velocidad de Producción de Metano) máxima para la co-digestión son en torno a un 25 % mayores, con una producción total considerablemente mayor.

Tabla 2. Valores para los parámetros relacionados con la producción de metano de ambos experimentos.

Parámetro	Mono-digestión de fango ATAD	Co-digestión
VPM_{max} (l CH_4 /d.kg $SVB_{alimentados}$)	15,0	20,0
PEM (l CH_4 /kg $SVB_{alimentados}$)	300	370
Producción total de CH_4 (l)	1400	2400

Una gran ventaja de la digestión anaerobia en comparación con el compostaje es la producción de biogás, un gas rico en metano considerado una fuente de energía renovable. En numerosas plantas reales, el aprovechamiento del biogás reduce significativamente los gastos de operación de las instalaciones. Una de las formas habituales de utilizar la energía del biogás es su transformación en calor y electricidad mediante el proceso de cogeneración. La electricidad resultante de dicha transformación puede ser utilizada para cubrir parte de la demanda energética de las propias instalaciones, mientras que el excedente puede ser vendido a instalaciones externas. El contenido energético de biogás con un porcentaje de metano comprendido entre el 57-65 % está entre 5,8-6,5 kWh/Nm^3 (Fricke et al., 2005). No obstante, la eficiencia eléctrica típica de un proceso de cogeneración es cercana al 40% (Deublein y Steinhauser, 2008). Por lo tanto, al transformar los datos de este estudio en potencial de producción de electricidad, el valor correspondiente a la co-digestión es de 1910 kW/toneladas $ST_{alimentados}$, y el valor estimado para la digestión del fango ATAD es 1033 kW/ toneladas $ST_{alimentados}$.

Experimentos de compostaje: evolución de la temperatura y consumo de oxígeno

En el marco de este estudio se han realizado cuatro experimentos de compostaje, dos de ellos de post-compostaje (**Tabla 3**). En cuanto a los ensayos de post-compostaje, se ha tratado el producto final de los experimentos de digestión anaerobia o digestatos. El compostaje de fango ATAD combinado con residuo de alcachofa se ha realizado utilizando la misma proporción que para el experimento de co-digestión, es decir, una proporción 1:1 (en ST).

Tabla 3. Composición de la mezcla inicial de los experimentos de compostaje (expresado en porcentaje de ST).

	Co-tratamiento		Fango ATAD	
	Compostaje[a]	Post-compostaje[b]	Compostaje[a]	Post-compostaje[b]
Fango ATAD	12,5	0,0	25,0	0,0
Biorresiduo vegetal	12,5	0,0	0,0	0,0
Digestato	0,0	25,0	0,0	25,0
Enmienda orgánica	25,0	25,0	25,0	25,0
Virutas	50,0	50,0	50,0	50,0

[a] Experimentos de compostaje como tratamiento único

[b] Experimentos de compostaje realizados tras una etapa de tratamiento mediante digestión anaerobia seca

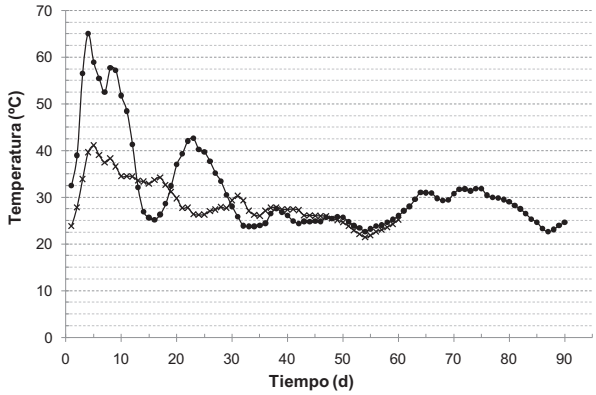
La temperatura es un parámetro fundamental de los procesos de compostaje ya que está directamente relacionada con la actividad microbiológica. Típicamente, el proceso de compostaje se divide en dos fases principales; la bio-oxidativa, que sucede en primer lugar, y la fase de maduración. La primera se caracteriza por un pronunciado aumento de la temperatura debido a una intensa actividad biológica, seguido de un descenso de temperatura, ya que la actividad de los microorganismos disminuye a medida que los compuestos orgánicos solubles son degradados. A continuación, durante la fase de maduración, normalmente la actividad microbiológica se encuentra limitada por la disponibilidad de nutrientes, por lo que la temperatura va descendiendo paulatinamente hasta alcanzar un valor semejante a la temperatura ambiente.

Las fases mencionadas se pueden distinguir con bastante claridad en la **Figura 2**. Al contrario de lo que se puede esperar teniendo en cuenta la naturaleza de los residuos tratados, durante el primer mes del experimento, el valor de temperatura registrado para el compostaje de fango ATAD co-tratado con biorresiduo vegetal es menor que el registrado en el experimento para el fango ATAD. Es muy probable que la causa de tener un valor más bajo para el experimento de co-tratamiento sea un exceso de humedad por encima del rango óptimo (datos no mostrados) ya que, a pesar de haber partido de un valor similar en los dos ensayos, la humedad del ensayo con fango y alcachofa ha sido notablemente superior.

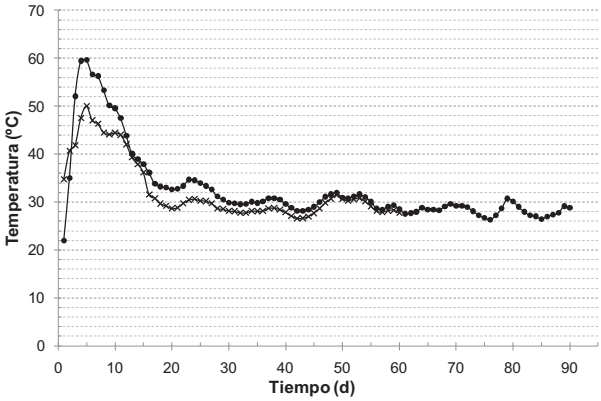
En cuanto al compostaje de fango ATAD, se puede destacar el descenso pronunciado de la temperatura en torno al día 15º, hecho que coincide con el registro de un contenido de humedad más bajo de lo recomendado (datos no mostrados). Junto con la temperatura, la humedad se trata de un parámetro crucial en el compostaje debido a que las reacciones de transformación de la materia contenida en los residuos que tienen lugar durante el proceso precisan de un medio acuoso. De esta forma, un contenido insuficiente de humedad puede limitar la actividad microbiológica y, por tanto, puede asimismo condicionar la evolución de la temperatura. Una vez ajustada la humedad, la temperatura del experimento de compostaje con fango ATAD se ha recuperado rápidamente, alcanzando valores por encima de 40ºC.

En cuanto a los datos de temperatura de los experimentos de post-compostaje, se puede apreciar que son menores que los registrados durante los procesos de compostaje correspondientes y que, en este caso, la temperatura medida para el experimento de co-tratamiento es significativamente mayor que del ensayo con fango ATAD como único sustrato. Si bien los valores finales de temperatura pueden parecer elevados, hay que tener en cuenta el hecho de que la experimentación se llevó a cabo durante el periodo estival, por lo que la temperatura ambiente dentro de las instalaciones del laboratorio alcanzó temperaturas cercanas a los 30 ºC (datos no representados).

a)



b)



Reactor de compostaje Reactor de post-compostaje

Figura 2. Perfil de temperatura de los experimentos de compostaje y post-compostaje a escala piloto para el fango ATAD (a) y para el co-tratamiento de fango ATAD con residuo de alcachofa (b).

La higienización es un punto importante a tener en cuenta, ya que influye drásticamente en la calidad del producto final obtenido en el proceso de compostaje y, en consecuencia, condiciona su uso final y sus aplicaciones. En un proceso de compostaje el parámetro relacionado directamente con la supervivencia de organismos patógenos es la temperatura, por lo tanto, ésta es comúnmente considerada un parámetro de control en términos de higienización. En particular, las altas temperaturas típicas de la fase inicial del proceso son críticas para poder obtener un producto final libre de patógenos. Concretamente, en el Anexo II del 2º borrador del Documento de Trabajo sobre el Tratamiento Biológico de Biorresiduos (CE, 2001), el criterio de higienización establecido para el compostaje en reactores cerrados consiste en mantener el material a 60ºC o una temperatura superior durante una semana. En los ensayos de compostaje de este estudio se ha superado la temperatura de 50ºC durante aproximadamente 10 días para los ensayos de compostaje como tratamiento único, mientras que durante los experimentos de post-compostaje, la temperatura se ha mantenido prácticamente dentro del rango mesofílico. No obstante,

puesto que el fango utilizado ha sido sometido en las instalaciones de la EDAR a un tratamiento de higienización mediante un proceso de ATAD según los criterios establecidos por la Norma 503 de la EPA (USA), se puede considerar un residuo libre de patógenos. En lo que respecta al residuo de alcachofa, cabe decir que se trata de un residuo orgánico limpio sin riesgo de contener organismos patógenos. Por lo tanto, los composts obtenidos en los ensayos de este estudio se pueden considerar productos libres de patógenos.

En los tratamientos aerobios como el compostaje, la disponibilidad de oxígeno afecta directamente a la actividad de los microorganismos y, en consecuencia, la aireación es uno de los principales parámetros de control para ese tipo de procesos. En este estudio, el consumo de oxígeno correspondiente a cada ensayo de compostaje se ha cuantificado analizando diariamente la composición del gas de salida de dos reactores de 30 l que han sido alimentados con la misma mezcla que los reactores piloto. A lo largo de todo el proceso, el caudal de entrada de aire se ha ajustado utilizando dos rotámetros de diferente escala en función del contenido de oxígeno del gas de salida, de tal forma que el porcentaje de oxígeno del mismo se ha mantenido en un valor no limitante para la actividad microbiana (5-10%). Para poder realizar comparaciones entre los diferentes materiales tratados por compostaje, tanto el consumo de aire como el consumo de oxígeno se han calculado en función de los kilogramos de SV añadidos al inicio del ensayo. Como se puede observar en la **Tabla 4**, el consumo correspondiente al co-tratamiento de fango ATAD y residuo de alcachofa es mayor para el tratamiento de compostaje, así como para el post-compostaje. Además de por su distinta composición, la diferencia de consumo registrada se debe en gran medida al hecho de que el residuo de alcachofa posee una proporción mayor de materia orgánica fácilmente biodegradable, ya que el fango ha perdido parte de la que contenía durante el tratamiento por ATAD. Por lo tanto, la mayor biodegradabilidad de la mezcla inicial del experimento de co-tratamiento se traduce en una mayor actividad microbiana, lo que implica un consumo mayor de oxígeno.

Tabla 4. Consumo total de aire y de oxígeno para los experimentos de compostaje realizados en este estudio.

	Co-tratamiento		**Fango ATAD**	
	Compostaje[a]	**Post-compostaje[b]**	**Compostaje[a]**	**Post-compostaje[b]**
Aire (l N/kg SV_{Total})	1528	1321	1402	1066
O_2 (l N)/kg SV_{Total})	291	266	259	195

[a] Experimentos de compostaje aplicado como tratamiento único

[b] Experimentos de compostaje realizado con el digestato de una etapa previa de digestión anaerobia seca mesófila

Si bien es cierto que la temperatura de los experimentos de post-compostaje ha evolucionado en paralelo a la temperatura de los ensayos de compostaje, los valores alcanzados en la fase bio-oxidativa son considerablemente menores para el post-compostaje (**Figura 2**). Aparte de la temperatura, la degradación de parte de la materia orgánica que ha tenido lugar en los experimentos previos de biometanización explica la menor actividad microbiana de los experimentos de post-compostaje. Puesto que es en la fase bio-oxidativa en la que se da una mayor actividad microbiana, su evolución condiciona en gran medida el requerimiento de oxígeno total de un proceso de compostaje. Por lo tanto, el menor consume total de oxígeno y de aire medido para los ensayos de post-compostaje se debe principalmente a una actividad microbiológica menos intensa para esos experimentos durante la fase bio-oxidativa del proceso.

Calidad del compost

El principal criterio empleado para evaluar la calidad de una muestra de compost es el grado de estabilidad y de madurez que le corresponde, es decir, el contenido de materia orgánica estable y la ausencia de compuestos fitotóxicos y microorganismos patógenos. A lo largo del proceso de compostaje, se crean compuestos orgánicos con diferente potencial tóxico para el crecimiento y el desarrollo de las plantas. Es posible estimar el grado de madurez de un compost determinando su potencial fitotóxico, ya que la madurez es un concepto de calidad asociado con la fitotoxicidad (Iannotti et al., 1993). Por el contrario, la estabilidad se relaciona habitualmente con la actividad microbiana, y hace referencia a la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable que ha sido degradada (Lasaridi y Stentiford, 1998).

Según los resultados del test Solvita (**Tabla 5**), todas las muestras de compost de este estudio presentan una baja actividad microbiana y, por tanto, se pueden considerar productos estabilizados. Para las muestras de compost 1, 3 y 4 se ha obtenido un índice Solvita de 7, lo que indica que el compost ha madurado lo suficiente como para ser utilizado con pocas limitaciones. En cuanto a la muestra de compost 2, le corresponde un valor para el índice Solvita de 8, una cifra obtenida para muestras altamente maduras y estabilizadas sin limitaciones de uso. En cuanto a los resultados obtenidos en el Test de Germinación (**Tabla 5**), estos revelan la ausencia de efectos fitotóxicos de las muestras de compost puesto que se han conseguido valores por encima de 50% para el IG, un valor considerado indicativo de la ausencia de compuestos fitotóxicos (Zucconi et al., 1981). El desarrollo de las semillas y su aspecto una vez germinadas era muy similar al de las del ensayo control, lo que hace pensar que no sufrieron efecto negativo ni tóxico alguno. Cabe señalar que los IG de las muestras del compost 1 y del compost 2 son notablemente superiores, hecho que hace pensar que la combinación de la digestión anaerobia seca con una etapa de post-compostaje permite obtener un producto con un mejor efecto sobre el fenómeno de la germinación e incluso sobre el desarrollo de la planta. Además del test control, se realizó un test de germinación utilizando un extracto acuoso de la enmienda orgánica añadida a la mezcla inicial de los ensayos, lo que permitió comparar el efecto de un producto distribuido comercialmente con el efecto de los compost de este estudio. El efecto de las muestras de compost 1, 2, 3 y 4 resultó similar e incluso mejor que el de la enmienda orgánica (datos no mostrados). El índice de germinación se trata de un parámetro muy sensible para evaluar el grado de madurez de un compost que ha sido utilizado por numerosos autores con la finalidad de analizar la calidad de diversas muestras de compost (Lasaridi et al., 2006; Roca-Pérez et al., 2009).

Tabla 5. Índice de germinación (IG) y índice de madurez Solvita para: Compost 1 (post-compostaje de fango ATAD), Compost 2 (post-compostaje de fango ATAD y residuo vegetal de alcachofa), Compost 3 (compostaje de fango ATAD), y Compost 4 (compostaje de fango ATAD y residuo de alcachofa).

	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4
Índice Solvita	7	8	7	6-7
IG (%)	75,8	78,6	69,9	56,2

De acuerdo con los criterios discutidos, los productos finales obtenidos (composts) se tratan de productos estabilizados y lo suficientemente maduros como para poder ser aplicados al suelo. Teniendo en cuenta tanto los resultados obtenidos como el tipo de residuos utilizados, a priori parece lógico pensar que estos productos se podrían aplicar al suelo según los criterios establecidos en el Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes. En concreto, cabría la posibilidad de que se pudieran incluir en el grupo de enmiendas orgánicas (compost) descrito en el Anexo I del documento citado. No obstante, con el fin de determinar su pertenencia a ese tipo de fertilizante en cuestión, se debería realizar una comprobación

del cumplimiento de los requisitos descritos en dicho anexo que implicaría un análisis más detallado de su composición, así como el estudio de determinadas características físico-químicas.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio proporcionan información útil para evaluar dos alternativas de tratamiento para fango de EDAR y residuos agroalimentarios de un área específica de Navarra; la digestión anaerobia seca seguida de un post-compostaje y el compostaje como tratamiento único.

De acuerdo con los resultados de los ensayos de biometanización, la co-digestión de fango ATAD con biorresiduos de alcachofa resulta más eficiente en términos de producción de metano, ya que le corresponden un rendimiento específico (PEM) y una velocidad de producción de metano (VPM) mayores. Debido a que la co-digestión implica el co-tratamiento de dos flujos de residuos distintos en las mismas instalaciones, en este sentido, también se puede considerar ventajosa respecto a la mono-digestión. En cuanto a los experimentos de compostaje y post-compostaje, cabe destacar que la evolución de la temperatura y el consumo de oxígeno concuerdan con las características de los residuos, en especial, con el potencial de biodegradabilidad aerobia. De este modo, el mayor consumo de oxígeno y las temperaturas más elevadas registradas corresponden a los experimentos de compostaje como tratamiento único, con algunos valores dentro del rango termófilo. Finalmente, según los análisis de calidad realizados con muestras de los composts obtenidos en este estudio, todos cumplen criterios de estabilidad y madurez, e incluso se pueden considerar productos con potencial de ser comercializados ya que tienen una calidad comparable a la de un producto distribuido comercialmente.

En conclusión, se puede decir que la combinación de la biometanización con el compostaje presenta aspectos positivos como menores requerimientos de oxígeno y la producción de biocombustible (metano), sin comprometer la calidad del producto final. No obstante, tanto el compostaje como tratamiento único como la combinación de la digestión anaerobia seca y el compostaje se tratan de alternativas interesantes por las que es posible reducir el vertido final de residuos orgánicos en vertedero. En concreto, la aplicación al suelo del producto final obtenido mediante alternativas de tratamiento como las analizadas en este estudio puede ser una práctica de interés para paliar el empobrecimiento del suelo en Navarra, una región con una cantidad considerable de suelos pobres en materia orgánica. La adopción de planes de gestión que incluyan los tratamientos descritos en este trabajo parece una vía adecuada para avanzar hacia un escenario de gestión de residuos más sostenible, sobre todo en regiones como la zona de Navarra de la que proceden los dos tipos de residuos tratados.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer la financiación de este estudio por parte del Ministerio de Ciencia e Innovación (NOVEDAR_Consolider CDS2007-00055), así como la ayuda recibida del proyecto 10833 de la antigua fundación CAN, del Grupo Banca Cívica. Asimismo, los autores desean expresar su agradecimiento a la planta de conservas Gutarra-Grupo Riberebro y a NILSA (Navarra de Infraestructuras Locales, S.A.) por suministrar los residuos utilizados.

REFERENCIAS

APHA-AWWA-WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 1998, 20th edition, American Public Health Association - American Water Works Association - Water Environment Federation, Washington DC; USA.

Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., Dewil, R. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Prog. Energy. Combust. Sci. 34(6):755-781.

BOE (2011). Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados. Jefatura del Estado Español. BOE nº 181 de 29/07/2011, p. 85550-85705.

CE (1999). Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos. Consejo de la Unión Europea. Diario Oficial de la Comisión Europea n° L 182 de 16/7/199, 0001 – 0019.

CE (2001). Decisión 2001/118/CE sobre la Lista Europea de Residuos. Official Journal L 047, p. 0001 – 0031.

CE (2001). 2º borrador del Documento de Trabajo sobre el Tratamiento Biológico de Biorresiduos. <http://europa.eu.int/comm/environment/waste/facts_en.htm> (Marzo 2012).

CE (2005). Atlas del Suelo de Europa (Soil Atlas of Europe), European Soil Bureau Network 2005, 128 pp, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Dearman, B., Bentham, R.H. 2007. Anaerobic digestion of food waste: Comparing leachate exchange rates in sequential batch systems digesting food waste and biosolids. Waste Manag. 27(12):1792-1799.

Deublein, D., Steinhauser, A. 2008. Biogas form Waste and Renewable Resources, Wiley-VCH.

Edelmann, W., Schleiss, K., Joss, A. 2000. Ecological, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic waste. Water Sci. and Technol. 41(3):263-273.

Fernández, J., Pérez, M., Romero, L.I. 2008. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). Bioresour. Technol. 99:6075-6080.

Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R. 2005. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. Waste Manag. 25(8):799-810.

Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M. Hoitink, H.A.J. 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. Compost Sci. Util. 1:52–65.

Instituto de Estadística de Navarra: http://www.cfnavarra.es/estadistica/ (Marzo 2012).

Lasaridi, K.E., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A. 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. J. Environ. Manag. 80(1):58-65.

Lasaridi, K.E. Stentiford, E.I. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. Water Res. 32(12):3717-3723.

Mata-Alvarez, J., Mace, S. Llabres, P. 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. Bioresour Technol. 74(1): 3-16.

MMA (2006). II Plan Nacional Integral de Residuos (2007-2015). Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Consulta en: <http://www.boe.es/boe/dias/2009/02/26/pdfs/BOE-A-2009-3243.pdf> (Febrero 2012).

RD (2005). Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. Ministerio de la Presidencia. BOE nº 171 19/07/2005, p. 25592-25669.

Roca-Pérez, L., Martínez, C., Marcilla, P., Boluda R. 2009. Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil–plant system. Chemosphere 75(6):781-787

Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, K. Bates J. 2001. Report on "Waste Management Options and Climate Change" for the European Commission, Luxembourg.

U.S. EPA (2003). Environmental Regulations and Technology. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Under 40 CFR Part 503. U.S. Environmental Protection Agency Report. Cincinnati, OH 45268 (United States).

Woods End Laboratory, 2004. Guide to Solvita Testing for Compost Maturity Index. Woods En Research Laboratory Inc., Mount Vernon, Maine 04352 (United States). Retrieved from <http: //www.solvita.co.uk/downloads/solvita_ma3.5.pdf> (February 2012).

Zucconi, F., Forte, M., Pera, A. De Bertoli, M. 1981. Evaluating toxicity in immature compost. Biocycle. 22:54–57.

BIOFILTRACIÓN DE α-PINENO CON COMPOST DE RSU Y RESIDUOS DE PODA

López Núñez, R.[1*]; Cabeza Rojas, I.[1]; Lock-Wah-Hoon, J.R.[1]; Giráldez Díaz, I.[2], Ruíz Montoya, M.[3], Díaz Blanco, M.J.[3]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla-CSIC, Avda. Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla.

[2]Departamento de Química y Ciencia de los Materiales, Facultad de Ciencias Experimentales, Univ. de Huelva, Campus Universitario El Carmen, Avenida de las Fuerzas Armadas, 21071-Huelva.

[3]Departamento de Ingeniería Química, Química Física y Química Orgánica, Facultad de Ciencias Experimentales, Univ. de Huelva, Campus Universitario El Carmen, Avenida de las Fuerzas Armadas, 21071-Huelva.

**Correo electrónico: rlnunez@irnase.csic.es*

Resumen

Las plantas de compostaje causan frecuentemente problemas de malos olores en sus alrededores. Diferentes compuestos orgánicos volátiles (COV) son responsables de estos olores, pero entre ellos frecuentemente se encuentran terpenos de origen vegetal como el pineno. Entre las diferentes estrategias que pueden adoptarse para la disminución de olores, los biofiltros son especialmente adecuados, por su bajo coste y por la ausencia de residuos secundarios. En el presente trabajo se estudia la eficacia de dos biofiltros rellenos con diferentes compost en la biofiltración de α-pineno, y la incidencia de diferentes condiciones operativas, en particular de la humedad del lecho de compost. Se utilizaron dos tipos de composts: la fracción 7-20 mm de un compost maduro de residuos sólidos urbanos (RSU), y la fracción 7-20 mm de un compost maduro de RSU y restos de poda en relación 1:1 en volumen (RSUP). El seguimiento del proceso de biofiltración se realizó mediante una combinación de diferentes técnicas: medidor de compuestos orgánicos volátiles (COV) con detector de fotoionización, nariz electrónica y GC-MS.

Ambos tipos de biofiltros mostraron gran eficacia en la biodegradación de α-pineno, con eficiencia del 100% para una concentración inicial por encima de 50 ppmv. No obstante, la eficiencia de biodegradación resultó muy dependiente de la humedad del lecho, con una importante reducción del rendimiento del sistema al disminuir la misma. El intervalo óptimo de humedad de cada biofiltro para obtener una máxima eficiencia en la biofiltración resultó relativamente estrecho. Para contenidos de humedad por debajo del 30% en el caso del biofiltro RSU o del 20% para el biofiltro RSUP la eficiencia de degradación resultó nula. La caída en la eficiencia resultó más pronunciada en el caso del biofiltro RSUP. Los resultados de las determinaciones realizadas con nariz electrónica y mediante GC-MS indican que la degradación de α-pineno fue prácticamente completa. Dichos análisis no muestran otros compuestos intermedios de degradación, sin embargo, se encontró una emisión de fondo propia de cada biofiltro por debajo del límite de detección del detector de COV empleado, aunque detectable mediante la nariz electrónica. Otras condiciones de los biofiltros (disponibilidad de nutrientes, pH) tuvieron menor influencia en el proceso de biodegradación y no presentaron variación significativa durante el ensayo.

La nariz electrónica demostró ser una herramienta muy útil en el monitoreo de esta clase de sistemas en las concentraciones de trabajo del experimento, simplificando el muestreo y permitiendo realizar un seguimiento casi en continuo.

Los biofiltros basados en RSU y restos de poda son eficaces para la biofiltración de pineno aunque la humedad del sistema debe ser cuidadosamente controlada.

Palabras clave: Compuestos orgánicos volátiles, pineno, residuos de poda, RSU, nariz electrónica

INTRODUCCIÓN

Las plantas de compostaje originan frecuentemente problemas de malos olores en sus alrededores, problema que se considera como el más importante que actualmente presentan estas instalaciones. Estos malos olores causan un rechazo hacia estas plantas e incluso pueden dar lugar a problemas de salud y afectar la calidad de vida de los habitantes de los alrededores de dichas instalaciones de tratamiento y de sus empleados (Roig y Sánchez Ferrer, 2008; Tsai et al., 2008). Estos olores son causados por compuestos orgánicos volátiles (COV) que tienen su origen en la degradación microbiana de los residuos municipales y de plantas. Por tanto, de modo general los compuestos emitidos en el compostaje son de origen natural y susceptibles de experimentar biodegradación. Para su eliminación se pueden utilizar varias técnicas, como la adsorción en carbón, los scrubbers y bioscrubbers, la condensación, la incineración térmica o catalítica o la biofiltración (Namkoong et al., 2003; Schlegelmilch et al., 2005; Roig y Sánchez Ferrer, 2008). La biofiltración es considerada como un sistema de tratamiento de olores especialmente ventajoso por su bajo coste operativo y por la ausencia de otros residuos resultantes del tratamiento (Namkoong et al., 2003; Schlegelmilch et al., 2005). En la degradación por compostaje de diferentes materiales de origen vegetal (astillas, cortes de césped, residuos de poda) la familia de compuestos emitidos más importante es la de los terpenos, y entre ellos, el α–pineno es frecuentemente el compuesto predominante, con emisiones que representan desde el 10,2 al 72,7% de las emisiones totales (Büyüksönmez y Evans, 2007). La monitorización de la biofiltración habitualmente es llevada a cabo mediante el uso de cromatografía de gases o medidas olfatométricas cuando se desea cuantificar de alguna forma la eficiencia de remoción de los olores (Chen et al., 2008; Delgado-Rodríguez et al., 2011). Diversos estudios han mostrado el potencial de uso de narices electrónicas para el seguimiento de estos procesos (Willing et al., 1998; Rajamäki et al., 2005; Littarru, 2007) aunque técnicas de medida más rápidas de compuestos volátiles como los equipos COV-PID (detector de fotoionización) también han sido recientemente utilizadas (Delgado-Rodríguez et al., 2010).

En el presente trabajo se estudia comparativamente la eficacia de 2 biofiltros utilizando como material de relleno compost de residuos sólidos urbanos (RSU) y compost de RSU-restos de poda para el tratamiento de una corriente gaseosa contaminada con α-pineno, haciendo uso de diferentes técnicas analíticas: medidor COV con detector de fotoionización (PID), olfatometría, nariz electrónica y GC-MS. Se presta particular atención a la influencia del contenido de humedad de los biofiltros sobre la eficiencia de la biodegradación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sistema de biofiltración

Se utilizaron 2 tipos de compost para el relleno de los biofiltros. Un biofiltro se rellenó con un compost maduro de residuos sólidos urbanos (RSU) y para el otro biofiltro se usó un compost de residuos sólidos urbanos y restos de poda (RSUP) en relación volumétrica 1:1. Más detalles sobre el proceso de compostaje al que fueron sometidos los composts pueden encontrarse en Delgado-Rodríguez et al. (2010). En ambos casos se utilizaron las fracciones granulométricas entre 7 y 20 mm de los composts ya que en ensayos anteriores se comprobó que esta fracción granulométrica permitía una buena degradación de los COV a la par que un buen flujo de paso de la corriente gaseosa a través de los mismos (López

et al., 2011). Previamente al ensayo descrito aquí, estos biofiltros habían sido usados durante 2 meses para la biofiltración de aire procedente del compostaje de RSU. Las principales características físico-químicas de ambos materiales de relleno aparecen en la **Tabla 1**. Inicialmente el material de relleno de ambos biofiltros se saturó con agua, se rellenaron los biofiltros y se tomaron muestras por triplicado para la determinación de la humedad en estufa a 105ºC. Durante el desarrollo del ensayo, la humedad de cada biofiltro se calculó periódicamente determinando el peso del biofiltro completo. Puesto que se trata de dos materiales diferentes los datos de humedad se han expresado sobre materia seca (sms) con el objeto de poder compararlos sobre la misma base. Los biofiltros fueron construidos con tubos de PVC de 0,11 m de diámetro y 1 m de altura, con el lecho de relleno ocupando 0,95 m de altura (9,0 L) y con corriente de aire ascendente. Para producir la corriente de aire con pineno se usó un compresor de aire exento de aceites, cuya salida se hizo burbujear en agua o no según se deseara mantener o reducir la humedad de los biofiltros. Parte del flujo de aire (humedecido o no) se hizo pasar por un sistema de burbujeo conteniendo α-pineno (Merck, >95% pureza) y se unió posteriormente a la línea principal para ser alimentado al sistema. La intensidad de burbujeo y por tanto la concentración de salida de α-pineno se reguló mediante una válvula. Cada día se adicionaron al burbujeador cantidades variables de α-pineno, según la fase del ensayo que se estuviera desarrollando, manteniendo el paso de pineno por los biofiltros durante 6-8 horas, con una concentración media durante todo el ensayo de 11,6 ppmv de α-pineno. Finalmente, la línea de aire principal que contenía el contaminante se dividía en dos líneas que alimentaban los dos biofiltros. Antes de la entrada a cada biofiltro se dispuso un punto de muestreo de aire. El flujo de entrada de aire a cada uno de los biofiltros se ajustó a un tiempo de residencia en lecho vacío (EBRT) de 66 ± 3 s. En la figura 1 se presenta una fotografía en la que se muestra el sistema de volatilización y los biofiltros. El ensayo completo se realizó en varias fases en las cuales se variaron diversas condiciones operativas:

Días 1-40: Aire de entrada por debajo de 5 ppmv de α-pineno con humedad máxima en los biofiltros

Días 80-144: Aire de entrada con concentración creciente de α-pineno hasta llegar a más de 1600 ppmv.

Días 154-184: Aire de entrada con concentración constante de α-pineno y reducción de la humedad de los biofiltros.

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de los compost de los biofiltros (valores medios de 4 repeticiones ± desviación estándar).

		RSU	**RSUP**
Densidad aparente	g L^{-1}	705 ± 50	374 ± 54
Materia Orgánica	g kg^{-1}	301 ± 82	842 ± 93
N-Kjeldahl	g kg^{-1}	14.1 ± 1.4	11.0 ± 0.4
pH		6.55 ± 0.17	5.60 ± 0.22
C.E.(1:5 vol)	mS m^{-1}	1245 ± 2	1157 ± 3

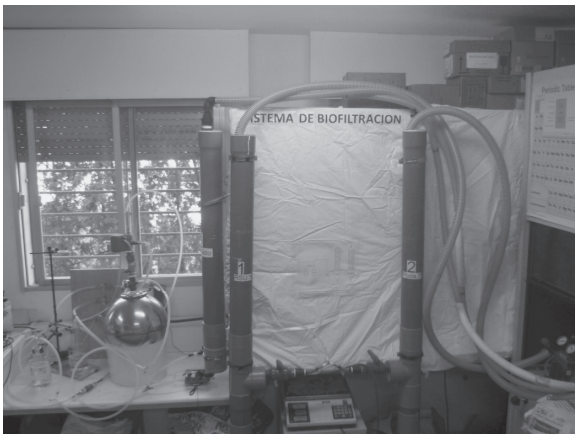


Figura. 1. Sistema de biofiltración.

Determinación de pineno con PID

Habitualmente la determinación de COVs en el monitoreo del proceso de biofiltración se realiza mediante cromatografía de gases pero esta requiere un esfuerzo y un gasto de tiempo considerable y difícilmente puede ser aplicada *in situ*. La medición rápida y en línea de pineno se ha realizado mediante una unidad COV portátil (MultiRAE IR, PGM-54, RAE Systems, San José, CA, EEUU) con un detector de fotoionización (PID) equipado con una lámpara de 10,6 eV. La sensibilidad de este detector es de 0,1 ppm_v en un intervalo de concentración hasta 200 ppm_v. Varios investigadores (Karlik et al., 2002; Ojala et al., 2006) han empleado esta técnica para obtener información rápida de la emisión de mezclas COVs con carácter semicuantitativo. En el experimento descrito aquí, en que el aire que se mide sólo contiene α-pineno, la medida realizada por este detector varía linealmente con su concentración. Aunque el detector PID se calibra habitualmente con isobutileno, las lecturas referidas a este gas de referencia pueden transformarse a concentración de α-pineno multiplicándolas por el factor 0,31 (RAE_SYSTEMS, 2002).

Los puntos de muestreo de aire para las medidas se situaron inmediatamente antes de la entrada de alimentación y justo a la salida de cada biofiltro, y dichas medidas se realizaron utilizando la bomba interna de muestreo del medidor PID, fijando el flujo de la bomba en 0,150 L min^{-1}. Para evitar la alteración de la medida que podría provocar una disminución temporal de flujo en el biofiltro por la aspiración de la bomba de muestreo, se midió primero la salida y después la entrada de cada biofiltro. La lectura del instrumento se tomó cuando se estabilizaba en el máximo, normalmente en menos de 30 s. Este instrumento no detecta agua, pero puede producirse una menor señal del PID si se da condensación en la lámpara UV (Ojala et al., 2006). Para evitar este problema se colocó un filtro de teflón (0,2 μm) como trampa de agua y de material particulado. En cada punto de muestreo se realizaron cada día tres medidas replicadas, con intervalos de 1 hora entre ellas.

Análisis con la nariz electrónica

Una nariz electrónica consiste esencialmente en una combinación de sensores químicos y un software de reconocimiento del patrón de señales o huella de olor de la muestra. En este trabajo se ha utilizado la nariz electrónica PEN3 (Airsense Analytics GmbH, Hagenover, Schwerin, Alemania) provista con un

conjunto de 10 sensores metal-óxido. El conjunto de lecturas de los sensores fue analizado por el propio software del instrumento mediante análisis de componentes principales (PCA) o análisis discriminante (DFA). Las determinaciones con nariz electrónica se realizaron directamente en los mismos puntos de muestreo que con el detector PID, efectuándose 3 medidas en cada muestra además de aire ambiente del edificio tomado fuera del laboratorio de trabajo. Para realizar las medidas se utilizó un tiempo de 60 s por medida, necesario para conseguir la estabilización de la señal de los sensores. Se analizan mediante PCA las lecturas correspondientes al intervalo de 50 a 60 s de las tres repeticiones realizadas a cada tipo de muestra. Aunque se realizaron varios muestreos durante el desarrollo del experimento se recogen en este trabajo los datos correspondientes al día 24/10/2011 en el que habían transcurrido 223 días desde el inicio del ensayo.

Análisis cromatográfico

Una vez durante el desarrollo del ensayo se tomaron muestras para análisis por cromatografía, del aire de entrada a los biofiltros (nombrada como INPUT) y de la salida del biofiltro de RSU (nombrada BIO1) y del biofiltro RSUP (nombrada BIO2). El muestro se realizó en bolsas tedlar de 3 litros. Una vez tomada la muestra se conservaron a temperatura ambiente en la oscuridad hasta su análisis antes de las 24 horas. Las muestras se analizaron de dos formas, pinchándo directamente con una jeringa de gases 0,5 ml en el GC-MS y preconcentrando los analitos mediante microextración en fase sólida (SPME) con Carboxen/PDMS (Supelco), aunque en este trabajo sólo se recogen los resultados de la inyección directa. Se utilizó para la determinación un cromatógrafo de gases acoplado a un detector selectivo de masas (GC-MS) Shimadzu GCMS-QP2010SE (Shimadzu Co., Tokio, Japón). Las condiciones cromatográficas se muestra en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Condiciones cromatográficas.

Columna: HP-5 30m x 0.25mm x 0.25 µm

Gas portador : He **Flujo**: constante 1 ml/min (36 cm/s)

Programa de temperaturas: Equilibrio del horno: 2 min

Etapa	Rampa (ºC/min)	Temperatura (ºC)	Tiempo (min)
1		35	5
2	5	270	20

Línea de transferencia MSD: 280 ºC Software: GCMS solution

Detector: MS Librería de espectro de masa: NIST-08

Filamento apagado: 0 min

Multiplicador de electrón: 2058 V

Energia de la fuente: 70 eV

Temperatura de la fuente: 230 ºC

Modo SCAN: rango m/z 30-550 ºC

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El sistema de volatilización mantenía la concentración de pineno a la entrada de los biofiltros en un nivel estable durante varias horas, como se puede observar en la **Figura 2**. El nivel de meseta que se observa en esta figura de aproximadamente 3 ppm_v de pineno es inferior a las concentraciones usadas generalmente en el ensayo, ya que las medidas que se recogen en la figura correspondieron a la primera fase del experimento, en los que la concentración de pineno se mantuvo en bajos niveles con el fin de dar el tiempo necesario para conseguir la aclimatación de los microorganismos responsables del proceso de biodegradación.

En la **Figura 3** se muestra la eficiencia de ambos biofiltros en las dos primeras etapas del ensayo. En la primera etapa (días 1-40), la humedad se mantuvo entre 112 y 101% sms para el biofiltro RSU y entre 100 y 89% sms para el biofiltro RSUP. En el caso del biofiltro RSU fue necesario un período de unos 10 días para alcanzar una eficiencia de eliminación de pineno mayor del 90%. Este período de aclimatación fue más largo en el caso del biofiltro RSUP para el cual fueron necesarios 25 días para alcanzar un 80% de eficiencia de eliminación. Estos períodos de aclimatación fueron relativamente dilatados respecto al encontrado por Bagherpour et al. (2005) para la biofiltración de α-pineno en un biofiltro de compost-astillas de madera que fue sólo de 2 días. Estos autores atribuyeron este reducido período de aclimatación al período previo de envejecimiento de 6 meses del material del biofiltro, durante el cual indican que se dio emisión de terpenos y crecimiento de microorganismos adaptados a estos compuestos. En el caso de este estudio, aunque los mismos biofiltros habían sido usados previamente para el tratamiento de aire proveniente del compostaje de RSU (López et al., 2011), entre el final del ensayo previo y éste trascurrieron varios meses en los que los composts estuvieron con muy poca humedad, por lo que posiblemente la población microbiana previa había desaparecido. En otros casos se han encontrado períodos de aclimatación de 1-2 meses (van Groenestijn y Liu, 2002) también para la biofiltración de α-pineno por lo que los períodos de 10 ó 25 días encontrados aquí deben ser considerados como de duración intermedia.

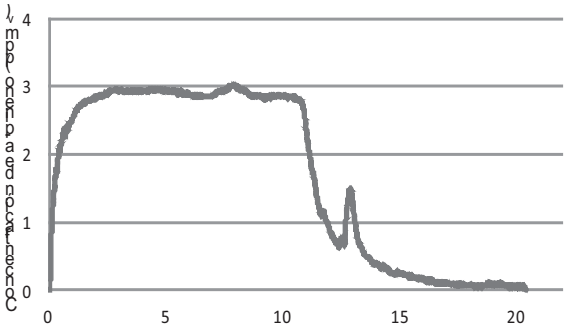


Figura 2. Evolución de la concentración de α-pineno ($ppm_{v)}$ a la entrada de biofiltro durante un día.

Durante la siguiente fase del ensayo (días 80-144) se fue incrementando la concentración de pineno. La eficiencia en la eliminación en ambos biofiltros disminuyó por debajo del 90% para concentracionesde pineno superiores a unas 30 ppm_v. Los pronunciados dientes de sierra en esta zona de la gráfica se deben a que generalmente tras cada incremento de concentración en la entrada se producía una caídasignificativa el primer día mientras que a continuación se observaba una cierta recuperación de la eficiencia de eliminación. Considerando la etapa final después de la caída de eficiencia del día 121 se observa en general una mayor eficiencia de eliminación en el biofiltro RSUP: para una concentración

media de pineno en la entrada a los biofiltros de 672 ppm_v, la eficiencia media de eliminación fue del 33.8 % en el biofiltro RSU y del 48.4 % en el biofiltro RSUP. Estos valores corresponden a una eliminación de α-pineno 79 y 113 g m^{-3}de lecho h^{-1} para RSU y RSUP respectivamente. Mohseni and Allen (2000) consiguieron una eliminación de 40-45 g m^{-3} de relleno h^{-1} en biofiltros similares, de astillas/compost usado de champiñón, aunque con 20 s de EBRT y al 95% de eficiencia mientras que Bagherpour et al. (2005) alcanzaron 227 g m^{-3} de relleno h^{-1} con un 95% de eficiencia.

En la tercera fase del ensayo (154-184 días) (**Figura 4**) se redujo paulatinamente la humedad de los biofiltros prescindiendo de la prehumificación con una concentración en el aire de alimentación de unas 17 ppm_v. Tras el corto período de parada previa fueron necesarios 3 días en ambos biofiltros para recuperar un 100% de eficiencia, con un 77% de humedad en el caso del RSU y un 91% para RSUP. Por debajo de un 66% de humedad en el caso del biofiltro RSU y de un 51% en el RSUP la eficiencia cayó a menos del 90%, decreciendo en ambos biofiltros de forma aproximadamente lineal al ir disminuyendo la humedad. Por tanto la humedad de máxima eficacia estaría comprendida entre un 112% (saturación de agua) y un 66% en el caso del biofiltro RSU y entre un 100 y un 51% en el RSUP. Estos valores concuerdan bien con el valor del 66% sms (40% sobre base húmeda) que indican Morales et al. (2003) como límite inferior para materiales orgánicos tales como compost.

En la **Figura 5** se muestran los cromatogramas realizados a muestras de aire de entrada y salida de los biofiltros. Estas muestras presentaron concentraciones de α–pineno (por PID) de 17.6 ppm_v en la entrada, de 0,0 ppm_v en salida de RSU y de 10.4 ppm_v en salida de RSUP. Aunque la señal más intensa corresponde lógicamente al α –pineno, aparecen señales de otros compuestos que posiblemente sean impurezas del reactivo utilizado. Las más intensas corresponden a ácido octadecanoico, 1,2-ciclohexanodiol, apareciendo también picos menores de otros ácidos orgánicos y otros terpenos (limoneno, canfeno, careno). En algún caso (terpenos) también pueden provenir del aire ambiente, ya que en las cercanías existe abundante vegetación. La elevada eficiencia medida por PID para el biofiltro RSU en el momento de muestreo se hace patente también en el análisis por cromatografía, ya que la señal para α-pineno desaparece completamente. Los otros compuestos detectados desaparecen también casi en su totalidad en este biofiltro. En el caso de RSUP se observa la menor eficiencia en el momento de este muestreo. En ninguno de los dos biofiltros se observa la aparición de nuevos compuestos que pudieran indicar una degradación parcial del pineno introducido o una emisión de COVs proveniente de los propios biofiltros.

La representación gráfica del análisis de componentes principales (PCA) realizado a los datos de la nariz electrónica se muestra en la **Figura 6**. El día en que se realizaron las medidas con la nariz los biofiltros se encontraban con humedad por debajo de la óptima. En concreto ese día la humedad del biofiltro RSU era del 57.5% sms y la del biofiltro RSUP del 43,5%. Debido a esta menor humedad la eficiencia en el biofiltro RSUP también era limitada: el aire de entrada contenía 7.8 ppm_v de α–pineno, la salida de RSU tenía 0,2 con una eficiencia de eliminación del 98% y la salida de RSUP estaba en 4.3 ppm_v lo que supone un 45% de eficiencia. En la **Figura 6** además de estas tres muestras (Entrada a biofiltros, Salida de RSU y Salida de RSUP) se incluyen también las medidas realizadas en aire ambiente del edificio. Aunque inicialmente se procesan los resultados correspondientes a los 10 sensores de la nariz, se van eliminando en el análisis PCA los sensores que presentaron menor influencia ("loading") en el análisis.

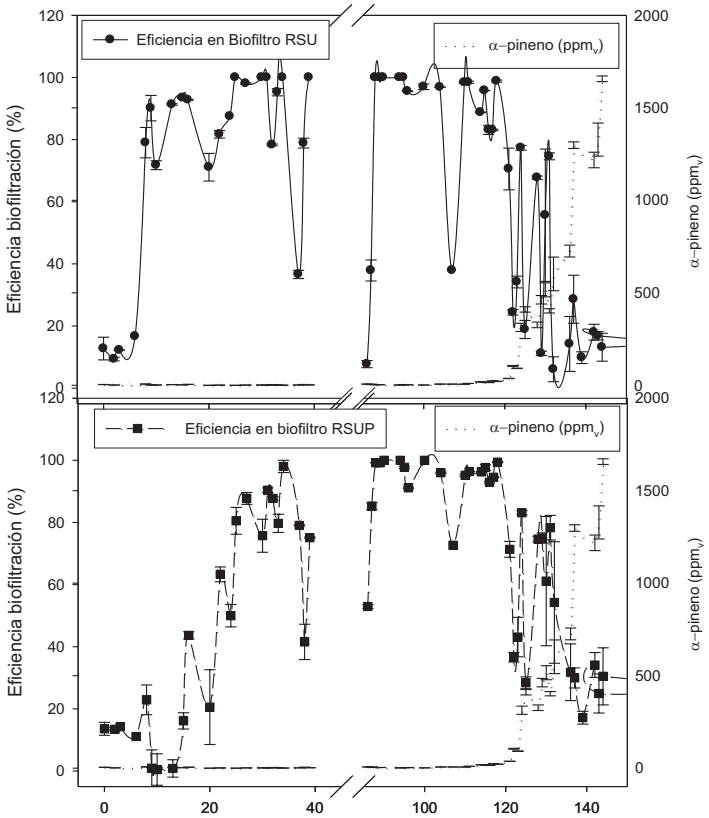


Figura 3. Variación de la eficiencia de eliminación con la carga de entrada a los biofiltros.

Así, en el análisis representado en la figura se utilizan únicamente las señales de los sensores W6S que detecta preferentemente hidrógeno, W1W que detecta compuestos de azufre orgánico y W3S que detecta metano y alifáticos. Como se observa en la figura, la función discriminante del eje x lleva asociada casi la totalidad de la varianza del sistema. Se observa que las muestras de Entrada y de Salida de RSUP son muy similares entre sí y diferenciadas de las muestras de Salida de RSU y a su vez del aire ambiente.

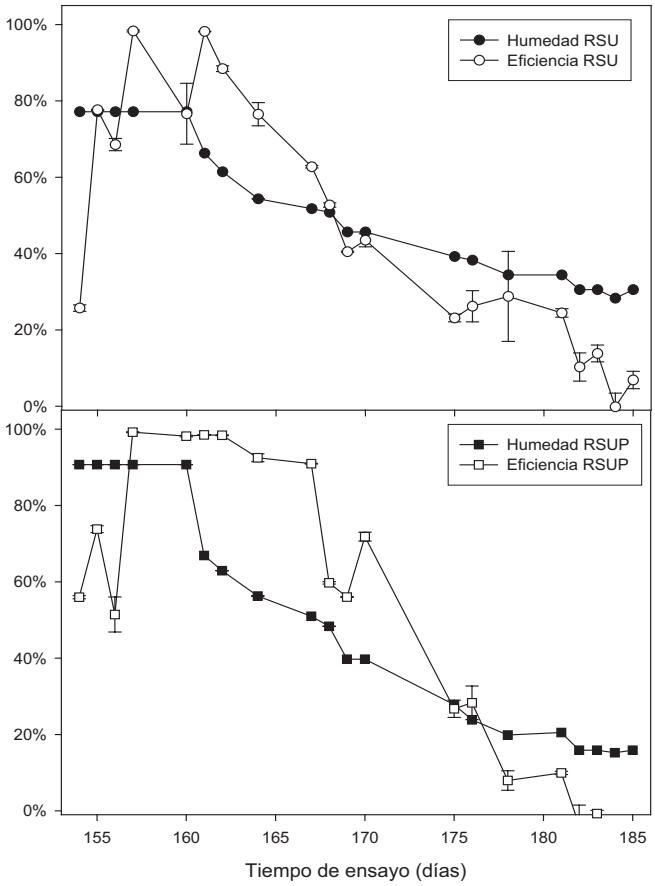


Figura 4. Variación de la eficiencia de eliminación con la humedad de los biofiltros.

Los sensores W6S-hidrógeno y W1W-azufre orgánico son los responsables de las diferencias en este eje. Dado que estos compuestos no están relacionados directamente con pineno, cuya estructura química aparece en la figura, la diferencia entre muestras podría ser debida a emisión de compuestos de estos grupos por el propio biofiltro, generando una huella de olor característica asociada al mismo. Estos compuestos en cualquier caso no han sido identificados mediante la técnica cromatográfica utilizada. El hidrógeno suele estar asociado a condiciones anaeróbicas por lo que su presencia podría ser debida a la presencia de zonas saturadas de humedad en el interior del biofiltro. Las diferencias en el eje vertical, con muy poca varianza asociada, están más influenciadas por el sensor W3S-metano y alifáticos que sí son las familias de compuestos más ampliamente encontradas por GC-MS (**Figura 5**).

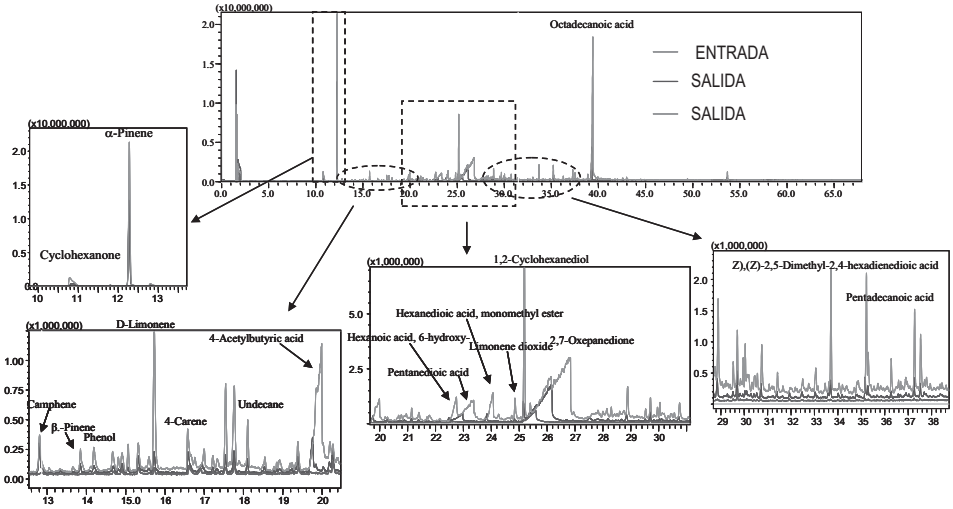


Figura 5. Determinación de COVs mediante cromatografía GS-MS inyectando 0,5 ml de muestras de alimentación a los biofiltros (INPUT) y salida de los biofiltros RSU (BIO1) y RSUP (BIO 2).

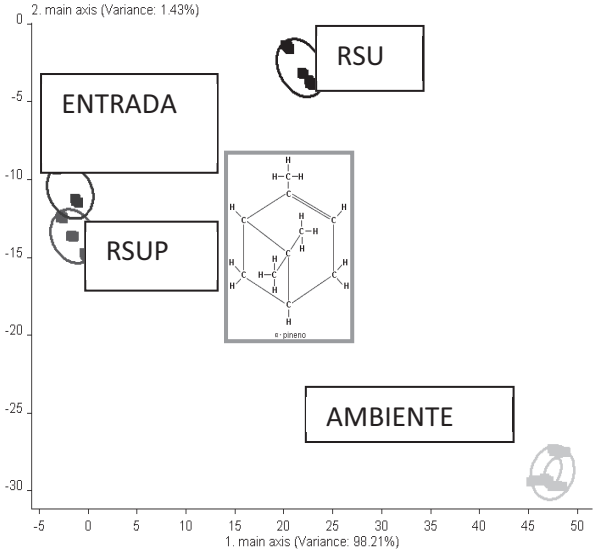


Figura 6. Separación por Análisis de Componentes Principales (PCA) de las señales de la nariz electrónica tomadas a los 223 días de ensayo y estructura del α-pineno.

CONCLUSIONES

La humedad influye de forma muy notable en la eficiencia de la biofiltración de α-pineno en compost. Los biofiltros necesitaron un período de aclimatación relativamente largo (10 días para RSU y 25 días para RSUP) para llegar a una eficiencia significativa, debido posiblemente al período de inactividad y baja humedad previo. Una vez alcanzada la máxima eficiencia, esta se redujo de forma proporcional al reducirse la humedad a valores por debajo de 66% sms (MSW) o del 51% sms (MSWP). En general, el biofiltro RSUP mostró una eficiencia ligeramente superior que el RSU. Las determinaciones cromatográficas mediante GC-MS mostraron la ausencia de compuestos intermedios que pudieran provenir de la degradación de pineno aunque los análisis mediante nariz electrónica indicaron que el biofiltro RSU, aun en condiciones de degradación completa del pineno, emitió un "olor", no detectado por GC-MS y que puede ser calificado como "muy sutil", que puede ser atribuido a compuestos orgánicos con S y a la existencia de microzonas anaerobias en el biofiltro.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por CICYT-FEDER, proyecto CTM2007-62117/TECNO y mediante una beca JAE Predoc 062 otorgada a Iván Cabeza.

REFERENCIAS

Bagherpour, M.B., Nikazar, M., Welander, U., Bonakdarpour, B., Sanati, M. 2005. Effects of irrigation and water content of packings on alpha-pinene vapours biofiltration performance. Biochemical Engineering Journal 24: 185-193.

Büyüksönmez, F., Evans, J. 2007. Biogenic Emissions from Green Waste and Comparison to the Emissions Resulting from Composting Part II: Volatile Organic Compounds (VOCs)." Compost Science & Utilization. 2007. Compost Science & Utilization 15: 191-199.

Chen, L., Hoff, S.J., Koziel, J.A., Cai, L., Zelle, B., Sun, G. 2008. Performance evaluation of a wood-chip based biofilter using solid-phase microextraction and gas chromatography–mass spectroscopy–olfactometry. Bioresource Technology 99, 7767-7780.

Delgado-Rodríguez, M., Ruiz-Montoya, M., Giraldez, I., Cabeza, I.O., López, R., Díaz, M.J. 2010. Effect of control parameters on emitted volatile compounds in municipal solid waste and pine trimmings composting. Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering 45: 855-862.

Delgado-Rodríguez, M., Ruiz-Montoya, M., Giraldez, I., López, R., Madejón, E., Díaz, M.J., 2011. Influence of Control Parameters in VOCs Evolution during MSW Trimming Residues Composting. Journal of Agricultural and Food Chemistry 59: 13035-13042.

Karlik, J.F., McKay, A.H., Welch, J.M., Winer, A.M. 2002. A survey of California plant species with a portable VOC analyzer for biogenic emission inventory development. Atmospheric Environment 36: 5221-5233.

Littarru, P. 2007. Environmental odours assessment from waste treatment plants: Dynamic olfactometry in combination with sensorial analysers "electronic noses". Waste Management 27: 302-309.

López, R., Cabeza, I.O., Giráldez, I., Díaz, M.J. 2011. Biofiltration of composting gases using different municipal solid waste-pruning residue composts: Monitoring by using an electronic nose. Bioresource Technology 102: 7984-7993.

Mohseni, M., Allen, D.G. 2000. Biofiltration of mixtures of hydrophilic and hydrophobic volatile organic compounds. Chemical Engineering Science 55: 1545-1558.

Morales, M., Hernández, S., Cornabé, T., Revah, S., Auria, R. 2003. Effect of Drying on Biofilter Performance: Modeling and Experimental Approach. Environmental Science & Technology 37: 985-992.

Namkoong, W., Park, J.-S., VanderGheynst, J.S. 2003. Biofiltration of gasoline vapor by compost media. Environmental Pollution 121: 181-187.

Ojala, S., Lassi, U., Keiski, R.L. 2006. Testing VOC emission measurement techniques in wood-coating industrial processes and developing a cost-effective measurement methodology. Chemosphere 62: 113-120.

RAE_SYSTEMS 2002. MultiRAE IR - Multi-Gas Monitor PGM-54 - Operation and Maintenance Manual San José, CA, USA.

Rajamäki, T., Arnold, M., Venelampi, O., Vikman, M., Räsänen, J., Itävaara, M. 2005. An Electronic Nose and Indicator Volatiles for Monitoring of the Composting Process. Water, Air, and Soil Pollution 162: 71-87.

Roig García-Ferrández, A., Sánchez Ferrer, A. 2008. Control de la emisión de gases y olores. En: Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. (Eds.), Compostaje. Mundi Prensa, Madrid, pp. 166-185.

Schlegelmilch, M., Streese, J., Biedermann, W., Herold, T., Stegmann, R. 2005. Odour control at biowaste composting facilities. Waste Management 25: 917-927.

Tsai, C.-J., Chen, M.-L., Ye, A.-D., Chou, M.-S., Shen, S.-H., Mao, I.F. 2008. The relationship of odor concentration and the critical components emitted from food waste composting plants. Atmospheric Environment 42: 8246-8251.

van Groenestijn, J.W., Liu, J.X. 2002. Removal of alpha-pinene from gases using biofilters containing fungi. Atmospheric Environment 36: 5501-5508.

Willing, B.-I.L., Brundin, A., Lundström, I. 1998. Odour analysis of paperboard, the correlation between human senses and electronic sensors using multivariate analysis. Packaging Technology and Science 11: 59-67.

SINERGIAS DE RESTOS ORGÁNICOS DE INDUSTRIAS RURALES CON EL TRATAMIENTO INTEGRAL DE PURINES DE CERDO MEDIANTE COMPOSTAJE Y HUMEDALES ARTIFICIALES

Plana, R.[1*]; Vázquez, M.[2]; de la Varga, D.[2]; Soto, M.[2]

[1] Consultor en Tratamientos Biológicos de Residuos Orgánicos. www.maestrocompostador.com

[2] Dept. Química Física e Enxeñaría Química I. Universidade da Coruña. Rúa da Fraga nº10, 15008 - A Coruña. Galiza, España

**Correo electrónico: plana.compost@gmail.com*

Resumen

Para minimizar el impacto ambiental que suponen las deyecciones animales generadas en la ganadería porcina intensiva, se combinaron dos procesos biológicos que permitieron tratar conjuntamente las fracciones sólidas y líquidas del purín: compostaje y humedal vertical. La primera parte de las investigaciones realizadas permitieron establecer la eficiencia del compostaje en pilas de 30 m^3 de sólidos de purín mezclados con triturado vegetal (1:1 (P1) y 1:2 (P2)) para la absorción/evaporación de gran parte de la fracción líquida del purín añadido como riego, así como la del humedal vertical para la depuración de lixiviados (Soto et al., 2010).

En la segunda fase, tras unos 90-100 días de operación y el agotamiento de la capacidad de absorción/evaporación de las pilas, estas se dividieron de la siguiente forma: la pila A en dos partes y la B en tres, dejando una parte de cada una como pila de maduración, mientras en las otras tres partes se procedió a una segunda alimentación para comprobar las sinergias que se pueden conseguir aprovechando otros materiales orgánicos residuales generados también en zonas rurales: a) sólidos de purín (P1-1), b) virutas de carpintería (P2-1), c) bagazo de destilería (P2-2). Esta fase de experimentación se continuó hasta completar 180 días de proceso en todas las pilas.

El tratamiento mediante compostaje de la fracción sólida del purín limitó la calidad de todos los composts obtenidos por su concentración en Cu y, especialmente, en Zn, que impediría su uso agrícola. Sin embargo, resultaría viable obtener un compost de calidad al combinar el compostaje de otros materiales orgánicos residuales con el riego con la fracción líquida del purín y la depuración posterior del lixiviado, por la menor concentración de metales pesados en la fracción líquida y la menor captura en la matriz en compostaje.

Palabras clave: absorción/percolación, bagazo, virutas, metales pesados, estructurante, humedad, compostaje rural.

INTRODUCCIÓN

La gestión adecuada, responsable y eficiente de las deyecciones animales que se generan en la ganadería intensiva constituye un gran desafío, ya que estos residuos representan el principal foco de afecciones ambientales de esta actividad. La ganadería porcina puede considerarse como el caso más relevante, tanto por su volumen (5.600 millones de toneladas en 2007 (del Val, 2011) como por su bajo contenido en sólidos totales, inferior al 5% y mayoritariamente en torno al 3%. Aún optando por acciones que permitan la reducción del consumo de agua en la instalación, regulando las cantidades de piensos,

el tipo de bebederos y el uso de pulverizadores para refrigeración de los establos, la producción de purines en la granjas intensivas sigue suponiendo un problema de gestión para el entorno donde se ubican.

Las vías de gestión actuales para los purines de cerdo son principalmente la siguientes: la aplicación directa al suelo, la digestión anaerobia y, tras una separación entre fases por centrifugación, el compostaje para la fase sólida y la aplicación al suelo, o en muchos casos la depuración, para la fase líquida. Obviamente la práctica de gestión más eficiente desde el punto de vista económico para la actividad ganadera es la aplicación directa en campo. Su elevada humedad y sus contenidos relativos en N, P y K convirtieron a los excrementos animales en la principal forma de retornar materia orgánica y fertilidad a los suelos. Sin embargo, las instalaciones intensivas, con una elevada generación de purines de forma constante a lo largo del año, ven limitadas las dosis de aplicación, en razón de limitar el impacto ambiental de esta práctica. Desafortunadamente la limitación actual de su aplicación referida únicamente a códigos de buenas prácticas agrarias y contenido en nitratos no han evitado problemas de contaminación de capas freáticas y acuíferos, que derivan en fenómenos de eutrofización en lagos y estuarios. Diversos estudios también señalan otros potenciales riesgos que conlleva esta práctica generalizada, como transferencia de metales pesados y resistencia a antibióticos a la cadena trófica entre otros (Blanco-Penedo et al, 2006; Heuer et al, 2011). En algunos países europeos se está comenzando a regular la aplicación de purines en campo por fósforo disponible además de por nitratos, lo que incrementará en aproximadamente un 50% la necesidad de superficie cultivable disponible para gestionar adecuadamente su aplicación (Nolan et al, 2012).

La digestión anaerobia suele ir asociada al concepto de generación y venta de energía eléctrica con beneficio económico, lo que obliga a unos tamaños mínimos de instalación y disponer de otros restos orgánicos que puedan ser usados en codigestión para suplir la baja productividad de metano del purín de cerdo. De esta manera se convierten en grandes instalaciones de tratamiento de restos orgánicos centralizadas y dependientes de otros insumos para garantizar su eficiencia económica, siendo aún así necesario en muchos casos contar con una subvención a la energía eléctrica producida (Nolan et al, 2012) para cuadrar los balances económicos y de amortización. De todos modos la digestión anaerobia, aunque se realice a menor escala como tratamiento del purín y autoconsumo de la energía generada (bien como calor exclusivamente o calor y electricidad), no resuelve el problema de la aplicación, pues el material resultante, el digestato, necesita ser gestionado adecuadamente para evitar problemas y afecciones ambientales. Se mantienen los mismos problemas de gestión por aplicación directa, ya que los contenidos en N y P prácticamente no varían (Nolan et al, 2012), y no se eliminan completamente los riesgos de fitotoxicidad en cultivos e inmovilización de nitrógeno en el suelo (Fuchs et al, 2008).

El compostaje sólo se aplica a la fracción sólida del purín, tras una separación de ambas fracciones (sólida y líquida) que se realiza principalmente por centrifugación. Requiere contar con al menos un volumen igual de material estructurante que de fracción sólida a tratar, que suele ser madera triturada, y maquinaria que permita el manejo de ambos materiales, su mezclado y el volteo periódico para garantizar las condiciones de proceso adecuadas. Los elementos de control de proceso en los diferentes sistemas de compostaje pueden ser muy variados y sofisticados. Sin embargo, cuando se dispone de la superficie mínima necesaria, estos restos orgánicos, dada su naturaleza, pueden ser compostados en sistemas simples de pilas estáticas o volteadas. En cualquiera de las modalidades, el proceso sigue necesitando de un aporte de materiales y un consumo de energía. El compostaje de purines de cerdo cuenta además con el problema de los altos contenidos en metales pesados (principalmente Cu y Zn), que ya contienen inicialmente, y que provienen de los piensos de alimentación animal. Por la degradación biológica y por la reducción de parte de la materia orgánica por su degradación biológica, el compost resultante verá incrementada su concentración final en MP. Aunque por todas las demás características físicas, químicas y biológicas este compost pudiera ser considerado de gran calidad, su

contenido en algunos metales pesados, y especialmente en Zn, llega a limitar su aplicabilidad o incluso a retirarle la consideración de compost.

En cuanto a la fracción líquida, cuando no es posible su aplicación directa al suelo, se suele plantear su tratamiento mediante diferentes procesos de depuración, en especial el lagunaje, los tratamientos biológicos aerobios, o incluso la concentración por evaporación y secado.

Por otra parte, los humedales construidos son una alternativa de tratamiento para la fracción líquida, ya que pueden eliminar eficientemente sólidos en suspensión, materia orgánica biodegradable y contaminación microbiana, así como nitrógeno cuando los diseños y las cargas son las idóneas, y en menor medida fósforo. Así mismo, destoxifican los efluentes eliminando metales y contaminantes orgánicos, incluyendo muchos de los llamados contaminantes emergentes (antibióticos, fármacos, pesticidas, etc…). Cuando se alimentan efluentes muy concentrados o a elevadas velocidades de carga (sistemas sobrecargados) la calidad del efluente puede ser insuficiente para el vertido a las masas de agua superficiales (Kadlec y Knight, 2000; Knight et al, 2000). En estos casos, el destino de los efluentes tratados puede seguir siendo su reutilización en la aplicación a los campos, y el empleo de humedales permitirá la aplicación de un mayor volumen o la necesidad de una menor extensión de terreno para acoger los efluentes. A nivel de la explotación, estos humedales ayudan a minimizar los olores y a reducir los costes del manejo de los efluentes, al tiempo que crean espacios de valor paisajístico y ecológico. En este sentido, la introducción de humedales puede beneficiar tanto a los titulares de la explotación como a sus vecinos (Kadlec y Knight, 2000). En otros casos, se puede conseguir un tratamiento suficiente para el vertido de los efluentes tratados a los lechos naturales. Su principal inconveniente está relacionado con la disponibilidad de superficie suficiente para acomodar la carga orgánica a depurar.

Por tanto se dispone del conocimiento, técnicas y sistemas de gestión y tratamiento integral de los purines, pero por su mayor coste económico relativo frente a la aplicación directa al no contabilizarse otros factores, principalmente energéticos y ambientales, su aplicación real es muy reducida, perpetuándose el problema. Mientras se espera el seguimiento y cumplimiento de la legislación actual y futura relativa a la aplicación de purines, se debería profundizar en la búsqueda de métodos para mejorar la eficiencia de los otros tratamientos, pudiendo reducir así sus costes.

Este trabajo forma parte de un proyecto enfocado hacia ese objetivo de dos formas. Por una parte, se ha trabajado a escala semi-industrial para establecer la combinación de los dos sistemas de tratamiento de las fracciones sólida y líquida (compostaje y depuración en humedales). Aprovechando las características que definen el proceso de compostaje se aportó la fracción líquida del purín como riego, consiguiendo mantener la humedad de la mezcla de materiales compostando y, aprovechando los fenómenos de percolación y evaporación, reducir la cantidad y carga orgánica del líquido a tratar en el humedal (Soto et al, 2010). Los lixiviados y aguas sucias generadas en el proyecto se han tratado en un humedal construido, con resultados muy prometedores (Vázquez et al., 2011). En el presente trabajo se describen los resultados de una segunda parte del proyecto, consistente en investigar la conveniencia de incluir en el tratamiento otros restos orgánicos generados en actividades industriales comunes en zonas agrícolas, buscando sinergias que incrementen la eficiencia y/o reduzcan los costes de gestión.

MATERIAL Y MÉTODOS

Instalación de tratamiento

El experimento se desarrolló en una explotación porcina en las proximidades de Santiago de Compostela durante siete meses, utilizando los purines que se generaban en su actividad. El purín se pasaba por

un tamiz para su desbaste y la separación de las dos fracciones del purín: la fracción líquida (LP) y la fracción sólida (SP). La fracción SP fue el material empleado inicialmente para compostar, mezclado con estructurante (EST), el cual era madera de chopo triturada (*Populus sp.*), con un tamaño de partícula de entre 50 y 80 mm. Posteriormente se fraccionaron las pilas (según se describe abajo) y se añadieron restos y subproductos orgánicos de actividades industriales de la zona, concretamente restos de viruta de madera y aserrín (VMA) procedentes de un aserradero, y bagazo de uva (BGZ) de una destilería. Las densidades de los distintos materiales y de las mezclas resultantes fueron medidas para utilizarlas en los cálculos de balances de masa. En todos los casos, se ha procedido al riego del material en compostaje con LP. Las características de los distintos materiales de partida se presentan en las **Tablas 1** y **2**.

Tabla 1. Características de la fracción líquida del purín con la que se regaron las pilas de compostaje (D:E: desviación estándar).

Pila	Días de uso		pH	CE (1:2)	ST	SV	DQO	NH_3	NO_3^-	NTK	Mg	P	Ca	K
	Pila 1	Pila 2		µS·cm^{-1}	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
LP1	0-70	0-56	7,90	7620	6033	3600	4768	1631	53,8	1842	48,7	62,1	146	1208
D.E. n=4			0,26	265	153	100	700	100	4,7	16	1,4	2,6	1	19
LP2	74+	60+	7,35	6605	28250	11100	29924	1714	73,6	2690	240	402	542	949
D.E. n=2			0,07	785	1485	566	6535	271	8,6	645	35	70	32	138

Tabla 2. Características de los distintos restos orgánicos sólidos iniciales utilizados. Todos los resultados de sólidos volátiles y nutrientes están expresados sobre materia seca.

	d kg L^{-1}	pH	CE µS cm^{-1}	ST %	SV %	N %	C %	COT %	C/N	Mg g kg^{-1}	P g kg^{-1}	Cag kg^{-1}	K g kg^{-1}
EST	0,3	4,38	257,3	64,8	87,1	0,13	46,60	44,65	343,5	0,22	0,074	0,53	0,87
SP	0,4	6,19	2092	22,7	89,0	1,09	42,37	38,12	35,0	2,61	7,77	15,9	4,73
BGZ	0,53	3,9	2710	30,5	72,6	1,89	50,15	45,74	24,2	1,19	2,97	4,18	21,1
VMA	0,07	4,8	840	90,1	97,6	0,15	46,00	44,46	296,4	0,15	0,049	2,36	0,62

En la primera fase de la experimentación (Soto et al, 2010; Vázquez et al., 2011) se estudió la capacidad de filtración/absorción y de evaporación del purín, junto con el tratamiento del filtrado/lixiviado y/o el purín pretratado en un humedal construido, regando con purín dos pilas de compostaje de aproximadamente 30 m^3 con dos proporciones volumétricas de mezcla con estructurante distintas: 1:1 (P1) y 2:1 (P2) (EST:SP). Durante el desarrollo de la prueba fueron añadidos 3 m^3 de SP en ambas pilas, a modo de una segunda alimentación para que mantuvieran su tasa de actividad biológica alta, permitiendo prolongar el tiempo de residencia. Esta segunda adición incrementó la proporción EST:SP a 0,9:1 (P1) y 1,8:1 (P2). Se hizo el seguimiento del proceso de compostaje hasta el fraccionamiento de la pila, y posteriormente hasta completar su maduración (196 y 180 días de proceso respectivamente) en dos de las fracciones resultantes.

Para estudiar los efectos de la adición de distintos materiales orgánicos de origen residual e industrial como aporte de materia orgánica al proceso, tras 108 y 96 días de operación de las pilas de compostaje P1 y P2 (respectivamente) se dividieron en partes iguales: la P1 en dos partes y la P2 en tres. Una de las partes de cada pila se apiló en forma cónica para continuar su maduración (según lo descrito en el anterior punto). A la otra mitad de la pila P1 se le duplicó la cantidad de SP (P1-1), pasando a tener una relación volumétrica de mezcla 0,73:1 (EST:SP). Considerando la suma de SP y los nuevos residuos orgánicos añadidos, las proporciones de mezcla resultaron 0,96:1 EST:SP+VMA (P2-1) y 1,3:1 EST:SP+BGZ (P2-2). Una de las partes de la pila P2 recibió 4,5 m^3 de viruta de madera (P2-1) y la otra 2 m^3 de bagazo de uva (P2-2) (la masa seca de ambas aportaciones fue de 0,3 t). Se continuaron los riegos periódicos con purín para determinar las tasas de filtración/absorción y de evaporación en estas nuevas pilas durante 88 días más.

Seguimiento del proceso de compostaje

La operación de cada pila de compostaje se previó para un periodo de 3 meses. Se programó realizar la mezcla y el volteo al menos una vez a la semana, y riegos con purín aprovechando la operación de volteo. En ocho puntos de cada pila se realizaron determinaciones *in situ* tres veces por semana de la temperatura y la concentración de oxígeno, tomándose datos a dos profundidades en cada punto (30 y 60 cm), aunque solo a partir del día 60 de operación en la P1 y desde el día 47 en la P2. Las temperaturas se midieron empleando una sonda termopar tipo K de acero inoxidable de 50 cm de longitud (*Hanna Instruments*), mientras que para las mediciones de oxígeno se utilizó una sonda manual modelo SON2IN conectada a un analizador portátil ToxiRAE II. Se midió semanalmente el volumen de las pilas, así como todos los volúmenes de purín incorporados en el riego y del lixiviado generado.

Una vez por semana se tomaron muestras de las pilas para el análisis en laboratorio de pH (1:5), conductividad eléctrica (1:5), humedad (105ºC, 48 horas), sólidos volátiles (550ºC, 4 horas), respirometría (Lasaridi & Stentiford, 1998), carbono oxidable (digestión con $K_2Cr_2O_7$), N-NH_4^+ (destilación) y nitrógeno total (Kjeldahl). También se analizaron las materias primas y los composts finales. Sus caracterizaciones se completaron con determinaciones del carbono orgánico total, de la composición elemental y de los metales pesados en un laboratorio externo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cuando se dividen las pilas P1 y P2 para continuar una parte en maduración y constituir con las otras partes tres pilas nuevas (P1-1, P2-1 y P2-2) adicionando nuevos restos orgánicos, se observa una reactivación de la actividad biológica de estas nuevas pilas con un incremento de su temperatura (**Figuras 1 y 2**).

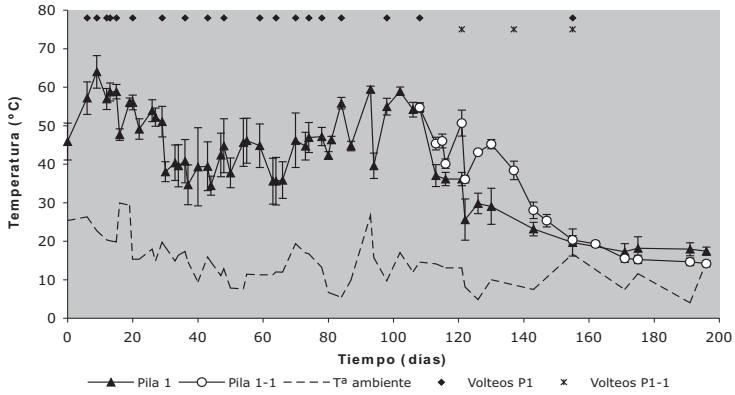


Figura 1. Evolución de la temperatura en las pilas P1 y P1-1 (la división de P1 dio origen a P1-1 el día 108 de operación).

La adición de VMA y BGZ en las pilas procedentes de la P2 consiguió que se alcanzara nuevamente la fase termófila del compostaje en ambas. Se mantuvieron en temperaturas superiores a 45ºC durante 20 días la P2-2, con un máximo de 70,3ºC, y 15 días la P2-1, con un máximo de 62,7ºC (**Figura 2**). El gradiente de temperatura de P2-1 y P2-2 con respecto a P2 fue de 24,4ºC y 24,0ºC durante 34 y 26 días, respectivamente. En el caso de la P1-1 su temperatura no alcanzó más de 50,6ºC en uno de los controles realizados (**Figura 1**), aunque mantuvo un gradiente de 10,4 durante 30 días con respecto a P1.

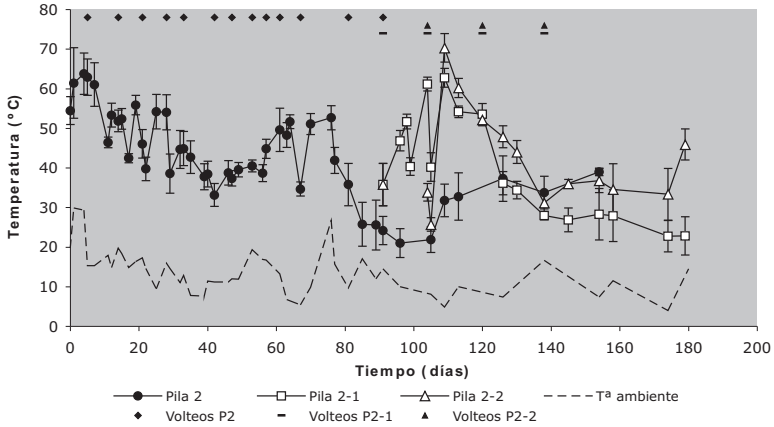


Figura 2. Evolución de la temperatura en las pilas P2, P2-1 y P2-2 (la división de P2 dio origen a P2-1 el día 96 de operación y a P2-2 el día 104).

Los riegos realizados con purín en las pilas P1-1, P2-1 y P2-2 se realizaron según se indica en la **Figura 3**, con la intención de mantener los niveles de humedad de las pilas en torno al 70%. Según se había comprobado en la primera parte de la prueba (Soto et al, 2010), en ese rango el material de las pilas mantenía la actividad biológica a una temperatura entre 50 y 60ºC, drenando el excedente de líquido de riego como lixiviado.

En las pilas nuevas se mantuvieron los niveles de humedad entre 64 y 74% (**Figura 3**), pero el riego afectó más notablemente a su temperatura, que llegó a valores inferiores a 40ºC (**Figuras 1 y 2**), momento en que se detuvieron los riegos con purín. Las cantidades totales de fracción líquida de purín recibida por cada una de las nuevas pilas fueron P1-1= 1,32 m^3; P2-1= 1,19 m^3 y P2-2= 1,10 m^3.

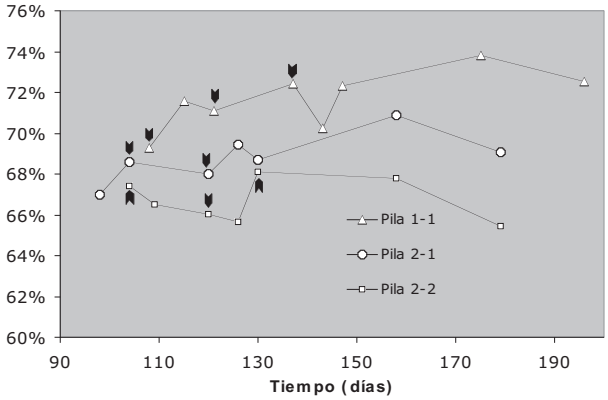
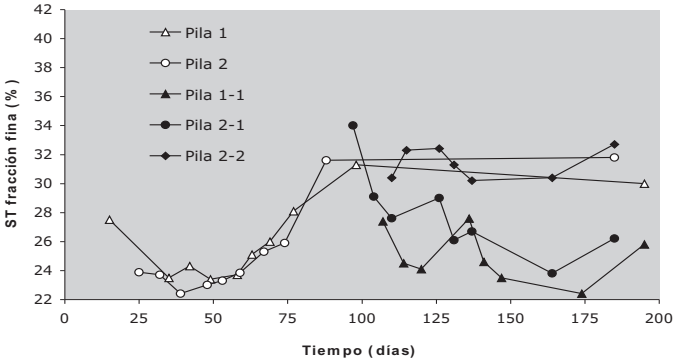


Figura 3. Evolución de la humedad (%H_2O) en las pilas nuevas desde su constitución. Las flechas indican los momentos de riego de cada pila.

La comparación de la evolución de la humedad del conjunto de las pilas con la del contenido en ST en el estructurante y en la fracción < 10 mm del material (téngase en cuenta que %ST = 100 - %Humedad), indica que la variación de la humedad por los riegos afectó fundamentalmente a la fracción fina, que fue la que sufrió variaciones más marcadas (**Figura 4**). En el momento en que se deja de regar P1 y P2 (días 64 y 67 respectivamente) es la fracción fina la que experimenta un mayor incremento en su contenido en ST, mientras que el estructurante mantiene unas concentraciones más estables (**Figura 4**).

En el caso de las pilas nuevas donde los riegos estuvieron concentrados entre los días 98 y 137 (**Figura 3**) también se producen mayores variaciones en los ST de la fracción fina frente a los del estructurante (**Figura 4**). La P2-2 donde se registraron las temperaturas más altas de proceso se encontró una mayor estabilidad de los ST de la fracción fina.

Un balance de agua ha sido calculado previamente para las pilas P1 y P2 hasta su envío a maduración (Vázquez et al., 2010) los días 108 y 96 de operación, respectivamente. Se encontró una mayor pérdida de agua (evaporación) en P1 que en P2 (10,6 t y 9,3 t, respectivamente). Sin embargo, la evaporación específica por tonelada de SP añadido ha resultado de 1,35 y 2,13 $m^3 \cdot t^{-1}$ m.s para P1 y P2, respectivamente. En estas experiencias, las tasas de riego habían sido de 14 (P1) y 41 (P2) $L \cdot t^{-1}$ m.s. de SP y día, mientras las velocidades de evaporación resultaron de 12,5 (P1) y 22,2 (P2) litros$\cdot t^{-1} \cdot$SP$\cdot d^{-1}$. Por tanto, las pilas iniciales mostraron una elevada capacidad de eliminación de agua por evaporación, como consecuencia del calor metabólico generado durante el proceso de compostaje.



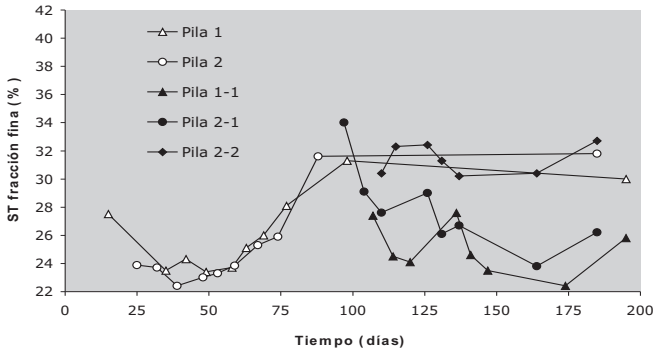


Figura 4. Evolución del contenido en sólidos totales (%ST) del estructurante (izquierda) y en la fracción fina (< 10 mm) del material de las pilas (derecha).

El balance de agua se ha realizado de nuevo para las pilas P1-1 y P2-2, durante el período de temperatura termófila y riego que siguieron a la división de las pilas y adición de substrato fresco. Los resultados se muestran en la **Tabla 3**. Dado que esta fase de investigación ha coincidido con el inicio del período de lluvias, no fue posible proteger la pila P2-1 de la incidencia de las lluvias, por lo que su balance de agua (aproximadamente neutro) no se ha considerado válido. Según la **Tabla 3**, las pérdidas de agua por evaporación han resultado de 0,33 t para P1-1 y 0,78 t para P2-2. La mayor evaporación en P2-2 que en P1-1 concuerda con la mayor temperatura de la primera tras la adición del nuevo sustrato. La evaporación específica por tonelada de nuevo sustrato añadido ha resultado de 1,00 y 2,44 $m^3 \cdot t^{-1}$ m.s para P1-1 y P2-2, respectivamente, mientras las velocidades de evaporación resultaron de 25,6 (P1-1) y 71,8 (P2-2) litros$\cdot t^{-1} \cdot$m.s.$\cdot d^{-1}$. Las tasas de riego han sido de 103 (P1-1) y 101 (P2-2) $L \cdot t^{-1}$ m.s. de SP y día, por tanto muy superiores a las aplicadas inicialmente en P1 y P2.

Tabla 3. Balance hídrico de las pilas P1-1 y P2-2. Se asume que la densidad del líquido es igual a 1 t·m^{-3}.

Pila	**P1-1 (0,33 t m.s. SP; 108-147 d)**			**P2-2 (0,32 t m.s. BGZ; 96-130 d)**		
Corriente	**Entrada**	**Salida**	**Balance**	**Entrada**	**Salida**	**Balance**
Sólidos	4,41	4,44	-0,03	3,70	4,02	-0,32
LP (riego)	1,32	0.0	1,32	1,10	0,00	1,1
Lixiviado	0,00	0,96	-0,96	0,00	0,00	0
Total	5,73	5,4	0,33	4,88	4,02	0,78

La DQO del extracto ofrece indicios de que la reactivación del proceso en las nuevas pilas fue aparentemente parcial (**Figura 5**) y limitada a la materia orgánica fresca que se adicionó en la segunda parte del experimento. Al final de la prueba P1 y P1-1 tenían una DQO muy similar (1320 y 1344 mg DQO·L^{-1} respectivamente), mientras que las pilas P2 presentan una DQO final ligeramente más alta, estando igualadas la P2 y la P2-2.

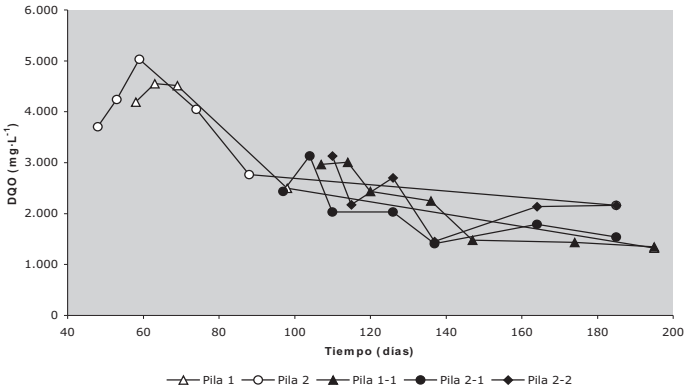


Figura 5. Evolución de la DQO del extracto.

Si se correlaciona esta disminución progresiva de la DQO con la caída en sólidos volátiles en la fracción fina del material (< 10 mm) se observa que mientras la tendencia de la P1 y P2 fueron casi idénticas (aunque en el caso de la P2 se obtuvo un bajo valor de r^2), con los aportes de nuevos materiales a la P1-1, P2-1 y P2-2 su pendiente se hizo más acusada (**Figura 6**). Esto implicaría que el proceso degradativo habría sido más eficiente en las nuevas pilas, quizás debido a que en estas ya existía una microbiota más abundante y variada cuando recibieron los aportes de nueva materia orgánica, lo que no ocurrió en P1 y P2. La pila P2-2 muestra el mayor incremento en la pendiente, lo que también puede explicarse en base a la mayor biodegradabilidad del bagazo en relación al sólido de purín y a las virutas de madera.

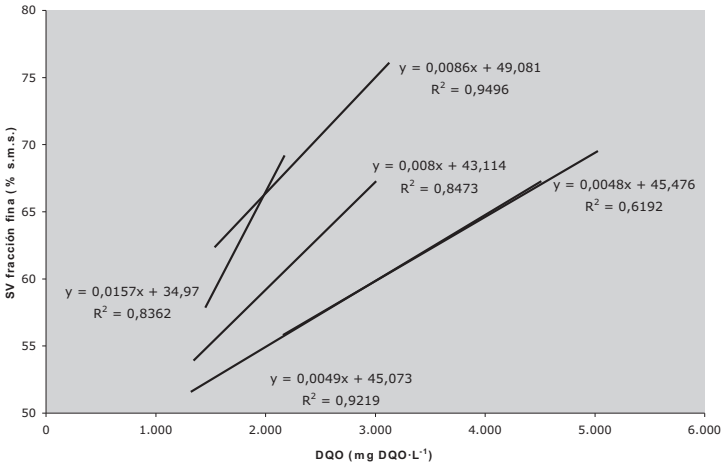


Figura 6. Correlación de la evolución de la DQO del extracto y el contenido en SV (como %ST) de la fracción fina de las pilas.

Otros parámetros como el pH y la conductividad de las pilas se mantuvieron dentro de unos márgenes que no supondrían inhibición para el proceso biológico. En todos los tratamientos se produce un descenso en los primeros días probablemente debido a la generación de ácidos orgánicos durante la degradación biológica de la materia orgánica (Díaz et al, 1993). La única excepción se produjo en la formación de la P2-2 donde se registró un pH de 6,1 debido a las características del BGZ cuyo pH inicial fue 3,9 (**Tabla 2**). Cinco días más tarde el pH de esa pila ya estaba en valores de 8,2 (**Figura 7**).

La conductividad osciló entre 860 y 1240 $\mu S \cdot cm^{-1}$, en general, con una tendencia decreciente continua. Los valores más altos correspondieron a P2-2, con una conductividad inicial de 1.800 $\mu S \cdot cm^{-1}$ que se redujo progresivamente a valores próximos a los de las restantes pilas (**Figura 7**).

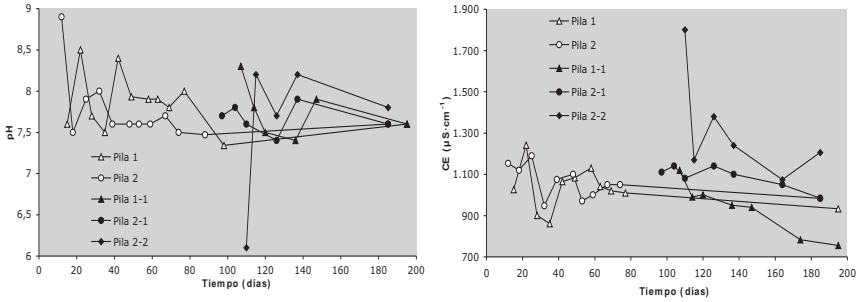


Figura 7. Evolución del pH (izquierda) y la conductividad (derecha, en $\mu S \cdot cm^{-1}$) en las pilas.

En cuanto a la evolución del NH_3-N, hay una tendencia decreciente en todas las pilas, hasta alcanzar valores finales inferiores a 6,4 $mg \cdot L^{-1}$ (**Figura 8**). Los picos iniciales en su concentración se relacionan con los aportes de purín en los riegos, como con los de los nuevos materiales orgánicos en las tres pilas de la segunda parte de la prueba. Sin embargo no se puede afirmar que esta reducción se deba a una

nitrificación ya que también se produjo un descenso paulatino en la concentración de nitratos en todas las pilas (**Figura 8**). Al tratarse de pilas con una humedad muy elevada, en valores siempre en torno a la capacidad máxima de retención de agua, se habría producido una volatilización del NH_3-N más que su nitrificación (Cabrera & Chinag, 1994), mientras que el NO_3 se puede haber perdido por lixiviación y denitrificación (Tiquia et al, 1998; Giannis et al, 2008).

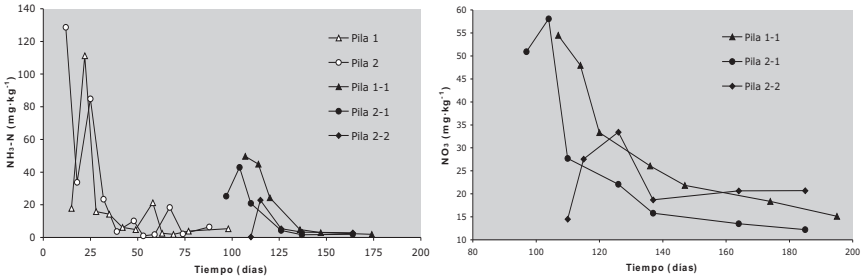


Figura 8. Izquierda, evolución de la concentración de NH_3-N en todas las pilas. Derecha, evolución de la concentración de NO_3 en las nuevas pilas.

Debido a los riegos y a que la etapa final de la experimentación transcurrió en los meses de invierno, los contenidos en ST del compost final de las pilas son muy bajos (**Tabla 4**). P1 y P2 completaron la fase de maduración por lo que su concentración de materia orgánica, así como de COT y C/N son menores. En las nuevas pilas, el contenido final en sólidos volátiles estuvo influido por el tipo de material orgánico que se adicionó. Así en las pilas P2-1 y P2-2 que recibieron materiales orgánicos de procedencia externa a la granja (VMA y BGZ) la concentración final de sólidos volátiles fue de 60,8 y 58,0% respectivamente, mientras que en P1-1 fue de 50,8%, muy similar al del las pilas iniciales P1 y P2 al final de la etapa de maduración (**Tabla 4**). Es notable el contenido en macronutrientes del compost P2, donde salvo en el caso del K se dieron concentraciones superiores a los demás composts. Se produjo un incremento en las concentraciones finales de P en todas las pilas, a pesar que la concentración en las materias primas iniciales era baja (**Tabla 2**), debido a las pérdidas de carbono durante el proceso de compostaje (Mato et al, 1994; Tiquia et al, 1998).

Las concentraciones en el compost son bajas para la mayoría de los metales pesados (**Tabla 5**), cumpliendo con las exigencias para la clase A (según el RD 824/2005) excepto para el Cu (clase B) y sobre todo el Zn, con valores 12,5 veces superiores a la clase A y por encima de lo máximo permitido para la clase C (2,5 veces superior). Por este único parámetro se convierten en productos no aptos para su uso agrícola como compost, según la legislación vigente. Sin embargo, considerado el producto resultante como un lodo de depuración, si cumple con los límites establecidos para su aplicación agrícola, que se sitúan para el Zn en 2500 (suelos con pH<7) y 4000 (suelos con pH>7) mg· kg^{-1} (s.m.s), de acuerdo con el RD 1310/1990.

Tabla 4. Características finales del compost obtenido en cada pila al final del proceso. Todos los resultados de sólidos volátiles y nutrientes están expresados sobre materia seca.

	ST %	SV %	pH	CE µS cm^{-1}	N %	C %	COT %	C/N	Mg g kg^{-1}	P g kg^{-1}	Ca g kg^{-1}	K g kg^{-1}
Compost P1	30,0	49,9	7,6	932,2	1,79	25,76	25,07	14,0	5,05	16,3	39,1	12,9
Compost P2	31,8	50,9	7,6	983,5	1,98	28,84	27,92	14,1	7,78	21,5	50,2	14,5
Compost P1-1	25,8	50,8	7,6	754,6	1,97	30,61	29,63	15,0	5,09	15,9	39,4	11,7
Compost P2-1	26,2	60,8	7,6	984,2	1,80	33,84	33,59	18,7	6,36	15,6	37,4	13,6
Compost P2-2	32,7	58,0	7,8	1.206	1,88	37,29	34,78	18,5	5,85	13,0	32,4	18,0

Tabla 5. Contenido en metales pesados de los distintos composts y del estructurante final de P1, comparándolos con las concentraciones en las materias primas. Todas las unidades en mg·kg^{-1} (s.m.s.).

	Cd	Hg	Pb	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se
Compost P1	0,11	<0.050	6,7	8,7	3,80	12,0	123	1.863	2,50	<1.0
Compost P2	0,17	<0.050	5,6	6,9	4,05	11,3	180	3.269	2,47	1,1
Compost P1-1	0,12	<0.050	4,8	6,7	3,33	9,88	142	2.135	2,90	<1.0
Compost P2-1	0,15	<0.050	4,1	3,2	3,10	8,71	172	2.894	2,50	<1.0
Compost P2-2	0,12	<0.050	3,5	2,8	2,76	8,17	160	2.294	2,40	<1.0
SP	<0.08	<0.050	<1.0	<1.0	1,19	2,43	68,6	1.130	0,16	<1.0
EST	<0.08	<0.050	<1.0	<1.0	<0.10	<1.5	<2.5	<10.0	<0.05	<1.0
BGZ	<0.08	<0.050	<1.0	<1.0	<0.10	<1.5	31,5	10,9	<0.05	<1.0
VMA	<0.08	<0.050	<1.0	<1.0	<0.10	<1.5	<2.5	<10.0	<0.05	<1.0
EST final (P1)	<0.1	<0.03	<0.78	34,90	0,67	24,84	26,66	219,49	<0.3	<0.3
LP (riego)	0,63	7,8	5,51	<5,0	37,2	41,8	1.151	14.804	7,7	7,8
Lixiviado	2,76	<1.5	48,5	25,5	83,6	205	3.317	40.157	39,0	29,0
Lixiviado/LP	4,4	0,2	8,8	5,1	2,2	4,9	2,9	2,7	5,1	3,7

El Zn es uno de los metales que se consideran más asociados con las fracciones móviles, tanto en las materias primas como en el compost resultante (Nomeda et al, 2008), por lo que es lógico que se encuentre en altas concentraciones en el lixiviado en relación con el LP (Haroun et al, 2007). Obviamente se produjo un incremento en la concentración de todos los metales pesados frente a las concentraciones de las materias primas por la reducción de la materia orgánica durante el proceso.

De entre todas las materias primas empleadas el origen del Cu y el Zn se encuentra en las fracciones sólida (SP) y líquida (LP) del purín de cerdo. Tan sólo en el caso del BGZ se aprecia una concentración moderada de Cu en su análisis inicial, pero menos de la mitad de lo exigido en un compost de clase A.

El SP también presenta cantidades medibles de Ni y As. Estas concentraciones de metales también se encontraron en el EST final con concentraciones elevadas en Ni (casi en el límite de clase A) y en el Zn (entraría en clase B).

En el compost de P2-1 y P2-2 la concentración de Cr es muy inferior que en los demás. Son las únicas pilas que recibieron un aporte de materia orgánica sólida externa a la granja, pero de las materias primas empleadas sólo aparecen concentraciones apreciables en el LP. El Cr estaría en formas solubles por lo que pasaría principalmente al lixiviado y al EST final.

Si se calcula el ratio lixiviado/LP para los distintos metales se observa que la concentración en el lixiviado, salvo para el caso del Hg, es siempre al menos de dos a cuatro veces superior a la del LP (**tabla 5**). El caso extremo se comprueba en el Pb, donde es casi nueve veces superior. Esto se produciría por una captación y concentración de metales por parte del lixiviado, por lo que se produciría una reducción en la concentración de metales de las pilas. Sin embargo, el aporte inicial en metales pesados del SP reduce este efecto en todas las pilas y también la calidad de los composts en relación a los límites legales establecidos.

CONCLUSIONES

Un sistema simple de compostaje permite el tratamiento de importantes volúmenes de purines líquidos, con velocidades de riego durante la fase termófila en el rango de 14 a 100 $L \cdot t^{-1}$ m.s $\cdot d^{-1}$del sustrato orgánico biodegradable utilizado. El calor metabólico de la degradación y el nivel térmico alcanzado son la base para la evaporación de parte del agua de purín, alcanzándose evaporaciones específicas por tonelada de sustrato biodegradable de 1,0-2,4 $m^3 \cdot t^{-1}$ m.s, en función de la proporción estruturante:sustrato y del tipo de sustrato. Las velocidades de evaporación medidas durante las fases termófilas se han situado en el rango de 12 a 72 litros$\cdot t^{-1} \cdot$m.s.$\cdot d^{-1}$. Los compost obtenidos presentan un contenido en nitrógeno del 1,8-2,0% y relación C/N en el rango de 14-19. Sin embargo, el sólido de purín introduce elevadas cantidades de algunos metales pesados, especialmente Zn, lo que impide obtener un producto de elevada calidad. Como alternativa, la utilización de residuos agroindustriales con alto contenido energético y bajo contenido en metales se presenta como una opción para el tratamiento de purines líquidos y la obtención de un compost de calidad.

REFERENCIAS

Blanco-Penedo, I., Cruz, J.M., López-Alonso, M., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J. Benedito, J.L 2006. Influence of copper status on the accumulation of toxic and essential metals in cattle. Environment International 32: 901–906.

Cabrera, M.L., Chiang, S.C, 1994. *Water content effect on denitrification and ammonia volatilisation in poultry litter*. Soil Science American Journal 58: 811-816.

Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L., Golueke, C.G. 1993. Composting and recycling municipal solid waste. Lewis Publishers, Florida.

Del Val, A 2011. El problema de los residuos en la sociedad del bienestar. En: El planeta tierra. Contracento Ed. Córdoba. Biblioteca Ben Rosch. Vol. III, pp 197-207.

Fuchs, J., Berner, A., Mayer, J., Schleiss, K., Kupper, T 2008. Effects of compost and digestate on environment and plant production – *results of two research projects*. ORBIT 2008 - 13th - 15th of Oct. Wageningen, The Netherlands. 12 pp.

Giannis, A.; Makripodis, G.; Simantikari, F.; Somara, M.; Gidarakos, E. 2008. *Monitoring operational and leachate characteristics of an aerobic simulated landfill reactor*. Waste Management 28:1346-1354.

Haroun, M.; Idris, A. & Syed Omar, S.D. 2007. A study of heavy metals and their fate in the composting of tannery sludge. Waste Management 27: 1541–1550.

Heuer, H.; Schmitt, H. & Smalla, K. 2011. Antibiotic resistance gene spread due to manure application on agricultural fields. Current Opinion in Microbiology 14:236–243.

Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. and Haberl, R. 2000. Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing. 156 pp

Knight, R.L., Payne Jr., V.W.E., Borer, R.E., Clarke. R.A. Jr. and Pries, J.H. 2000. Constructed wetlands for livestock wastewater management. Ecological Engineering, Volume 15.1-2: 41-55.

Lasaridi, K. E. & Stentiford, E. I. 1998. A Simple Respirometric Technique for Assessing Compost Stability, Water Research, Vol. 32.(12): 3717-3723.

Mato, S.; Otero, D.; García, M. 1994. Composting of < 100 mm fracion of municipal solid waste. Waste Management Resource 12. pp 315-325.

Nolan, T.; Troy, S.M.; Gilkinson, S.; Frost, P.; Xie, S.; Zhan, X.; Harrington, C.; Healy, M.G. & Lawlor, P.G. 2012. Economic analyses of pig manure treatment options in Ireland. Bioresource Technology 105: 15-23.

Nomeda, S.; Valdas, P.; Chen, S.; Lin, J. 2008. Variations of metal distribution in sewage sludge composting. Waste Management 28, 1637-1644.

Soto, M.; Vázquez, M.A. & Plana, R. 2010. *Compostaje y humedales artificiales para el aprovechamiento y tratamiento integral de purines de cerdo*. Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental. 2º Jornadas de la Red Española de Compostaje. Burgos. 1–3 junio 2010. Ed. Univ. de Burgos. pp 343 -355.

Tiquia, S.M.; Tam, N.F.Y.; Hodgkiss, I.J. 1998. *Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents*. Agriculture, Ecosystems and Enviroment 67: 79-89.

Vázquez M.A., de la Varga D., Plana R. and Soto M. (2011). Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine manure composting. Smallwater, 3rd International Congress Smallwat11, Sevilla, 25-28 abril.

EVALUACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE PURINES - PROYECTO LIFE+ MANEV

Bernal, M.P.*; Pérez-Balibrea, S.; Sáez, J.A.; Bustamante, M.A.; Clemente, R.

Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100 Murcia, España

Correo electrónico: pbernal@cebas.csic.es

Resumen

El impacto ambiental de la ganadería en zonas de alta carga ganadera puede llevar al deterioro de la calidad del aire (por la emisión de gases), del agua (por el aporte de nitratos, fosfatos y materia orgánica) y del suelo (por fosfatos y metales pesados). Por tanto, una adecuada gestión del estiércol es clave para mejorar la protección del medio ambiente, asegurando la sostenibilidad de la ganadería y el futuro del sector agropecuario en Europa.

El proyecto *Evaluación de gestión de estiércoles y tecnologías de tratamiento para una protección ambiental y una ganadería sostenible en Europa - MANEV* está incluido en el área de Medioambiente y Gobernanza del programa europeo LIFE+. Su objetivo principal consiste en desarrollar una estrategia común europea para la gestión integral de purines, optimizando tecnologías de tratamiento que contribuyan a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y mejorar la actividad ganadera. El proyecto se desarrolla en 8 regiones europeas con elevada producción porcina localizadas en España, Italia, Dinamarca y Polonia. Se evaluarán 13 tecnologías de tratamiento y de gestión de estiércol que incluyen: digestión anaerobia, separación, recuperación de N (stripping), compostaje y utilización agrícola. La acción a desarrollar por el CEBAS-CSIC en el ámbito de la Región de Murcia, consiste en la evaluación del compostaje como tecnología para el tratamiento del purín de cerdo, previamente separado en fracción sólida y líquida, determinando los requerimientos del proceso, las ventajas y limitaciones medioambientales y de gestión, así como la aceptación por el sector agropecuario.

La evaluación de cada tecnología, mediante un Protocolo Común, unifica criterios e indicadores clave que se utilizarán para el desarrollo de una herramienta informática para la toma de decisiones sobre el tratamiento a adoptar de acuerdo con las circunstancias locales, aspectos ambientales, tecnológicos, energéticos, económicos, sociales y legales de cada área de estudio. Además, se realizará el Análisis de Ciclo de Vida de cada escenario.

Palabras clave: Compostaje, gestión de residuos ganaderos, purín de cerdo, tecnologías de tratamiento.

INTRODUCCIÓN

La intensificación y concentración de la producción ganadera en zonas específicas puede provocar un impacto medioambiental, debido a la degradación del aire (emisión de amoniaco, óxidos de nitrógeno y metano), del agua (por nitratos, fosfatos y materia orgánica) y del suelo (fosfatos y metales pesados). Las emisiones de metano y óxidos de N a la atmósfera junto con la lixiviación de nitratos a las aguas, constituyen aspectos de vital importancia. La agricultura es considerada como la principal responsable de las emisiones de dichos gases, por ello existen límites de emisiones de NH_3, y de reducciones de emisiones de CH_4 y N_2O (Petersen et al., 2007). La lixiviación de nitratos contribuye

a la eutrofización y constituye una amenaza para la calidad de las aguas. Además, existe un riesgo asociado a la dispersión de ciertas enfermedades, especialmente cuando el purín de cerdo no se gestiona adecuadamente (Burton y Turner, 2003).

Los compuestos que poseen una mayor contribución al impacto ambiental de la producción porcina son los óxidos de N (53%) y el metano (10%) con respecto al calentamiento global, y el amoniaco (30%) en la eutrofización potencial. La contribución de la producción porcina y de manejo de estiércol procede de las propias instalaciones (cochiqueras) y durante el almacenamiento y gestión del purín. Además, la aplicación al suelo del estiércol y del purín conlleva un riesgo significativo de eutrofización potencial de las aguas (Dalgaard et al., 2007; Flessa et al., 2002). El aumento en el número de granjas de porcino especializadas y sin suelo agrícola disponible para el uso eficiente de los nutrientes del purín para la producción agrícola, junto con una gestión poco eficaz en granjas pequeñas, puede llevar a emisiones de gases y pérdida excesiva de nutrientes (Petersen et al., 2007). El reciclado de nutrientes del purín en la producción agrícola contribuirá a la reducción de los problemas medioambientales asociados, proporcionando nutrientes para las plantas, reduciendo la necesidad de fertilizantes minerales, aunque es difícil establecer una solución general para todas las situaciones agrícolas, estrategias de gestión y legislación existentes en las diferentes regiones y países. Las grandes instalaciones de alta producción requieren altos costes de energía para el transporte del estiércol para su reciclado en la agricultura, con el consecuente riesgo medioambiental y para la salud asociado a la dispersión de microorganismos patógenos.

DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO

Objetivos del proyecto

El objetivo del proyecto LIFE+ MANEV es demostrar que el uso de las tecnologías de tratamiento junto con un planteamiento correcto de gestión del estiércol puede contribuir a la reducción de gases de efecto invernadero y simultáneamente mejorar el mantenimiento y gestión de la ganadería en zonas de alta carga ganadera. Para ello se han establecido los siguientes objetivos parciales:

- Mejorar la protección y calidad del medio ambiente mediante el uso de tecnologías de tratamiento del estiércol en zonas de alta carga ganadera en Europa.

- Mejorar la sostenibilidad del sector ganadero porcino a través de la implantación de tecnologías de tratamiento del estiércol.

- Unificar los criterios para la evaluación de los sistemas de tratamiento y de gestión del estiércol.

- Desarrollar un protocolo común para las diferentes zonas ganaderas de Europa, para la evaluación de las diferentes tecnologías de tratamiento y gestión del estiércol, teniendo en cuenta factores ambientales, tecnológicos, energéticos, económicos, legales y relacionados con la salud.

- Desarrollar una herramienta informática de planificación y toma de decisiones sobre la gestión del estiércol, que sea de utilidad para instituciones, asociaciones y administración y que a su vez proporcione información a los propios ganaderos.

- Determinar las propiedades fertilizantes del estiércol directamente aplicado al suelo agrícola y de los productos obtenidos en las diferentes tecnologías de tratamiento, con el fin de definir el valor real de mercado.

- Equilibrar el *know-how* relacionado con las tecnologías de tratamiento y métodos de gestión del estiércol, sus fortalezas y debilidades, entre los diversos países y regiones de Europa.

- Diseminar el conocimiento obtenido entre los sectores implicados.

Acciones a monitorizar

El proyecto pretende evaluar las diferentes tecnologías existentes para el tratamiento de purín (principalmente porcino), según un protocolo común de evaluación y seguimiento en las diferentes áreas de Europa, basado en ciertos criterios de evaluación. Dichos criterios están basados en factores medioambientales, tecnológicos, económicos, legales y asociados con la salud. En base a dichos criterios se pretende desarrollar una herramienta de soporte y planificación para la toma de decisiones respecto a la estrategia más adecuada a desarrollar para cada escenario concreto. Dicha herramienta podrá ser utilizada por instituciones, asociaciones, administración pública, e incluso ganaderos individuales.

Cada participante en el proyecto controla y evalúa una planta de tratamiento incluida en un escenario de gestión, según el protocolo común de seguimiento y control previamente establecido. Con los resultados obtenidos en cada escenario se realizará un Análisis Ciclo de Vida, que incluirá los tres factores potenciales de contaminación: calentamiento global, acidificación y eutrofización, además del balance energético y aspectos económicos. Finalmente, se desarrollará una herramienta informática de toma de decisiones en la gestión de residuos ganaderos, aplicable a todas las regiones de Europa, que permitirá definir la estrategia de gestión más conveniente según los condicionantes locales. Dicha herramienta se validará en la región de Murcia y en la Región de Polonia participante en el proyecto.

Las tecnologías a evaluar (un total de 13 instalaciones) se encuentran localizadas en 4 países europeos, concretamente en 8 regiones de alta carga ganadera, principalmente porcino, concretamente en: Aragón, Cataluña, Castilla y León y Región de Murcia en España, Lombardía y Emilia-Romagna en Italia, Midjytlland en Dinamarca y Warmia-Mazuria en Polonia. Las 13 instalaciones consideradas de tratamiento y gestión del estiércol, principalmente purín porcino, incluyen diferentes tecnologías, tales como: sistemas de separación sólido-líquido, digestión anaerobia, sistemas de eliminación de N (nitrificación-desnitrificación y stripping), compostaje y aplicación agrícola. La acción a desarrollar en la Región de Murcia consiste en el compostaje de la fracción sólida del purín para su integración en la gestión agrícola del purín.

Protocolo común de evaluación y seguimiento

El protocolo común de evaluación y seguimiento es una guía a utilizar por todos los participantes en el proyecto para el seguimiento de las diferentes tecnologías, de forma que se obtengan resultados comparables entre los distintos participantes, que permita el desarrollo de la herramienta informática para la toma de decisiones sobre el protocolo de gestión o la tecnología de tratamiento mas adecuada para cada escenario local. El protocolo especifica los parámetros, procedimientos de evaluación y las unidades funcionales acordadas por todos los participantes.

El seguimiento de cada tecnología comprende los siguientes parámetros mínimos: concentración de nutrientes principales (N-total, $N\text{-}NH_4$, P, K), materia orgánica (sólidos volátiles y demanda química de oxígeno), microrganismos patógenos (*E. coli* y *Salmonella*), pH, conductividad eléctrica y contenido de CH_4 del biogás, en el caso de instalaciones de digestión anaerobia. Cada tecnología tendrá su propio protocolo de muestreo que incluirá los parámetros más relevantes.

También, en cada escenario va a llevarse a cabo una evaluación ambiental para comprobar y evaluar las consecuencias directas de la aplicación de la nueva gestión del estiércol con respecto a las emisiones de gases de efecto invernadero y amoníaco, calidad del agua (contaminación por nitratos), calidad del suelo (nitrógeno, fosfato, potasio y materia orgánica) y otros indicadores comunes y específicos. La evaluación se iniciará cuando el estiércol se toma desde el foso del sistema de recolección antes del tanque de almacenamiento final de la granja. Los productos finales del proyecto pueden ser utilizados en el ámbito local, dentro de los límites del sistema, o exportados fuera del sistema evaluado como un producto de valor añadido.

Seguimiento y evaluación del compostaje como estrategia de gestión de estiércol

Dentro de la acción específica que se está llevando a cabo en la región de Murcia, el trabajo está diseñado en las siguientes etapas:

- Evaluación de la distribución de purines de cerdo en la región de Murcia e identificación de las áreas excedentarias;

- Identificación de los suelos agrícolas apropiados para la aplicación de purines de cerdo según el cultivo y el balance de nutrientes;

- Establecimiento de los requisitos técnicos para el compostaje de la fracción sólida del purín de cerdo: la viabilidad del compostaje como alternativa para el reciclaje del purín a nivel de granja en la región de Murcia se determinará según las características de los purines producidos, los sistemas disponibles de separación de sólidos y líquidos y los materiales estructurantes aprovechables en las áreas excedentarias;

- Identificación de los beneficios y las limitaciones del compostaje del purín: aspectos económicos, ambientales y agrícolas;

- Posibilidad de combinación de digestión anaerobia y el compostaje de los materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización para la gestión de estiércol;

- Indicadores de calidad y medio ambiente de la tecnología de compostaje;

- Implicación del compostaje en el ciclo del carbono: conservación y secuestro de C.

DESARROLLO DEL PROYECTO: SITUACIÓN DE LAS ACCIONES

Desarrollo del protocolo común de evaluación y seguimiento

Los componentes del protocolo común de evaluación y seguimiento (CEMP) se han definido en los siguientes términos: criterios, indicadores, parámetros y unidades de referencia.

Criterios: las categorías para llevar a cabo la evaluación y supervisión. Los criterios definidos para el CEMP son: medio ambiente, agronomía, energía, economía, aspectos sociales, salud animal y legislación. El criterio medio ambiente comprende cuatro sub-criterios: cambio climático, contaminación del agua, del aire y del suelo.

Indicadores: cada criterio (o sub-criterio) tendrá uno o varios indicadores que expresan un cierto efecto sobre él. Por ejemplo, el calentamiento global se utilizará como indicador del sub-criterio cambio climático, y se expresará por kg CO_2 equivalentes.

Parámetros: es necesario un conjunto de parámetros para evaluar las diferentes tecnologías de tratamiento de estiércol y sistemas de gestión, así como la metodología. Para los diferentes medios de evaluación, como los purines (y el líquido derivado), fracción sólida (y otro estiércol sólido), suelo, agua y emisiones gaseosas se ha propuesto un conjunto de parámetros.

Unidades de referencia: no se utilizará únicamente una unidad de referencia, estableciéndose equivalencias entre ellas: Mg de estiércol de cerdo, unidad de ganado mayor, ha de superficie, kg de producto cárnico.

Criterios medioambientales

El cambio climático indica el calentamiento global potencial, expresado en kg CO_2 equivalente y descrito por los parámetros: emisiones de CO_2, CH_4, N_2O y NO_x, y conservación de CO_2. La acidificación es el indicador de la contaminación del aire, expresado en kg SO_2 equivalentes, mediante los parámetros de emisiones de NH_3 y SO_2. La eutrofización es el indicador de la contaminación del agua, que se evaluará mediante los parámetros de N-total y P-total, expresado en kg de N y P. La contaminación del suelo se ha subdividido en 3 sub-criterios: salinización, evaluada mediante la conductividad eléctrica en dS/m; metales pesados, con los parámetros de concentración de Zn y Cu expresados en mg/kg; y el exceso de nutrientes con el parámetro P-total en mg/kg.

Criterios energéticos

Se estimará en términos de balance de energía entre la energía consumida y la generada en el proceso, ambos términos se consideran indicadores del criterio. Los parámetros a determinar son: Energía consumida por la instalación; potencial energético (producción y riqueza del biogás en plantas de digestión anaerobia); potencial eléctrico (energía eléctrica producida tras la transformación del biogás); potencial de calor (calor producido tras la transformación), todo ello expresado en kWh.

Criterio económico

Los indicadores del criterio económico son: Cuenta de pérdidas y beneficios, depreciación y gastos financieros, con los ingresos y los gastos como los parámetros, expresados en euros por m^3 de purín. Los ingresos pueden provenir de la venta de energía (en el caso de plantas de digestión anaerobia, ciertas ayudas oficiales, ingresos por gestión de residuos, venta de los productos producidos (ej.: compost) y el mercado de CO_2. Los gastos a considerar incluyen: Electricidad consumida, materiales, mantenimiento, personal, transporte, co-sustratos, impuestos, tasas, seguros y otros gastos.

Criterio social

Olores, ruido, impacto visual e impacto en la actividad local son los indicadores a considerar y que serán determinados por los parámetros como olfatometría; mediciones directas del ruido o datos técnicos de los equipos, el impacto visual de la instalación y los puestos de trabajo creados.

Criterio agronómico

Las unidades fertilizantes se incluirán como los indicadores del criterio agronómico, con los parámetros de los balances N, P y K, en €/kg nutriente. La densidad de ganado, medida como unidad ganadera mayor por hectárea (LSU/ha) se considerará como criterio agronómico, pero con una consideración independiente de las unidades fertilizantes.

Criterio de salud humana y animal

Dicho criterio incluye los indicadores de *E. coli* y *Salmonella*, siendo su presencia los parámetros a evaluar en UFC/ml. Dentro del CEMP se considera el marco jurídico de aplicación que incluye los indicadores de la reglamentación europea, reglamento nacional y regulación regional o local. Dichos condicionantes son fundamentales en la herramienta de toma de decisiones.

Evaluación de la distribución del purín de cerdo en la Región de Murcia

Según los datos procedentes del censo agrario nacional del Instituto Nacional de estadística (INE) se observa una reducción en el número de explotaciones ganaderas para el periodo 1999-2009. Los mayores descensos sucedieron en las explotaciones de porcinos, con una reducción de las mismas en un -61,4%. Sin embargo, en el periodo intercensal se produjo un aumento en el número de cabezas por explotación para todas las especies de ganado. Los mayores incrementos se produjeron en las explotaciones porcinas, con un 190% más de número medio de cabezas. Todo ello indica que se ha producido un cambio en el tipo de explotaciones de porcino en la Región de Murcia hacia la intensificación, desapareciendo granjas de pequeño tamaño y generándose grandes instalaciones. Por comunidades autónomas, en el censo de 2009 la región de Murcia representa un 1,16% del total de explotaciones de porcino a nivel nacional, con 955 explotaciones censadas y 1.635.122 de cabezas de ganado (6,61% del total nacional).

La distribución comarcal de las granjas de porcino en la Región de Murcia se ha determinado a partir de la información incluida en el último censo agrario de 2009 realizado por la Consejería de Agricultura. Se ha puesto de manifiesto la distribución heterogénea espacial de las granjas de porcino en la región de Murcia. En la comarca del Guadalentín se localizan más del 50% de las granjas (65,1%), con una producción anual estimada de purín de cerdo de 2.510.221 m^3, equivalente al 54% del total de la producción porcina en toda la Región de Murcia. Dentro de dicha comarca destaca el municipio de Lorca, con el 46% de todas las granjas de la Región, seguido por Fuente Álamo (en la comarca de Cartagena) con casi el 15% del total. Así la producción anual de purín porcino se concentra principalmente en dos municipios: Lorca con 1,5 millones m^3, y Fuente Álamo con 1,0 millones m^3.

La gestión agrícola del purín para el aprovechamiento de sus nutrientes por los cultivos está condicionada por la superficie agraria útil cercana a las zonas de producción, los tipos de cultivos (requerimientos nutricionales y manejo agrícola) y la legislación existente. La superficie agraria útil (SAU) media por explotación a nivel regional esta estimada en el censo de 2009 en 12,39 ha para la región de Murcia, un 24,86% mayor que la estimada en el censo de 1999. La aplicación de los purines como fertilizante agrario en las superficies agrícolas esta supeditada por la proximidad entre la zona productora del residuo y la zona receptora del mismo, ya que los costes de transporte con frecuencia no justifican la utilización del purín como fuente de nutrientes, por lo que ganaderos y agricultores llegan a un mutuo acuerdo de retirada de los purines a “coste cero”. Esta práctica no garantiza la salida periódica del residuo para los ganaderos, teniendo en ocasiones que pagar al agricultor por la retirada del residuo.

Uno de los condicionantes principales para la gestión agrícola de purín de cerdo, se deriva de la declaración de ciertas zonas como vulnerables frente a la contaminación por nitratos de fuentes agrarias, que limita el uso de fertilizantes nitrogenados en la agricultura. En la Región de Murcia existen varias zonas declaradas vulnerables frente a nitratos (BORM, 2001; BORM, 2009). Dichas zonas han sido georeferenciadas con los datos obtenidos del "geocatálogo" de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia (CARM) (**Figura 1**). Además, el plan de gestión y producción de estiércoles para estas zonas obliga a la cumplimentación de diferentes tablas e informes donde queda recogida toda la información respecto a los productores del residuo, el destinatario final, cantidades, medios de transporte utilizado, etc. (BORM, 2011).

Figura 1. Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de las actividades agrarias en la Región de Murcia (BORM, 2001; BORM, 2009).

Se puede apreciar que una de las zonas vulnerables se encuentra localizada en el municipio de Lorca, coincidiendo así con la zona de mayor producción porcina. Por tanto, considerando esta zona como la de mayor requerimiento de control ambiental, y tomando como base los diversos censos agrarios y de producción, se han determinado los cultivos de la zona para determinar la posibilidad de realizar una gestión integral de los purines de cerdo en la zona.

Los requerimientos de N para los principales cultivos en el municipio de Lorca se han estimado teniendo en cuenta las dosis máximas de N recomendadas en el anexo IV del Código de Buenas Prácticas Agrícolas en la Región de Murcia y teniendo en cuenta la limitación de la aplicación de N en las zonas vulnerables. Así el requerimiento total de N por los cultivos puede estimarse en 4500 Mg/año. Si la concentración promedio de N de los purines de cerdo es de 3,15 kg/m^3, como se indica en la Legislación Española Real Decreto 324/2000 que indica las reglas básicas de gestión de las explotaciones porcinas (BOE, 2000), esa cantidad sería equivalente a 1,40 millones de m^3 por año de purines. Utilizando los purines de cerdo para la fertilización de los cultivos, podría suponer más del 96% de las necesidades anuales de N, principalmente por cultivos hortícolas y cereales (**Figura 2**). Aproximadamente el 3,34% de los purines porcinos generados (casi 50.000 m^3/año), se puede considerar excedentario frente a las necesidades de N para cultivos, lo que requeriría una gestión alternativa. Por otra parte hay que tener en cuenta que en ciertos cultivos (como cultivos de consumo de hoja en fresco) la aplicación de purines

está limitada por los riesgos sanitarios asociados. No obstante estas estimaciones hay que considerarlas como aproximaciones generales y la gestión individualizada de cada granja es necesaria, ya que la concentración de N puede variar en cada granja, no solo dependiendo del tipo de animal, sino también de la gestión que se realice del purín, ya que las diluciones con las aguas de lavado aumentarían el volumen generado pero con concentración menor de N, y además las pérdidas de N que suceden durante el almacenamiento y gestión del purín suponen otra fuente de variación de la concentración de N en el purín.

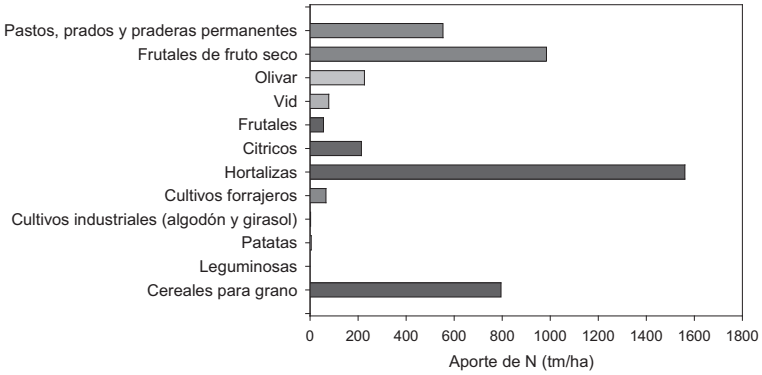


Figura 2. Necesidades de N por los cultivos del municipio de Lorca.

Por otro lado, la evaluación agrícola del purín requiere el balance de otros nutrientes esenciales para los cultivos y presentes en alta concentración en el purín, como es el fósforo y el potasio. En esta zona de Lorca se ha establecido el criterio del N frente al P debido al requerimiento medioambiental de limitación de N en zonas vulnerables. No existe en la actualidad legislación relativa a la acumulación de P en suelos agrícolas, además los suelos de la zona son muy calizos, donde el fósforo se mantiene en formas muy insolubles, como fosfatos de calcio. Según estudios realizados sobre la utilización agrícola de purines de cerdo, el P asimilable en suelos calizos aumenta significativamente con aplicaciones iguales o superiores a 300 m^3/ha de purín de cerdo (Bernal et al., 1993), siendo el efecto acumulativo con el tiempo. Según un estudio realizado por el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, los suelos en Galicia son los más altos en P, pero se detectan puntos de alta concentración en la Comunidad Valenciana (Rodriguez Martín et al., 2009). En Murcia, los datos obtenidos en suelos agrícolas presentan un valor medio de 21,65 mg/kg (mediana 16,5), con una distribución heterogénea (desviación típica 17,54), mostrando las zonas de agricultura intensiva los valores más elevados, que pueden superar los 30 mg/kg, valores considerados muy altos (Rodriguez Martín et al., 2009). Todo ello indica que es preciso considerar también el criterio de P junto con N para lograr una correcta gestión agrícola del purín.

Composición del purín de cerdo en Murcia

A partir de todos estos datos se han seleccionado 15 explotaciones ganaderas de porcino situadas en el municipio de Lorca, con la mayor producción de purines y en zona declarada como vulnerable, para posteriores estudios del purín y su compostaje como una alternativa de gestión agrícola. El compostaje del purín permitirá exportar, de forma segura, el exceso de purín de la zona vulnerable a zonas agrícolas deficientes en nutrientes y materia orgánica, en forma de un producto fertilizante regulado.

Durante un año se estudiará la composición de los purines (18 muestras) procedentes de 15 explotaciones, realizando 3 muestreos correspondientes a otoño, invierno y primavera-verano. Los purines se clasificaron en función del tipo de animal: ciclo cerrado, madres, destete y lechones y cebo. Los resultados del primer muestreo se presentan en la **Tabla 1**.

Las principales diferencias en la composición de los purines de cerdo según el tipo de animal se encontraron con respecto a la conductividad eléctrica, con los valores más altos en los purines de cebo, que también poseen la mayor concentración de COT, N-total, P y K, que indica su mayor valor agrícola (**Tabla 1**). Sin embargo, las concentraciones de metales pesados (Cu y Zn) fueron las más altas en purines de lechones, debido al uso de complementos en la dieta ricos en esos elementos para prevenir ciertas enfermedades intestinales que causan alta mortandad. El Cu se añade a la dieta del cerdo como un agente antibacteriano del intestino y el Zn también se utiliza en dietas de cerdos para el control de las diarreas post-destete (Petersen et al., 2007). La variabilidad de los resultados en los diferentes animales reveló la influencia que tiene el tipo de instalación y el sistema de gestión de purines en la composición de los purines de cerdo (Moral et al., 2005).

En general, el purín de cerdo bruto, previamente a su separación en fracción sólida y líquida, posee ciertas características que condicionan su compostaje (Bernal et al., 2009):

- Valores de pH neutros-alcalinos, que aunque no condicionan el proceso de compostaje en sí, pero pueden favorecer que se produzcan pérdidas importantes de N por volatilización como amoniaco, ya que el equilibrio amonio:amoniaco se encentra desplazado hacia la forma desprotonada a pH>7,5;

- Altos valores de conductividad eléctrica, que supone un alto contenido de sales solubles y por tanto condicionará la calidad del compost final;

- Baja relación C/N, que implica una producción rápida de N inorgánico que puede perderse por lixiviación en condiciones de alta humedad, o por volatilización como amoniaco bajo condiciones de alta temperatura, alto pH y alta aireación;

- Alta humedad, por lo que requiere un agente estructurante capaz de absorber el exceso de humedad;

- Presencia de contaminantes, como metales pesados (Cu y Zn), que condicionarán la calidad del compost.

Por lo tanto, el compostaje de purines tiene varias limitaciones que deben ser superadas para la obtención de compost de calidad (Bernal et al., 2009): i) los purines deberán separarse previamente en un sólido y una fase líquida con el fin de obtener un material sólido; ii) el procedimiento requiere un agente estructurante que permita ajustar el contenido de humedad, la porosidad (y por tanto la aireación) y la relación C/N para el compostaje. La selección del agente estructurante es también un factor clave para controlar y reducir las pérdidas de N durante el compostaje, principalmente asociadas a la volatilización de amoníaco. Esas pérdidas reducen el valor agronómico del compost y tienen un alto impacto ambiental. Otros aditivos pueden ser recomendables para mejorar el desarrollo del proceso compostaje y/o para reducir pérdidas de NH_3. La presencia de ciertos metales pesados (Cu y Zn) en los purines puede limitar la calidad agronómica del compost y por lo tanto su uso final.

Tabla 1. Composición de los purines* de cerdo en 15 granjas del municipio de Lorca (n=18).

Parámetros	Ciclo cerrado	Madres	Destete / Lechones	Cebo
pH	7,7 ± 0,44	7,7 ± 0,34	7,2 ± 0,10	7,1 ± 0,41
CE (dS/m)	27,2 ± 6,26	19,3 ± 3,54	21,2 ± 7,45	36,5 ± 7,73
Humedad (%)	96,7 ± 3,51	96,3 ± 4,02	97,6 ± 1,12	97,1 ± 2,04
Mat. seca (%)	3,1 ± 3,51	3,7 ± 4,02	2,5 ± 1,12	2,9 ± 2,04
MO (%)	56,9 ± 15,9	64,1 ± 13,31	68,6 ± 6,45	63,2 ± 4,67
N-total (g/L)	3,5 ± 1,68	4,9 ± 0,51	3,4 ± 0,36	5,0 ± 0,97
COT (g/L)	8,6 ± 11,19	7,4 ± 7,22	7,5 ± 4,11	12,7 ± 12,97
Aniones				
Cl^- (mg/L)	2019 ± 727	480 ± 432	837 ± 156	1076 ± 564
NO_2^- (mg/L)	< 0,1	3,5 ± 1,4	< 0,1	4,6 ± 7,8
NO_3^- (mg/L)	8,6 ± 3,1	5,3 ± 0,1	8,5 ± 5,6	5,1 ± 2,3
HPO_4^{2-} (mg/L)	74 ± 33,	49 ± 7,0	88 ± 29	95 ± 64
SO_4^{2-} (mg/L)	86 ± 32	126 ± 45	64 ± 24	84 ± 55
Micronutrientes				
Cu (mg/L)	9,5 ± 11	6,9 ± 8,5	27 ± 28	8,0 ± 5,0
Fe (mg/L)	142 ± 263	51 ± 55	52 ± 20	57 ± 58
Mn (mg/L)	17 ± 25	14 ± 14	8,7 ± 3,1	18 ± 16
Pb (mg/L)	1,09 ± 1,10	0,37 ± 0,05	0,58 ± 0,18	1,49 ± 1,46
Zn (mg/L)	108 ± 150	83 ± 0,16	398 ± 207	40 ± 31
Macronutrientes				
P (g/L)	0,38 ± 0,63	0,55 ± 0,59	0,33 ± 0,15	0,71 ± 0,62
K (g/L)	1,68 ± 0,21	1,39 ± 0,32	1,39 ± 0,16	2,60 ± 1,31
Ca (g/L)	1,18 ± 1,72	1,26 ± 1,20	0,66 ± 0,24	1,21 ± 0,95
Na (g/L)	0,95 ± 0,42	0,85 ± 0,31	0,40 ± 0,05	0,84 ± 0,43
S (g/L)	0,29 ± 0,32	0,38 ± 0,09	0,35 ± 0,10	0,43 ± 0,28
Mg (g/L)	0,41 ± 0,39	0,37 ± 0,36	0,21 ± 0,06	0,60 ± 0,41

*Purín bruto obtenido directamente de las balsas de almacenamiento de las explotaciones ganaderas.

Compostaje de la fracción sólida del purín en granja

Se estableció un sistema de compostaje básico de pila móvil con volteos periódicos a nivel de granja en una instalación de madres y lechones. La granja posee un sistema de separación sólido-líquido basado en un tornillo-prensa, con un pre-tratamiento aeróbico de los purines y dos tanques para tratamiento aeróbico de la fracción líquida, que posteriormente se almacena para su uso como agua de riego en la parcela de cítricos que posee la granja. La fracción sólida tiene las siguientes características: 10 % de materia seca, pH 8.1, 74% de materia orgánica (en materia seca), 403 g kg^{-1} de COT y 13,9 g kg^{-1} N-total. El exceso de humedad hace necesario su mezcla con un agente estructurante que proporcione

la porosidad y aireación adecuada a la mezcla para compostar. Así la fracción sólida de purín se mezcló en proporción 2:1 (en volumen) con paja de cereal como agente estructurante, puesto que es un material disponible en la granja, con un volumen total de la pila de aproximadamente 4,8 m^3. Durante el desarrollo de la fase activa se determinó la temperatura y se realizaron volteos periódicos que coincidieron con los muestreos del material para su posterior análisis.

La evolución de la temperatura indica un desarrollo lento del proceso de compostaje (**Figura 3**), que requiere de 3 semanas para alcanzar las temperaturas termófilas y que sucedió tras el primer volteo. El tratamiento aerobio del purín previo a la separación podría haber provocado la degradación parcial de la materia orgánica lábil presente en el purín, que junto con un exceso de humedad de la pila al inicio del proceso pudo causar el lento incremento de la actividad microbiana. Sin embargo, tras el segundo volteo, en el que se adicionó purín fresco sin pre-tratamiento ni separación, la temperatura de la pila aumentó rápidamente a 55ºC, permaneciendo estable durante dos semanas. Posteriormente se observó un descenso lento y paulatino, procediendo a suministrar un tercer volteo cuando la temperatura comenzó a disminuir de 40ºC. La fase termófila tuvo una duración de 75 días, y tras 18 semanas se consideró finalizada la fase activa, y el material se dejó almacenado para su maduración.

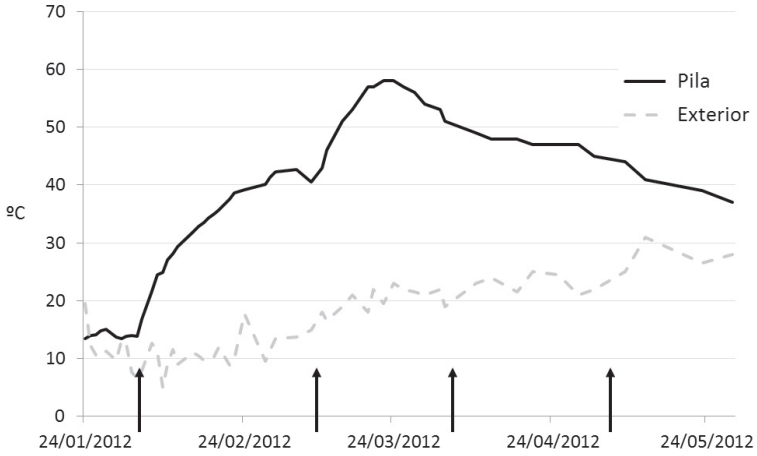


Figura 3. Evolución de la temperatura durante el compostaje de la fracción sólida de purín con paja de cereal. Las flechas indican los volteos y los días de muestreo.

Por tanto, los resultados preliminares obtenidos mediante la evolución de la temperatura de compostaje de la pila indican la existencia de:

- Fase inicial inactiva: asociado a la degradación parcial de la MO presente en el purín bruto durante el periodo de almacenamiento aerobio previo a la separación;

- Desarrollo lento de la temperatura: por lo que el material requiere aporte de MO fresca, que se puede realizar aportando purín fresco;

- Tiempo de compostaje prolongado: indicativo de lenta degradabilidad, lo que lleva a ensayar otros agentes estructurantes presentes en la granja.

PRÓXIMAS ACTIVIDADES A REALIZAR

Una vez definido el protocolo común de seguimiento y monitorización, se establecerán los límites de actuación de cada escenario y las diferentes etapas del proceso a evaluar, para el desarrollo del análisis de ciclo de vida correspondiente. Simultáneamente se ha comenzado con el diseño de la herramienta informática para la evaluación, toma de decisiones y planificación de la gestión de estiércoles. Sus características básicas debe conferirle las características de: versátil y modular; robusta y de fácil manejo; disponible en diferentes idiomas; capaz de trabajar y enviar información vía página web.

Respecto a la acción que se desarrolla en Murcia, requiere la definición de los límites del sistema y sus etapas para el análisis de ciclo de vida. Así se pretende comparar la situación actual de la granja en la gestión del purín con la integración del sistema de compostaje. La gestión actual está centrada en la separación sólido-líquido con tratamiento del líquido para su utilización como agua de riego en la finca y con acumulación del sólido, sin sistema de valorización, que se comparará con el sistema de compostaje del sólido para su utilización agrícola. Así se monitorizará el sistema de compostaje respecto a los términos descritos en el CEMP, para ello se optimizará el proceso de compostaje adecuando el material estructurante, tiempos de compostaje, calidad y usos del compost.

Agradecimientos

El proyecto está financiado por el programa UE Life+, proyecto MANEV Evaluation of manure management and treatment technology for environmental protection and sustainable livestock farming in Europe (LIFE09 ENV/ES/000453). Los autores agradecen la colaboración de las cooperativas ALIA y ALIMER así como a sus socios por su colaboración en el muestreo de purines, y especialmente a Pedro Guevara por permitir el establecimiento del sistema de compostaje en su granja. Los contratos de los Dres. Bustamante y Clemente están siendo financiados parcialmente por UE a través del Fondo Social Europeo, mediante los programas *Juan de la Cierva* y *Ramón y Cajal*, respectivamente.

REFERENCIAS

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. Biores. Technol. 100: 5444-5453.

Bernal, M.P., Roig, A. García, D. 1993. Nutrient balances in calcareous soils after application of different rates of pig slurry. Soil Use Manag. 9: 9-14.

BOE 2000. Real Decreto 324/2000, de 3 de marzo, por el que se establecen las normas básicas de ordenación de explotaciones porcinas. BOE 58: 9505-9513.

BORM 2001. Orden de 20 de diciembre de 2001, por la que se designa las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. BORM 301: 16989-16990.

BORM 2009. Orden de 26 de junio de 2009, de la Consejería de Agricultura y Agua por la que se designa la zona vulnerable a la contaminación por nitratos del Valle del Guadalentín, en el término municipal de Lorca. BORM 151: 35923-35941.

BORM 2011. Orden de 27 de Junio de 2011 de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se establece el programa de actuación sobre la zona vulnerable a la contaminación por nitratos del Valle del Guadalentín, en el término municipal de Lorca. BORM 166: 34715-34741.

Burton, H., Turner, C. 2003. Manure Management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture (second ed.), Silsoe Research Institute, Lister and Durling Printers, Flitwick, Bedford, UK.

Dalgaard, R., Halberg, N., Hermansen, J.E. 2007. Danish pork production. An environmental assessment. DJF Animal Science Nº 82, Faculty of Agricultural Sciences, University of Aarhus, Tjele, Denmark.

Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M.A., Munch, J.C., Beese, F. 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO2, CH4, N2O) from two farming systems in southern Germany. Agric. Ecosys. Environ. 91: 175-189.

Moral, R., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C. 2005. Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain easily determined properties. Waste Manag. 25: 719-725.

Petersen, S.O., Sommer, S., Béline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J.Y., Leip, A., Misselbrook, T., Nicholson, F., Poulsen, H.D., Provolo, G., Sørensen, P., Vinnerås, B., Weiske, A., Bernal, M.P., Böhm, R., Juhász, C., Mihelic, R. 2007. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. Livestock Sci. 112: 180–191.

Rodriguez Martín, J.A., López Arias, M., Grau Corbí, J.M. 2009. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

VERMICOMPOSTAJE COMO VALOR AÑADIDO EN COMPOST DE ORIGEN GANADERO

Agulló Ruíz, E.[1]; Martínez Fernández, M.[1]; Bustamante Muñoz, M.A.[2]; Paredes Gil, C.[1]; Pérez-Espinosa, A.[1*]; Moral Herrero, R.[1]

[1]Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH). Ctra. Beniel Km 3,2, 03312, Orihuela (Alicante), España

[2]Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. Campus Universitario de Espinardo 30100, Espinardo (Murcia), España

**Correo electrónico: aurelia.perez@umh.es*

Resumen

El principal objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad del uso del vermicompostaje como tratamiento para mejorar las propiedades de materiales orgánicos compostados. Se establecieron dos lechos diferenciados, uno de ellos fue alimentado con un compost de estiércol de cabra y restos de poda de romero, mientras que en el otro se utilizó un compost de estiércol de conejo y restos de poda de césped, para evaluar la efectividad del proceso de vermicompostaje sobre la calidad final de los compost estudiados. Para ello, se estudiaron las propiedades físicas, físico-químicas y químicas de los materiales finales obtenidos. El vermicompostaje mejoró las propiedades físicas y físico-químicas de ambos compost, ya que aumentó su capacidad de retención de agua, homogeneizó el material a nivel de granulometría y color, redujo la salinidad y equilibró el pH en los compost finales obtenidos. Respecto al contenido nutriente, el vermicompostaje equilibró el contenido nutriente de los compost finales, observando que el tipo de materia prima utilizada como insumo para la elaboración del vermicompost influyó significativamente en las características finales del material y en el desarrollo del proceso, viéndose favorecido con el compost de estiércol de conejo y restos de poda de césped.

INTRODUCCIÓN

El vermicompostaje se define como un proceso de bio-oxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica, por la acción combinada de las lombrices y microorganismos (bacterias, hongos y actinomicetos mesófilos), mediante el cual se obtiene un producto final estabilizado, homogéneo y de granulometría fina denominado vermicompost. Las lombrices mantienen condiciones aeróbicas en los sustratos, ingieren sólidos, y convierten parte de la materia orgánica en biomasa y en productos de respiración (Benitez et al., 1999). Diversas investigaciones han demostrado la capacidad de algunas especies de lombrices para transformar una amplia diversidad de residuos orgánicos tales como lodos de depuradora, estiércoles, restos de cosechas y subproductos de la industria agroalimentaria (Mitchell et al., 1980; Chan y Griffiths, 1988; Hartenstein y Bisesi, 1989; Edwards, 1998).

El pre-compostaje de los residuos de partida es esencial para prevenir la mortalidad de las lombrices durante el vermicompostaje por la liberación de gases volátiles potencialmente tóxicos para las lombrices (Kaushik y Garg, 2003). Nair et al. (2006) en un ensayo de compostaje-vermicompostaje consecutivo con residuos HORECA (hoteles, restaurantes y cafeterías), establecen un mínimo de 9 días de compostaje previo antes del vermicompostaje para optimizar la reducción de masa, la gestión de la

humedad y la reducción de patógenos. Además, los sistemas acoplados compostaje-vermicompostaje se revelan como una metodología viable a nivel económico y que es capaz de obtener materiales finales con menores aspectos limitantes para su uso agronómico. En este sentido, Eastman (1999) observó una mayor higienización al obtener niveles inferiores de agentes patógenos frente al compostaje. Aunque el contenido de nutrientes del vermicompost depende de la calidad del material de alimentación de las lombrices de tierra, Suthar (2009) observó que el vermicompostaje genera productos de mejor calidad en términos de disponibilidad de nutrientes que con el sistema de compostaje tradicional. Los residuos y materiales ácidos no gustan a las lombrices por lo que normalmente se excluyen de un vermicompostaje estándar. Sin embargo, el compostaje previo permite usualmente aumentar el pH del material con lo se pueden incorporar estos residuos en mayor extensión (Nair et al., 2006).

Al igual que los compost, el vermicompost incrementa la capacidad de retención de agua, mejora la capacidad de retener nutrientes, proporciona una mejor estructura del suelo y eleva la actividad microbiológica del suelo enmendado. Además, debido a su granulometría homogénea puede constituirse en un ingrediente de medios de cultivo sin suelo.

Por otra parte, el compostaje de residuos ganaderos y especialmente procedentes de ganadería mediterránea como cabra y conejo tiene como principal problema las elevadas salinidades asociadas al propio manejo en granja, que provoca valores de sales solubles muy elevados que se acentúan con el compostaje, generando compost de difícil uso en agricultura y con muchas limitaciones en usos más especializados como cultivo intensivo o cultivo sin suelo (Moreno-Caselles et al., 2002). En este sentido, la salinidad puede verse atenuada debido a los procesos propios de lixiviación dentro del lecho, junto a la absorción de iones solubles por parte de las lombrices.

Por ello, el principal objetivo de este trabajo fue el estudio del potencial valor añadido asociado al proceso de vermicompostaje como post-tratamiento del propio compostaje de residuos ganaderos de cabra y conejo, usando como referencia las propiedades de dos materiales orgánicos compostados utilizados como insumo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Fase de compostaje

En este experimento, se utilizó el vermicompostaje como método de post-tratamiento del compostaje tradicional. Para ello, se prepararon dos composts distintos mediante el sistema de compostaje Rutgers de pila estática con aireación forzada y control de la temperatura. El compost CCR se elaboró con estiércol de cabra y restos de poda de romero (ratio 60:40 V/V), mientras que el compost CCC utilizó un compost de estiércol de conejo y restos de poda de césped (ratio 50:50 V/V).Las pilas, elaboradas por duplicado, tenían forma tronco-cónica de 3x4x1,2 m. El perfil térmico de ambos procesos de compostaje se muestra en la **Figura 1**.

El compost CCR tuvo una fase bio-oxidativa más larga, con 4,4 días por encima de 60ºC y 18 días entre 50 y 60ºC, mientras que el compost CCC únicamente se situó por encima de 50ºC durante 8 días y la duración en zona termófila (>40ºC) fue de 52 días frente a los 62 días del compost CCR. Una vez finalizada la fase bio-oxidativa, se procedió a tamizar los compost con un tamiz de 2,5 cm de malla, siendo este material el que se utilizó de insumo en la fase de vermicompostaje.

Fase de vermicompostaje

Como post-tratamiento se utilizó el vermicompostaje estableciendo por triplicado lechos diferenciados por cada tipo de compost, usando como insumo mezclas alícuotas de las repeticiones de cada compost. Los lechos de lombrices se llevaron a cabo en cajas de PVC de 1 m de lado y una altura de 0,75m provistas con un sistema de drenaje. Se incorporó en cada caja los respectivos compost hasta una altura de 25 cm, se procedió a humectar de forma manual el compost y posteriormente se inocularon las lombrices (15-16000 individuos de *Eisenia foetida* por lecho). Transcurrido un mes, se añadió otra capa de 10 cm de compost a cada lecho. Se muestrearon los compost utilizados como insumo, así como los vermicompost al cabo de dos meses de experimento para la determinación de las propiedades físicas, físico-químicas y químicas, realizándose conteos iniciales y finales de lombrices por lecho.

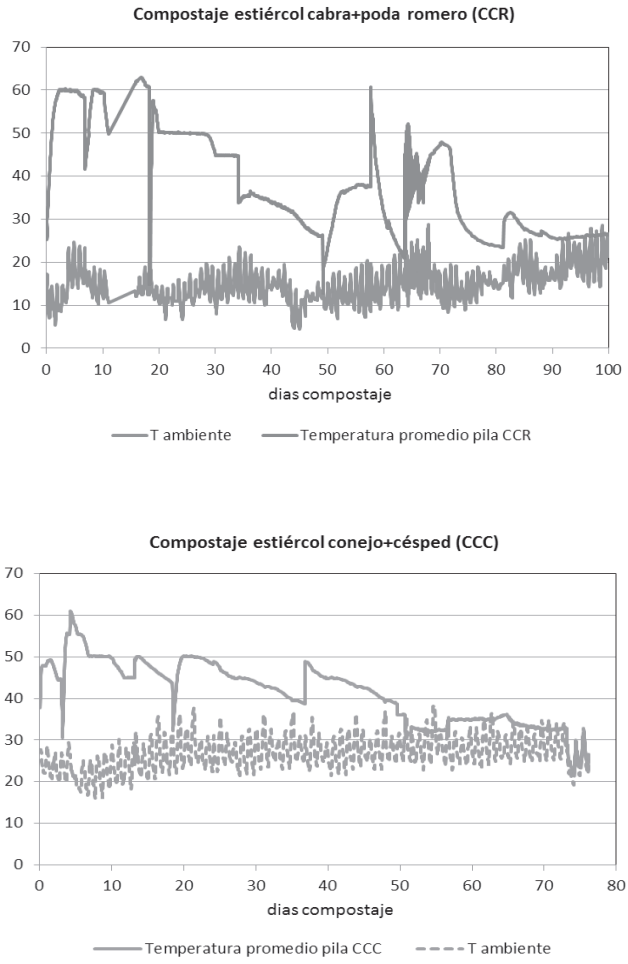


Figura 1. Perfil térmico del proceso de compostaje.

Métodos analíticos y estadísticos

En los compost y vermicompost elaborados, el pH y la conductividad eléctrica (CE) se midieron en el extracto soluble (1:5 v/v), mientras que las propiedades físicas estudiadas tales como la densidad aparente o el espacio poroso total, entre otras, se determinaron mediante los métodos utilizados por Bustamante et al. (2008). El nitrógeno total (NT) y carbono orgánico total (TOC) se determinaron mediante analizador elemental (Navarro et al., 1991). La determinación de carbono y nitrógeno hidrosoluble se realizó en el extracto acuoso 1:20 (p/v) y posteriormente se determinó en analizador TOC-N para muestras liquidas. La materia orgánica (MO) se determinó mediante calcinación a 430 º C durante 24 h (Navarro et al., 1993). Las determinaciones de P hidrosoluble y P total se realizaron mediante espectrofotometría UV-Vis (Kitson y Mellon, 1944), en el extracto acuoso 1:5 (v/v) y en el de digestión obtenido tras la mineralización de las muestras usando la mezcla HNO_3-$HClO_4$ (Abrisqueta y Romero, 1969), respectivamente. El sodio y el potasio hidrosolubles se midieron en el extracto 1:5 (v/v) mediante fotometría de llama. El análisis estadístico estuvo basado en el análisis de la varianza (ANOVA) y contraste post-hoc Tukey-b comparando como el proceso de vermicompostaje cambia o no significativamente las propiedades frente al compost inicial. Previamente al ANOVA, se evaluaron la normalidad y homogeneidad de las varianzas utilizando los tests de Shapiro-Wilk y Levene. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa informático SPSS 20.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efectos del vermicompostaje sobre las propiedades físico-químicas y físicas de los compost

El proceso de vermicompostaje no afectó al pH en el caso de los lechos sobre el compost de estiércol de conejo-césped (CCC). Sin embargo, para los lechos de compost de estiércol de cabra-romero (CCR), sí que se observó un descenso en el pH en las muestras de vermicompost final (VCR) (**Tabla 1**). Este descenso pudo deberse a la producción de CO_2 y ácidos orgánicos por el metabolismo microbiano durante la descomposición de los sustratos de alimentación (Haimi y Hutha, 1986; Albanell et al., 1988; Chan y Griffiths, 1988; Elvira et al., 1998). Resultados similares de vermicompost de estiércol ganadero y residuos de frutas y hortalizas han sido obtenidos por Mitchell (1997) y Gunadi y Edwars (2003), que observaron también que sustratos diferentes podrían influir en la aparición de especies intermedias distintas dando lugar a un comportamiento diferente en el pH.

La conductividad eléctrica disminuyó de forma significativa en el proceso de vermicompostaje en los dos compost ensayados (**Tabla 1**). Los iones que se generan durante la ingesta y excreción de las lombrices incrementarían este parámetro (Garg et al., 2006), pero al tratarse de un sistema abierto parte de los iones han lixiviado fuera de los lechos, junto a la incorporación neta de sales en el tejido de la lombriz. Kaur et al. (2010) observaron una significativa reducción de la salinidad en residuos de la industria papelera al cabo de 100 días de vermicompostaje, resultado también referido por Singh et al. (2010) para lodos de la industria de bebidas.

El proceso de vermicompostaje aumentó la densidad respecto a los compost iniciales (a nivel de densidad aparente compactada, densidad aparente y densidad real), siendo mayor el aumento en el caso del CCC (compost de estiércol de conejo + césped). Este aumento se debe a que la acción de las lombrices rompe las partículas planas de los insumos y las convierte en partículas esféricas de menor volumen y más eficientes en ocupar una unidad de volumen, resultando en una mayor densidad que el de las partículas planas de los insumos (Elvira et al., 1998). Por la misma razón, el espacio poroso total disminuyó tras el proceso de vermicompostaje para los dos tipos de compost ensayados al hacer más eficiente el empaquetamiento espacial del material. En este sentido, Ndegwa y Thompson (2001)

en un estudio comparativo muy completo obtuvieron un tamaño promedio de partícula para el sistema compostaje-vermicompostaje de 0,83 mm frente a 1,08 mm para el sistema inverso y 2,53 mm para el vermicompostaje simple, utilizando un insumo de 5,15 mm de tamaño. La capacidad de retención de agua es mayor en los vermicompost con respecto a los compost antes de haber sido sometidos a la acción digestiva de las lombrices. En este sentido, Hait y Tare (2012) también observaron incrementos en la capacidad de retención de agua en vermicompost procedentes de compost de lodos de depuradora.

Tabla 1. Propiedades físico-químicas y físicas de las muestras de compost y vermicompost.

	pH		CE		DAc		DA		DR		EPT		CRH	
			(dS·m^{-1})		(g·cm^{-3})		(g·cm^{-3})		(g·cm^{-3})		% vol		mL·L^{-1}	
CCC	7,48	a	10,3	b	0,28	a	0,34	a	1,71	a	65,8	b	371	a
VCC	7,49	a	4,6	a	0,43	b	0,45	b	1,82	b	55,2	a	419	b
F-anova	1,2	ns	123	***	2,2	*	11,3	**	6,4	**	18,8	***	43,2	**
CCR	8,57	b	6,8	b	0,39	a	0,46	a	1,80	a	54,3	b	333	a
VCR	8,02	a	2,4	a	0,51	b	0,53	b	1,92	b	47,4	a	451	b
F-anova	2,6	**	132	***	2,6	**	9,7	**	8,5	**	15	**	43,2	***

CCC: compost estiércol conejo + césped; VCC: vermicompost estiércol conejo + césped; CCR: Compost estiércol cabra + poda romero; VCR: vermicompost estiércol cabra + poda romero; DAc: Densidad aparente compactada; DA: densidad aparente; DR: densidad real; ETP: espacio poroso total; CRH: capacidad de retención hídrica. ***, ** y *: Significación a P <0,001, 0,01 y 0,05 respectivamente. Los valores en columna con la misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a P <0,05)

Efectos del vermicompostaje sobre las propiedades químicas

Los vermicompost presentaron menor contenido en materia orgánica (**Tabla 2**) que los compost utilizados como insumos comportándose ambos insumos de forma similar en este parámetro. Norbu (2002) observó que la reducción de sólidos volátiles durante el proceso de vermicompostaje resultó mejor que en el proceso de compostaje aeróbico tradicional. Contreras-Ramos et al. (2005) observaron que la pérdida en sólidos volátiles significó una mejora en la degradación y mineralización de los residuos orgánicos con la presencia de lombrices durante el vermicompostaje.

En paralelo, el C total experimentó un descenso dentro del rango considerado normal en la bibliografía (10-55%), dependiendo fundamentalmente de la naturaleza del residuo orgánico, su biodegradabilidad, densidad de población y duración del proceso (Elvira et al., 1999; Kaviraj y Sharma, 2003; Suthar y Singh, 2008; Khwairakpam y Bhargava, 2009). Para el vermicompost procedente del estiércol de conejo + césped (CCC-VCC) el descenso fue del 12%, mientras que en el procedente de estiércol de cabra + romero (CCR-VCR) dicho descenso fue del 6%. El mayor o menor descenso de C entre los insumos y el vermicompost en condiciones experimentales nos sugiere la tasa de mineralización de materia orgánica durante el vermicompostaje por parte de las lombrices (Hait y Tare, 2012). Respecto a la capacidad de intercambio catiónico, podemos indicar que la variabilidad encontrada entre las muestras ha restado significación a la potencial diferencia o efecto asociado al proceso de vermicompostaje, aunque parece observarse que la CIC podría verse favorecida a nivel absoluto por el post-tratamiento de vermicompostaje, probablemente debido a la reducción de tamaño de partícula que aumenta de forma significativa la superficie efectiva y por tanto los sitios de intercambio. Este efecto es altamente

significativo cuando el resultado se refiere sobre materia orgánica (CIC/MOT) y se elimina el efecto de la mineralización adicional generada por el vermicompostaje.

Tabla 2. Propiedades químicas de las muestras de compost y vermicompost.

	MOT %	CIC Meq/100 g	CIC/MOT Meq/g MOT	C %	N %	C/N --	P g kg^{-1}
CCC	66,1 b	119 a	1,81 a	30,9 b	2,5 a	12,4 b	14,0 b
VCC	55,0 a	131 a	2,91 b	27,6 a	2,6 a	10,4 a	10,2 a
F-anova	12,4 **	1,3 ns	48 **	14,2 **	0,3 ns	18,7 **	27 ***
CCR	57,4 b	105 a	1,83 a	32,6 b	2,9 a	11,4 b	9,5 b
VCR	46,1 a	120 b	2,60 b	30,7 a	3,1 a	9,8 a	8,0 a
F-anova	23,6 **	14 *		14,1 **	0,7 ns	26,8 **	22,2 **

	Chidro. %	Nhidro. %	Ch/Nh --	Phidro. mg·L^{-1}	Khidro. mg·L^{-1}	Nahidro. mg·L^{-1}
CCC	0,96 b	0,16 a	4,7 b	276 b	2022 b	1200 a
VCC	0,74 a	0,24 b	3,0 a	195 a	1741 a	1125 a
F-anova	3,8 *	4,8 *	36,4 ***	24,1 **	32 *	1,3 ns
CCR	1,87 b	0,31 a	6,1 b	672 b	4050 b	1875 b
VCR	1,17 a	0,46 b	2,6 a	252 a	1749 a	688 a
F-anova	35 ***	32 ***	35 ***	232 ***	125 ***	89 ***

CCC: compost estiércol conejo + césped; VCC: vermicompost estiércol conejo + césped; CCR: compost estiércol cabra + poda romero; VCR: vermicompost estiércol cabra + poda romero; ***, ** y *: Significación a P <0,001, 0,01 y 0,05 respectivamente. Los valores en columna con misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a P <0,05)

El nitrógeno total no experimentó cambios significativos en este experimento en los compost y vermicompost estudiados (**Tabla 2**) manteniendo valores estadísticamente iguales antes y después del proceso de compostaje. Garg et al. (2006) observaron incrementos en el contenido de N en vermicompost procedente de compost de gallinaza y residuos agrícolas. No obstante descensos en el pH son un factor importante para la retención del N, ya que este elemento se pierde eficientemente por volatilización en forma de amonio a un pH elevado (Hartenstein y Hartenstein, 1981). Una vez finalizado el proceso de vermicompostaje, la relación C/N disminuyó con respecto a los valores iniciales, como reflejo de la mineralización de la materia orgánica y pérdida de C orgánico. Los dos vermicompost estudiados mostraron valores similares en dicha relación (9,8 y 10,4 para CCR y CCC respectivamente), menores a los referenciados por Kale (2002) en el rango 15-18.

Los contenidos totales de P muestran un descenso significativo asociado al post-tratamiento de vermicompostaje en el sistema ensayado, que alcanza el 37% para el sistema CCC-VCC, mientras que para el sistema CCR-VCR supuso casi un 19%. Esta evolución contradice la mayoría de resultados

procedentes de vermicompostajes simples (Ghosh et al., 1999; Hait y Tare, 2012). Sin embargo, en condiciones de una mineralización moderada asociada al vermicompostaje en sistemas combinados compostaje-vermicompostaje, la acumulación de P no es homologable a sistemas simples. En nuestro experimento, la eficiencia reproductiva de las lombrices parece reducir los contenidos de este nutriente de forma diferencial frente al comportamiento observado para N.

El descenso del C hidrosoluble (**Tabla 2**) es un indicador adicional de la actividad de las lombrices con descensos de un 30% en CCC y del 60% en el CCR. Dicho descenso está relacionado con la presencia de sustancias fácilmente biodegradables al inicio del proceso, mientras que al final del mismo se produce 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., 2006). Respecto al contenido en N hidrosoluble se observó un aumento significativo para los dos vermicompost desarrollados respecto a los compost iniciales. Aumentos en el N hidrosoluble también fueron observados por Hait y Tare (2012) en vermicompost elaborados a partir de compost de lodos de depuradora. Thipathi y Bhardwaj (2004) también observaron un aumento de nitrógeno en los productos finales en forma de mucus, compuestos nitrogenados en la deyección, hormonas estimuladoras del crecimiento y enzimas de las lombrices. La ratio C-N hidrosoluble descendió en los dos vermicompost estudiados, siendo menor en el vermicompost procedente de (CCR) debido al mayor contenido de N hidrosoluble en el vermicompost final.

Respecto al contenido en P, K y Na hidrosoluble se observó en general un descenso de estos elementos en los vermicompost en comparación con los compost de partida. Sin embargo, otros autores como Hait y Tare (2012) y Delgado et al. (1995) observaron aumentos en los macro y micronutrientes hidrosolubles en sistemas cerrados de vermicompostaje simple. En sistemas encadenados compostaje-vermicompostaje, la mineralización es menos intensa en la fase controlada por las lombrices, donde el insumo de entrada ya presenta niveles más elevados de mineralización frente a residuos no estabilizados. En nuestro experimento, el mayor descenso de estos elementos en sus formas hidrosolubles, en comparación con el compost inicial, se observó en el vermicompost procedente de CCR, a pesar de que inicialmente presentaba las concentraciones más elevadas de estos elementos en su forma hidrosoluble. Este hecho parece estar correlacionado con potenciales pérdidas asociadas a los procesos de lixiviación. Benitez et al. (1999) observaron que el lixiviado recogido durante el vermicompostaje presentaba altas concentraciones de potasio. Sin embargo, debemos considerar también la asimilación por parte de las lombrices. De hecho, la mayor proliferación de lombrices se dio en el compost CCR, el cual presentó un mayor descenso de iones hidrosolubles. En este sentido, Kaur et al. (2010) obtuvo resultados que sugieren que el uso del potasio disponible es más eficiente por parte de las lombrices frente a los productos compostados. Orozco et al. (1996) encontró menores contenidos de potasio en vermicompost derivados de residuos de la pulpa del café. Adicionalmente, Alexander (1983) observó un descenso de los contenidos de K disponible, asociados a la fijación de este catión a los coloides para pH elevados, como es el caso, especialmente para el material CCR. Suthar (2007) también sugirió que el vermicompost tenía altos contenidos en potasio intercambiable debido a la mejor actividad microbiológica durante el vermicompostaje. Aunque la naturaleza del insumo afecta notablemente sobre la concentración de estos elementos en su forma hidrosoluble, sin embargo, al final del vermicompostaje las concentraciones finales de P, K y Na hidrosolubles para ambos vermicompost parecen igualarse.

Evolución de las poblaciones de las lombrices en cada compost

En la **Tabla 3** se observa la evolución de la población de lombrices en cada sistema compost-vermicompost. Las lombrices contenidas en el sistema de vermicompostaje a base de estiércol de conejo y poda de césped mostraron un grado de reproducción mucho más alto que las del sistema a base de estiércol de cabra y poda de romero, pudiendo ser debido a que, a pesar de ser más salino, este

sistema presentó un pH próximo a la neutralidad y una menor densidad, que favoreció la reproducción y desarrollo de las lombrices. Los valores de biomasa de lombriz generada por kg de insumo fresco en el experimento son homologables a los obtenidos por Yadav y Garg (2009) en un experimento de optimización de un sistema de vermicompostaje simple de lodos industriales, con un rango entre 1,2 y 4,57 mg lombriz/g residuo.

Tabla 3. Evolución de la población de lombrices en cada compost-vermicompost.

Tratamiento Compost usado como insumo	Conteo inicial nº /lecho	Conteo final nº /lecho	Incremento número %	Biomasa ganada g lombriz/kg insumo
Estiércol cabra+poda romero CCR	15316a	17989a	17,4a	1,3a
Estiércol conejo+poda césped CCC	16085a	29335b	74,8b	4,6b
F-Anova	2,12ns	25***	61***	47***

CCC: compost estiércol conejo + césped; CCR: Compost estiércol cabra + poda romero; ***, ** y *: Significación a P <0,001, 0,01 y 0,05 respectivamente. Los valores en columna con misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a P <0,05)

CONCLUSIONES

El uso del vermicompostaje como post-tratamiento de dos compost de origen ganadero ha sido útil en la homogeneización del material final, aumentando su capacidad de retención de agua, siendo especialmente interesante la reducción drástica de la salinidad de los compost, así como una reducción del pH en escenarios alcalinos. El origen y naturaleza de los compost usados como insumo condicionó la proliferación de las lombrices, cuya acción generó un material más mineralizado, más denso, con cantidades similares o superiores de N total e Nhidrosoluble, observándose un descenso significativo de P, así como de P y K en sus formas hidrosolubles para ambos sistemas ensayados.

BIBLIOGRAFÍA

Abrisqueta, C., Romero, M. 1969. Digestión húmeda rápida de suelos y materiales orgánicos. Anal. Edafol.Agrobiol. 27: 855-867.

Albanell, E., Plaixats, J., Cabrero, T. 1988. Chemical change during vermicomposting (Eiseniafoetida) of sheep manure mixed with cotton industrial waste. Biol. Fert. Soils 6 (3): 266–269.

Alburquerque, JA, Gonzalvez, J. Garcia, D., Cegarra, J. 2006. Composting of solid olive-mill by-product (“alperujo”) and the potential of the resulting compost for cultivating pepper under commercial conditions. Waste Management 26: 620-626.

Alexander, M. 1983.Introduction to Soil Microbiology, second ed. Wiley Eastern Limited, New Delhi (467pp).

Benitez, E., Nogales, R., Elvira, C.,Masciandaro, G.,Ceccanti,B.1999. Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludge composting with Eiseniafoetida. Bioresour.Technol. 67: 297–303.

Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M. 2008. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production.Res. Conserv. Recycl. 52:792-799.

Chan, P.L.S., Griffiths, D.A. 1988. Chemical composting of pretreated pig manure.Biol. Waste 24, 57–69.

Contreras-Ramos, S.M., Escamilla-Silva, E.M., Dendooven, L. 2005. Vermicomposting of biosolids with cow manure and oat straw. Biol. Fertil. Soils 41: 190–198.

Delgado, M., Bigeriego, M., Walter, I., Calbo, R. 1995. Use of California red worm in sewage sludge transformation.Turrialba 45: 33–41.

Eastman, B.R. 1999. Achieving pathogen stabilization using vermicomposting.Biocycle:62–4.

Edwards, C.A. 1998. The use of earthworms in the breakdown and management of organic wastes. In: Edwards, C.A. (Ed.), Earthworm Ecology. CRC Press, The Netherlands, pp. 327–354.

Elvira C., Sampedro L., Nogales R. 1999 Suitability of sludges from dairy and paper industries for growth and reproduction of Eisenia Andrei. Pedobiol. 43 (6): 766-770

Elvira, C., Sampedro, L., Benitez, E., Nogales, R. 1998. Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with Eiseniaandrei: A pilot scale study. Bioresour. Technol. 63: 205–211.

Garg P., Gupta A., Satya S. 2006. Vermicomposting of different types of waste using Eiseniafoetida: A comparative study. Bioresour. Technol. 97: 391-395.

Ghosh, M., Chattopadhyay, G.N., Baral, K. 1999. Transformation of phosphorus during vermicomposting. Bioresource Technology, 69: 149-154

Gunadi, B., Edwards, C.A. 2003. The effect of multiple applications of different organic wastes on the growth, fecundity and survival of Eiseniafoetida (Savigny) (Lumbricidae).Pedobiologia 47 (4): 321–330.

Haimi, J., Hutha, V. 1986. Capacity of various organic residues to support adequate earthworm biomass in vermicomposting.Biol. Fert. Soils 2: 23–27.

Hait S., Tare V. 2012. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges.Ecotoxicol. Environ. Saf. 79: 214-224

Hartenstein, R., Bisesi, M.S. 1989. Use of earthworm biotechnology for the management of effluents from intensively housed livestock. Outlook Agric. 18: 3-7.

Hartenstein, R., Hartenstein, F. 1981. Physicochemical changes in activated sludgeby the earthwormEiseniafoetida. J. Environ. Qual.10:377–382.

Kale R.D. 2002.Vermicomposting technology in India: an answer to shortages in nutrient supplies. In: Edwards CA, editor. Earthworms in the processing and utilization of organic wastes. PA: Publ. J.G.Press, Chapter 22.

Kaur, A., Singh, J., Pal Vig, A.,Dhaliwal, S.S., Rup, P.J. 2010. Cocomposting with and without Eiseniafetida for conversion of toxic paper mill sludge to a soil conditioner. Bioresource Technology 101: 8192–8198

Kaushik, P., Garg,V.K. 2003. Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with the epigeic earthworm Eisenia foetida. Bioresour.Technol. 90: 311–316.

Kaviraj, Sharma, S. 2003. Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earth worms.Bioresour. Technol. 90: 169–173.

Khwairakpam, M., Bhargava, R. 2009.Vermitechnology for sewage sludge recycling. J. Hazard. Mater.161:948–954.

Kitson, R.E., Mellon, M.G. 1944. Colorimetric determination of P as molybdovanado phosphoric acid. Eng. Chem. Anal. Ed., 16: 379–383.

Mitchell, A. 1997. Production of Eiseniafoetida and vermicompost from feedlot cattle manure. Soil Biol. Biochem. 29: 763–766.

Mitchell, M.J., Horner, S.G., Abrams, B.I. 1980. Decomposition of sewage sludge in drying beds and the potential role of the earthworm, Eisenia foetida.J. Environ. Qual. 9: 373-378.

Moreno-Caselles, J., Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Rufete, B. 2002. Nutrient value of animal manures in front of environmental hazards.Commun. Soil Sci. Plant Anal. 33: 15–18, 3023–3032.

Nair, J., Sekiozoic, V., Anda, M. 2006. Effect of pre-composting on vermicomposting of kitchen waste. Biores. Technol. 97: 2091–2095.

Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P. 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes.Commun. Soil Sci. Plant Anal. 22: 2137-2144.

Navarro, A.F.; Cegarra, J.; Roig, A., García, D. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. Bioresource Technology, 44: 203-207.

Ndegwa, P.N., Thompson S.A. 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. Biores. Technol. 76: 107±112

Norbu, T. 2002. Pretreatment of Municipal Solid waste by windrow composting and Vermicomposting.M. Sc Thesis. Asian Institute of Technology, School of Environment Resource and Development, Thailand.

Orozco, F.H., Cegarra, J., Trujillo, L.M., Roig, A. 1996.Vermicomposting of coffee pulp using the earthworm Eisenia foetida: effects on C and N contents and the availability of nutrients. Biol. Fertil. Soils. 22:162–166.

Singh, J., Kaur, A.,Vig,A.P.,Rup,P.J. 2010. Role of *Eisenia fetida* in rapid recycling of nutrients from biosludge of beverage industry. Ecotoxicol. Environ. Saf.73: 430–435.

Suthar S. 2009. Vermicomposting of vegetable market solid waste using Eiseniafoetida: impact of bulking material on earthworm growth and decomposition rate. Ecological Engineering;35:914–20.

Suthar, S. 2007.Vermicomposting potential of *Perionyxsansibaricus* (Perrier) in different wastematerials. Bioresour.Technol. 98:1231–1237.

Suthar, S. Singh, S., 2008.Feasibility of vermicomposting in biostabilization of sludge from a distillery industry. Sci. Total Environ. 394: 237–243.

Tripathi, G., Bhardwaj, P. 2004. Comparative studies on biomass production life cycles and composting efficiency of *Eiseniafoetida* (Savigny) and *Lampitomauritii* (Kinberg).Bioresour. Technol. 92: 275–283.

Yadav, A., Garg V.K., 2009. Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology. Journal of Hazardous Materials, 168: 262–268.

EVALUACIÓN DEL USO DEL COMPOST DE DIGERIDO COMO POTENCIADOR DE LA BIOMETANIZACIÓN DE RSU

De Vicente, A.[1]; Romero, L.I.[2]; García-Morales, J.L.[1,*]

[1]Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de CC. del Mar y Ambientales (CASEM)

[2]Departamento de Ingeniería Química y Tecnología de Alimentos. Facultad de Ciencias. Universidad de Cádiz, Campus Río San Pedro s/n. 11510. Puerto Real (Cádiz), España

[*]Correo electrónico: joseluis.garcia@uca.es

Resumen

El aprovechamiento integral de los residuos sólidos urbanos, principalmente la fracción orgánica de los mismos (FORSU), puede implicar su valorización desde un punto de vista energético y/o agronómico. El subproducto resultante del proceso de digestión anaerobia, el digerido puede ser susceptible de valorización agronómica, o bien directamente o bien a través de un proceso de compostaje posterior. El proceso de digestión anaerobia de matrices orgánicas complejas, como es el caso de la FORSU, suele tener en muchas ocasiones su paso limitante en la etapa inicial del mismo, la hidrólisis. En estudios previos realizados se observó el efecto beneficioso que sobre el proceso de biometanización presentaban la FORSU sometida a un proceso de pre-compostaje utilizando compost de RSU.

En el presente trabajo se evalúa el uso del compost obtenido a partir del digerido de biometanización de la FORSU como inóculo del pre-tratamiento y su influencia en la generación de biogás. Para ello se realizó el proceso de compostaje en un reactor cerrado de 50L a escala de laboratorio de un digerido obtenido en un digestor a escala piloto que operaba con un Tiempo de Retención de Sólidos (THS) de 15 días y en rango termofílico (55ºC) con FORSU en la Planta de Compostaje de “Las Calandrias” en Jerez de la Frontera. El ensayo se realizó con la proporción, previamente optimizada, de 1:1 (digerido y viruta) con un 15 % v/v de compost fresco de la Planta utilizado como inóculo.

El compost obtenido se utilizó para pre-tratar la FORSU de la planta industrial que sirvió para alimentar a dos reactores anaerobios de laboratorio, uno con el residuo pre-tratado y otro sin (testigo). El proceso de pre-tratamiento implicó la puesta en contacto de la FORSU con un 5% en peso del compost de digeridos durante un periodo de 24 h. Los resultados obtenidos pusieron de manifiesto un incremento de la producción de metano del reactor pre-tratado de un 20%, y una eliminación del carbono orgánico disuelto (COD) del 70% y de la DQO del 73% frente al blanco (COD_{el}= 41% y DQO_{el}= 58%), mostrando la bondad del uso del propio compost del digerido como potenciador del proceso de biometanización.

Palabras clave: digerido, FORSU, biometanización, hidrólisis

INTRODUCCIÓN

La generación de residuos en el ámbito urbano es uno de los grandes problemas a los que se presenta la sociedad actual. Los residuos sólidos urbanos de carácter domiciliario presentan una serie de características que los hacen susceptibles de una posible valorización si se realiza una correcta separación en las distintas fracciones que lo componen. La Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), si se separa adecuadamente por parte de los usuarios, o bien si es sometida a un proceso de separación posterior, contiene un porcentaje de materia orgánica biodegradable que es

susceptible de recibir un tratamiento de tipo biológico para su posible aprovechamiento. El tratamiento biológico al que puede ser sometido este tipo de residuos puede ser de tipo aerobio generando compost como producto final. O también puede ser de tipo anaerobio generando biogás y un efluente denominado digerido, susceptible de aprovecharse agronómicamente, previa estabilización aerobia posterior. En la digestión anaerobia de residuos con un elevado contenido en sólidos, de las distintos procesos implicados en su metabolización, el paso limitante suele ser la hidrólisis inicial del conjunto de sustratos complejos que forman parte del residuo a metanizar. Para favorecer esta hidrólisis se pueden utilizar tratamientos de tipo fisico-químico o biológico. Dentro de estos últimos se han utilizado distintos pretratamientos para favorecer la hidrólisis tales como agentes biológicos como el Aspergillus awamori, los lodos activos y el compost de FORSU ((Fdez. -Güelfo, 2008), siendo este último el que presentó unos mejores resultados. De hecho en estudios de biodegradabilidad anaerobia con FORSU pretratada con compost (Fdez. -Güelfo, 2008) se encontró un incremento de la producción de metano del 415%. Posteriormente, en otros trabajos del grupo (De Vicente, 2008a) se perfilaron las condiciones del precompostaje observando la influencia de variables como: estabilidad del compost (fresco y maduro), porcentaje de inoculación (2,5%-10%), agitación del medio (condiciones estáticas o dinámicas) y el tiempo de contacto (6-24 h). Los resultados mostraron una fuerte influencia de la agitación del medio y del estado de madurez del compost.

En el presente trabajo se evalúa el uso del compost obtenido a partir del digerido de biometanización de la FORSU como inóculo del pre-tratamiento y su influencia en la generación de biogás, cerrando de esta forma el ciclo de valorización del residuo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Ensayos de digestión anaerobia

Inóculo

El inóculo utilizado en el arranque de los reactores anaeróbicos de laboratorio provenía de un reactor de mezcla completa a escala piloto de 155 L de volumen (109 L útiles), situado en la Planta de Reciclaje y Compostaje de “Las Calandrias” en el término municipal de Jerez de la Frontera, que tratan FORSU industrial de la propia instalación en rango termofílico de temperatura funcionando con un THS de 15 d. El volumen utilizado para la inoculación de los reactores de laboratorio fue un 5%.

Reactor

Los ensayos de digestión anaerobia descritos en el presente trabajo, se desarrollaron en dos reactores de mezcla completa a escala de laboratorio, en rango termofílico (55 °C), como el que se esquematiza en la **Figura 1**. Los reactores utilizados eran de volúmenes 10 y 8 l de capacidad global, respectivamente, y 6,5 l de volumen útil para ambos. Cada reactor consta de los siguientes elementos:

* Un cuerpo central de acero inoxidable, provisto de una camisa externa que permite la termostatización del equipo por circulación de agua a 55°C.

* Un sistema de agitación de la marca Heidolph que mediante un dispositivo de paletas permite la homogeneización del medio.

* Sistema para la recogida del biogás producido que consta de una bolsa Tedlar, de 40 l de volumen ubicado a un nivel más elevado que el correspondiente al digestor.

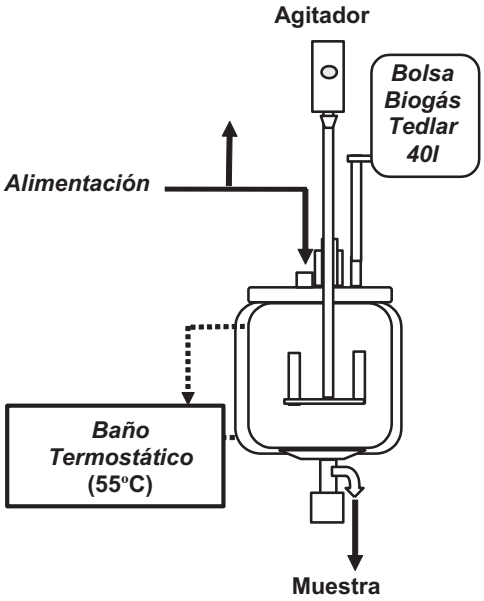


Figura 1. Esquema general de los reactores anaerobios de laboratorio.

Los reactores funcionaban en estado estacionario con un TRS de 15 días, un 10% en sólidos totales y en rango termofílico (55ºC).

Alimentación

La alimentación utilizada en este estudio es FORSU industrial proveniente de la Planta de Reciclaje y Compostaje de "Las Calandrias" en Jerez de la Frontera (ver sus características medias en la **Tabla 1**). Esta FORSU era utilizada tal cual en el reactor utilizado como testigo mientras que en

el otro era pretratada mediante un proceso de precompostaje para potenciar el proceso de hidrólisis inicial. Este pretratamiento fue realizado mediante la mezcla de un 5% en peso de compost fresco de digerido, obtenido del proceso de compostaje que se describirá posteriormente, con la FORSU fresca durante un periodo de 24 h a temperatura ambiente (De Vicente, et. al, 2008b).

Técnicas analíticas

El seguimiento del proceso de biodegradación requirió la cuantificación de los siguientes parámetros: Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Carbono orgánico disuelto (COD) (sobre muestras filtradas por 0,45 μm), pH, Ácidos Grasos Volátiles (AGV) Sólidos Volátiles en Suspensión (SVS), volumen de biogás generado y composición del mismo (CH_4 y CO_2). La DQO y SVS se analizaron de acuerdo con los "Métodos Estandarizados" (APHA, 1989). La composición del biogás se analizó mediante cromatografía gaseosa utilizando un cromatógrafo de gases SHIMADZU GC-14 B, con programa de temperaturas, y la composición de AGV se analizó mediante cromatografía gaseosa utilizando un cromatógrafo de gases SHIMADZUGC-17ª, previa filtración por un tamaño de poro de 0,22μm .

Ensayos de compostaje

Alimentación

La alimentación usada en este estudio procedía del efluente filtrado a través una bolsa filtrante (Draimad Teknobag®) procedente del reactor anaerobio a escala piloto que trataba FORSU industrial descrito anteriormente, previamente congelado para su conservación. Asimismo, el compost fresco utilizado como inóculo del proceso proviene de la Planta de Reciclaje y Compostaje de Las Calandrias en Jerez de la Frontera. El digerido fue utilizado tanto para realizar distintos ensayos de compostabilidad para la selección de las posibles mezclas a compostar como para el ensayo final de compostaje que proporcionó el compost para el ensayo de pre-compostaje utilizado como pretratamiento del proceso de biometanización. La condiciones seleccionadas en el ensayo de pre-compostaje fueron la proporción 1:1 (digerido y viruta) y un 15 % v/v del compost fresco de la planta industrial utilizado como inóculo. Las características medias de la FORSU industrial y del digerido aparecen recogidas en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Principales características de la FORSU y el Digerido utilizadas en los ensayos.

ST %	Humedad %	M.O. %	COD (mgC/g peso húmedo)	AGV (mgAc/L)	Alcalinidad (mg $CaCO_3$/L)
			FORSU		
56,20	43,78	23,02	24,05	1030,36	3336
			Digerido		
50,83	49,17	38,56	22,45	1564,67	2875

Reactor

El reactor utilizado para realizar el proceso de compostaje, diseñado y construido en la Universidad de Cádiz, presenta las siguientes características:

- Compostador de lecho estático con un volumen total de 50 litros (aprox. 40 L de volumen útil).

- Sondas de temperatura situadas en distintos puntos que permiten obtener información sobre el gradiente de temperatura dentro del reactor y temperatura del aire interior y exterior.

- Regulación del caudal de entrada del aire (caudal alto o bajo) en referencia a las condiciones de operación (temperatura interior y consumo de oxígeno) con el fin de proporcionar oxígeno al sistema en caso de registrarse valores inferiores a un 12 % en el aire de salida o enfriar el sistema en caso de alcanzarse valores de temperatura por encima de una de consigna (65ºC). La entrada de aire al mismo se efectúa a partir de un compresor con un caudal máximo de 100L/min.

- Control automatizado operado a través de un SCADA para el control de proceso y la adquisición de datos.

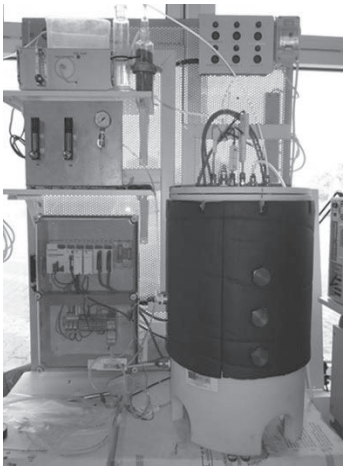


Figura 2. Reactor de compostaje.

Técnicas analíticas

En la caracterización del sustrato a compostar se realizaron medidas de humedad, materia orgánica, carbono (%), NTK (%) y AGV, de acuerdo a los "Métodos estandarizados" (APHA, 1989). Durante el proceso de fermentación se registraron mediante los sensores del reactor medidas de oxígeno y temperatura. En la fase de maduración se le añadieron los análisis de respirometría, con el método de la DBO_5 modificado descrito por Vázquez y Soto (2010) y ensayos de biogerminación de acuerdo a la metodología descrita por Zucconi et al., (1981).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Compostaje del digerido

Para evaluar las condiciones de operación más adecuadas de realización del compostaje se hicieron una serie de ensayos previos de compostabilidad en vasos Dewar. Previamente al montaje de los mismos se evaluó el grado de estabilidad del compost de RSU proveniente de la planta industrial antes reseñada, utilizado como inóculo del digerido sólido, mediante un test de autocalentamiento. El ensayo puso de manifiesto que el compost utilizado se podía clasificar como de categoría IV (maduro) (Brinton, 2001).

Para la selección de las condiciones más favorables de compostaje se realizaron distintos ensayos utilizando como base de comparación la metodología descrita por Gea y colaboradores (2004) a partir de la generación relativa de calor (RHG), integrando la curva de la temperatura en un ensayo realizado por duplicado en vasos Dewar. La diferencia de temperatura entre la alcanzada y la ambiental, normalizada mediante su división con el porcentaje de Sólidos Volátiles iniciales (SV_o) de cada muestra, que se encontraría relacionado con la cantidad de materia potencialmente biodegradable del ensayo, fue utilizada como criterio de comparación.

Los resultados obtenidos de la RHG_{SVo} pusieron de manifiesto que las proporciones más adecuadas de mezcla (v/v) eran 1:1 (viruta: digerido + 15% compost (inóculo)). La viruta garantiza la adecuada densidad relativa de la masa a compostar para que se produzca eficazmente el intercambio de oxígeno

y, adicionalmente, el porcentaje de inóculo del 15% proporciona una microbiota de partida en el medio, suficiente para acelerar el proceso.

El proceso de compostaje se realizó en las condiciones previamente seleccionadas en un reactor cerrado de 50L a escala de laboratorio (**Figura 2**) a partir de un digerido obtenido en un digestor a escala piloto que operaba con un Tiempo de Retención de Sólidos (THS) de 15 días (similar al TRS de los reactores de laboratorio) y en rango termofílico (55ºC) con FORSU en la Planta de Compostaje de "Las Calandrias" en Jerez de la Frontera. Los resultados obtenidos de la evolución de los parámetros característicos de la etapa de fermentación del compost (Temperatura y oxígeno), desarrollada durante aproximadamente 10 días dentro del reactor de compostaje, se muestran en la **Figura 3**. En ella se pone de manifiesto la correcta evolución del mismo, con un desarrollo adecuad de la fase fermentativa del mismo, y un mantenimiento de la fase termofílica del proceso durante varios días (2-3 d) y el posterior decaimiento de la temperatura hasta valores próximos a los ambientales. En referencia a la evolución de la concentración del O_2 en la salida recogida en la figura, hay que tener en cuenta que el control automatizado del proceso incrementaba el caudal de aporte de oxígeno al sistema cuando, o bien se superaban los 65 ºC de temperatura o bien la concentración de O_2 en la salida descendía por debajo de un 12 %, hasta el triple del establecido como caudal mínimo basal del proceso, evitando de esta forma que la evolución de la temperatura del proceso se pudiera ver limitada por este factor.

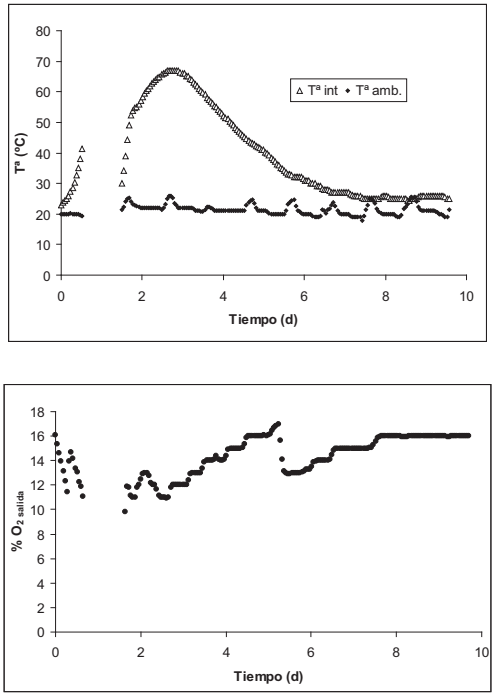


Figura 3. Evolución de la temperatura (superior) y la concentración de oxígeno en la salida (inferior) del proceso de compostaje del digerido en el reactor de compostaje.

Maduración del compost

El contenido del reactor de compostaje, después la fase de fermentación, se maduró en el exterior en un cajón ranurado con volteos periódicos. En los estadios iniciales del proceso de maduración fue tomado el compost utilizado para los ensayos de pre-compostaje objeto del presente trabajo.

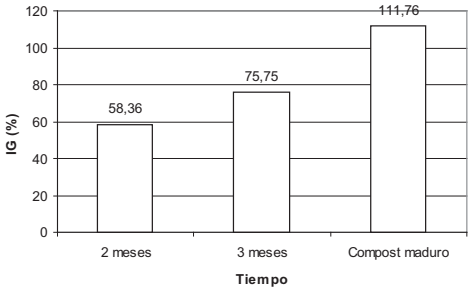


Figura 4. Evolución del índice de germinación de semillas a lo largo del proceso de maduración del compost.

La **Figura 4** muestra como durante el periodo inicial del proceso de maduración, donde el compost obtenido fue utilizado para realizar el pre-compostaje, éste presentaba un índice de germinación alrededor de un 58 % indicativo de su escaso grado de madurez puesto en evidencia por su carácter fitotóxico (Iglesias Jiménez, et al., 2007).

Pre-compostaje de la alimentación

El proceso de pre-compostaje implicaba la puesta en contacto de la FORSU industrial de la alimentación con un 5% en peso del compost de digerido fresco durante un periodo de 24 h. Este pretratamiento supuso un incremento medio de la DQO soluble en el medio de un 52,6% y del COD de un 49,1%, proveniente del proceso de hidrólisis efectuado por parte de la microbiota del compost de digerido. En la **Figura 5** se muestra un diagrama de Caja y Bigotes de ambos parámetros en el periodo experimental. En ella se pone de manifiesto el incremento de ambos parámetros con el pretratamiento con valores máximos en los porcentajes de solubilización de un 74,37% para la DQO y de un 58,74% para el COD.

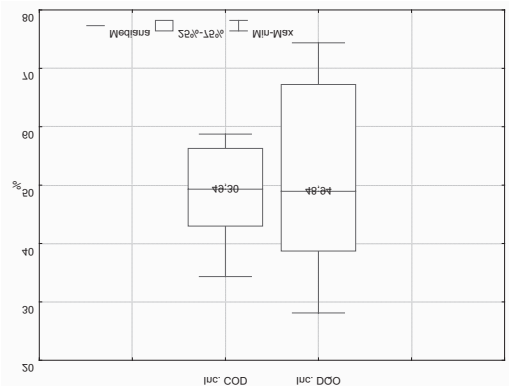
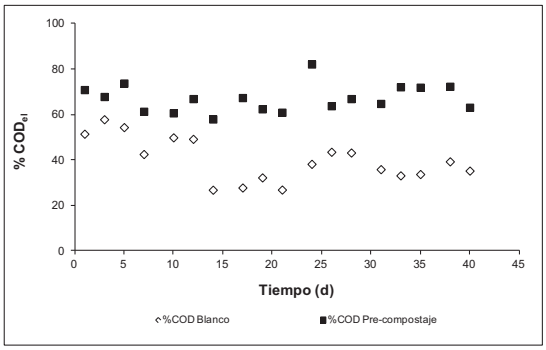


Figura 5. Diagrama de Caja y Bigotes del incremento de los parámetros relacionados con el proceso de hidrólisis en el proceso de pre-compostaje (DQO y COD).

Proceso de digestión anaerobia de la FORSU pre-hidrolizada

Para evaluar el efecto de la FORSU pretratada se alimentaron dos reactores en paralelo con un volumen útil similar (6,5 l), y con un TRS de 15 d. El reactor alimentado con la FORSU sin pretratar se consideró como un blanco de referencia.

En la **Figura 6** se muestra la evolución de la eliminación de COD y DQO solubles de ambos reactores a lo largo del periodo experimental. Ambos parámetros, al ser determinados en el filtrado, ponen de manifiesto la mayor efectividad en la eliminación de la materia orgánica solubilizada en el reactor pretratado frente al que no fue sometido al mismo. Los resultados registraron una eliminación media de COD del 70% y de la DQO del 73% frente al blanco (COD_{el}= 41% y DQO_{el}= 58%). Asimismo, se observó un incremento de la producción de metano del reactor pre-tratado de un 20% frente al blanco. El rendimiento en la generación de metano con respecto a los SV eliminados fue de 0,49 LCH_4/gSV frente al blanco (0,41 LCH_4/gSV). La efectividad del proceso de prehidrólisis que supone la puesta en contacto del compost sin madurar con la FORSU a digerir anaeróbicamente depende de varios factores. La cantidad y características de la materia orgánica presente en ésta junto con el grado de madurez de compost utilizado para realizar el proceso condicionarán sobremanera la efectividad de este proceso. El compost obtenido a partir del digerido de un proceso de digestión anaeróbica de la FORSU, al partir de una materia orgánica más agotada desde el punto de vista de la producción de biogás, presenta una menor capacidad hidrolítica que sus equivalentes obtenidos a partir de la FORSU sin digerir. De Vicente y col. (2008b) obtuvieron para tiempos de contacto equivalentes porcentajes de solubilización expresados en forma de COD de un 200%, que presumiblemente permitirían la obtención de un mayor rendimiento en la obtención de biogás.



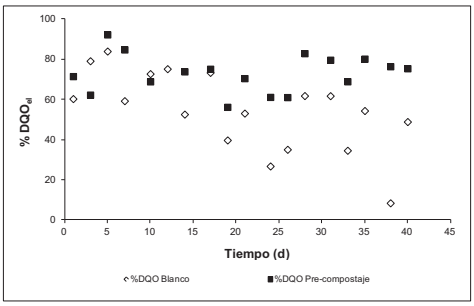


Figura 6. Evolución temporal del porcentaje de eliminación de la materia orgánica

CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos se pueden extraer las siguientes conclusiones:

Las condiciones más adecuadas para realizar el proceso de compostaje del digerido termofílico (55ºC) de la FORSU industrial son la mezcla (v/v) *1:1 (viruta: digerido + 15% compost (inóculo))*, originando un compost que en sus estadíos iniciales de maduración permitieron realizar un tratamiento de pre-compostaje con unos incrementos en los valores medios de solubilización de la DQO de un 52,57% y del COD de un 49,09%.

Los resultados obtenidos pusieron de manifiestoasí mismo un incremento de la producción de metano del reactor pre-tratado de un 20%, con una eliminación media de COD del 70% y de DQO del 73% frente al blanco (41% y 58%, respectivamene), mostrando la bondad del uso del propio compost del digerido como potenciador del proceso de biometanización en rango termofílico de la FORSU.

El proceso propuesto permitiría su aplicación a escala industrial ya que el proceso de digestión anaerobia de la FORSU necesitaría una estabilización posterior del digerido mediante compostaje, y el compost obtenido permitiría realizar el pretratamiento de la FORSU de entrada al mismo.

Agradecimientos

Este trabajo fue subvencionado por la Junta de Andalucía por los proyectos TEP 1085 y P07-TEP-02472. Los autores agradecen a la Planta Municipal de Reciclaje y Compostaje de “Las Calandrias” su colaboración en el proyecto.

BIBLIOGRAFÍA

APHA, AWWA, WPCF. 1989. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Editorial Díaz de Santos, S.A. Edición en español.

Brinton, W.F. 2001. An internatinal look at compost standars: methods used for evaluating compost quality in europe are summerized in a new report. Biocycle 42(4) :74-76.

De Vicente, A. 2008. Estudio de la capacidad hidrolítica del compost como pretratamiento en procesos de biometanización. Trabajo de investigación para el DEA. Universidad de Cádiz

De Vicente, A. Dios, M., Romero, L. I. Sales, D., García-Morales, J. L. 2008, Use of compost like hydrolytic pre-treatment of municipal solid waste (MSW) for enhanced Anaerobic Digestion. Vth International Symposium on Anaerobic Digestion of solid wastes and Energy Crops, pp.100.

Fdez-Güelfo, L. A. 2008. Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.

Gea, M.T., Barrena, R., Artola, A. Sánchez, A. 2004. Monitoring the Biological Activity of the Composting Process: Oxygen Uptake Rate (OUR), Respirometric Index (RI) and Respiratory Quotient (RQ). Biotechnology and Bioengineering, 88, 520-527

Iglesias Jiménez, E.; Barral Silva, M.T.; Marhuenda Egea, F.C. 2007. 11. Indicadores de estabilidad y madurez del compost. Edts. Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. p. 245-283. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

Vázquez Trillo, M. A. Soto, M. 2010. El ensayo de DBO como indicador de la estabilidad del compost. Actas de las II Jornadas de la Red Española de Compostaje, Universidad de Burgos y Universidad de Valladolid, Burgos-Palencia, 1-3 Junio.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity in immature compost. Biocycle 22: 54 - 57.

COMPOSTAJE DESCENTRALIZADO DE RESIDUOS DE COMEDOR EN CENTROS UNIVERSITARIOS

Vázquez, M.[1]; Plana, R.[2]; Pérez, C.[3], Pita, L.[1]; Soto, M.[1*]

[1] Dept. Química Física e Enxeñaría Química I. Universidade da Coruña. Rúa da Fraga nº 10, 15008 A Coruña

[2] Consultor en Tratamentos Biolóxicos de Residuos, www.maestrocompostador.com

[3]Indox Cryo Energy. Carretera nacional II , km 505. 25300 Tàrrega (Lleida)

**Correo electrónico: m.soto@udc.es*

Resumen

La generación de residuos orgánicos de comedor universitario (ROCU) en los centros de la Universidade da Coruña (UDC) puede variar entre los 6 y los 100 kg/d de promedio en cada uno de ellos. Por otra parte, los servicios de jardinería del campus generan cantidades aún superiores de restos vegetales (FrV), incluyendo restos de podas que una vez triturados sirven como estructurante para el proceso de compostaje.

En el primer semestre de 2011 se llevó a cabo un proyecto con el objetivo de desarrollar una tecnología idónea a las necesidades del ámbito de la UDC que fuese viable desde los diferentes puntos de vista logístico, económico y ambiental. Se optó por el compostaje descentralizado, disponiendo de pequeños compostadores estáticos de tipo doméstico para los centros de menor generación (hasta 20 kg ROCU/d), incluyendo una primera etapa en un compostador dinámico cerrado (CAMP) para los centros de mayor generación (hasta los 100 kg ROCU/d).

El proyecto se llevó a cabo como experiencia piloto en dos centros de la UDC, la Facultad de Filología (FF) y la Escuela Técnica Superior de Arquitectura (ETSA), en los que se trató la totalidad de los residuos orgánicos desde diciembre de 2010 a julio de 2011 (aprox. 3.000 kg). En el primer caso, la fase termofílica se extiende a lo largo de 3-4 meses, mientras que en el segundo caso el CAMP reduce este tiempo a 5-6 semanas. De esta forma, la maduración completa (clase V) se consigue tras unos 4 meses en compostadores estáticos y tras 2 meses en el caso de emplear el CAMP como primera etapa, siempre que se mantengan las condiciones adecuadas de humedad. La concentración de oxígeno se situó entre el 9% y el 17% en el CAMP y por encima del 18% en los compostadores estáticos. La calidad química del compost producido es compatible con la clase A del RD 824/2005 y la relación C/N se situó en la franja de 9-14 en función de la relación ROCU:FrV. La recogida selectiva en origen ha presentado una calidad muy satisfactoria. Las instalaciones continúan en operación en la actualidad en forma rutinaria.

Palabras clave: compostaje descentralizado, residuos de comedor, proceso estático, proceso dinámico, ambientalización de la universidad

INTRODUCCIÓN

La elaboración de compost de calidad a partir de residuos y otros materiales orgánicos recogidos de forma separada se ha convertido en un importante objetivo para la gestión sostenible de los residuos y

la conservación de los suelos. La incorporación de materia orgánica a los suelos favorece la fertilidad, almacena carbono, limita la erosión, favorece una mejor retención de agua, y facilita las tareas agrícolas (Díaz-Fierros, 1999; Domínguez, 2006).

El nivel óptimo de materia orgánica en los suelos se situaría por encima del 6%, mientras el 28% de la superficie útil gallega presenta un contenido inferior a este valor, e incluso un 10% de la superficie (unas 90.000 ha) presentan menos del 4% de materia orgánica. Los suelos más pobres se corresponden con aquellos dedicados a la agricultura sin ganadería, como por ejemplo las áreas vitivinícolas. Además, los suelos que no reciben aportes de materia orgánica, continúan el proceso de pérdida de su contenido orgánico al ritmo de un 1% anual. De esta forma, se puede hablar con propiedad de los déficits de materia orgánica en los suelos gallegos. Estos déficits se han estimado en unos 3.631.000 t de materia orgánica cuando se toma coma referencia el nivel del 4%, y de unos 13.918.000 t cuando la referencia es el 6%.

En Galicia se han llevado a cabo estudios de la aplicación de compost a diferentes cultivos (Lorenzo y Soto, 2002; Domínguez, 2003). Estos estudios demostraron como el compost ha modificado las propiedades tanto físicas como químicas y biológicas de los suelos en los que se aplica, registrándose un incremento de la humedad y porosidad total, una disminución de la densidad aparente y de la pérdida de suelo ante la acción de la lluvia, e incrementos del pH, del carbono y de la materia orgánica total, de las formas de nitrógeno amoniacal e inorgánico, y una mejora de las propiedades biológicas tales como la actividad enzimática y la biomasa microbiana. Aunque la sobrefertilización de los suelos que actualmente se registra dificulta la percepción del poder fertilizante del compost, tanto las experiencias realizadas en Galicia como en otras localidades (González-Ferreira, 2001) han indicado incrementos en las cosechas.

El campus de Elviña-A Zapateira de la Universidade da Coruña (UDC) se sitúa en los límites de la actual ciudad de A Coruña, y cuenta en su interior con zonas agrícolas que todavía mantienen una agricultura con prácticas esencialmente tradicionales (Soto et al., 2008). Una parte de estas tierras son "*terras de primeira*", sea por su calidad original o como resultado de una actividad humana que a lo largo del tiempo a dado lugar a esos huertos en bancales próximos a las edificaciones de los núcleos de O Castro y San Vicenzo de Elviña. Su pequeña dimensión no ha sido obstáculo en el pasado para que Elviña haya jugado el papel de huerta de A Coruña. Unido esto a las necesidades de una gestión sostenible de los residuos, y dentro del proceso de ambientalización de la universidad (Soto, 2009), la UDC se ha propuesto contribuir a poner en valor y conservar este rico patrimonio y recurso ambiental y productivo. Para ello, tiene en proyecto la creación de huertas urbanas y el compostaje y reciclaje de los residuos orgánicos dentro del campus.

En el campus universitario se generan diversos tipos de residuos orgánicos, desde los más tradicionales, como son los restos de cosechas y cultivos que aun se practican dentro del campus, o las limpiezas forestales (Monte da Fraga), hasta los residuos vegetales de jardinería (césped, podas), así como los residuos de cocina y comidas de los diversos comedores universitarios. Algunos de estos residuos se pueden emplear directamente en el lugar donde se generan (restos de cosechas o forestales), mientras otros requieren una gestión (recogida selectiva) y tratamiento previo (compostaje, etc). Todos ellos pueden ser objeto de una gestión y tratamiento conjunto, con la finalidad de producir enmiendas y fertilizantes orgánicos de elevada calidad, necesarios para el autoabastecimiento de las huertas de la zona. Existe de esta forma una complementariedad ideal entre dos de los objetivos de la política de sostenibilidad de la UDC: la protección de los recursos y prácticas agrícolas existentes en el campus, y la gestión sostenible de los residuos. Las actividades de enseñanza y aprendizaje propias de la universidad es otro aspecto a tener en cuenta.

El compostaje en el campus forma parte, por tanto de un proyecto más global, que abarca diferentes aspectos de sostenibilidad, desde la protección y el uso sostenible de los recursos (el suelo productivo, el saber-hacer agrícola), la solución de problemas ambientales de las sociedades modernas (los residuos), hasta la educación para la sostenibilidad. En palabras de Montserrat Soliva (2004), se trata del reconocimiento del respecto para las relaciones simbióticas inalterables entre el futuro bienestar de la humanidad y la integridad de los procesos ambientales que son un requisito para un futuro sostenible. Muchos de estos procesos ambientales están estrechamente relacionados con la agricultura y, la mayoría de los mismos, también con los residuos orgánicos. Se trata, por otra parte, de romper las barreras que impiden un buen uso de la enorme acumulación de información y conocimiento con el que cuenta hoy la sociedad humana, formulando un proyecto en el que la educación, la investigación y la demostración son facetas simultáneas de un proceso único de aprendizaje.

Objetivos del proyecto

El objetivo general de este proyecto se centró en el desarrollo de un sistema de compostaje descentralizado para los residuos de comedor universitario a pié del mismo. Se busca el desarrollo de una tecnología adecuada a las necesidades de la UDC, en función de las cantidades de residuos orgánicos generadas y de otros condicionantes locales, que resulte viable desde los diferentes puntos de vista logístico, económico y ambiental. La investigación ha abordado los siguientes objetivos particulares:

- Cuantificar y caracterizar los residuos orgánicos de comedor generados en algunos centro de la UDC.

- Definir una relación óptima entre ROCU y fración vegetal (FrV) utilizada como estructurante. La proporción experimentada inicialmente fue de 1:1 (ROCU:FrV, en volumen), y posteriormente se ensayaron otras relaciones.

- Establecer protocolos de recogida selectiva en los comedores para garantizar la calidad tipo A del compost, eliminando o minimizando la presencia de impropios en los materiales de partida.

- Establecer las rutinas de operación en dos escenarios diferentes: a) de baja generación de ROCU y compostaje mediante compostadores domésticos de tipo estático; b) de generación media-alta de ROCU y aplicación de un compostador dinámico como primera etapa.

- Análisis de la oferta de material estructurante en el ámbito de aplicación (campus universitario) y coordinación con el servicio de jardinería de la universidad (empresa contratada).

- Determinación del grado de estabilidad del compost y del tiempo de proceso y etapas para alcanzarlo.

- Determinación de la calidad del compost y difusión de su uso.

MATERIAL Y MÉTODOS

Inventario de residuos orgánicos de comedor

En una primera fase se procedió a la realización de una encuesta a los responsables de los comedores universitarios con el objetivo de estimar las cantidades generadas de residuos orgánicos en los mismos. La encuesta ha sido respondida por todos los servicios del campus de Elviña (5) y del campus de A Zapateira (4). Se incluían preguntas relativas al número de comidas servidas cada día de la semana por tramos, a la existencia de recogida selectiva, al volumen de residuos orgánicos generados, también por

tramos desde un mínimo de 50 litros, y a la composición cualitativa de los residuos (tipos de materiales predominantes).

Unidades de compostaje y operación

En la Facultad de Filogía (FF) se han empleado tres compostadores domésticos de 320 litros utilizados en serie. A diario se añade el ROCU y el estructurante a uno de los compostadores y me mezclan dentro del mismo de forma manual. Esta mezcla afecta solo a los materiales orgánicos añadidos recientemente, limitándose a la parte superior del compostador. El proceso de carga de un compostador se prolonga por un tiempo entre 1 y 2 meses, y durante este período pueden realizarse uno o varios volteos completos del material. El compostador recibe residuos hasta completar su volumen. Cando esto ocurre, se inicia la operación de un segundo compostador que recibirá los residuos frescos. En paralelo se continúa el seguimento del proceso en el primer compostador. Después de un período de compostaje inicial, cuando la temperatura ha bajado como mínimo al rango mesofílico, se transvasa el material a un tercer compostador para su maduración. En esta operación se realiza un mezclado total del material y la corrección de la humedad. Opcionalmente, se pueden introducir lombrices para completar el proceso de maduración y humificación.

En la Escuela Técnica Superior de Arquitectura de A Coruña (ETSA) se ha empleado como primera etapa un compostador mecanizado, con una capacidad de aproximadamente 1,5 m^3, en el cual se cargan diariamente o cada 2-3 días los residuos frescos, junto con el material estructurante. Este compostador dinámico (CAMP) está formado por un cilindro de 1 m de diámetro y 2 m de largo, y dotado de un sistema automático de mezcla y avance del material mediante volteo, boca de carga y descarga, preinstalación de tomas para la medida de las condiciones de proceso (T, pH, O_2, agua, etc), sistema de aireación con biofiltro para tratar el efluente gaseoso y sistema de recogida de lixiviados. Cuenta además con un sistema manual de inclinación de su eje, que permite controlar el grado de avance de los residuos. Los mecanismos de mezcla y aireación se han operado inicialmente de forma manual, y posteriormente se han automatizado mediante temporización. El tiempo de residencia estimado de los residuos dentro del digestor fue de unos 10-20 días, estando limitado por la potencia del sistema de mezcla y avance, que siendo reducida, ha impedido utilizar más de un 50% del volumen total del digestor. El material predigerido que se retira del digestor pasa a un compostador estático de 1050 litros, o bien a una bolsa de 800 litros (*big-bag*) donde todavía alcanza temperaturas termofílicas, para continuar después su proceso de maduración a temperaturas decrecientes. En algunas de las partidas de compost se han introducido lombrices para completar el proceso de humificación.

Durante la fase de puesta en marcha del proceso de compostaje, un investigador ha realizado una inspección diaria de los residuos en cuanto a calidad de la recogida selectiva, determinación del peso y volumen de las cantidades generadas, y adición de los mismos y del volumen de material estructurante a los compostadores. Se ha encargado así mismo del volteo y vaciado de los compostadores, y de las determinaciones analíticas a realizar. Una vez implantado el sistema, un alumno/a becado se ha encargado de la supervisión de los equipos y áreas de compostaje, dedicando semanalmente 1 h a cada área de compostaje estático y 2-4 h al área de compostaje dinámico.

Análisis

La temperatura del material en compostaje se ha determinado rutinariamente en tres puntos de cada masa para la obtención del valor medio. El oxígeno en la atmósfera intersticial se ha determinado en dos puntos tanto en el CAMP como en los compostadores estáticos de maduración en la ETSA. En este centro también se han realizado pruebas en paralelo con residuos frescos en compostadores estáticos

en los que se ha determinado el contenido en oxígeno, razón por la que esta determinación no se ha llevado a cabo en la FF. La humedad se ha estimado rutinariamente de forma cualitativa y ocasionalmente se ha comprobado con análisis de muestras en laboratorio. Por otra parte, se han recogido muestras tanto del compost como de los materiales de partida (estructurante y ROCU) para la determinación de diferentes parámetros. Se han realizado así mismo análisis del producto final para determinar su calidad (estabilidad, metales pesados, porcentaje de C y N, nutrientes, presencia de impropios, etc). Inicialmente se ha determinado también el volumen de lixiviados generados en el CAMP. La estabilidad del compost en fases intermedias del proceso y del compost final se ha determinado mediante el ensayo Rottegrade o de autocalentamiento y mediante respirometría (Vázquez y Soto, 2011).

El porcentaje de humedad se ha determinado por secado hasta peso constante (entre 24 y 48 horas) en estufa a 105 ºC. El porcentaje en SV se ha determinado por calcinación de la muestra previamente secada a 550 ºC (4 h). Los análisis del contenido en N, C y P, se han realizado en el Laboratorio de Análisis Elemental de los Servizos de Apoio á Investigación (SAI, UDC), previo secado a 60ºC hasta peso constante y molienda de las muestras. El análisis de metales se llevó a cabo en el laboratorio de ICP-MS (SAI, UDC), según el método US EPA3051.

RESULTADOS

Cantidades y características de los residuos generados

La UDC cuenta con 17 servicios de bar-cafetería-comedor, de los cuales 11 están situados en los campus de Elviña-A Zapateira, en un radio inferior a 1 km, y reúnen aproximadamente el 80% del servicio total. El estudio de estimación mediante encuestas ha dado como resultado la información de las **Tablas 1** y **2** (Plana, 2009).

Tabla 1. Generación de residuos en las cafeterías y comedores del campus de A Zapateira.

Concepto (cantidades en kg . semana^{-1})	ETSA	EUAT	FC	FF	TOTAL
Comidas semanales (nº)	465	595	330	140	1530
Materia prima fresca	263,8	175,0	125,0	19,1	583
Materia prima fresca pelada limpia	0,0	150,0	94,7	47,6	292
Materia prima precocinada	87,9	125,0	29,8	38,1	281
Total materia prima	351,7	450,0	249,6	105,9	1157
Residuo Mat. prima fresca	118,7	78,8	56,2	8,6	262
Residuo Mat. prima fresca pelada limpia	0,0	45,0	28,4	14,3	88
Residuo Mat. prima precocinada	22,0	31,3	7,4	9,5	70
Residuo Total	140,7	155,0	92,1	32,4	420

EUAT: Escuela Universitaria de Arquitectura técnica. FC: Facultad de Ciencias.

Tabla 2. Generación de residuos en las cafeterías y comedores del campus de Elviña.

Concepto (cantidades en kg . semana^{-1})	FCE	FEE	ETSI	FIC	CC	TOTAL
Comidas semanales (nº)	585	1010	300	275	920	3090
Materia prima fresca	221,6	152,8	170,2	187,2	348,4	1080
Materia prima fresca pelada limpia	167,9	611,1	56,7	0,0	264,1	1100
Materia prima precocinada	52,7	0,0	0,0	20,8	82,9	156
Total materia prima	442,4	763,9	226,9	208,0	695,8	2337
Residuo Mat. prima fresca	99,7	68,7	76,6	84,2	156,8	486
Residuo Mat. prima fresca pelada limpia	50,4	183,3	17,0	0,0	79,2	330
Residuo Mat. prima precocinada	13,2	0,0	0,0	5,2	20,7	39
Residuo Total	163,3	252,1	93,6	89,4	256,8	855

FCE: F. de Ciencias de la Educación, FEE: F. de Economía y Empresa, ETSI: Escuela Técnica Superior de Ingeniería (Caminos), FIC: F. de Informática, CC: Comedor Central.

Estos datos indican que la generación de residuos orgánicos de comedor universitario (ROCU) en cada uno de los centros puede variar entre los 6 y los 50 kg/d de media, si bien algunos días se podrían alcanzar los 100 kg en un único centro. De esta forma, se generan en Elviña-A Zapateira unos 1500 kg de residuos orgánicos cada semana, en estimaciones para el año 2009.

La caracterización realizada posteriormente en la FF y en la ETSA, durante el desarrollo del presente proyecto (2011), mostró los siguientes resultados (considerando días lectivos, es decir, 5 días a la semana):

- FF: generación de 8,0±3,6 kg/día
- ETSA: generación de 37,1±7,4 kg/día

Estos resultados arrojan una generación un 32% mayor en la ETSA y un 23% mayor en el caso de la FF, en relación con la estimación realizada dos años antes. En cuanto a la composición, tomando en consideración el tipo de material orgánico que constituyen estos residuos, se han obtenido los datos indicados en la **Tabla 3**. Los restos de comida elaborada son siempre la fracción mayoritaria, mientras otros tipos de materiales muestran una presencia muy variable. La **Tabla 4** muestra el contenido en determinados nutrientes, más reducido en el caso del material estructurante. Éste presenta una relación C/N relativamente elevada (53), lo que se debe a la presencia de ramas y hojas entre los restos vegetales triturados, junto con troncos más leñosos. Los residuos orgánicos de comedor, con relaciones C/N de 14-21 precisan de enmienda rica en carbono para equilibrar la relación C/N, y sobre todo de un material estructurante que facilite la aireación de la matriz durante el proceso. Por último, la **Tabla 5** indica el contenido en metales pesados en los materiales iniciales. El contenido es muy bajo en todos los metales, lo que permite prever un compost de buena calidad química.

Tabla 3. Materiales orgánicos incluidos en los residuos orgánicos de comedores (ROCU).

	ETSA	FC	EUAT	FF
Naranjas exprimidas	36,8%	0,0%	33,4%	0,0%
Borras de café	16,7%	0,0%	16,1%	15,5%
Restos de comida	37,1%	91,1%	43,7%	84,5%
Restos de preparación (mondas de patatas, verduras,…)	9,4%	8,9%	6,9%	0,0%

Tabla 4. Elementos nutrientes en muestras de ROCU de diferentes centros da UDC.

	Mg (g/kg)	P (g/kg)	Ca (g/kg)	K (g/kg)	N (%)	C (%)	COT (%)	C/N
Estructurante (FrV)	1,07	1,76	10	4,44	0,85	44,69	42,55	52,6
ROCU ETSA	1,22	3,33	45,8	11,5	2,63	42,48	38,74	14,7
ROCU FF	0,84	5,98	13,4	10,1	3,18	49,74	45,13	14,2
ROCU F. Ciencias	1,13	3,03	14,8	13,16	1,96	43,80	40,42	20,6

Tabla 5. Metales pesados en muestras de ROCU de diferentes centros de la UDC (conc. en mg/kg).

	Cd	Hg	Pb	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se
Estructurante (FrV)	<0,1	<0,03	1,29	<0,78	<0,3	<0,78	6,9	23,9	<0,3	<0,3
ROCU ETSA	<0,1	<0,03	<0,78	<0,78	<0,3	<0,78	3,4	16,5	<0,3	<0,3
ROCU FF	<0,1	<0,03	<0,78	<0,78	<0,3	<0,78	2,8	19,7	<0,3	<0,3
ROCU F. Ciencias	0,151	<0,03	<0,78	<0,78	<0,3	<0,78	5,6	15,1	<0,3	<0,3

Compostaje en la Facultad de Filología

A lo largo de los 8 meses de duración de la experiencia piloto, se han llevado a cabo 3 partidas sucesivas de compostaje, de acuerdo con el proceso descrito en la sección de materiales y métodos. La **Figura 1** muestra la evolución de la carga de la segunda y tercera partidas. La evolución de la temperatura, junto con la frecuencia de volteos y riegos, durante la 2ª partida se muestra en la **Figura 2**. Tras 63 días de carga, el compostador de la segunda partida mantuvo la temperatura termofílica durante algo más de un mes, descendiendo a partir del día 120 hasta valores próximos a los de la temperatura ambiente. La primerWWZZ ámbitos del campus y sin triturar, en la 2ª y 3ª partidas se empleó un material estructurante triturado de forma mecánica en el campus. Este material se obtuvo a partir de restos leñosos, y presentaba una granulometría fina (tamaño medio de grano menor de 5 mm) y más homogénea que el anterior, facilitando la mezcla y manejo del compost durante su procesamiento. La **Tabla 6** resume diferentes parámetros típicos del compostaje en estas condiciones, obtenidos a partir de la 2ª partida de Filología.

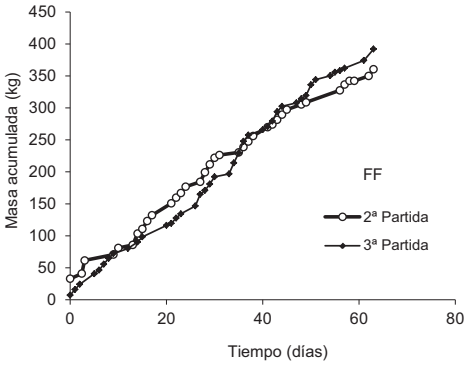


Figura 1. Cargas aplicadas (ROCU + FrV) en los compostadores de Filología.

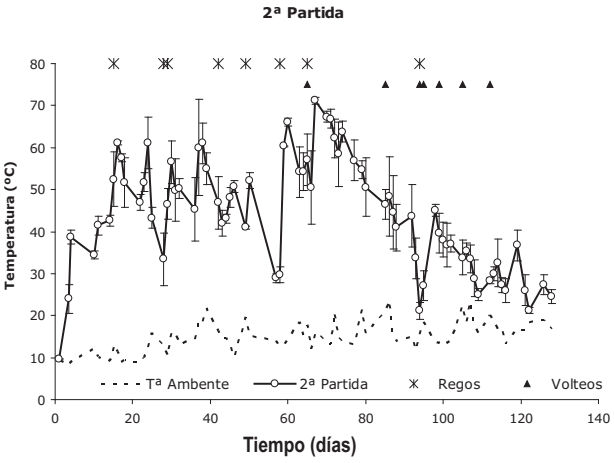


Figura 2. Evolución de la temperatura en los compostadores de Filología.

En estas condiciones, la distribución temporal del proceso en las 3 etapas se indica en la **Figura 3**. De acuerdo con lo indicado en la **Tabla 6**, se ha comprobado la estabilización completa del compost al cabo de la etapa 2. De esta forma, la Etapa 3 constituye una etapa opcional, en el caso de querer elaborar lumbricompost con el objetivo de aumentar la humificación del material. También se puede concebir como una etapa de maduración adicional de interés en el caso de existir espacio suficiente y no ser necesario el uso inmediato del compost. El proceso requiere un mínimo de 3-4 meses y permite alcanzar un compost estable tras un período de compostaje termofílico.

Tabla 6. Características de operación de la 2ª partida de compostaje en Filología.

ROCU (kg)	**322,5**
FrV (kg)	38,01
Entrada total (kg)	360,5
Ratio ROCU/FrV (masa)	8,5:1
Ratio ROCU/FrV (vol.)	1:1
Carga media (kg ROCU/carga)	7,7
Número de cargas	35
Días de operación Etapa 1 (carga)	63
Días de operación termofílica-mesofilica adicionales	60
T máxima alcanzada (ºC)	71,8
Tiempo a T > 65ºC (d)	4
Tiempo a T>55ºC (d)	18
T media termofílica* (11-92 d, ºC)	51,5±9,5
T media ambiente (11-92 d, ºC)	14,6±3,6
Estabilidad Rottegrade, día 84	Clase II
Estabilidad Rottegrade, día 129	Clase V

Figura 3. Esquema del proceso de compostaje en la Facultad de Filología.

Compostaje en Arquitectura

Una primera prueba de operación continuada del compostador mecanizado ha permitido comprobar diferentes aspectos del funcionamiento del digestor a baja carga (días 0-30, **Figura 4**). Esta operación tenía lugar a una temperatura en el rango de 25-30 ºC, aunque se registraba un proceso de fermentación

avanzado y una importante reducción de sólidos volátiles. Así mismo, se ha comprobado como en estas condiciones, una vez transvasado el material a un compostador estático, el material si alcanzaba temperaturas termofílicas durante un período de aproximadamente 15 días. En estas condiciones iniciales, la carga máxima del compostador mecánico se estimó en unos 200 kg. Para un tiempo de permanencia de 14 días, el sistema no podría recibir más de unos 10 kg/d de residuo orgánico.

La necesidad de tratar todos los residuos generados en la ETSA (unos 40 kg/d) hizo necesaria la modificación del mecanismo de mezcla del digestor, así como el par de giro del motor, con el objetivo de alcanzar una mayor carga. Estos cambios han permitido alcanzar unos 400-500 kg en el interior del digestor, a partir del día 40 de operación (**Figura 4**) y una alimentación de unos 20 kg/d (**Tabla 7**). En esta nueva configuración, el digestor ha alcanzado temperaturas de 41-54 ºC (**Figura 5, Tabla 7**), lo que ha favorecido el proceso de compostaje. El material descargado del digestor (compost fresco) alcanzaba temperaturas termofílicas en el compostador estático durante 2-3 semanas, para acercarse a la temperatura ambiente al cabo de cuatro semanas (**Figura 5** y otros datos no mostrados).

Tabla 7. Parámetros de carga y descarga del digestor (CAMP) y del compostador de maduración (MCAMP).

	CAMP entrada	CAMP salida	MCAMP
Periodo	42-107	42-107	79-93 (carga)
Carga (kg)	1291	830,1	219,8
Carga (L)	2809	-	480,5
Carga (kg/d)	19,6	12,6	14,7
T media (ºC)	47,4±6,3		55,4±3,5 (10 d)
Clase Rottegrade	-	II-IV	V (3-4 semanas)

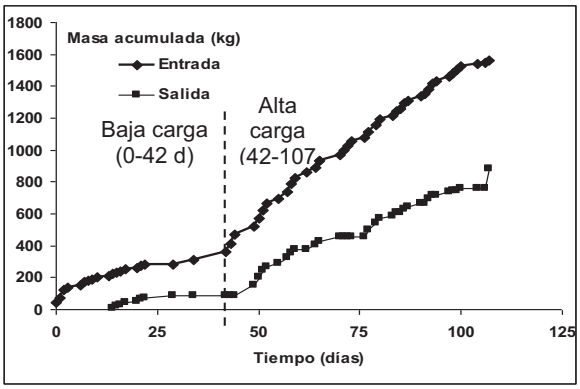


Figura 4. Evolución de la carga y descarga aplicada al digestor de Arquitectura.

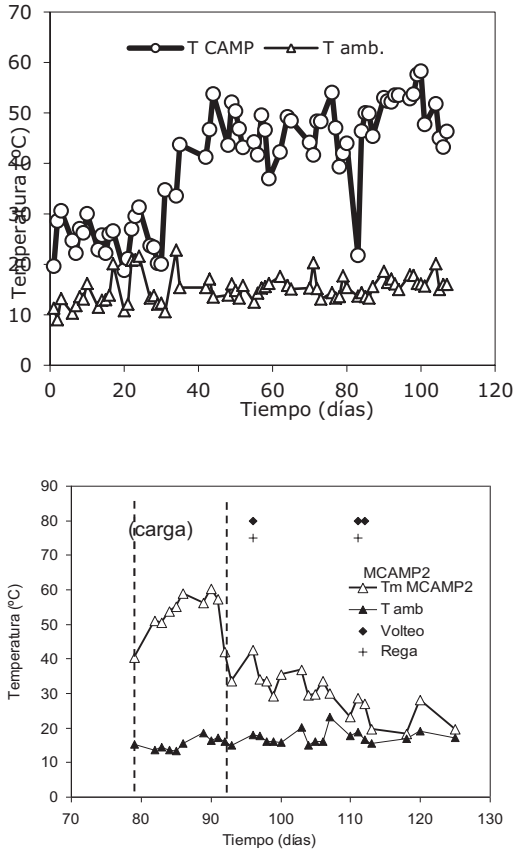


Figura 5. Evolución de la temperatura en el digestor de Arquitectura (CAMP) y el compostador estático de maduración (MCAMP).

De acuerdo con la **Tabla 7**, el digestor alcanza una reducción del 35,7% en masa, mientras el compost muestra clase variable II-IV. La estabilización completa se alcanza tras 3-4 semanas de maduración en el compostador estático. Posteriormente se ha alimentado todo el ROCU de la ETSA al digestor, lo que ha permitido comprobar su operación con cargas de hasta 40 kg/d, con resultados similares. Con estas elevadas cargas, la descarga del digestor se realizó directamente a un saco tipo *big bag*, en el que continua la maduración por un período de 3-4 semanas, alcanzándose al cabo de las mismas un compost estable. Opcionalmente, a algunas partidas se han aplicado lombrices, cuya actuación requiere un periodo de varios meses y la supervisión para mantener una elevada humedad. La **Figura 6** resume los resultados obtenidos en la ETSA en cuanto a etapas y su duración.

Figura 6. Esquema del proceso de compostaje en la ETSA. En la Etapa 2 el compostador se puede sustituir por una bolsa.

Se ha observado en general una buena oxigenación de las masas en compostaje, tanto en el CAMP como especialmente en los compostadores estáticos de maduración y en los que reciben residuos frescos (datos no mostrados). Los valores más bajos de oxígeno se registraron de forma regular en el CAMP, que presentó valores en el rango del 8% al 17% de oxígeno y una media de 13,4±3,4% (n=57). Los compostadores estáticos mostraron medias de oxígeno del 19,4±2.2% (n=56, compostaje con residuos frescos) y 20,0±0,7 (n=46, maduración del compost del digestor).

La calidad del compost obtenido

En la **Tabla 8** se indican los resultados de los análisis realizados en dos partidas de compost producido en la ETSA y en la FF. El compost presenta un elevado poder fertilizante, con un contenido en nitrógeno del 2,5-4% y relaciones C/N 9-14. La menor relación C/N de la muestra de Filología se explica en parte por tratarse de una partida en la que se aplicó una baja proporción de material estruturante. En cuanto a la calidad química, las concentraciones de metales pesados resultan bajas en general, aunque el cadmio se sitúa próximo al valor límite de la clase A. El cadmio está presente en los residuos de comida, de tal forma que un proceso con baja proporción de material estructurante o con una reducción muy avanzada de materia orgánica puede conducir a valores que superan el límite de la clase A. Un análisis puntual de compost maduro ha indicado ausencia de salmonella y 321 UFC/gr de coliformes fecales, por lo que resultaría compatible con la clase A de la legislación de los EEUU sobre biosólidos (EPA 40 CFR Part 503) y con los requerimientos para productos fertilizantes de origen orgánico del RD 849/2005.

Tabla 8. Contenido en elementos nutrientes y relación C/N del compost de la UDC.

Compost	Mg (g/kg)	P (g/kg)	Ca (g/kg)	K (g/kg)	COT (%)	N (%)	C (%)	C/N
ETSA	2,95	6,51	128	13,5	30,44	2,46	35,16	14,29
FF	3,69	10,9	92,9	24,3	33,73	4,03	36,5	9,06

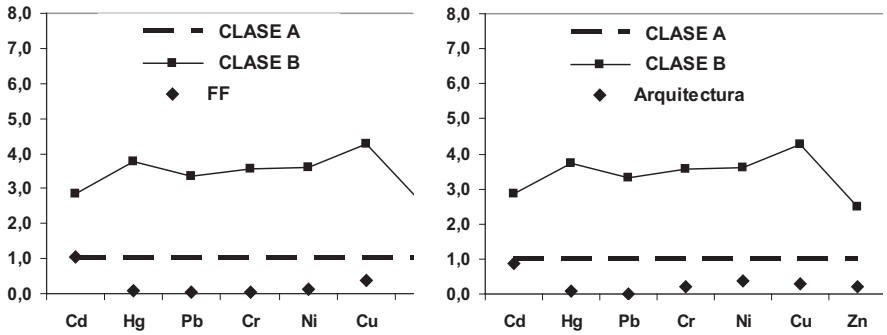


Figura 7. Contenido en metales pesados de los compost de la UDC (valores relativos, Clase A = 1).

CONCLUSIONES

En 2011 se ha implantado la recogida selectiva y el compostaje *in situ* de los residuos orgánicos de los comedores de la Facultad de Filología y de la Escuela Técnica Superior de Arquitectura, con muy buenos resultados en cuanto a calidad del compost obtenido (Clase A y relación C/N de 9-14) y a participación de los diferentes agentes implicados, desde el personal de los servicios de comedor, hasta la empresa de jardinería. La totalidad de los residuos orgánicos generados en estos dos centros, algo más de 5.000 kg en 2011, junto con aproximadamente otros 2.000 kg de restos vegetales triturados, fueron transformados en compost.

La operación de los compostadores estáticos se ha mostrado muy sencilla y fiable cuando se dispone de triturado vegetal de granulometría homogénea y tamaño adecuado como el empleado en estas experiencias. Resulta viable para el tratamiento de cantidades en el rango de hasta los 20 kg/día de residuos orgánicos de cocina. Para cantidades superiores resulta conveniente la utilización de un digestor o compostador dinámico que favorezca la mezcla automática del residuo y del estruturante y acelere la etapa termofílica de fermentación.

El proyecto ha permitido establecer las rutinas y tiempos de operación en función de los distintos sistemas empleados. Se obtiene compost estable clase V al cabo de 5-6 semanas cuando se utiliza el digestor dinámico como primera etapa, y después de 3-4 meses cando se aplican exclusivamente compostadores estáticos de tipo doméstico.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Oficina de Medio Ambiente de la UDC el encargo del trabajo. Al Servicio de Arquitectura y Urbanismo de la UDC y a las concesionarias de los servicios de comedor y de jardinería la colaboración prestada. El proyecto ha contado así mismo con la colaboración de la Sociedade Galega de Medio Ambiente (SOGAMA).

REFERENCIAS

Diaz-Fierros, F. 1999. A matéria orgánica nos solos de Galicia. ADEGA-Cadernos 6: 51-57.

Domínguez, M. 2006. A xestión dos residuos biodegradábeis e o cambio climático. ADEGA-Cadernos 16: 41-51.

Domínguez, M. 2003. *Avaliación do compost como emenda orgánica de solos de cultivo de Galicia*. Tese de doutoramento. Universidade de Santiago de Compostela.

González-Ferreira, X.A. 2001. Reciclaxe e promoción de mercados para os materiais reciclados. p 75-98. En: Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos. Servizo de Publicacións da Universidade da Coruña. A Coruña.

Lorenzo, F. Soto. M. 2002. Experiencias con compost en parcelas da área metropolita de A Coruña. Informe para a empresa Lagares Ingeniería e a Mancomunidade de Concellos da Área Metropolitana de A Coruña.

Plana, R. 2009. Estudo e valoración das opcións de xestión e tratamento dos residuos orgánicos das cafeterías e comedores da Universidade da Coruña. Estudo encargado pola Vicerreitoría de Infraestruturas e Xestión Ambiental da Universidade da Coruña.

Soliva, M., Bernat. C., Gil. E., Martínez, X., Pujol. M., Sabate, J., Valero, J. 2004. Organic waste management in education and research in agricultural engineering schools. International Conference on Engineering Education in Sustainable Development. EESD2004. D.Ferrer-Balas e col. (Eds). CIMNE and UPC. Barcelona.

Soto, M., Sahuquillo, E. Goluboff-Scheps, M. 2008. O potencial agrícola no campus de Elviña (UDC): Uso social, didáctico e investigador. Accesible en http://www.udc.es/export/sites/udc/_galeria_down/sociedade/medio_ambiente/restauracion_forestal/potencial_agricola.pdf (último acceso o 11/06/2012).

Soto, M. 2009. A ambientalización das universidades: o caso da UDC. *Actualidad Jurídica Ambiental, 20 de abril de 2009, 1-19.* http://www.actualidadjuridicaambiental.com/wp-content/uploads/2009/04/SOTOCASTINEIRA20042009.pdf (último acceso o 11/06/2012)

Vázquez, M.A. Soto, M. 2011. El ensayo de DBO como indicador de la estabilidad del compost. En *Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental, J.I. López, M. Navarro e C. Rad* (Coords.), pax. 457-467. Universidade de Burgos: Burgos.

VALORIZACIÓN INTEGRAL DEL DIGERIDO DE LA OBTENCIÓN DE BIO-HIDRÓGENO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS: OBTENCIÓN DE METANO Y COMPOST

Núñez Fernández, F.; Pérez García, M.; García-Morales, J.L.*

Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Campus Río San Pedro s/n. 11510. Puerto real (Cádiz), España

**Correo electrónico: joseluis.garcia@uca.es*

Resumen

En la actualidad la posible valorización de residuos y subproductos desde distintos puntos de vista es objeto de múltiples investigaciones. La obtención de productos con un valor añadido desde el punto de vista agronómico o energético suele ser una de las alternativas de valorización más empleadas.

En este estudio se presentan los resultados obtenidos en un proceso de valorización integral, energética y agronómica, de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU). La valorización energética se hace a través de un sistema de separación de fases, acidogénica y metanogénica, en rango termofílico (55ºC). La fase acidogénica implica el tratamiento mediante digestión seca del conjunto de la FORSU para generar un biogás rico en bio-hidrógeno y un efluente con un gran contenido en ácidos grasos volátiles (AGV). El digerido obtenido se separa en dos fracciones, una líquida y otra sólida. La fracción líquida se transforma en un biogás rico en metano en un reactor tipo filtro anaeróbico de flujo ascendente con soporte plástico (FLOCOR-R). La fracción sólida se transforma en compost mediante un proceso de compostaje en reactor cerrado.

Los resultados recogidos en este estudio fueron obtenidos a partir de digeridos de un reactor de bio-hidrógeno operando con un Tiempo de Retención de Sólidos (TRS) de 6,6 días y una generación de biogás con un porcentaje en H_2 en torno al 25-30 %. El Tiempo Hidráulico de Retención (THR) óptimo obtenido en el reactor metanogénico de laboratorio operando en semicontínuo en rango termofílico fue de 3 días. El reactor operó con una alta eficacia de eliminación de Ácidos Grasos Volátiles AGV (> 90%) y DQO (alrededor del 90 %) y una elevada productividad en la generación de biogás, de 0,35 L CH_4/g $DQO_{c\ biodeg}$, con contenido en metano por encima del 70%. Los ensayos de compostaje de la fracción sólida del digerido se realizaron en una mezcla 1:1 (digerido y viruta) con un 15 % v/v de compost fresco como inóculo, en un reactor de compostaje de 50 litros de volumen total. El tiempo de permanencia en el reactor para completar su fase termofílica fue de 7 días, más un proceso adicional de maduración en condiciones ambientales. El compost obtenido presentó un Índice de biogerminación en torno al 100 % a los 30 días de ensayo, así como otras características que evidenciaban su madurez y estabilidad que propiciaría su posible utilización con fines agronómicos.

Palabras clave: digerido de bio-hidrógeno, compostaje, metanización

INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia (DA) se ha aplicado ampliamente para el tratamiento de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) con la finalidad de la obtención de un residuo estabilizado y la

conversión de parte de esa materia orgánica en energía útil (Fernandez-Güelfo y colaboradores, 2005; Akao y colaboradores, 2000; Moorhead y Nordstedt, 1993). Las principales ventajas de este proceso son el bajo nivel de la generación de lodos, un bajo consumo de energía y un alto nivel de producción de metano/hidrógeno. La principal desventaja que presenta este tipo de procesos suelen ser sus prolongados periodos de arranque y adaptación a las condiciones finales de operación, motivo por el cual se han desarrollado distintas estrategias para intentar minimizar este problema. Distintos investigadores concluyeron que la mejor solución era aumentar el tiempo de retención de sólidos (microorganismos responsables del proceso), y hacerlo independiente del Tiempo Hidráulico de Retención (THR). Young y McCarty (1969), desarrollaron el filtro anaerobio como solución a este problema. El sistema convencional de digestión anaerobia está basado en el contacto íntimo y prolongado entre un residuo a tratar y los microorganismos que proliferan en el seno del proceso. Este tipo de reactores no incorporan sistemas de retención ni de recirculación de los microorganismos y la biomasa abandona el reactor junto con el efluente. Esto provoca una reducción de la concentración de ésta en el medio aumentando, en consecuencia, el tiempo de tratamiento necesario para obtener la conversión deseada. El desarrollo de reactores de alta carga, como los filtros anaerobios, caracterizados por la separación de los conceptos de tiempos de retención hidráulico y celular, ha permitido la expansión del uso y aplicación industrial de esta tecnología. Los microorganismos permanecen en el reactor independientemente del caudal de agua residual que circula por el mismo, posibilitando mayores velocidades de carga (Pérez, 1997a).

Los reactores de filtro anaerobio que operan en régimen continuo y con soporte plástico, pueden llegar a operar de forma estable hasta VCO (Velocidad de Carga Orgánica) en torno a 20 g DQO/L/d, con una eficacia depurativa en torno al 50 % (Pérez, 1995; García-Morales, 1997). Sin embargo, cuando se trabaja en régimen semicontinuo, ofrecen un comportamiento estable hasta valores de VCO en torno a 5,6 g DQO/L/d, pero con una mayor eficacia de eliminación de DQO, en torno a 77 % (Pérez, 1997a).

Haug (1993) define el compostaje como la descomposición y estabilización biológica de substratos orgánicos, bajo condiciones que permiten el desarrollo de temperaturas termófilas como resultado del calor producido biológicamente, para producir un producto final estable, libre de patógenos y semillas, y que puede ser aplicado de forma beneficiosa al suelo.

Existen distintas clasificaciones de las tecnologías de compostaje. Según la movilidad que se conceda al material a compostar, subdividiéndose en: sistemas dinámicos y estáticos. Según la forma física en la que se dispone el material, se tendrían: pilas, trincheras, mesetas, zanjas, etc. La clasificación más común se realiza en función del aislamiento del material a compostar con respecto al exterior, en cuyo caso se tendrían: sistemas abiertos, semi-cerrados y cerrados. En ellos la variable sobre la que se incide es el suministro de oxígeno mediante diferentes métodos de aireación (Chica y García-Morales, 2008).

En este estudio se presentan los resultados obtenidos en un proceso de valorización integral, energética y agronómica, de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU). Para ello se parte del digerido de un reactor acidogénico termofílico para la potenciación de la producción de bio-hidrógeno realizando una separación de fases del mismo. Los principales objetivos del trabajo son:

La optimización de la producción de metano en un reactor avanzado tipo filtro anaerobio en rango termofílico de temperatura a partir del digerido líquido. La obtención de compost, a partir de la fracción sólida, en un proceso de compostaje en reactor cerrado, previa selección de las mejores condiciones para la realización del mismo, y la evaluación de su calidad final.

MATERIAL Y MÉTODOS

Ensayos de digestión anaerobia

Reactor

El ensayo de digestión anaerobia metanogénica descrito en el presente trabajo, se desarrolló en un reactor de lecho fijo, en rango termofílico (55°C), como el que se esquematiza en la **Figura 1**. El reactor, de 2,5 L de capacidad global y 2,25 L de volumen útil (volumen del soporte plástico FLOCOR-R), consta de los siguientes elementos:

* Un cuerpo central, provisto de una camisa de vidrio externa que permite la termostatización del equipo por circulación de agua a 55°C.

* Una bomba conectada a la salida de efluente permite la homogeneización del medio por recirculación del efluente líquido en sentido ascendente con una tasa de recirculación de 188,23 d^{-1}.

* Sistema para la recogida del biogás producido que consta de una bolsa Tedlar, de 5 L de volumen ubicado a un nivel más elevado que el correspondiente al digestor.

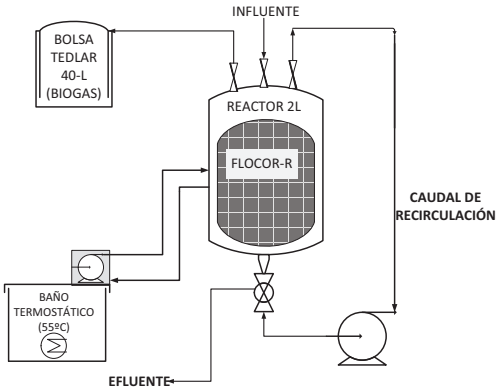


Figura 1. Reactor de filtro anaerobio.

Soporte utilizado

Las principales características del soporte FLOCOR-R son: densidad media real =1161,4 g/L; Altura = 1.6 cm; Diámetro = 1,6 cm; volumen de poros = 93 % y área superficial = 450 m^2/m^3, características aceptables para ser usado como soporte en los reactores de filtro ampliamente utilizado en distintos estudios realizados de tratamiento de diferentes efluentes: Romero (1985) y Nebot (1992), aplicaron esta tecnología para el tratamiento de efluentes procedentes de destilerías vínicas, y Rodríguez-Cano (2003), para el tratamiento de efluentes acuo-oleosos.

Alimentación

La alimentación usada en este estudio procedía del efluente filtrado mediante la utilización de una bolsa filtrante (Teknofanghi ®) de un reactor acidogénico que trataba FORSU industrial para la obtención de bio-hidrógeno. Este reactor acidogénico es un reactor anaerobio de tanque agitado de un volumen 5 L que operaba con un TRS de 6,6 días durante el periodo de operación del reactor de filtro. La FORSU industrial proviene de la Planta de Reciclaje y Compostaje de Las Calandrias en Jerez de la Frontera.

Técnicas analíticas

El seguimiento del proceso de biodegradación requirió la cuantificación de los siguientes parámetros: Demanda Química de Oxígeno (DQO), pH, Ácidos Grasos Volátiles (AGV), Sólidos Volátiles en Suspensión (SVS), volumen de biogás generado y composición del mismo (CH_4 y CO_2). La DQO y SVS se analizaron de acuerdo con los "Métodos Estandarizados" (APHA, 1989). La composición del biogás se analizó mediante cromatografía gaseosa utilizando un cromatógrafo de gases SHIMADZU GC-14 B, con programa de temperaturas, y la composición de AGV se analizó mediante cromatografía gaseosa utilizando un cromatógrafo de gases SHIMADZUGC-17A.

Ensayos de compostaje

Reactor

El reactor utilizado para realizar el proceso de compostaje, diseñado y construido en la Universidad de Cádiz, presenta las siguientes características:

- Compostador lecho estático con un volumen total de 50 litros (70% volumen útil).

- Sondas de temperatura situadas en distintos puntos que permiten obtener información sobre el gradiente de temperatura dentro del reactor y temperatura del aire interior y exterior.

- Regulación del caudal de entrada del aire (caudal alto o bajo) en referencia a las condiciones de operación (temperatura interior y consumo de oxígeno) con el fin de proporcionar oxígeno al sistema en caso de registrarse valores inferiores a un 10 % de oxígeno en el aire de salida o enfriar el sistema en caso de alcanzarse valores de temperatura por encima de una de consigna (65 ºC). La entrada de aire al mismo se efectúa a partir de un compresor con un caudal máximo de 100L/min.

- Control automatizado operado a través de un SCADA el control de proceso y la adquisición de datos.

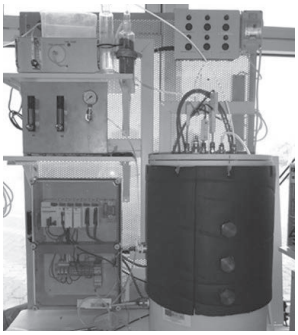


Figura 2. Reactor de compostaje.

Sustrato

La alimentación usada en este estudio procedía del efluente sólido filtrado (digerido) del reactor acidogénico que trataba FORSU industrial para la obtención de bio-hidrógeno descrito en el apartado previo.

Las principales características del sustrato son: Humedad = 57,56 %; Materia Orgánica (m.s) = 42,38 %; Carbono Total (m.s) = 20,58 %; relación C/N = 27,40; AGV = 17,01 g Acético/L. Esta elevada concentración de AGV en el sustrato puede ser perjudicial para el cultivo en caso de aplicación directa al suelo sin tratamiento previo, por lo que es importante llevar a cabo un proceso de compostaje.

Como inóculo se utilizó compost de RSU proveniente de la Planta de Reciclaje y Compostaje de "Las Calandrias" en el término municipal de Jerez de la Frontera. Previamente al montaje de los ensayos se evaluó su grado de estabilidad mediante un test de autocalentamiento, clasificándose como de categoría IV (maduro) (Brinton et al, 2001).

La viruta utilizada como estructurante provenía de una carpintería cercana, tamizándose para seleccionar la fracción superior a 5 mm, utilizada en los ensayos.

Técnicas analíticas

En la caracterización del sustrato a compostar se realizaron medidas de humedad, materia orgánica, carbono (%), Nitrógeno Total Kjeldahl NTK (%) y AGV, de acuerdo a los "Métodos estandarizados" (APHA, 1989). Durante el proceso de fermentación se realizaron medidas automatizadas de oxígeno y temperatura. En la fase de maduración se le añadieron los análisis de respirometría, con el método de la DBO_5 modificado descrito por Vázquez y Soto (2010) y ensayos de biogerminación de acuerdo a la metodología descrita por Zucconi et al (1981).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ensayos de digestión anaerobia

La secuencia experimental seguida se muestra en la **Tabla 1**. En la fase inicial se comenzó a trabajar con un THR elevado de 10 días, que se correspondía con una VCO de 2,20 (g DQO/L/d), y se fue disminuyendo el THR hasta llegar a unas condiciones críticas donde se observó una desestabilización del reactor.

Tabla 1. Evolución del THR y VCO a lo largo del periodo de operación del reactor de filtro.

Fase	THR (d)	VCO (g DQO/L/d)
1	10	2,20
2	7,5	3,20
3	5	3,63
4	3	5,75
5	1,5	13,57

En este estudio, llevado a cabo en régimen semicontinuo, se obtiene una elevada eficacia depurativa, observándose una evolución ascendente de la misma durante el proceso (**Figura 3**) desde 86.6 % para el tiempo de retención más elevado de 10 días (VCO_0: 2,20 g DQO/L/d) hasta valores de 99.13 % para la operación a THR a 3 días, correspondiente a un elevado valor de VCO aplicada, 5,75 g DQO/L/d. Para el THR de 1,5 días se observa una disminución de la eficacia depurativa obteniéndose el menor valor de en cuanto eficacia depurativa, 85,24 %. En todos los casos, el valor de pH del efluente se mantiene relativamente estable en el rango 7,9-8,2, típico de la operación en termofílico en este tipo de reactores (Pérez, 1997b). Estos elevados valores de rendimiento en la eliminación de la DQO se encuentran relacionados con la elevada biodegradabilidad del sustrato, principalmente formado por los AGV generados en el proceso acidogénico previo unidos a la elevada concentración de microorganismos viables existentes en este tipo de sistemas con biomasa soportada.

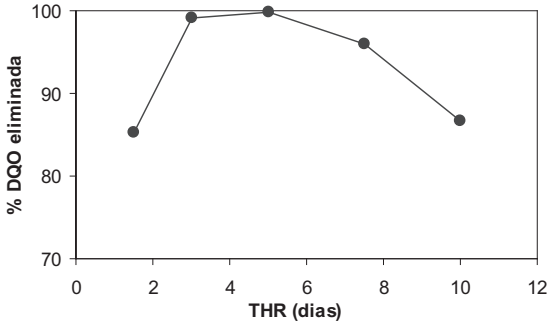


Figura 3. Evolución de la eficacia de $DOQ_{acid.}$ eliminada del reactor de filtro anaerobio a distintos THR (días).

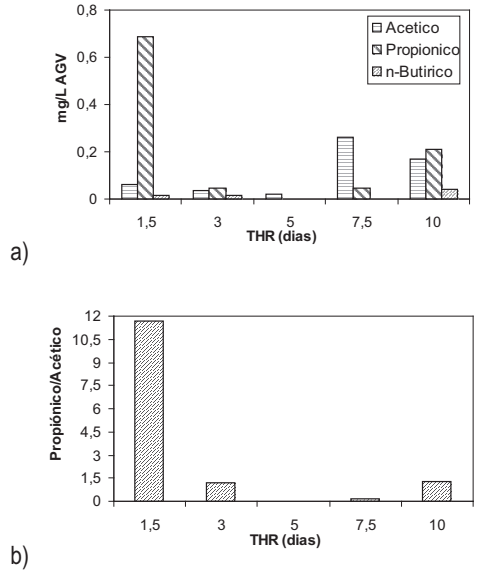


Figura 4. (arriba) Perfil de AGV (Acético, Propiónico y n-Butírico) en el efluente para cada THR; (abajo) Relación Propiónico/Acético para cada THR.

Hill et al (1987) propuso que niveles de acético en exceso, mayor a 800 mg/L, o una ratio propiónico/acético mayor a 1,4, dan lugar a un funcionamiento inestable del reactor. En la **Figura 4b** se observa una ratio inferior a 1,4 para todos los THRs trabajados a excepción del THR de 1,5 días (VCO: 5,75 g DQO/L/d; OJO según la **Tabla 1** le corresponde un VCO de 13,57) donde se muestra una ratio con un valor en torno a 11, es decir, se aprecia una elevada concentración de propiónico en torno a 0,7 g/L mientras que la concentración de acético es de 0.06 g/L (**Figura 4a**), esto da lugar a una clara desestabilización en la relación de AGV, que desencadena en el comienzo de un mal funcionamiento del reactor. Por tanto una VCO superior a 5,75 g DQO/L/d produce la desestabilización del reactor por acumulación del propiónico, que está relacionada con la disminución de la eficacia de eliminación de DQO para el THR de 1,5 días (**Figura 3**).

La producción de biogás del sistema se debe fundamentalmente a la actividad de las bacterias metanogénicas que transforman los AGV en metano. El crecimiento de las poblaciones involucradas y la producción de metano justifican la reducción de la DQO observada. En la **Tabla 2** se muestra como el volumen de CH_4 expresado en L/L reactor/d, aumenta progresivamente a medida que se disminuye el THR. Así, para el THR de 10 días, el volumen de metano generado es de 0,4 L/L reactor/d, alcanzando 2 L/L reactor/d para el THR de 3 días. Análogamente, el rendimiento registrado (expresado como litros de metano por cada gramo de DQO consumido) aumenta a medida que disminuye el THR desde 0,21 hasta 0,35 L CH_4/g $DQO_{c\ biodeg}$ para el THR de 3 días con un porcentaje en metano superior a un 70%. Para THR inferiores a 3 días se observa una disminución del rendimiento hasta un valor de 0.17 L CH_4/g $DQO_{c\ biodeg}$. Estos resultados evidencian de nuevo que con THR inferiores a 3 días se muestra una ligera desestabilización del sistema.

Tabla 2. Evolución de los resultados del volumen de metano generado y rendimientos para cada THR.

PARÁMETROS	THR 10 días	THR 7,5 días	THR 5 días	THR 3 días	THR 1,5 días
V_{metano} (LCH_4/L reactor/d)	0,4	0,98	1,25	2	1,88
Rendimiento, LCH_4/g $DQO_{c\ biodeg}$	0,21	0,31	0,34	0,35	0,17

Ensayos de compostaje

Compostabilidad

Para evaluar las condiciones de operación más adecuadas de realización del compostaje se hicieron una serie de ensayos previos de compostabilidad. Para la selección de las condiciones de operación se realizaron distintos ensayos utilizando como base de comparación la metodología descrita por Gea et al (2004) a partir de la generación relativa de calor (RHG), en ensayos realizados por duplicado en vasos Dewar. El cálculo de del RGH se realizó integrando numéricamente la curva de la temperatura registrada en el ensayo y la ambiental, y la diferencia entre ambas fue normalizada mediante su división con el porcentaje de Sólidos Volátiles iniciales (SV_o) de cada muestra, que se encontraría relacionado con la cantidad de materia potencialmente biodegradable del ensayo.

Los resultados obtenidos de la RHG_{SVo} pusieron de manifiesto que las proporciones más adecuadas de mezcla (v/v) eran *1:1 (viruta: digerido + 15% compost (inóculo))*. La viruta garantiza la adecuada densidad relativa de la masa a compostar para que se produzca eficazmente el intercambio de oxígeno y, adicionalmente, el porcentaje de inóculo del 15% proporciona una microbiota de partida en el medio, suficiente para acelerar el proceso.

Ensayo de compostaje

El ensayo de compostaje se realizó en el reactor cerrado que se mostraba en la **Figura 2** y en las condiciones seleccionadas en los ensayos de compostabilidad. En la **Figura 5a** se muestra la evolución de la temperatura durante el periodo de fermentación dentro del reactor. Asimismo en la **Figura 5b** se muestra la evolución de la concentración de oxígeno en la salida del compostador durante el proceso de fermentación. El momento de máximo consumo, y por tanto de mayor actividad microbiana, se da en el primer día llegándose a alcanzar un valor del 10 % de oxígeno, una concentración que no llega a ser limitante para los microorganismos, coincidiendo con el máximo valor de temperatura registrado durante el proceso de compostaje, con un valor en torno a 65 ºC. Posteriormente la temperatura va disminuyendo a la vez que baja el consumo de oxígeno de la masa a compostar hasta alcanzar valores de oxígeno estables en torno al 20 % a los 7 días de ensayo y temperaturas cercanas a las ambientales. La evolución de ambos parámetros es la típica de una fase de fermentación en un proceso de compostaje.

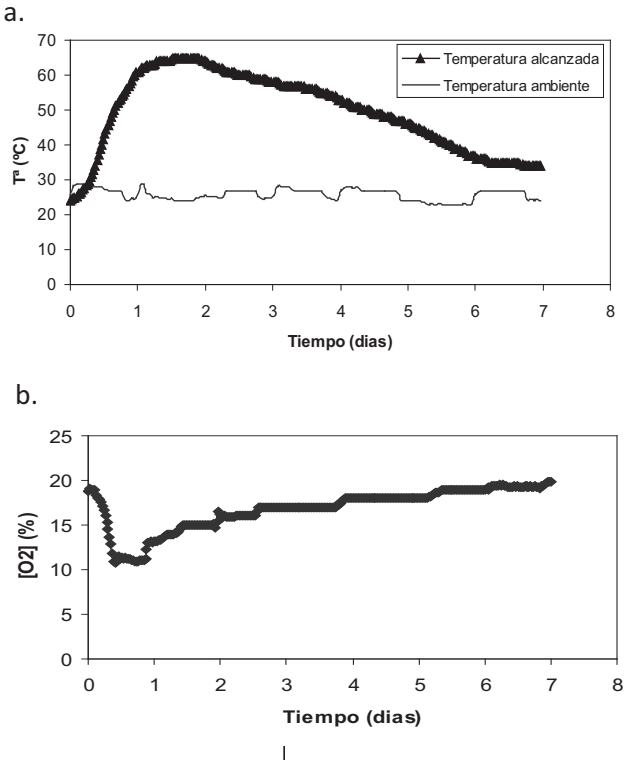


Figura 5. (a) Evolución de temperatura alcanzada en el compostador (▲) y la evolución de la temperatura ambiente (-); (b) Evolución de la concentración de oxígeno en el reactor durante el proceso de fermentación.

Maduración del compost

El contenido del reactor de compostaje, después la fase de fermentación, se maduró en el exterior en un cajón ranurado con volteos periódicos. Los análisis respirométricos realizados durante el proceso de maduración del compost se hicieron en medio líquido utilizando un dispositivo similar al de la medida de la DBO. En la **Figura 6** se muestra la evolución temporal del consumo de oxígeno en los distintos ensayos respirométricos realizados, al comienzo, después de un mes y a los dos meses de maduración. En ella se pone de manifiesto la maduración del compost ya a partir del día 30.

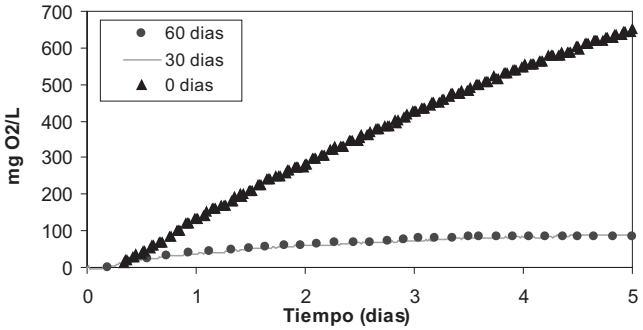


Figura 6. Consumo de oxígeno en mg/L para el compost durante el proceso de maduración, al comienzo (día 1) a mitad del proceso (día 30 y al final (día 60)).

Para evaluar la evolución del grado de fitotoxicidad del compost durante el proceso de maduración se realizaron distintos ensayos de biogerminación (IG%).

De acuerdo con Zucconi et al (1981) y Emino y Warman (2004), existen distintos intervalos de valores del Índice de germinación, que representarían los efectos que tiene el compost sobre los vegetales. Entre 70-80 % el material presenta efectos fitotóxicos, entre 80-100 % se considera sustrato apto y por encima del 100 % se considera con un cierto efecto fitoestimulante. En la **Tabla 4** se puede observar que a partir del día 30 del período de maduración, se obtiene un I.G en torno al 100%, indicativo de la madurez del compost obtenido.

El la **Tabla 3**, asimismo, se muestra la Velocidad Específica de Oxígeno (VECO) determinada a partir del consumo de oxígeno de los ensayos respirométricos realizados según el método descrito por Lasaridi y Stentiford (1998) y modificado por Adani et al (2003). En particular, la VECO (mg O_2/ g SV*h) fue calculada mediante la ecuación:

$$VECO = \frac{|S_{\max}| \cdot V}{m \cdot SV \cdot SV}$$

$S_{máx}$: consumo máximo de oxigeno (mg O_2/L*h)

V: volumen de la suspensión (L)

m: masa de la muestra (g)

ST: fracción decimal de sólidos totales

SV: fracción decimal de sólidos volátiles

Para que un residuo se pueda considerar estabilizado la Comisión Europea en su documento de trabajo sobre tratamiento biológico de residuos (CE, 2001), indica que para que un residuo se pueda considerar estabilizado el valor máximo de la VECO debe ser menor a 1 mg O_2/g SV*h. Por tanto, en virtud de los valores registrados el compost se puede considerar estable a partir de los 30 días de maduración, con un índice respirométrico de 0,14 mg O_2/g SV/h (**Tabla 3**). Los resultados obtenidos durante el proceso de maduración ponen de manifiesto que tras un periodo de 30 días el compost se puede considerar plenamente estabilizado y libre de fitotóxicos.

Tabla 3. Valores de diferentes parámetros durante el proceso de maduración.

Parámetros	Dia 1	Día 30	Día 60
Humedad (%)	36,31	17,37	9,04
Materia orgánica (%)	38,34	34,65	32,71
ST (%)	63,69	82,63	90,96
AGV (mg Ac/L)	172	54,4	7,5
IG (%)	-	99,63	112,58
VECO (mg O_2/g SV*h)	1,09	0,14	0,13

CONCLUSIÓN

Los resultados muestran que puede realizarse un aprovechamiento integral de la FORSU obteniendo energía en forma de metano y un compost susceptible de ser utilizado agronómicamente.

Los resultados del proceso de digestión anaerobia del digerido filtrado del reactor acidogénico para la producción de bio-hidrógeno muestran que la utilización de reactores de filtro anaerobio con el soporte plástico FLOCOR-R, permiten un funcionamiento estable hasta VCO de 5,75 g DQO/L/d (TRH de 3 días), con un rendimiento de productividad de generación de biogás, de 0,35 L CH_4/g $DQO_{c\ biodeg}$, óptimo para este tipo de procesos. En general, los sistemas con crecimiento adherido permiten tratar elevados volúmenes de efluentes acidogénicos en un pequeño tiempo de operación, debido, fundamentalmente, a una mayor densidad de microorganismos presentes en el sistema. A partir de VCO superiores a 5,75 g DQO/L/d, se produce una desestabilización del reactor por un desequilibrio en la proporción de AGV presentes en el medio, con una ratio Propiónico/Acético altamente superiores a 1,4.

Los resultados experimentales obtenidos en los ensayos de compostabilidad con la fracción sólida del digerido pusieron de manifiesto que la mezcla más adecuada entre el digerido y la viruta utilizada como estructurante (v/v) era *1:1 (+15% compost utilizado como inóculo).*

El ensayo de compostaje realizado en reactor cerrado, en las condiciones seleccionadas, se desarrollo con una fase de fermentación de 7 días y un periodo de maduración posterior en el exterior.

Los ensayos respirométricos y los ensayos de biogerminación ponen de manifiesto que el proceso de fermentación se ha dado de forma adecuada, puesto que se consigue un compost estable y maduro a partir de los 30 días de maduración, y que por tanto puede ser usado con fines agronómico por presentar un valor del índice respirométricos inferior a 1 mg O_2/g SV*h que marca la normativa y un índice de biogerminación en torno al 100 %, que indica también la ausencia de fitotóxicos.

Por tanto se puede establecer que las tecnologías anaerobia y de compostaje, permiten el tratamiento de efluentes líquidos y sólidos obtenidos a partir de la digestión acidogénica de biohidrógeno, con una elevada concentración de AGV, para una conversión energética, en forma de metano, a partir de la fracción líquida, y para la generación de un compost final estabilizado e higienizado, a partir de la fracción sólida, cuya aplicación agrícola puede ser altamente beneficiosa.

Agradecimientos

Este trabajo y el contrato de Fabián Núñez fue subvencionado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (MICINN), España. Proyecto CTM2007-62164/TECNO. Los autores agradecen a la Planta Municipal de Reciclaje y Compostaje de “Las Calandrias” su colaboración en el proyecto.

REFERENCIAS

Adani, F., Habart, J., Vana, J. 2003. Biological stability, dynamic respirometric index and waste management: Italian research and studies. Environmental Engineering in Agriculture. Prague, pp 111-133.

Akao, T., Mizokl, E., Saito, H., Okumura, S. 2000. The methane fermentation of Citrus unshu peel pretreated with fungus enzymes. Bioresour. Technol. 41: 35– 39.

APHA, AWWA, WPCF. 1989. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Editorial Díaz de Santos, S.A. Edición en español.

Brinton, W.F. 2001. An internatinal look at compost standars: methods used for evaluating compost quality in europe are summerized in a new report. Biocycle 42(4): 74-76.

Chica Pérez, A., García-Morales J.L, 2008. Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. COMPOSTAJE. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 141-164.

Comisión Europea. 2001. Working Document on “Biological treatment of Biowaste”. 2nd Draft.

Emino, E.R., Warman, P.R. 2004. Biological assay for compost quality. Compost Sci. Util. 12: 342-348.

Fdez.-Güelfo L.A., Romero, L.I. Sales, D. 2005. Start up and stabilization of a semicontinuous reactor for the thermophilic dry anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste, in: 4th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste pp. 537–544.

García-Morales, J.L. 1997. Dinámica de colonización de la biopelícula bacteriana en reactores anaerobios termofílicos. Ph.D. Thesis. University of Cadiz, Spain.

Gea, M.T., Barrena, R., Artola, A., Sánchez, A. 2004. Monitoring the Biological Activity of the Composting Process: Oxygen Uptake Rate (OUR), Respirometric Index (RI) and Respiratory Quotient (RQ). Biotechnology and Bioengineering 88: 520-527.

Haug, R.T. 1993. The Practical Handbook of Composting Engineering. Lewis Publishers Boca Raton, FL.

Hill, D. T., Gobb, S. A., Bolte, J. P. 1987. Using Volatile Fatty Acid Relationships to predict anaerobic digester failure. Transactions of ASAE 30(2): 496-501.

Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. Water Res. 32: 3717– 3723.

Moorhead, K.K., Nordstedt, R.A. 1993. Batch anaerobic digestion of water hyacinth: effects of particle size, plant nitrogen content, and inoculum volume. Bioresour. Technol. 44: 71–76.

Nebot, E. 1992. Caracterización de los principales parámetros de operación de sistemas tipo filtro anaerobio: Aplicación al diseño. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.

Pérez, M., 1995. Utilización de bio-reactores avanzados en la degradación anaerobia de vertidos de alta carga orgánica. Ph.D. Thesis. Serv.Pub. Univ. Cádiz, Spain.

Pérez García, M., Romero García, L.I., Sales Márquez, D. 1997a. Tecnologías anaerobias para la depuración termofílica de vertidos de destilerías vínicas. Ingeniería del agua 4 (2): 7-16.

Pérez García, M., Romero García, L.I., Sales Márquez, D. 1997b. Performance of fixed-film reactors for anaerobic treatment of wine-distillery wastewaters: Effect of the influent ph conditions. Chem. Biochem. Eng. Q. 11 (3): 133-137.

Rodríguez-Cano, R. 2003. Utilización de tecnologías con inmovilización de biomasa para la depuración anaerobia de residuos acuo-oleosos. Ph. D. Thesis. Serv.Pub. Univ. Cádiz, Spain.

Romero, L.I. 1985. Digestión anaerobia termofílica de vertidos de destilerías vínicas. Tesis de Licenciatura. Universidad de Cádiz.

Tiquia, S.M. 2000. Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig on litter system. En: P.R. Warman y B.R. Taylor, Ed., Proceedings of the International Composting Symposium, CBA Press Inc. Truro, NS, p: 625-647.

Vázquez Trillo, M. A., Soto, M. 2010. El ensayo de DBO como indicador de la estabilidad del compost. “II Jornadas de la red española de compostaje. Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental”.

Young, J.C., McCarty, P.L.1969. The anaerobic filter for waste treatment. J. Water Pollut. Control Fed. 41 (5): 160–173.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De BertoliI, M. 1981. Evaluating toxicity in immature compost. Biocycle (22): 54 - 57.

BIODIVERSIDAD Y EVOLUCIÓN DE BACTERIAS MESÓFILAS Y TERMÓFILAS DURANTE EL COMPOSTAJE

López, M.J.*, Vargas-García, M.C.; Suárez-Estrella, F.; López-González, J.A.; Jurado, M.; Bernal-Martínez, A.; Cervera del Castillo, O.; Moreno, J.

Área de Microbiología, Dpto. Biología Aplicada, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, España

**Correo electrónico: mllopez@ual.es*

Resumen

El éxito del proceso de compostaje depende mayoritariamente de la actuación de las diferentes poblaciones microbianas (bacterias, hongos y actinobacterias) que se suceden a lo largo de las diversas etapas del mismo. La caracterización de las especies microbianas participantes en los procesos de compostaje permite, no sólo incrementar el grado de conocimiento existente en torno a este importante método, sino que además contribuye su mejora. En este trabajo se estudiaron las poblaciones de bacterias mesófilas y termófilas presentes en un proceso de compostaje, así como sus perfiles evolutivos a lo largo del mismo. Se cuantificaron los niveles poblacionales de bacterias cultivables asociadas a diferentes etapas del proceso, hasta un total de 19 muestras, establecidas de acuerdo a criterios térmicos y de estabilidad, y se identificaron los diferentes morfotipos mediante análisis fotográfico de los medios sólidos utilizados en las técnicas de recuento. Las bacterias mesófilas y termófilas se mantuvieron en unos niveles de 10^8-10^9 UFC/g durante la fase bio-oxidativa, y se redujeron a 10^7 UFC/g en la fase de maduración. Las bacterias mesófilas fueron cuantitativamente superiores. Se aislaron un total de 946 cepas de bacterias mesófilas y 1257 de termófilas. El morfotipado permitió discernir 308 cepas diferentes de bacterias mesófilas y 282 cepas termófilas. Estas últimas incluyeron tanto bacterias termotolerantes como termófilas, correspondiendo a esta última categoría la tercera parte de los morfotipos diferentes aislados. Se evaluó la persistencia de cada uno de dichos morfotipos durante el compostaje, estableciendo adicionalmente aquellos mayoritarios en cada una de las fases. Los resultados obtenidos en este estudio permitirán un mayor control del proceso de compostaje mediante el uso de las cepas seleccionadas como inoculantes.

Palabras clave: compostaje, población bacteriana, inoculantes, persistencia, bioaumentación.

INTRODUCCIÓN

El compostaje es un proceso biológico de transformación aeróbica de la materia orgánica en el que los microorganismos constituyen el elemento clave. El éxito del proceso de compostaje depende mayoritariamente de la actuación de las diferentes poblaciones microbianas que se suceden a lo largo de diversas etapas. Durante el compostaje se produce una compleja interacción entre los restos orgánicos utilizados y los microorganismos, la humedad y la concentración de oxígeno, que llevados a un nivel adecuado, conducen a un incremento en la actividad microbiana y a una sucesión diferentes poblaciones microbianas.

Una gran variedad de microorganismos aerobios mesófilos, termófilos y termotolerantes, incluidas las bacterias, actinobacterias, levaduras y mohos, han sido ampliamente estudiados en compostaje, así como en otros materiales orgánicos a temperaturas entre 20-60 °C (Mondini y Insam, 2003; Tang et al.,

2004; Haruta et al., 2005). Existen muchos factores que determinan la estructura y composición de la comunidad microbiana durante el compostaje, pero, sin duda, bajo condiciones aerobias, la temperatura es un factor importante que determina el tipo de microorganismo, la diversidad de especies, y la tasa de las actividades metabólicas.

Ryckeboer et al. (2003a) realizaron un inventario exhaustivo de microorganismos aislados de diferentes procesos de compostaje mediante técnicas dependientes de cultivo. En la revisión realizada se indica que hasta la fecha de publicación se habían detectado en compostaje 155 especies distintas de bacterias, encuadradas en 66 géneros diferentes, 33 de las cuales eran actinobacterias, y 408 especies de hongos, pertenecientes a 160 géneros distintos.

Las bacterias son un grupo clave en el desarrollo del proceso de compostaje. Si se incluyen las actinobacterias, constituyen la población más abundante de la pila de compostaje, presentándose generalmente en número mayor que los hongos (Ryckeboer et al., 2003b). El tiempo medio de generación de las bacterias es mucho más corto que el de los hongos, lo que les proporciona una ventaja competitiva respecto a éstos. Se trata de un grupo de gran diversidad metabólica, que utiliza una amplia gama de enzimas para degradar una gran variedad de sustratos orgánicos. Esta habilidad les permite adaptarse al ambiente cambiante de la pila de compostaje en sus distintas fases, que se caracterizan por cambios en la disponibilidad de sustrato y otros parámetros (temperatura, humedad, aireación, etc.). En consecuencia, las bacterias son responsables de la mayor parte de la descomposición inicial y de la generación de calor que conduce a un incremento de la temperatura en el material inicial, siempre y cuando las necesidades de crecimiento necesarias para éstas, se cumplan. Para las bacterias, el óptimo contenido de humedad oscila entre el 50 y el 60% (Fogarty y Tuovinen, 1991; Golueke, 1992), y prefieren un pH en torno a la neutralidad.

Las bacterias identificadas en compostaje incluyen diversas especies agrupadas filogenéticamente en Proteobacterias, Firmicutes, Bacteroidetes, Actinobacterias y otros (Moreno y Mormeneo, 2008). Las Proteobacterias son las bacterias más abundantes en todo el proceso, Bacteroidetes y Gammaproteobacterias son detectables en cualquier fase y las Actinobacterias dominan la fase de maduración (Danon et al., 2008). Por su parte, Cahyani et al. (2003) indican que las Alfa-proteobacterias predominan en las materias primas, *Bacillus* y Actinobacterias en la fase termófila y *Cytophaga* y clostridios en la fase de enfriamiento y maduración. Este perfil ha sido descrito también por Fernandez-Gómez et al. (2012).

En los últimos tiempos se ha producido un avance significativo en el conocimiento de las bacterias y otros microorganismos asociados al proceso de compostaje, principalmente debido a la aplicación de técnicas moleculares. Estas técnicas permiten la detección e identificación de microorganismos sin necesidad de cultivarlos y, de este modo se asegura una elevada tasa de recuperación (Danon et al., 2008, Fernandez-Gómez et al., 2012). A pesar de ello, la compleja comunidad microbiana del proceso de compostaje está aún lejos de ser completamente caracterizada y aún se requieren estudios que permitan dilucidar y comprender el complejo ecosistema que constituye la pila de compostaje.

En este trabajo se realizó un estudio exhaustivo de la población bacteriana asociada al compostaje, utilizando para ello técnicas cultivares, pero con un novedoso protocolo de selección y comparación morfotípica. Los objetivos de estudio fueron caracterizar las distintas bacterias participantes en un proceso de compostaje, así como establecer los perfiles evolutivos de las mismas. La finalidad última de este trabajo fue, por una parte, incrementar el grado de conocimiento existente en torno al compostaje; y por otra, establecer criterios y herramientas que podrían propiciar su mejora. Así, la determinación del peso específico de cada población a lo largo de las distintas fases que se suceden en el proceso y

el estudio de la diversidad que muestra cada una de ellas, puede contribuir a establecer procesos de compostaje más eficaces a través de la implementación de programas de bioaumentación que potencien los niveles de actuación microbiana con respecto a la transformación de sustratos específicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Proceso de compostaje y muestreos

El proceso de compostaje se llevó a cabo utilizando restos de destalle de tomate de invernadero mezclado con astilla de pino en proporción 65:35 (v:v), lo que permitió elevar el contenido en carbono y mejorar el balance de nutrientes, incrementando el valor de la relación C/N hasta 25. Una vez secos, los materiales fueron triturados, hasta alcanzar tamaños de partícula que oscilaron entre 1 y 5 cm, mezclados y humectados a un 50%. Se constituyeron tres pilas de idénticas características a modo de réplicas, para verificar la reproducibilidad del proceso. Las dimensiones de las pilas fueron de 1,5 m x 1,2 m x 3 m (ancho x alto x largo). El proceso de compostaje se realizó en pilas volteadas con aireación forzada durante la fase bio-oxidativa. En esta fase las pilas se airearon diariamente, siguiendo una pauta de aireación de 4 turnos de 5 minutos de duración y un flujo de 3 m/s suministrada por bombas a través de conducciones perforadas de 4 cm de diámetro ubicadas en la base de las pilas. La temperatura fue monitorizada en cada pila mediante sondas conectadas a un sistema de control informatizado. Los volteos no se ajustaron a una pauta prefijada, sino que estuvieron marcados por los valores térmicos obtenidos. Así, cuando tras alcanzar una fase termófila se observó una disminución de temperatura sucesiva durante 2 días, se consideró finalizada dicha fase y se procedió al volteo de las pilas de compostaje, con el objeto de volver a reactivar el proceso. En estas operaciones de volteo se ajustó la humedad en torno al 45-50 %. La fase bio-oxidativa se consideró finalizada cuando tras el volteo no se obtuvo un ascenso significativo de la temperatura. A partir de este momento comenzó la fase de enfriamiento y maduración, en las cuales la temperatura nunca alcanzó valores térmicos cercanos a 40 ºC.

La toma de muestras se realizó en fases del proceso en que se producían variaciones significativas de la temperatura. Así, se tomaron muestras en la mezcla inicial (MPR), en fases de ascenso (MESA) y descenso de la temperatura (MESD), en la fase termófila (TER), en la etapa de maduración (MAD) y en el producto final (PRF).Con objeto de obtener muestras completamente representativas de las condiciones existentes en toda la extensión de la pila, se fijaron nueve puntos de muestreo, considerando tres niveles posibles de profundidad, longitud y anchura, y combinándolos entre sí, de modo que ninguno de ellos se repitiese en cada una de las zonas de muestreo establecidas. El material procedente de los nueve puntos establecidos fue mezclado y homogeneizado, dando lugar así a una única muestra compacta y uniforme. El tamaño final de la muestra fue de aproximadamente 1 Kg de peso. En estas muestras se determinó humedad, pH y población bacteriana.

Cuantificación de las poblaciones bacterianas

Para la cuantificación de bacterias mesófilas y termófilas en las muestras se obtuvo una suspensión microbiana a partir de las mismas añadiendo 10 g de muestra fresca a 90 mL de solución salina estéril (NaCl 0,9%, p/v). Esta suspensión se mantuvo en agitación a 200 rpm durante 30 min. A partir de esta primera dilución (10^{-1}) se obtuvieron diluciones decimales seriadas, hasta 10^{-6}, mediante la transferencia en condiciones asépticas de 1 mL a tubos de ensayo conteniendo 9 mL de solución salina estéril. Una vez obtenidas las diluciones decimales, de cada una de ellas se sembraron 0,1 mL en cada una de dos placas de agar medio APHA, al objeto de obtener dos repeticiones de recuento por muestra y ampliar en lo posible el número de morfotipos coloniales a obtener. Estas placas se incubaron a 30 °C y 50 °C

las correspondientes a bacterias mesófilas y termófilas, respectivamente. En ambos casos el tiempo de incubación fue de 48 horas.

Una vez transcurrido el tiempo de incubación se realizaron fotografías de las placas crecidas, seleccionando aquellas que contuviesen diluciones que permitieran efectuar un recuento de colonias significativo (30-300 colonias). Para ello, se utilizó una cámara Canon modelo EOS 450D, dotada con objetivo Zoom EF-S18-55 mm f/3.5-5.6 IS. El análisis visual de las imágenes tomadas permitió discernir morfotipos coloniales diferentes en cada placa, y contarlos. De modo que, para cada muestra de una pila se dispuso de dos recuentos, cada uno de los cuales incluyó el recuento de todos los morfotipos presentes en la placa.

Cada uno de los morfotipos coloniales fue identificado con un código que incluía la siguiente información: Programa-Muestreo-Pila y repetición-cepa. De acuerdo con esta nomenclatura, programa corresponde a la diferenciación establecida entre programa de bacterias mesófilas (BM) y termófilas (BT); muestreo constituye la fase del proceso en la que se ha analizado la muestra; pila, en relación a cada una de las tres pilas utilizadas como réplicas (1, 2 y 3) y repetición en referencia a las dos repeticiones realizadas por muestra de cada pila (A, B); cepa especifica el número de la cepa identificada en la placa (01, 02-…..). A modo de ejemplo, la cepa BT-MPR-1A-03 correspondería a una bacteria termófila (BT), aislada a partir de las materias primas iniciales (MPR) en una muestra procedente de la pila 1, en la repetición A de la placa para recuento, en la cual a la cepa se le asignó el número 03.

Para el cálculo de las bacterias presentes en la muestra se utilizó la sumatoria del recuento de cada uno de los morfotipos, y los resultados se expresaron en unidades formadoras de colonias por gramo de muestra (UFC/g).

Morfotipado colonial de las bacterias y conservación

Cada uno de los morfotipos detectados en el proceso de recuento descrito fue aislado en placa con APHA e incubado en las mismas condiciones que para el recuento (30 °C mesófilos y 50 °C termófilos durante 48h) hasta obtener cultivos puros de cada uno de ellos. Estos aislados constituyeron la colección de morfotipos aislados iniciales, los cuales fueron a su vez fotografiados utilizando un objetivo Macro EF 100 mm f/2,8 USM, que permitió obtener imágenes de cada colonia con un elevado nivel de detalle y calidad.

El registro fotográfico fue utilizado con posterioridad para establecer la colección de cepas, asimilando mediante comparación visual, todas aquellas que inicialmente en la fase de recuento fueron consideradas como morfotipos distintos. Para facilitar este proceso de comparación y discernir entre cepas con morfotipos coloniales similares, se realizaron dos pruebas adicionales a los aislados: las pruebas de la oxidasa y catalasa. En el caso de bacterias termófilas también se determinó si se trataba de bacterias termófilas estrictas (crecimiento solo a 50 °C) o facultativas (crecimiento tanto a 30 °C como a 50 °C). Para ello, todos los aislados de bacterias termófilas fueron sembradas placas con APHA, y se incubaron a 30 y 50 °C para discernir su comportamiento frente a la temperatura.

Las cepas que constituyeron la colección final de morfotipos se mantuvieron provisionalmente en tubos de APHA inclinado, mientras se realizaron las pruebas descritas y se conservaron a largo plazo criogenizadas a -80 °C en glicerol al 20%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución del proceso de compostaje

La temperatura es uno de los parámetros que de forma más intuitiva informa sobre la evolución del proceso de compostaje. Para que éste se desarrolle de forma adecuada deben sucederse etapas mesófilas y termófilas, en las que se alcancen las temperaturas necesarias para que ocurran las actividades metabólicas idóneas, se sucedan las poblaciones microbianas y se asegure la eliminación de patógenos (Moreno y Mormeneo, 2008). Los cambios experimentados por este parámetro se utilizan normalmente para conocer la actividad microbiana a lo largo del proceso y determinar la estabilidad de la materia orgánica (De Guardia et al., 2010). En la **Figura 1** se muestra el promedio de los valores térmicos de las tres pilas a lo largo del proceso de compostaje desarrollado en este trabajo, así como la evolución del pH.

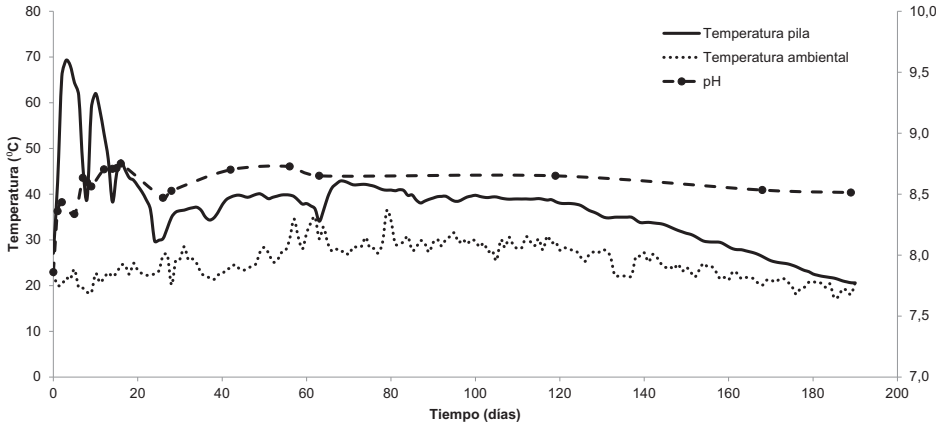


Figura 1. Evolución de la temperatura y el pH durante el compostaje de residuos vegetales hortícolas. Los valores constituyen el promedio de los valores obtenidos en las tres pilas.

Los resultados obtenidos se ajustaron al perfil térmico típico de un proceso de compostaje de residuos hortícolas con pilas volteadas (Vargas-García et al., 2006). En este ensayo se alcanzaron tres fases termófilas y se realizaron cuatro volteos, coincidentes con el descenso de la temperatura de las pilas (MESD1, MESD2, MESD3 y MESD4). Antes del primer volteo, que se realizó tras 7 días de compostaje, se alcanzaron los mayores valores de temperatura, en torno a 70ºC, debido a la presencia inicial de una mayor cantidad de compuestos fácilmente asimilables que promueven una elevada actividad microbiana y, como consecuencia, una gran generación de calor. En sucesivos volteos no se alcanzaron, en general, valores térmicos tan elevados, de hecho fueron decreciendo con el tiempo debido al agotamiento de nutrientes biodegradables, lo que determina un descenso en la actividad metabólica microbiana. Se registraron tres fases claramente termófilas (TER1, TER2 y TER3) cuyos valores máximos de temperatura fueron sucesivamente de 70ºC, 65ºC y 50ºC, y que se prolongaron durante al menos cinco días. A partir del tercer volteo (MESD3) la temperatura se mantuvo alrededor de 40ºC hasta casi el inicio de la fase de maduración (MAD), probablemente debido a la presencia de fracciones lignocelulósicas que son lentamente biodegradadas permitiendo mantener cierta temperatura, pero cuyo rendimiento energético no es suficiente para ocasionar un aumento de temperatura en el rango de termofilia. A partir del último volteo, tras 63 días, no se produjo un incremento suficiente de temperatura para reiniciar una nueva etapa termófila, por tanto se consideró concluida la etapa bio-oxidativa. Durante la fase de maduración

los valores térmicos fueron decreciendo con el tiempo, aspecto indicativo de la estabilización efectiva de la materia orgánica y de la evolución del material hacia un producto maduro (Levanon y Pluda, 2002, Sundberg et al., 2004). Este perfil térmico condicionó la toma de 19 muestras en las que se determinaron pH, humedad y población bacteriana. En la **Tabla 1** se especifican los tiempos en los que se alcanzaron los puntos críticos en los que se recogieron las muestras analizadas.

Tabla 1. Temporalización de los muestreos realizados en las pilas de compostaje.

Condiciones	Muestra	Día del proceso
Materias Primas	MPR	0
Mesófila en Ascenso	MESA1	1
Termófila	TER1A	2
Termófila	TER1B	5
Mesófila en Descenso	MESD1	7
Mesófila en Ascenso	MESA2	8
Termófila	TER2A	9
Termófila	TER2B	12
Mesófila en Descenso	MESD2	14
Mesófila en Ascenso	MESA3	15
Termófila	TER3A	16
Mesófila en Descenso	MESD3	26
Mesófila en Ascenso	MESA4	28
Mesófila	MES5	42
Mesófila	MES6	56
Mesófila	MES7	63
Maduración	MAD1	119
Maduración	MAD2	168
Producto Final	PRF	189

La humedad se mantuvo entre el 45-50% durante el proceso, no constituyendo un factor limitante del mismo, en algunos casos estuvo cercana al 45% debido a la posible evaporación de agua por la aplicación de aireación forzada o por las elevaciones térmicas típicas del proceso (Li et al. 2004; Cegarra et al., 2006).

La evolución del pH a lo largo del compostaje, al igual que la temperatura, sigue una curva típica en función de la etapa. Normalmente se suele producir una acidificación inicial durante la primera fase mesófila como

consecuencia de la producción microbiana de ácidos orgánicos, seguida de una alcalinización durante la fase termófila por el consumo y volatilización de dichos ácidos y la hidrólisis de proteínas que libera amonio, y finalmente el pH vuelve a reducirse hasta alcanzar valores cercanos a la neutralidad en el producto final (Kutzner, 2000). Sin embargo, este no fue el perfil obtenido en este trabajo, por el contrario, los niveles de pH se mantuvieron siempre alcalinos experimentando un leve incremento con el tiempo (**Figura 1**). Esto puede deberse a los valores ligeramente alcalinos, en torno a 7,9, del material de partida. Los niveles alcalinos iniciales pudieron anular el efecto de los ácidos orgánicos y, posteriormente, la producción de amonio probablemente condujo a un incremento de dicho parámetro. Otros autores encontraron resultados similares utilizando materiales lignocelulósicos y residuos orgánicos urbanos (López et al., 2002; Tognetti et al., 2007). No obstante, tal y como lo demuestra la curva de temperatura y la evolución de otros parámetros, esta circunstancia no indujo una eliminación de la actividad microbiana, pero tuvo sin duda cierto efecto en el tipo de poblaciones predominantes.

De acuerdo con estos resultados y los relativos a evolución térmica y de humedad, el proceso de compostaje se desarrolló de forma favorable.

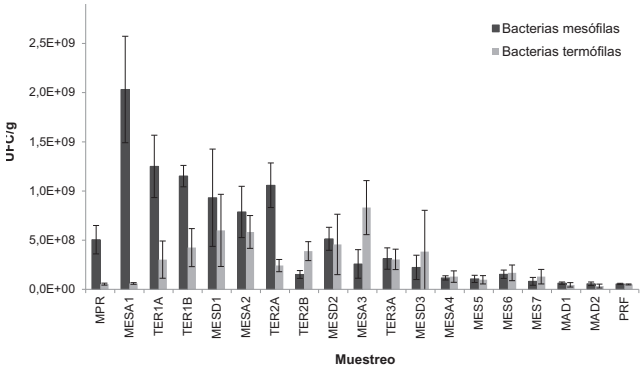


Figura 1. Evolución de las poblaciones de bacterias mesófilas y termófilas durante el compostaje.

Evolución cuantitativa de las bacterias durante el compostaje

En la **Figura 2** se muestran los niveles poblacionales absolutos, en unidades formadoras de colonias por gramo de muestra (UFC/g), de bacterias mesófilas y termófilas cultivables presentes en cada muestreo realizado. En general, los niveles de bacterias mesófilas fueron superiores a los de bacterias, otros autores han encontrado este mismo resultados (Ryckeboer et al., 2003b; Charest et al., 2004).

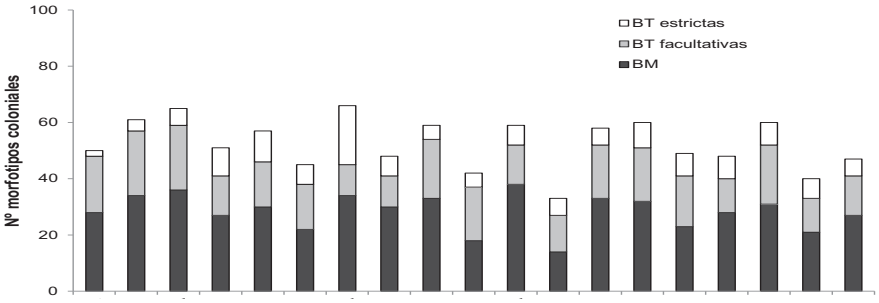


Figura 2. Morfotipos coloniales o cepas de bacterias mesófilas (BM) y de bacterias termófilas (BT) facultativas (termotolerantes) o estrictas aislados en los diferentes muestreos realizados durante el compostaje.

Las bacterias mesófilas se incrementaron de forma significativa en el primer día de compostaje (MPR a MESA1). La muestra MPR corresponde con el material al inicio del proceso, mientras que MESA1 constituye el material de la primera etapa mesófila ascendente, que supone la fase más dinámica del compostaje, en la que se incrementa la temperatura rápidamente, y que refleja el rápido crecimiento microbiano en las primeras horas. A medida que el proceso avanzó la carga poblacional de bacterias mesófilas fue descendiendo, situándose los valores más bajos de bacterias en las fases de maduración del proceso. Este perfil constituye un patrón típico que ya ha sido descrito por diversos autores en numerosos estudios, independientemente del sustrato utilizado. Dicha tendencia ha sido descrita en compostaje de residuos vegetales y ganaderos (Adams y Frostick, 2009), lodos de depuradora (Albrecht et al., 2010), biorresiduos (Ryckeboer et al, 2003b) y alperujo (Federici et al., 2011).

Las bacterias termófilas alcanzaron sus mayores niveles poblacionales en las fases intermedias de la etapa bio-oxidativa, Los recuentos se mantuvieron por encima de 10^8 UFC/g desde el inicio de la primera fase termófila (TER1A) hasta la fase de descenso térmico, correspondiente a la última fase termófila registrada (MESD3), aunque en dicho intervalo se produjo una disminución poblacional a $6{,}2 \times 10^7$ UFC/g en la fase TER2A. Esta disminución puede deberse a que en el total de bacterias termófilas hay una gran cantidad de bacterias termotolerantes o facultativas, cuyos niveles descenderían al aumentar la temperatura. Los muestreos MPR y MESA1, correspondientes a la etapa de formación de las pilas y la primera etapa mesófila, la población termófila alcanzó los menores valores y, debido a las condiciones térmicas de estas fases, probablemente estaría constituida en su mayoría por bacterias termotolerantes, tal y como se puso de manifiesto al analizar el número de bacterias termófilas estrictas. Las bacterias termófilas van adquiriendo predominio conforme avanza el proceso de compostaje, de modo que al inicio de la tercera fase termófila constituyen cerca del 70% de la población bacteriana total, sin embargo, sólo un 30% de éstas cepas fueron termófilas estrictas, mientras que el resto eran termotolerantes.

Por tanto, de forma general, durante el proceso se produjo un enriquecimiento de la población en bacterias termófilas estrictas, mientras que las bacterias mesófilas crecen más en las etapas tempranas del proceso. En la fase de maduración las poblaciones de bacterias mesófilas y termófilas prácticamente se igualaron, constituyendo cada una en torno al 50%, pero sólo un 20% de las cepas termófilas fueron estrictas.

Evolución cualitativa de las bacterias durante el compostaje

La identificación de los morfotipos coloniales en las placas de recuento permitió obtener el número total de morfotipos diferentes en cada muestreo.

El rastreo original dio lugar a la obtención de una colección inicial de 946 cepas de bacterias mesófilas y 1257 de bacterias termófilas. El proceso de selección posterior mediante comparaciones morfológicas apoyadas con las pruebas de la oxidasa y catalasa condujo a una reducción significativa de la colección de microorganismos, reduciéndose a 308 cepas de bacterias mesófilas y 282 de bacterias termófilas, denominadas cepas tipo.

El seguimiento de cada una de las cepas tipo durante el proceso de compostaje permitió obtener el número de cepas diferentes de bacterias en cada fase. El número medio de cepas diferentes detectadas por muestreo fue de 28 para bacterias mesófilas y 24 en el caso de termófilas, y sólo la tercera parte de éstas fueron termófilas estrictas.

El mayor número de cepas aisladas se obtuvo durante la fase de enfriamiento y maduración, mientras que el menor número de aislados se obtuvo en la tercera fase de descenso térmico (MESD3). Las variaciones en número de morfotipos bacterianos detectados fueron mucho más acusadas en la fase biooxidativa que en la de maduración.

El comportamiento descrito concuerda con la elevada actividad microbiana durante la etapa bio-oxidativa que propicia un ambiente variable y, como consecuencia, una alternancia de comunidades microbianas (Moreno y Mormeneo, 2008). En esta etapa se podría esperar que el incremento térmico condicione una selección de la población microbiana termófila o termotolerante y una reducción de la mesófila, algunos de cuyos morfotipos serían completamente eliminados a elevadas temperaturas. Este fue precisamente el resultado obtenido en este trabajo, aunque el impacto de la elevación de la temperatura en la reducción del número de morfotipos diferentes no fue instantáneo, sino que se manifestó después de un cierto plazo. En general se produjo un incremento en la diversidad de cepas termófilas estrictas conforme avanza el proceso de compostaje, hasta alcanzar la máxima proporción, en el conjunto de cepas termófilas, en la segunda fase termófila (TER2A). En dicha fase, más del 65% de las cepas bacterianas termófilas detectadas fueron termófilas. Un caso muy significativo es la muestra del inicio (MPR) en la que sólo 2 de las 22 cepas diferentes eran estrictamente termófilas. Estos resultados indican, como era de esperar, que la mayor diversidad de morfotipos diferentes se encontró en los muestreos termófilos, cuando las condiciones de temperatura fueron las óptimas para el desarrollo de este tipo de bacterias.

Bacterias de interés: abundancia y persistencia

Para establecer las cepas que tuvieran un mayor protagonismo durante el compostaje se seleccionaron aquellas cepas que alcanzasen mayores niveles cuantitativos en cada fase (mayor abundancia) y aquellas con mayor persistencia durante el proceso (o detección en mayor número de muestreos).

Las bacterias que dominaron cuantitativamente cada una de las fases muestreadas se indican en la **Figura 3**. Las bacterias mesófilas dominantes no superaron en ningún muestreo el 21% respecto al total de la población de bacterias mesófilas, y la mayoría supusieron en torno a un 10% de la población. En contraste, las cepas mayoritarias de bacterias termófilas tuvieron una mayor predominancia respecto al total de población termófila, constituyendo entre un 20% y un 50% (**Figura 3**).

De acuerdo con Hiraishi et al. (2003), la cultivabilidad de los microorganismos adaptados al microambiente imperante en un proceso de compostaje es relativamente alta. La presencia de un microorganismo en mayor proporción en una etapa concreta u otra depende mayoritariamente del grado de adaptación de ese microorganismo a las condiciones específicas de cada etapa. Sin embargo, no se puede en ningún caso establecer la concurrencia de determinados niveles para los parámetros más influyentes como criterio de exclusión, tal y como demuestran en su trabajo Adams y Frostick (2009). Así, las cepas mayoritarias presentes en cada muestreo serían aquellas que exhiben mayor grado de adaptación, mientras que aquellas no específicamente adaptadas aparecerían en escaso porcentaje.

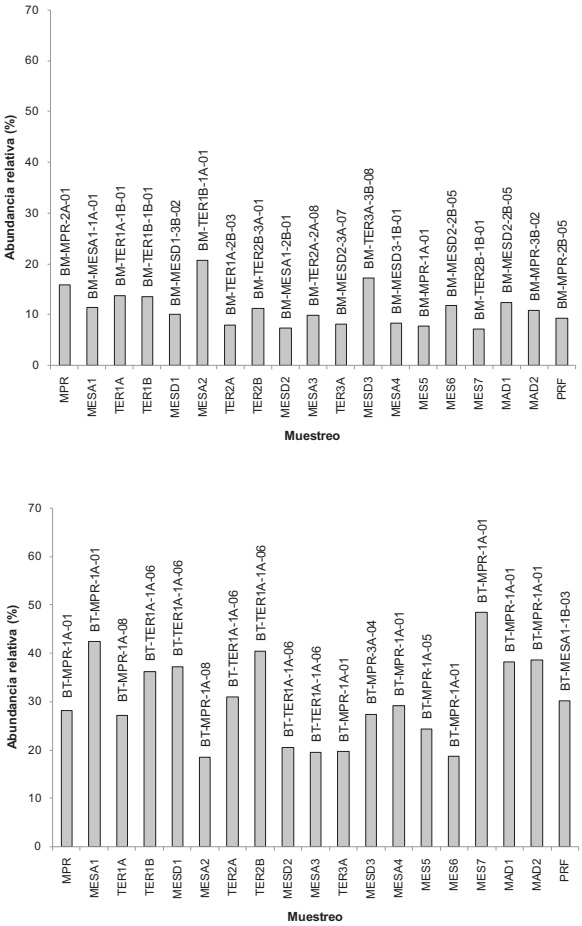


Figura 3. Cepas de bacterias mesófilas (BM) y termófilas (BT) predominantes en cada muestreo realizado.

Cabe destacar que una mayor abundancia de un determinado morfotipo no es indicativa de una biodiversidad más elevada en una fase concreta. No obstante, la predominancia de una cepa informa acerca de su mayor ventaja competitiva en la misma. Por esta razón estas cepas podrían contribuir a mejorar la fase concreta mediante bioaumentación o, alternativamente, ser útiles servir como bioindicadores de la fase concreta.

Respecto a la persistencia temporal de las cepas, la mayoría de los morfotipos se encontraron en un escaso número de muestreos, sólo 8 cepas de bacterias mesófilas y 13 cepas de bacterias termófilas se detectaron en 6 o mas muestreos. En la Figura 4 se muestran las cepas que aparecieron en mayor número de muestreos en cada uno de los dos programas.

La bacteria mesófila BM-MPR-3B-02, aislada en los materiales de partida, fue detecta en 11 muestreos, de los 19 efectuados. Esta cepa constituyó uno de los morfotipos mayoritarios en las etapas de enfriamiento y maduración (MES y MAD), alcanzando una abundancia del 11% en el muestreo MAD2, en cambio en las fases iniciales correspondientes a la etapa bio-oxidativa supuso menos del 2% del recuento total.

La bacteria termófila que mostró mayor persistencia fue BT-MPR-1A-01, aislada en las materias primas y que fue detectada en 18 muestreos. Esta cepa presentó la mayor abundancia relativa en las primeras etapas del proceso, así como en las de enfriamiento y maduración, llegando a constituir casi hasta un 50% del total de la población en algunos casos. En cambio durante las fases termófilas se encontró en menor proporción con respecto al total de cepas. Esto es lógico dado que esta cepa es termotolerante y, por tanto, sus niveles debieron descender como consecuencia de los ascensos térmicos elevados.

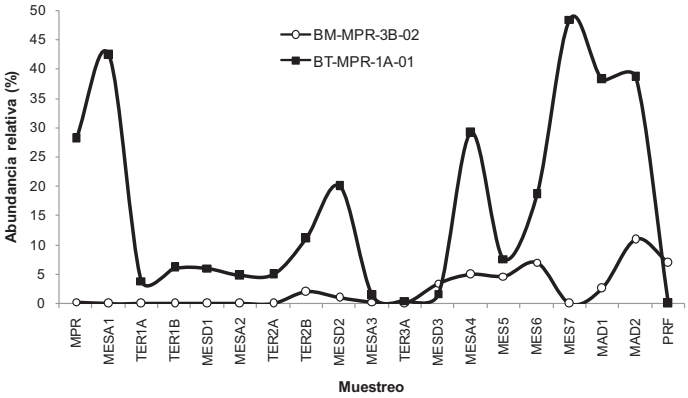


Figura 4. Cepas de bacterias mesófilas (BM) y termófilas (BT) con mayor persistencia durante el proceso de compostaje.

Este tipo de cepas, especialmente las que aparecen en mayor número de muestreos, pueden resultar interesantes como inoculantes en procesos de compostaje, ya que persisten a lo largo del proceso, independientemente de las condiciones, lo que demuestra una notable flexibilidad y capacidad de adaptación.

Las cepas que por su abundancia en una determinada fase o por su capacidad de persistencia durante el proceso han sido comentadas en este apartado pueden resultar de enorme importancia, no sólo para describir el proceso en sí, sino también para su mejora. Estas cepas, están siendo objeto de investigaciones en las que se persigue determinar sus actividades metabólicas. Estos datos permitirán establecer la correspondencia entre las tasas de degradación de la materia orgánica, las actividades metabólicas predominantes en cada fase y el o los microorganismos que en mayor medida contribuyen a ello. Adicionalmente, estos microorganismos podrán utilizarse para la mejora del proceso mediante bioaumentación.

CONCLUSIONES

Las bacterias mesófilas dominan cuantitativamente las primeras fases del proceso de compostaje mientras que las bacterias termófilas tienen sus mayores niveles de crecimiento en las fases intermedias de la etapa biooxidativa, pero en ningún caso superan cuantitativamente a las bacterias mesófilas. Ambos grupos bacterianos reducen sus niveles drásticamente en las fases de enfriamiento y maduración.

El protocolo de aislamiento y selección de bacterias cultivables asociadas al compostaje basado en la comparación fotográfica de morfotipos coloniales aislados, conjuntamente con la aplicación de pruebas fenotípicas sencillas permite un rastreo preliminar eficaz para el estudio de la microbiota bacteriana cultivable en una secuencia temporal como el compostaje.

Las cepas de bacterias mesófilas y termófilas mayoritarias detectadas en este trabajo en cada una de las fases del proceso de compostaje, son las que exhiben un mayor grado de adaptación al ambiente de la fase concreta, por lo que pueden resultar interesantes como indicadores biológicos del proceso o como inoculantes para la mejora del mismo.

Las cepas de bacterias mesófilas y termófilas con mayor persistencia durante el proceso de compostaje poseen una elevada flexibilidad metabólica y tolerancia térmica, cualidades que les confieren una elevada ventaja competitiva y por las cuales, podrían ser utilizadas como inoculantes para el compostaje. Destacan especialmente la bacteria mesófila BM-MPR-3B-02 que se detecta tanto en la fase bio-oxidativa como en las de enfriamiento y maduración, y la bacteria termófila BT-MPR-1A-01 que aparece durante prácticamente todas las fases del proceso.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto CICYT AGL2009-08405. Agradecemos la valiosa ayuda de María Soledad Martínez Guillén, técnico de apoyo del Departamento de Biología Aplicada de la Universidad de Almería, por su colaboración en las tareas de laboratorio.

REFERENCIAS

Adams, J.D.W. Frostick, L.E. 2009. Analysis of bacterial activity, biomass and diversity during windrow composting. Waste Manag. 29:598–605.

Albrecht, R., Périssol, C., Ruaudel, F., Le Petit, J. Terrom, G. 2010. Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: carbon source utilization and co-metabolism. Waste Manag. 30:764–770.

Cahyani, V.R., Matsuya, K., Asakawa, S. Kimura, M. 2003.Succession and phylogenetic composition of bacterial communities responsible for the composting process of rice straw estimated by PCR-DGGE analysis. Soil Sci. Plant Nutr. 49:619-630.

Cegarra, J., Alburquerque, J. A., Gonzálvez, J., Tortosa, G. Chaw, D. 2006. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product ("Alperujo") managed by mechanical turning. Waste Manag. 26: 1377-1383.

Charest, M.H., Antoun, H. Beauchamp, M.J. 2004. Dynamics of water-soluble carbon substances and microbial populations during the composting of de-inking paper-sludge. Bioresour. Technol. 91:53-67.

Danon, M., Franke-Whittle, I.H., Insam, H., Chen, Y. Hadar, Y. 2008. Molecular analysis of bacterial community succession during prolonged compost curing. FEMS Microbiol. Ecol. 65:133–144.

De Guardia, A., Mallard, P., Teglia, C., Marin, A., Le Pape, C., Launay, M., Benoist, J.C. Petiot, C. 2010. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1,biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. Waste Manag. 30:402–414.

Federici, E., Pepi, M., Esposito, A., Scargetta, S., Fidati, L., Gasperini, S., Cenci, G. Altieri, R. 2011. Two-phase olive mill waste composting: community dynamics and functional role of the resident microbiota. Bioresour. Technol. 102:10965-10972.

Fernández-Gómez, M.J., Nogales, R., Insam, H., Romero, E. Goberna, M. 2012. Use of DGGE and COMPOCHIP for investigating bacterial communities of various vermicomposts produced from different wastes under dissimilar conditions. Sci. Total Environ. 414:664–671.

Fogarty, A.M. Tuovinen, O.H. 1991. Microbial degradation of pesticides in yard waste composting. Microbiol. Rev. 55(2):225-233.

Fujio, Y. Kume, S. 1991. Isolation and identification of thermophilic bacteria from sewage sludge compost. J. Ferm. Bioeng. 72:334-337.

Golueke, C.G. 1992. Bacteriology of composting. Biocycle 33:55-57.

Haruta, S., Nakayama, T., Nakamura, K., Hemmi, H., Ishii, M., Igarashi, Y. Nishino, T. 2005. Microbial diversity in biodegradation and reutilization processes garbage. J. Biosci. Bioengin. 99:1-11.

Hiraishi, A., Narihiro, T. y Yamanaka, Y. 2003. Microbial community dynamics during start-up operation of flowerpot-using fed batch reactors for composting of household biowaste. Environ. Microbiol. 5:765-776.

Kutzner, H.J. 2000. Microbiology of composting. p. 518. En: J. Klein y J. Winter (eds), Biotechnology, A multi-volume comprehensive treatise, Vol. 11c, Environmental Processes III, 2nd Ed. John Wiley and Sons, Inc, New York.

Levanon, D. Pluda, D. 2002. Chemical, physical and biological criteria for maturity in composts for organic farming. Compost Sci. Util. 10:339-346.

Li, L., Cunningham, C.J., Pas, V., Philp, J.C., Barry, D.A. Anderson, P. 2004. Field trial of a new aeration system for enhancing biodegradation in a biopile. Waste Manag. 24:127–137.

López, M.J, Elorrieta, M.A., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F. Moreno, J. 2002. The effects of aeration on the biotransformation of ligoncellulosic wastes by white-rot fungi. Bioresour. Technol. 81:123–129.

Mondini, C. Insam, H. 2003. Community level physiological profiling as a tool to evaluate compost maturity: a kinetic approach. European J. Soil Biol. 39:141–148.

Moreno, J. Mormeneo, S. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. p. 111-140. En: J. Moreno, J. y R. Moral (eds.), Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., de Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H. Swings, J. 2003a. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. Ann. Microbiol. 53:349-410.

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosemans, J., Deprins, K. Swings, J. 2003b. Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. J. Appl. Microbiol. 94:127-133.

Sundberg, C., Smårs, S. Jönsson, H. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. Bioresour. Technol. 95:145-150.

Tang, J.C., Kanamori, T., Inoue, Y., Yasuta, T., Yoshida, S. Katayama, A. 2004. Changes in the microbial community structure during thermophilic composting of manure as detected by the quinone profile method. Process Biochem. 39:1999–2006.

Tognetti, C., Mazzarino, M.J. Laos, F. 2007. Co-composting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. Biol. Fertil. Soils 43:387-397.

Vargas-García, Suárez-Estrella, F., López, M.J.Moreno, J. 2006. Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes. Proc. Biochem. 41:1438-1443.

PAUTAS PARA OBTENER COMPOST CON VALOR AÑADIDO MEDIANTE EL USO DE MICROORGANISMOS BENEFICIOSOS. EJEMPLO PRÁCTICO: *TRICHODERMA HARZIANUM*

Blaya, J.*; López-Mondéjar, R.; Lloret, E.; Ros, M.; Pascual, J.A.

[1]*Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, CEBAS-CSIC, P.O. Box 164, 30100 Espinardo, Murcia, España.*

**Correo electrónico: jblaya@cebas.csic.es*

Resumen

La obtención de compost de calidad y con un valor añadido (capacidad biofertilizante, bioestimulante y/o biopesticida) es uno de los factores clave en el empleo de una agricultura con menor dependencia de productos químicos. Nuestro trabajo se centra en obtener compost con un alto efecto supresivo (biopesticida) de enfermedades de plantas mediante la inoculación de *Trichoderma harzianum*. Para ello es necesario seguir una serie de pautas que nos permitan obtener unos resultados consistentes. Entre ellas podemos destacar: la selección del sistema de inmovilización de *T. harzianum* para una eficiente inoculación; el desarrollo de métodos moleculares (qPCR, qRT-PCR) para monitorizar al ACB en el sustrato; la selección de aislados con el mayor potencial de control biológico frente al patógeno diana; así como el enriquecimiento de los sustratos con residuos ricos en quitina que aumenten la actividad quitinolítica del hongo y del sustrato. Por último, en nuestro trabajo se estudiaron los efectos producidos por la inoculación de *T. harzianum* en la estructura de la comunidad bacteriana y diversidad de genes quitinolíticos del compost.

Palabras clave: actividad quitinolítica, biocontrol, compost, qPCR, qRT-PCR*, Trichoderma harzianum*.

INTRODUCCIÓN

El uso de productos fitosanitarios en agricultura para combatir enfermedades de plantas es una de las practicas que más ha contribuido al incremento de la producción agrícola en las últimas décadas, ya que estos son relativamente económicos y altamente efectivos, siendo su aplicación una práctica común, incluso como medida preventiva. Sin embargo, los años han demostrado que el uso abusivo o inadecuado de estos productos no solo ha generado efectos nocivos en la salud humana y el medio ambiente, sino que a la larga ha generado problemas de resistencia (Chet, 1987; Steffens et al., 1996; Tseng et al., 2008).

El uso de compost ha resultado ser una alternativa prometedora a otros sustratos de cultivo ya que su uso puede conllevar importantes efectos supresivos frente a enfermedades causadas por diversos fito-patógenos (Trillas et al., 2006; Suárez-Estrella et al., 2007). Para una eficiente supresión de enfermedades, es necesario que la microbiota presente en el compost presente ciertas características. Una alta diversidad microbiana así como la presencia de microorganismos antagonistas específicos podrían ser necesarios (Van Elsas y Postma, 2007). Sin embargo, esto no siempre ocurre, por lo que un inconveniente es la gran variabilidad que presentan los compost ante la supresión de enfermedades, incluso entre compost producidos con materiales similares bajo condiciones similares (Ryckeboer, 2001; Noble y Coventry, 2005). Con el fin de aumentar el potencial supresivo de los composts y mejorar de esta forma la eficacia del control de enfermedades, se ha propuesto el enriquecimiento de estos

compost con cepas específicas de agentes de control biológico (ACBs) (Khan et al., 2004; Alabouvette et al., 2006; Bernal-Vicente, 2009; López-Mondéjar et al., 2010a). A pesar de los aspectos beneficiosos del uso de ACBs, una de las principales críticas de su uso es su falta de consistencia en el control de enfermedades. Sin embargo, esta falta de consistencia está más relacionada con fallos en los modos de aplicación que en la falta de acción propiamente dicha (Montesinos et al., 2008).

Las especies del genero *Trichoderma* han sido sido ampliamente usados como ACBs en agricultura (Papavizas, 1985; Chet, 1987) siendo una alternativa real al uso de productos químicos (Alabouvette et al., 2006). De entre las especies de *Trichoderma* más importantes por su capacidad antagonista destacan T. *atroviride*, *T. harzianum*, *T. virens* y *T. asperellum* (Benítez et al., 2004).

Estos hongos antagonistas actúan como micoparásitos de hongos fitopatógenos, secretando enzimas hidrolíticas y compuestos antibióticos (Howell, 2003), compitiendo por espacio y nutrientes con otros microorganismos (Hjeljord y Tronsmo, 1998), estimulando el crecimiento de las plantas e induciendo resistencia adquirida en presencia de estrés biótico y abiótico (Bailey y Lumsden, 1998). Todas estas características apoyan la inoculación de sustratos orgánicos como turba o compost con cepas de *Trichoderma* para mejorar el efecto biocontrol de estos medios de cultivo.

INOCULACIÓN DE *TRICHODERMA HARZIANUM*

Ciertas estrategias para llevar a cabo la inoculación de esta antagonista prometen mejorar la eficacia del control biológico y de esta forma estimular la adopción de este tipo de enfoques en la práctica agrícola actual (De Ceuster y Hoitink, 1999). En este sentido, tanto el momento como la forma de inoculación son aspectos esenciales. Resulta muy complicada la introducción de ACBs en compost maduros, ya que estos poseen un cierto nivel de supresividad. Una de las soluciones más efectivas es la de introducir los microorganismos antagonistas después del pico de temperatura, momento en el que hay un cierto vacío microbiológico en los compost (Alabouvette et al., 2006), tal como fue observado por Bernal-Vicente (2009) con *T. harzianum*.

La forma de inoculación de los ACBs afecta a su supervivencia y por lo tanto a su efectividad (Martínez-Medina et al., 2009a). Aunque un gran número de formulaciones de *Trichoderma* sp. han sido probadas, la mayoría se centran en mantener el cultivo viable y activo durante el almacenaje. En este caso, diferentes soportes han sido testados para mejorar la capacidad de control biológico y supervivencia de *T. harzianum* (Bernal-Vicente, 2009; Martínez-Medina et al., 2009a). En el caso de *T. harzianum* se ha observado que los soportes sólidos son mejores sistemas de inoculación que los líquidos, y en concreto, la bentonita y la vermiculita superficial, al conseguir menores porcentajes de infección por *Fusarium oxysporum* y mejorar el crecimiento de la planta. Esto puede estar favorecido por las características de estos materiales: estructura laminar, elevada superficie y alta capacidad de adsorción. El sistema basado en bentonita mostró los niveles más altos de supervivencia de *T. harzianum*.

MONITORIZACIÓN DEL ACB: FORMAS ACTIVAS E INACTIVAS

La cuantificación de *T. harzianum* en suelos y sustratos orgánicos es uno de los aspectos más importantes para mejorar la eficacia de su uso como ACB. El uso de PCR a tiempo real junto con marcadores fluorescentes ha permitido la cuantificación de numerosas especies de micorrizas, fitopatógenos y ACBs. Esta técnica es rápida y más sensible que otras técnicas clásicas como el recuento en placa (Atkins et al., 2005). Concretamente, la aplicación de PCR a tiempo real usando una sonda Taq-man diseñada específicamente ha demostrado ser una herramienta efectiva para la cuantificación de *T. harzianum* en cultivos puros (Lopez-Mondejar et al., 2010b). El uso potencial de esta técnica en suelo y sustratos

orgánicos es necesaria para mejorar la aplicación de este hongo en campo y de esta forma mejorar los resultados de su uso contra hongos fitopatógenos. En este caso, el uso de compost inoculado con *T. harzianum* como sustrato de cultivo mostró ventajas en el crecimiento de plantas y en la incidencia de la enfermedad producida por *F. oxysporum* en plantas de melón en comparación con turba inoculada con el ACB.

Sin embargo, es necesario realizar un seguimiento preciso del ACB activo para utilizar estos microorganismos eficientemente y evitar la sobreestimación de las poblaciones (Bridge y Spooner, 2001; Lievens et al., 2006) así como para mejorar el conocimiento sobre el desarrollo de ACB en el sustrato de cultivo y su relación con el efecto del control biológico de un agente como *T. harzianum*. Los datos sobre población activa de *T. harzianum* en diferentes sustratos (turba y compost) fueron obtenidos mediante la transcripción inversa del ARN del hongo junto con la cuantificación a tiempo real (qRT-PCR) lo que proporcionó una evaluación más significativa que los actuales enfoques con ADN (Atkins et al., 2003). Los resultados obtenidos con qRT-PCR mostraron unas curva de población activa de *T. harzianum* con un retraso en la aparición del crecimiento inicial el cual se incrementó a lo largo del experimento. Técnicas como el recuento en placa o la qPCR mostraron unos patrones similares de cuantificación de *T. harzianum*, con un incremento de la población del hongo inicial rápido que disminuía a lo largo del tiempo. Estas diferencias podrían deberse a que métodos como qPCR y recuento en placa cuantifican principalmente formas inactivas presentes en el sustrato.

SELECCIÓN DE AISLADOS CON ALTA CAPACIDAD SUPRESIVA

Obtener un ACB eficiente no es una fácil tarea. La selección de estos suele llevarse a cabo mediante métodos microbiológicos clásicos además de experimentos en viveros. Una buena alternativa a esto sería el uso de métodos bioquímicos y moleculares para el análisis y selección de los aislados con una mayor actividad de control biológico.

En este caso nos hemos centrado en el estudio del micoparasitismo de *Trichoderma* sp. puesto que este genero ha demostrado ser un productor eficiente de enzimas extracelulares como quitinasas, β-1,3-glucanasas y proteasas (Elad et al., 1962; Geremia, 1993; Harman, 2006). Además la capacidad micoparasítica del genero *Trichoderma* varía dependiendo de la especie o aislado (Markovich y Kononova, 2003), poseyendo *T. harzianum* una alta eficacia como micoparasito. Evitando la transformación del hongo mediante múltiples copias de los genes involucrados (García et al., 1994), una alternativa es el estudio de la capacidad micoparasitica de aislados *T. harzianum* obtenidos de forma natural de diferentes fuentes para seleccionar cuales de estos sobre-expresan los genes de interés. La técnica de ampliación aleatoria de ADN polifórmico (RAPD) (Welsh y McClelland, 1990; Williams et al., 1990) favorece la eliminación de aislados duplicados separando los aislados en grupos similares (Samson, 1995). El siguiente paso es la determinación de la actividad de las enzimas hidrolíticas (NAGasas, quitinasas, proteasas y β-glucanasas), la expresión relativa de los genes que codifican estas enzimas mediante qRT-PCR, y los efectos del hongo mediante un ensayo en placa de confrontación. Los diferentes perfiles de expresión de genes de los diferentes asilados fueron analizados y se relacionaron con los valores de actividad enzimáticas y con las observaciones en placa. En base a los estudios realizados, dos aislados (T-30 y T-78) mostraron el mayor potencial micoparasítico frente a *F. oxysporum*, lo cual puede contribuir a mejorar el control biológico de este fitopatógeno.

¿CÓMO MEJORAR LA CAPACIDAD MICOPARASÍTCA DE *T. HARZIANUM*?

Las enzimas quitinolíticas están codificadas por genes cuya expresión está activada por la presencia de quitina o productos de su degradación (Viterbo et al., 2002). Por esto, el uso de compuestos ricos

en quitina podría aumentar el sistema quitinolítico fúngico. La quitina es el segundo polisacárido más importante en la naturaleza y está ampliamente distribuido por diversos ambientes, comprendiendo estructuras como el exoesqueleto de crustáceos e insectos y la pared celular de la mayoría de hongos (Seidl, 2008).

Hay muchas industrias que producen materiales ricos en quitina como residuo, siendo la industria del marisco la más importante (Palma-Guerrero et al., 2008). Otras fuentes de compuestos ricos en quitina son los materiales de desechos basados en hongos acumulados en la industrias de producción y fermentación del champiñón (Wu et al., 2005). En agricultura, la quitina y sus derivados, como son el quitosano y oligomeros, han mostrado que pueden actuar como potentes agentes que conllevan reacciones de defensa en plantas e inhiben el crecimiento de hongos patogénicos y bacterias (Shibuay y Minami, 2001). Sin embargo, poco se sabe a cerca del potencial de estos residuos como activadores de la actividad quitinolítica de *T. harzianum.* Tanto el quitosano como la harina de camarón y los restos de champiñón activaron la expresión de los genes que codifican para la actividad NAGasa y quitinasa de *T. harzianum*, mostrando los restos de champiñón la mayor actividad en condiciones *in vitro*. Bajo condiciones de semillero, los tratamiento que incluyeron estos residuos y que además fueron inoculados con *T. harzianum*, mostraron las mayores actividades NAGasa y quitinasa en el sustrato, manteniendo los valores de peso seco en las plantas inoculadas con *F. oxysporum*. Además, la incorporación de estos residuos al sustrato mejoró el crecimiento de las plántulas de melón. El uso de estos residuos junto a *T. harzianum* como complemento de los sustratos de cultivo de plántulas en semillero mejora el crecimiento de las plántulas de melón y reduce la pérdida de peso debida al patógeno, obteniéndose de esta forma un valor añadido para estos residuos, mejorando su manejo.

EFECTOS DE *T. HARZIANUM* EN LA COMUNIDAD BACTERIANA PRESENTE EN EL COMPOST

El principal factor responsable de la capacidad supresiva de un compost es el componente biótico (Suárez-Estrella et al., 2007). Los compost son colonizados por una alta diversidad de microorganismos durante la fase de maduración del compostaje. De entre la comunidad microbiana, nos merece una especial atención las bacterias quitinolíticas por su importante papel en el control biológico de fitopatógenos del suelo (Lorito et al., 1993) constituyendo una parte sustancial de la comunidad microbiana presente en los últimos estadios del compostaje (Steger et al., 2007). La microbiota envuelta en la supresividad de un compost podría verse afectada por los mecanismos de acción de *T. harzianum.* Sin embargo, al contrario de lo que ocurre en numerosos estudios relacionados con el impacto de *Trichoderma* sp. en otros microorganismos beneficios como micorrizas arbusculares, ectomicorrizas y *Rhizobium* (Brimer y Boland, 2003; Martínez-Medina et al., 2009b) y microorganismos nativos en suelos (Cordier y Alabouvette, 2009; Savazzini et al., 2009), son escasos los trabajos acerca de los efectos de *Trichoderma* sp. en la comunidad microbiana presente en el compost.

En este sentido, un estudio fue llevado a cabo para determinar el efecto de la inoculación de *T. harzianum* en el compost, centrándonos en la estructura de la comunidad bacteriana (16S ARNr) y la diversidad de un gen quitinolítico mediante clonaje y secuenciación. Además, se investigó la capacidad del compost inoculado (GCTh) o no (GC) con *T. harzianum* para suprimir *F. oxysporum* fue analizada.

La adición de *T. harzianum* resultó en una alta abundancia relativa de ciertas especies de bacterias quitinolíticas así como en una marcada protección frente a *F. oxysporum* en comparación con el compost no inoculado. Además, se observaron variaciones en ciertas características abióticas del medio como pH y niveles de hierro. A pesar de una menor diversidad de bacterias quitinolíticas en GCTh, la alta abundancia relativa de *Streptomyces* sp. podría estar implicada en la capacidad supresiva de este medio. El alto grado de supresividad alcanzado tras la adición de *T. harzianum* al compost podría estar

debido tanto a la capacidad de control biológico de este antagonista como a los cambios promovidos tanto en las características abióticas como bióticas del compost.

CONCLUSIONES

El desarrollo de herramientas moleculares específicas que permitan la monitorización y optimización del hongo es necesario para conseguir una aplicación exitosa de *T. harzianum* como un ACB efectivo. El uso de un sistema molecular basado en sonda y oligos específicos permiten una detección y cuantificación precisa de *T. harzianum* tanto en cultivos puros como en sustratos orgánicos bajo condiciones de semillero. Además, la técnica de qRT-PCR ha sido empleada con éxito para monitorizar poblaciones activas de *T. harzianum*, facilitando el conocimiento sobre la dinámica de población de este hongo en compost.

Los sistemas de inmovilización de *T. harzianum* sólidos (bentonita y vermiculita superficial) mostraron mejores resultados que los líquidos en términos de supresión de F. oxysporum y promoción del crecimiento de la planta.

La selección de los aislados de *T. harzianum* más eficientes contra *F. oxysporum* se consiguió mediante el uso de la técnica RAPD-PCR y el estudio de los genes de expresión relacionados con el proceso de micoparasitismo.

La expresión de los genes involucrados en el micoparasitismo fue activada mediante el uso de quitosano, harina de camarón y residuos de champiñón, mejorando el crecimiento de las plántulas y disminuyendo el efecto del patógeno.

El uso de técnicas como clonaje y secuenciación proporcionó información sobre los cambios inducidos en la estructura de la comunidad bacteriana y diversidad de genes quitinolíticos tras la inoculación de *T. harzianum* en el compost.

Estos resultados deberían asentar las bases para optimizar el uso de este ACB para conseguir mayores niveles de supresión de enfermedades en compost.

Agradecimientos

Josefa Blaya agradece al Ministerio de Educación por el apoyo económico de su beca predoctoral FPU.

REFERENCIAS

Alabouvette, C., Olivain, C., Steinbeirg, C. 2006. Biological control of plant disease: the European situation. Eur. J. Plant Pathol. 114: 329-341.

Atkins, S.D., Clark, I.M., Sosnowska, D., Hirsch, P.R. Kerry, B.R. 2003. Detection and quantification of *Plectosphaerella cucumerina*, a potential biological control agent of potato cyst nematodes, by using conventional PCR, real-time PCR, selective media, and baiting. Appl. Environ. Microbiol. 69: 4788–4793.

Atkins, S.D., Clark, I.M., Pande, S., Hirsch, P.R., Kerry, B.R. 2005. The use of real-time PCR and species-specific primers for the identification and monitoring of *Paecilomyces lilacinus*. FEMS Microbiol. Ecol. 51: 257–264.

Bailey, B.A., Lumsden, R.D. 1998. Direct effects of *Trichoderma* and *Gliocladium* on plant growth and resistance to pathogens. p.185–204. En: Harman, G.E. and Kubicek, C.P. (eds.), Trichoderma and Gliocladium. Taylor and Francis Inc., London, UK.

Benítez, T., Rincon, A.M., Limon, M.C., Codon, A.C. 2004. Biocontrol mechanisms of *Trichoderma* strains. Int Microbiol. 7: 249-260.

Bernal-Vicente, A. 2009. "*Trichoderma harzianum* en el control biológico de la fusariosis vascular del melón en semillero, mediante la utilización de diferentes soportes de inoculación y modificación de los sustratos de germinación de plántulas". Tesis doctoral. Universidad de Cartagena. Murcia.

Bridge, P., Spooner, B. 2001. Soil fungi: diversity and detection. Plant Soil. 232: 147–154.

Brimner, T.A., Boland, G.J. 2003. A review of the non-target effects of fungi used to biologically control plant diseases. Agric. Ecosyst. Environ. 100: 3-16.

Chet, I. 1987. *Trichoderma* – application, mode of action, and potential as a biocontrol agent of soilborne plant pathogenic fungi. In: Chet, I. ed. Innovative Approaches to Plant Disease Control. John Wiley and Sons, New York, US. 147–160.

Cordier, C., Alabouvette, C. 2009. Effects of the introduction of a biocontrol strain of *Trichoderma atroviride* on non target soil micro-organisms. Eur. J. Soil. Biol. 45: 267-274.

De Ceuster, T.J.J., Hoitink, H.A.J. 1999. Prospects for composts and biocontrol agents as substitutes for methyl bromide in biological control of plant diseases. Compost Sci. Utilization. 7: 6-15.

Elad, Y., Chet, I., Henis, Y. 1982. Degradation of plant pathogenic fungi by *Trichoderma harzianum*. Can. J. Microbiol. 28: 719-725.

García, I., Lora, J.M., De la Cruz, J., Benítez, T., Llobell, A., Pintor-Toro, J.A. 1994. Cloning and characterization of a chitinase (CHIT42) cDNA from the mycoparasitic fungus *Trichoderma harzianum*. Curr. Genet. 27: 83-89.

Geremia, R.A., Goldman, G.H., Jacobs, D., Aviles, W., Vila, S.B., Van Montagu, M., Herrera-Estrella, A. 1993. Molecular characterization of the proteinase-encoding gene, *prb1*, related to mycoparasitism by *Trichoderma harzianum*. Mol. Microbiol. 8: 603-613.

Harman, G.E. 2006. Overview of mechanisms and uses of *Trichoderma* spp. Phytopathol. 96(2):190-194.

Hjeljord, L., Tronsmo, A. 1998. Trichoderma and Gliocladium in biological control: an overview. p. 131–152. En: Harman, G.E. and Kubicek, C.P. (eds.), *Trichoderma* and *Gliocladium*. Taylor and Francis Inc., London, UK.

Howell, C.R. 2003. Mechanisms employed by *Trichoderma* species in the biological control of plant diseases: the history and evolution of current concepts. Plant Dis. 87: 4–10.

Khan, J., Ooka, J.J., Miller, S.A., Madden, L.V., Hoitink, H.A.J. 2004. Systemic resistance induced by *Trichoderma hamatum* 382 in cucumber against Phytopthora crown root and leaf blight. Plant Dis. 88: 280-286.

Lievens, B., Brouwer, M., Vanachter, A.C.R.C., Cammue, B.P.A., Thomma, B.P.H.J. 2006. Realtime PCR for detection and quantification of fungal and oomycete tomato pathogens in plant and soil samples. Plant Sci. 171: 155–165.

López-Mondéjar, R., Bernal-Vicente, A., Ros, M., Tittarelli, F., Canali, S., Intrigiolo, F., Pascual, J.A. 2010a. Utilization of citrus compost-based growing media amended with *Trichoderma harzianum* T-78 in *Cucumis melo* L., seedling production. Bioresour. Technol. 101: 3718-3723.

López-Mondéjar, R., Antón, A., Raidl, S., Ros, M., Pascual, J.A., 2010b. Quantification of the biocontrol agent *Trichoderma harzianum* with real-time TaqMan PCR and its potential extrapolation to the hyphal biomass. Bioresour Technol 101: 2888-2891.

Markovich, N.A. and Kononova, G.L. 2003. Lytic enzymes of *Trichoderma* and their role in plant defense from fungal diseases: a review. App. Biochem Microbiol. 39: 389-400.

Martínez-Medina, A., Roldán, A., Pascual, J.A. 2009a. Performance of a *Trichoderma harzianum* Bentonite-vermiculite Formulation against Fusarium wilt in seedling nursery melon plants. HortScience. 44(7)-2025-2027.

Martínez-Medina, A., Pascual, J.A., Lloret, E., Roldán, A. 2009b. Interactions between Arbuscular Mycorrhizal Fungi and *Trichoderam harzianum*, and their effect on Fusarium wilt in melon plants grown in seedling nurseries. J. Science Food Agricul. 89: 1843-1850.

Montesinos, E., Badosa, E., Bonaterra, A., Peñalver, R., López, M.M. 2008. Aplicación de la biotecnología al control biológico de bacterias y hongos fitopatógenos. p.345-368. En: Pallás V, Escobar C, Rodríguez Palenzuela P, Marcos JF (eds.), Herramientas Biotecnológicas en Fitopatología. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Noble, R., Coventry, E. 2005. Supression of soil-borne plant diseases using compost: a review. Biocontrol Sci. Tech. 15: 3-20.

Palma-Guerrero, J., Jansson, H.B., Salinas, J., Lopez-Llorca, L.V. 2008. Effect of chitosan on hyphal growth and spore germination of plant pathogenic and biocontrol fungi. J. Appl. Microbiol. 104: 541–553.

Papavizas, G.C. 1985. Trichoderma and Gliocladium: biology, ecology, and potential for biocontrol. Annu. Rev. Phytopathol. 23: 23–54.

Ryckeboer, J. 2001. Biowaste and yard waste composts: microbiological and hygienic aspects – supressiveness to plant diseases. Tesis doctoral. Katholicke Universiteit Leuven, Belgium.

Samson, R.A. 1995. Constraints associated with taxonomy of biocontrol fungi. Can. J. Bot. 73: S83-S88.

Savazzini, F., Oliveira, C.M., Pertor, I. 2009. Impact of the biocontrol agent *Trichoderma atroviride* SC1 on soil microbial communities of a vineyard in northern Italy. Soil Biol. Biochem. 41: 1457-1465.

Seidl, V., 2008. Chitinases of filamentous fungi: a large group of diverse proteins with multiple physiological functions. Fungal Biol. Rev. 22: 36-42.

Shibuya, N. and Minami, E. 2001. Oligosaccharide signalling for defence responses in plant. Physiol. Mol. Plant Pathol. 59: 223-233.

Suárez-Estrella, F., Vargas-García, C., López, M.J., Capel, C., Moreno, J. 2007. Antagonistic activity of bacteria and fungi from horticultural composta against *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis*. Crop Prot. 26: 46-53.

Trillas, M.I., Casanova, E., Cotxarrera, L., Ordovás, J., Borrero, C., Avilés, M. 2006. Composts from agricultural waste and the *Trichoderma asperellum* strain T-34 suppress *Rhizoctonia solani* in cucumber seedlings. Biol. Cont. 39: 32–38.

Viterbo, A., Ramot, O., Chernin, L., Chet, I. 2002. Significance of lytic enzymes from *Trichoderma* spp. in the biocontrol of fungal plant pathogens. Antonie van Leeuwenhoek. 81: 549-556.

Welsh, J., McClelland, M. 1990. Fingerprinting genomes using PCR with arbitrary primers. Nucleic Acids Res. 18:7213–7218.

Williams, J.G.K., Kubelik, A.R., Livak, K., Rafalski, J.A., Tingey, S.V. 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. Nucleic Acids Res. 18: 6531-6535,

Wu, T., Zivanovic, S., Draughon, F.A., Conway, W.S., Sams, C.E. 2005. Physicochemical properties and bioactivity of fungal chitin and chitosan. J. Agr. Food Chem. 53: 3888-3894.

BIODESLIGNIFICACIÓN DE RESIDUOS VEGETALES Y FORESTALES: EFECTO EN SU BIOMETANIZACIÓN

López-González, J.A.[1*]; López, M.J.[1]; Suárez-Estrella, F.[1]; Vargas-García, M.C.[1]; Bernal-Martínez, A.[1]; Jurado, M.[1]; Cervera del Castillo, O.[1]; Verstichel, S.[2]; Debeer, L.[2]; Wierinck, I.[2]; Moreno, J.[1]

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología Aplicada, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, España

[2]Organic Waste Systems n.v., DokNoord 5, B-9000, Gent, Bélgica

**Correo electrónico: lgj132@alboran.ual.es*

Resumen

La digestión anaerobia es una prometedora tecnología para convertir la biomasa vegetal en metano (biometanización), el cual puede ser utilizado directamente como fuente de energía o convertido a hidrógeno. Uno de los principales problemas de rendimiento que presenta este tratamiento reside en la nula biodegradabilidad anaeróbica de la lignina. Este componente de la lignocelulosa reduce además la accesibilidad microbiana y enzimática a los otros recursos carbonados contenidos en los restos vegetales (celulosa y hemicelulosa), por lo que se limita enormemente la conversión de carbono orgánico en metano. Cualquier tratamiento que reduzca el contenido en lignina permitirá un aumento en el rendimiento del proceso. En este trabajo se trataron tres residuos vegetales (hierba, paja de trigo y paja de maíz) y un residuo forestal (harina de madera) con el hongo degradador de la lignina *Phanerochaete flavido-alba*, con el objeto de facilitar su posterior biodegradación anaeróbica. En todos los sustratos se obtuvieron reducciones del contenido en lignina que oscilaron entre un 5 y un 20%, pero la celulosa y la hemicelulosa fueron también parcialmente degradadas. El análisis de la biodegradabilidad anaerobia de estos sustratos puso de manifiesto que, con la excepción de la paja de trigo, el pretratamiento con el hongo dio lugar a un notable incremento de la biodisponibilidad anaerobia de los sustratos; sin embargo, la producción de biogás únicamente se mejoró levemente en el residuo forestal (harina de madera). Por tanto, deben estar implicados otros factores además de la limitación de la lignina que intervengan en el proceso de biotransformación de lignocelulosa en metano.

Palabras clave: digestión anaerobia, biodegradabilidad, lignocelulosa, ligninolisis, *Phanerochaete flavido-alba*.

INTRODUCCIÓN

La bioconversión anaeróbica constituye una de las alternativas actuales más interesantes para el tratamiento de residuos orgánicos. Este proceso, realizado de forma controlada, permite estabilizar de forma segura y con un reducido impacto ambiental la fracción orgánica de muchos residuos. Además, conduce a la valorización de los recursos contenidos en los mismos, mediante la obtención de variados subproductos, entre los que destacan el biogás rico en metano y el hidrógeno, ambos susceptibles de ser utilizados como fuente de energía.

La idoneidad de un determinado sustrato o de un residuo para la biodegradación anaeróbica está condicionada tanto por su estructura como por su composición. Al igual que la mayoría de procesos en los que están implicados microrganismos, el tamaño de partícula influye notablemente en la

biodegradabilidad anaeróbica, de modo que, cuanto menor sea éste, mayor es la superficie susceptible de ataque microbiano, lo que facilita la biodegradación (Pommier et al., 2010), de igual forma, otros factores como la porosidad y la humedad también afectan a dicha cualidad. Pero sin duda, la composición del sustrato es el factor más relevante en este método de tratamiento. Muchos sustratos biodegradables anaeróbicamente, tales como, los residuos vegetales, y una elevada proporción de la fracción orgánica de los residuos municipales, contienen lignocelulosa como componente mayoritario. Este polímero de elevado peso molecular está constituido básicamente por lignina y por los polisacáridos celulosa y hemicelulosa. La lignina es un heteropolímero amorfo constituido por subunidades monoméricas derivadas del fenilpropano (alcoholes coniferílico, sinapílico y p-cumarílico), que se unen por una variada diversidad de enlaces carbono-carbono o éter. La proporción de este polímero respecto a los polisacáridos celulosa y hemicelulosa en los materiales lignocelulósicos varía típicamente de 1:2 a 1:4, y en combinación con éstos, constituye de un 70 a un 90% de la biomasa de plantas vasculares. La heterogeneidad de enlaces de la lignina, su elevado peso molecular, su hidrofobicidad y la distribución, en cierta medida, azarosa de los monómeros aromáticos que la componen, dificultan la biodegradación de éste polímero, constituyendo una barrera física que protege a los polisacáridos, más fácilmente biodegradables, del ataque microbiano.

Existe un reducido número de microorganismos capaces de utilizar la lignina como fuente de nutrientes y energía, estando restringida dicha capacidad casi exclusivamente a los hongos. Esta actividad degradativa se lleva a cabo sólo en condiciones aeróbicas, debido a que las enzimas microbianas extracelulares necesarias para la despolimerización de la lignina, principalmente lacasa y peroxidasas, requieren oxígeno molecular, por lo que sus reacciones oxidativas no pueden ocurrir en anaerobiosis (Kirk y Farrel, 1987; Hataka, 1994). No obstante, se tiene constancia de que las principales uniones monoméricas de la lignina, los enlaces β-O-4, cuando se encuentran presentes en oligómeros de bajo peso molecular con estructura similar a la lignina son degradadas en condiciones sulfato reductoras, liberándose compuestos aromáticos, que sí son susceptibles de biodegradación en anaerobiosis (Barlaz, 2006; Ko et al., 2009; Pareek et al.,2001). Estas condiciones, sin embargo, no son adecuadas para la generación de metano y, por otra parte, hasta la actualidad no se ha demostrado para la molécula completa de lignina.

La celulosa y la hemicelulosa suelen ser relativamente fáciles de bioconvertir en metano y dióxido de carbono en anaerobiosis; mientras que la biodegradation de la lignina es considerada el factor limitante de este tipo de procesos, ya que dificulta el acceso a los polisacáridos. Así, autores como Chandler et al. (1980) o, más recientemente, Triolo et al. (2011) utilizan el contenido en lignina de los sustratos como principal factor en modelos matemáticos que predicen la biodegradabilidad anaeróbica o el rendimiento en metano de sustratos orgánicos.

Para mejorar la biodegradación anaeróbica de materiales orgánicos se requieren operaciones de pretratamiento para alterar la composición química y la estructura de la lignocelulosa y facilitar la hidrólisis de los carbohidratos a azúcares fermentables. Para ello se han propuesto tratamientos físicos (trituración, irradiación, choques térmicos o de presión, etc.), químicos (hidrólisis con álcali, ácidos o con agentes oxidantes) y biológicos (con hongos y actinobacterias o sus enzimas) (Chang y Holtzapple, 2000, Taherzadeh y Karimi, 2008). A pesar de los importantes avances realizados en este campo, existen aún muchos aspectos claves del proceso por desarrollar, entre los cuales la biodegradación de la lignina cuenta con un puesto destacado (Chen et al., 2010; Evans et al., 2010).

En este trabajo se propone aplicar un pretratamiento biológico de sustratos lignocelulósicos con el hongo ligninolítico *P. flavido-alba*, con el objeto de reducir su contenido en lignina y facilitar su posterior biodegradación anaerobia.

MATERIAL Y MÉTODOS

Sustratos lignocelulósicos

Para el desarrollo de las actividades indicadas en este trabajo se utilizaron tres residuos vegetales y uno forestal. Los residuos vegetales fueron recolectados en Gent (Bélgica) e incluyeron: hierba de arcén, constituida por una mezcla de hierbas diferentes, principalmente *Poa annua* y *Lolium* ssp.; paja de maíz; y paja de trigo. Como residuo forestal se utilizó harina de madera libre de extractos, grado EFC 1000, suministrada por Rettenmaier & Söhne Gmbh (Alemania).

Todas las muestras fueron desecadas a 40ºC y los residuos vegetales fueron además triturados en un molino SK 100/C (Rtesch Gmbh, Alemania) hasta alcanzar un tamaño de partícula de 1 mm.

Tratamiento de los sustratos con el hongo ligninolítico

Los sustratos lignocelulósicos fueron tratados con el hongo ligninolítico *Phanerochaete flavido-alba* ATCC 12679 en cultivo sobre sustrato sólido. Para el tratamiento, 200 g de cada sustrato se dispusieron en matraces de 2 L y fueron esterilizados en autoclave (121 ºC, 20 min). Los materiales estériles fueron inoculados con 240 mL de un cultivo de *P. flavido-alba* en medio DPL-ABTS incubado durante 10 días a 30 ºC. El medio DPL-ABTS tenía la siguiente composición en g L^{-1}: 10 g glucosa, 5 g peptona, 2 g extracto de levadura, 1mM ABTS (ácido 2'2-azino-bis-[3-etilbenzotiazol-6-sulfónico]) y 70 mL de elementos traza, de acuerdo con la composición de Kirk et al. (1986). El inóculo fue mezclado en condiciones estériles con el sustrato hasta obtener una mezcla homogénea que incluyó 3 mL de inóculo por gramo de sustrato. Esta mezcla permitió adicionalmente, ajustar la humedad inicial del material al 60%. Paralelamente se prepararon controles no inoculados (NI) que fueron preparados en las mismas condiciones que los inoculados (I) pero cuyo medio DPL-ABTS carecía de hongo. Todas las muestras fueron incubadas durante 7 días a 30ºC, tiempo al cual se incorporaron 100 mL de medio DECOL-ABTS, para estimular el crecimiento y la inducción de las actividades ligninolíticas del hongo, operación tras la cual fueron incubados 14 días más a 30ºC.

Durante el cultivo se monitorizó el crecimiento del hongo mediante recuento de colonias en placa de PDA (agar-patata-dextrosa) sembrada con diluciones apropiadas obtenidas a partir de la muestra.

Tras el período de cultivo se analizó carbono orgánico total (COT) en las muestras sólidas mediante un analizador Shimadzu TOC-V_{CSN} acoplado a la unidad de sólidos SSM-5000A (Shimadzu, Tokio, Japón), y el contenido en fracciones lignocelulósicas utilizando analizador de fibra Ankon (Ankon Technology, Macedon, NY, USA) de acuerdo con las instrucciones del fabricante. Los sustratos tratados con el hongo (sustratos biodeslignificados) fueron sometidos a digestión anaerobia.

Digestión anaeróbica de sustratos biodeslignificados

Se realizó un estudio de biodegradabilidad anaeróbica de los materiales tratados con el hongo mediante digestión anaerobia sobre sustrato sólido.

El inóculo utilizado para este tratamiento se obtuvo a partir de un digestor anaerobio de residuos domésticos como único sustrato, que operaba de forma óptima. Este digestor operó durante al menos 4 meses con el residuo domestico con un tiempo de retención de un máximo de 30 días en condiciones secas (>20% sólidos) y termófilas (52°C). La producción de biogás fue de al menos 15 Nl de biogás por gramo de peso seco y por día como media de al menos 30 días. El volumen normalizado de biogás (Nl)

se define como el volumen de biogás recalculado y transformado a volumen en condiciones estándar de temperatura (273°K) y presión (1 atm).

Antes de su utilización, el inóculo fue estabilizado durante un período de 7 días a 52 ºC para reducir la tasa de producción de biogás. En dicho período de post-fermentación, el reactor no es alimentado, de modo que se permite que se fermente la materia orgánica remanente. Mediante este tratamiento se garantiza la degradación de sustratos fácilmente biodegradables y se reducen los niveles de biogás producidos por el propio inóculo.

Para la digestión anaeróbica, se incorporó 1 Kg de inóculo y 15-25 g del sustrato biodeslignificado (inoculado o no inoculado) o material de referencia (celulosa), excepto los reactores control o blanco que contenían únicamente el inóculo. Los reactores operaron a 52 ºC en condiciones secas. Se realizaron dos repeticiones por muestra a ensayar. La operación y analítica se llevó a cabo de acuerdo con el protocolo especificado en las normas ASTM 5511(02) e ISO 15985:2004.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biodeslignificación de los sustratos

P. flavido-alba creció en todos los sustratos ensayados, mostrando signos evidentes de colonización desde los tres primeros días de incubación (**Figura 1**). Durante el trascurso del tratamiento, los niveles de crecimiento del hongo fueron inferiores en paja de trigo y en harina de madera que en los otros dos sustratos (hierba y paja de maíz), sin embargo, en todos se alcanzaron valores finales de viabilidad fúngica superiores a 10^5 UFC/g.

La incorporación de medio fresco DPL-ABTS tras una semana de cultivo propició una estimulación del crecimiento del hongo, obteniéndose un incremento de dos unidades logarítmicas en los cultivos de hierba y paja de maíz y de una unidad logarítmica en paja de trigo y harina de madera. Esta operación permite renovar los nutrientes del medio, tal y como se desprende del incremento poblacional, mucho más acusado que el obtenido en la primera semana. Adicionalmente, la presencia en el medio del inductor de actividad ligninolítica ABTS (Niladevi y Prema, 2008) puede contribuir a estimular la actividad de las enzimas implicadas en la hidrólisis y metabolización de la lignina.

Las diferencias en los niveles de crecimiento dependiendo de los sustratos ocasionaron importantes variaciones en la tasa de degradación del carbono orgánico total. Así, en la paja de maíz y en la hierba el carbono orgánico total (TOC) se redujo en un 35% y 12% tras 21 días de cultivo, respectivamente; mientras que fue de un 9% en harina de madera y sólo de un 3% en paja de trigo.

Este resultado pone de manifiesto que los mayores niveles de crecimiento del hongo se relacionan, como cabría esperar, con un mayor consumo de las fuentes carbonadas presentes en el sustrato. De este modo, cuando el crecimiento del hongo fue escaso, como ocurrió con la paja de trigo, la disminución del carbono orgánico fue muy pequeña.

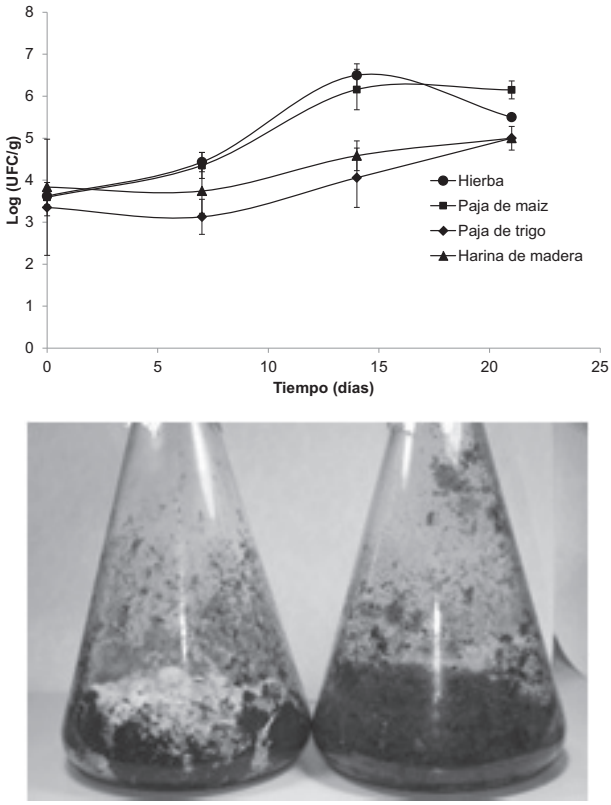


Figura 1. Evolución del crecimiento de *P. flavido-alba* en los sustratos lignocelulósicos durante el pretratamiento (arriba) y aspecto de un cultivo crecido en comparación con el correspondiente cultivo control no inoculado (abajo).

Al final de esta etapa de tratamiento aeróbico-ligninolítico los materiales estuvieron intensamente colonizados por el hongo (**Figura 1**). En el caso de la harina de madera se observó un fuerte cambio de color como consecuencia del tratamiento, variando de tonalidad amarilla pálida (similar aspecto que el serrín) a parda. Este cambio de color difiere del esperado, dado que la degradación de la lignina suele conducir a una blanqueamiento de los materiales lignocelulósicos, de hecho, los hongos con actividad predominantemente ligninolítica como el inoculado se denominan hongos de la podredumbre blanca de la madera (white-rot fungi) por su capacidad para blanquear la madera (Tuora et al., 1995). Esta circunstancia se puede adscribir a la presencia del inductor ABTS en el medio, que provoca una cierta coloración cuando es oxidado por el propio microrganismo o, adicionalmente a la concominante degradación de la celulosa, cuya disminución ocasionaría un pardeamiento de la madera. Esto último fue demostrado posteriormente al realizar el análisis de fracciones lignocelulósicas. Los resultados de estas analíticas se muestran en la **Tabla 1** y en la **Figura 2**.

La proporción de cada uno de los tres componentes principales de la fracción lignocelulósica, celulosa, hemicelulosa y lignina, difirió entre los diferentes sustratos empleados (**Tabla 1**). La hierba y la paja de maíz tuvieron una composición similar, con contenidos en hemicelulosa y celulosa en torno al 25%, y de lignina de alrededor del 13%. La paja de trigo tuvo niveles de celulosa y hemicelulosa superiores

a los anteriores pero similares de lignina. La harina de madera contenía una proporción de fibras muy diferente a los residuos vegetales, destacando, su mayor proporción de lignina y celulosa. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por otros autores en madera y residuos vegetales (Campbell y Sederoff, 1996; Tamaki y Mazza, 2003), principalmente en lo relativo al elevado contenido en lignina de los primeros respecto al correspondiente de los segundos. Estas diferencias en la composición de los diferentes materiales podrían ser la causa de las variaciones descritas en cuanto a crecimiento del hongo y modificación de la fracción orgánica, de modo que los sustratos con menor contenido en lignina, como la hierba y la paja de maíz, podrían soportar mejor el crecimiento del microrganismo, propiciando una mayor degradación de la materia orgánica; por el contrario, la accesibilidad de las fracciones carbohidratadas se encontraría dificultada en el caso de la harina de madera, cuyo contenido en lignina duplica a la de los anteriores, limitando el crecimiento y la transformación de la materia orgánica (Tuomela et al., 2000). En el caso de la paja de trigo, que tiene un relativo bajo contenido en lignina, deben existir otros parámetros que influyan en los menores niveles de crecimiento y degradación de la materia orgánica obtenidos. Aunque no se han medido ceras y grasas en estos materiales, es posible que estos componentes limiten el acceso del hongo y reduzcan su biodegradabilidad (Chandra et al., 2012).

Tabla 1. Modificación de las fracciones lignocelulósicas de los residuos vegetales y forestales tras 21 días de pretratamiento: comparación del contenido entre sustratos inoculados y no inoculados.

Muestra	Hemicelulosa % (p/p)		Celulosa % (p/p)		Lignina % (p/p)	
	No inoculado	Inoculado	No inoculado	Inoculado	No inoculado	Inoculado
Hierba	23,0	19,3	30,3	23,7	15,2	14,4
Paja de maíz	25,2	14,0	25,6	23,0	16,2	12,4
Paja de trigo	34,8	33,3	48,2	43,4	12,8	10,4
Harina de madera	15,8	10,0	59,2	54,7	32,3	25,0

De acuerdo con los resultados presentados en la **Tabla 1**, el tratamiento de los sustratos con *P. flavido-alba* condujo a una reducción del contenido de prácticamente todas las fracciones lignocelulósicas. Esta degradación fue diferente dependiendo del sustrato. Así, mientras la lignina fue escasamente degradada en el caso de la hierba, se obtuvieron niveles de reducción en torno a un 20% en el resto de sustratos (**Figura 2**). No obstante, este patrón no se mantuvo para el resto de polímeros. La celulosa fue el polímero más fuertemente degradado en la hierba, mientras que en los otros sustratos se redujo menos de un 10%. Las diferencias fueron mucho más notables en el caso de la hemicelulosa, Este polímero fue utilizado por el hongo en mayor medida en la paja de maíz y en la harina de madera, ocasionando una disminución de su contenido en torno al 40%, seguido de la hierba, con una biodegradación del 16%, y ésta no superó el 4% en el caso de la paja de trigo. Tal y como se desprende de estos resultados, la utilización de los carbohidratos celulosa y hemicelulosa en la paja de trigo se encuentra limitada por otros componentes diferentes al que supone la lignina, ya que se comprobó que este polímero fue degradado en igual proporción que en otros sustratos en los que si fueron utilizados por el hongo. Además, este resultado concuerda con los menores niveles de crecimiento del hongo en dicho sustrato, dado que las fuentes carbonadas no parecen estar disponibles. Estas diferencias, junto con las variaciones en cuanto al nivel de ataque de carbohidratos entre los distintos sustratos, pueden responder a la diversa estructura y composición en que la lignina aparece en cada especie vegetal y estadío vegetativo (Campbell y Sederoff, 1996). Diversos estudios han confirmado que la lignina constituye una barrera física para el ataque microbiano de los azúcares contenidos en la celulosa y hemicelulosa, tal y como se describió en la sección introductoria. Además, la forma en que la lignina se une a estos polímeros carbohidratados

puede ser muy diferente dependiendo de los factores previamente descritos (Sannigrahi et al., 2010). Estas circunstancias unidas a los mecanismos azarosos de ataque de la lignina por parte de las enzimas ligninolíticas producidas por el hongo (Wong et al., 2009) pueden provocar que la liberación o aumento de accesibilidad de los carbohidratos en la estructura fibrosa de la lignocelulosa sea muy diferente entre unos materiales y otros, de modo que, los polímeros carbohidratados que quedan expuestos al ataque por las enzimas extracelulares fúngicas como hemicelulasas y celulasas varía enormemente. Así, en nuestro estudio, sustratos en los que la degradación de la lignina fue similar (harina de madera, paja de trigo y de maíz) la biodegradación de los carbohidratos fue muy diferente y, paradójicamente en el sustrato en el que se obtuvo la menor biodegradación de lignina, la hierba, se alcanzaron las mayores tasas de degradación de la celulosa. Es evidente que el microorganismo necesita estos sustratos carbonados para su crecimiento, dado que, a parte del escaso aporte suministrado con el inóculo, en el que gran parte de la glucosa ha sido agotada durante los diez días en los que se cultivó, y el correspondiente a la incorporación de medio DPL-ABTS fresco tras una semana de incubación en sustrato sólido, cuenta exclusivamente con la lignocelulosa para desarrollar su actividad metabólica.

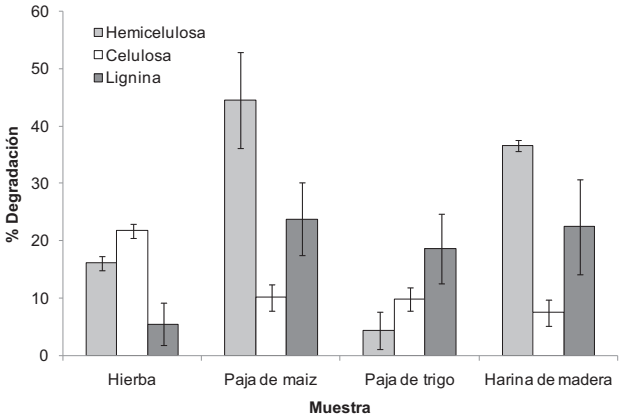


Figura 2. Biodegradación de las fracciones lignocelulósicas en los diferentes sustratos por *P. flavido-alba* tras 21 días de cultivo.

El tratamiento de los sustratos lignocelulósicos con *P. flavido-alba*, por tanto, conduce a una reducción del contenido en lignina y, aunque los carbohidratos también son parcialmente utilizados en condiciones aeróbicas, se puede considerar que el protocolo propuesto es exitoso como fase previa al tratamiento anaeróbico de los sustratos lignocelulósicos.

Digestión anaerobia de los sustratos biodeslignificados

Los sustratos tratados con *P. flavido-alba* fueron sometidos a digestión anaerobia y se determinó la biodegradabilidad de los mismos bajo estas condiciones. Los resultados de estas determinaciones se muestran en la **Figura 3**. En general, la biodegradación anaerobia fue mayor en las muestras tratadas con el hongo que en las no tratadas (no inoculadas). En consonancia con las características descritas previamente, los sustratos que experimentaron un incremento en la susceptibilidad de biodegradación anaerobia como consecuencia del tratamiento con el hongo fueron la hierba, la paja de maíz y la harina de madera; mientras que en el caso de la paja de trigo no se obtuvo ninguna mejora respecto al material no tratado.

La biodegradabilidad anaerobia de la paja de maíz se incrementó un 48% y la de hierba un 6% respecto a los niveles obtenidos en muestras control (no inoculadas). Es destacable la notable mejora que el pretratamiento indujo en la harina de madera, cuya biodegradabilidad anaerobia fue nula en muestras no tratadas, pero alcanzó un 15% en muestras pretratadas tras 20 días en reactor anaerobio. Así mismo, es llamativa la elevada biodegradabilidad anaerobia obtenida en la paja de maíz pretratada con el hongo, cuyo nivel fue del 68% a los 20 días, sólo un 25% inferior al 95% de biodegradabilidad obtenido con el material de referencia, la celulosa. En la fase de pretratamiento con el hongo este sustrato es el que experimentó mayor tasa de biodegradación de hemicelulosa, conservando buena parte de la celulosa, que quedaría posiblemente más biodisponible para la fase de degradación anaerobia. Por tanto, el tratamiento de los sustratos lignocelulósicos, con la excepción de la paja de trigo, con el hongo ligninolítico *P. flavido-alba* incrementa la biodisponibilidad de la materia orgánica en condiciones anaeróbicas.

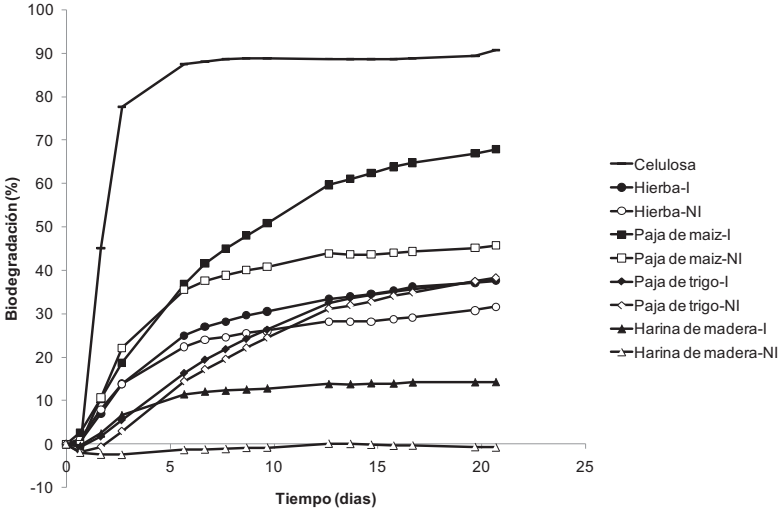


Figura 3. Biodegradación anaerobia de los sustratos lignocelulósicos tratados con *P. flavido-alba* (-I) en comparación con los controles no inoculados (-NI) y el material de referencia celulosa.

Los buenos resultados obtenidos en la biodegradabilidad anaerobia como consecuencia del pretratamiento no se tradujeron generalmente en una mejora en la producción de biogás (**Figura 4**). Algunos sustratos como la paja de maíz tratada fueron peores sustratos para producción de biogás que el correspondiente control no inoculado. No obstante, en el caso de la harina de madera pretratada, sí que se obtuvo un cierto incremento en la producción de biogás (8 NI), respecto al nivel obtenido en las muestras control (6 NI) con el que se obtuvo una producción de biogás similar al del blanco. Este comportamiento puede atribuirse a dos circunstancias. Por una parte, los sustratos pretratados aunque son más biodisponibles pierden parte de su potencial nutricional durante la biodeslignificación al reducirse el contenido en carbohidratos. Estos nutrientes rendirían una mayor cantidad de sustratos carbonados potencialmente convertibles en metano durante la biometanización. Por otra parte, el posible que la modificación de los sustratos provocada por el hongo, induzca algún cambio en la composición de los sustratos que afecte de alguna forma a la población más sensible de la digestión anaerobia y última responsable de la producción de metano, las arqueas metanógenas (Tabatabaei et al., 2010). Esta última hipótesis podría estar apoyada por el hecho de que en sustratos como la paja de maíz se obtengan unos niveles de biodegradabilidad anaerobia elevados, mientras que ello no conduzca a

una producción efectiva de metano. En este caso probablemente se está produciendo la primera fase hidrolítica anaeróbica adecuada del proceso, pero debe existir algún factor o componente que limita o inhibe las fases subsiguientes de la biometanogénesis.

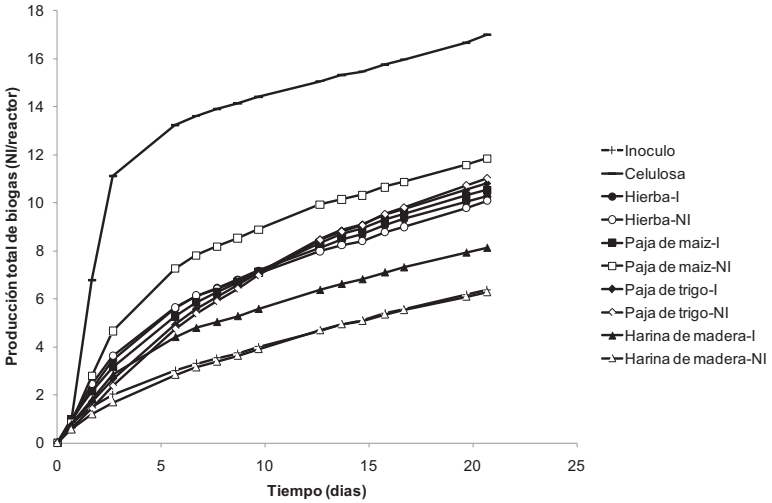


Figura 4. Producción de biogás a partir de los sustratos lignocelulósicos tratados con *P. flavido-alba* (-I) en comparación con los controles no inoculados (-NI), el material de referencia celulosa y el control sin sustrato incorporado (inóculo).

Las diferencias observadas en la biodegradabilidad anaerobia y producción de metano para los distintos sustratos biodeslignificados requieren estudios posteriores que permitan dilucidar las causas que ocasionan el fallo en la producción de metano. Esto permitiría ajustar las condiciones de pretratamiento para obtener mayores rendimientos de producción de biogás.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos puede concluirse que el tratamiento de sustratos lignocelulósicos con el hongo ligninolítico *P. flavido-alba* se puede considerar eficaz si el objetivo es obtener una máxima biodegradación y estabilización de tales sustratos; en cambio su aplicación es bastante limitada en caso de que se persiga principalmente la obtención de biogás, en este caso, sólo podría ser una opción adecuada en el tratamiento de residuos de la madera.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto europeo del 7PM FORBIOPLAST (FP7 KBBE-212239). Agradecemos la valiosa ayuda de María Soledad Martínez Guillén, técnico de apoyo del Departamento de Biología Aplicada de la Universidad de Almería, por su colaboración en la realización de las técnicas analíticas utilizadas.

REFERENCIAS

Barlaz, M.A. 2006. Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. Waste Manag. 26: 321-333.

Campbell, M.M., Sederoff, R.R. 1996. Variation in lignin content and composition (mechanisms of control and implications for the genetic improvement of plants). Plant Physiol. 110: 3-13.

Chandler, J.A., Jewell, W.J., Gossett, J.M., Van Soest, P.J., Robertson, J.B. 1980. Predicting methane fermentation biodegradability. Biotechnol. Bioeng. Symp. 10: 93–107.

Chandra, R., Takeuchi, H., Hasegawa, T., Kumar, R. 2012. Improving biodegradability and biogas production of wheat straw substrates using sodium hydroxide and hydrothermal pretreatments. Energy 43: 273-282.

Chang, V., Holtzapple, M. 2000. Fundamental factors affecting biomass enzymatic reactivity. Appl. Biochem. Biotechnol. 84–86: 5–37.

Chen, S., Zhang, X., Singh, D., Yu, H., Yang, X. 2010. Biological pretreatment of lignocellulosics: potential, progress and challenges. Biofuels 1: 177-199.

Evans, E.A.; Evans, K.M.; Ulrich, A., Ellsworth, S., Khan, W. 2010. Anaerobic Processes. Water Environ. Res. 53: 1235-1287.

Hataka, A. 1994. Lignin-modifying enzymes from selected white-rot fungi: production and role in lignin degradation. FEMS Microbiol. Rev. 13: 125–135.

Kirk, T.K., Farrel, R.L. 1987. Enzymatic “combustion”: the microbial degradation of lignin. Ann. Rev. Microbiol. 41: 465–505.

Kirk, T.K., Croan, S., Tien, M., Murtagh, K.E. y Farrell, R.L. 1986. Production of a multiple ligninase by *Phanerochaete chrysosporium*: Effect of selected growth conditions and use of a mutant strain. Enzyme Microbiol.Technol. 8: 27-32.

Ko, J.-J., Shimizu, Y., Ikeda, K., Kim, S.-K., Park, Ch.-H., Matsui, S. 2009. Biodegradation of high molecular weight lignin under sulfate reducing conditions: Lignin degradability and degradation by-products. Bioresour. Technol. 100: 1622-1627

Niladevi, K.N., Prema, P. 2008. Effect of inducers and process parameters on laccase production by *Streptomyces psammoticus* and its application in dye decolourisation. Bioresour. Technol. 99:4583-4589.

Pareek, S., Azuma, J.I., Matsui, S., Shimizu, Y. 2001. Degradation of lignin and lignin model compound under sulfate reducing conditions. Water Sci. Technol. 44: 351–358.

Pommier, K., Llamas, A.M., Lefebvre, X. 2010. Analysis of the outcome of shredding pretreatment on the anaerobic biodegradability of paper and cardboard materials. Bioresour. Technol. 101: 463-468.

Sannigrahi, P., Ragauskas, A.J., Tuskan, G.A. 2010. Poplar as a feedstock for biofuels: A review of compositional characteristics. Biofuels Bioprod. Bioref. 4: 209-226.

Tabatabaei, M., Rahim, R.A., Abdullah, N., Wright, A.-D.G., Shirai, Y., Sakai, K., Sulaiman, A., Hassan, M.A. 2010. Importance of the methanogenic archaea populations in anaerobic wastewater treatments. Proc. Biochem. 45:1214–1225.

Taherzadeh, M.J., Karimi, K. 2008. Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production: a review. Int. J. Molecular Sci. 9:1621-1651.

Tamaki, Y., Mazza, G. 2011. Rapid determination of lignin content of straw using fourier transform mid-infrared spectroscopy. J. Agric. Food Chem. 59:504-512.

Triolo, J.M., Sommer, S.G., Møller, H.B., Weisbjerg, M.R., Jiang, X.Y. 2011. A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. Bioresour. Technol. 102:9395-9402.

Tuomela, M., Vikman, M., Hataka, A. Yltävaara, M. 2000. Biodegradation of lignin in acompost environment: a review 72:169–183.

Tuora, U, Winterhalter, K., Fiechter, A. 1995. Enzymes of white-rot fungi involved in lignin degradation and ecological determinants for wood decay. J. Biotechnol. 41:1-17.

Wong, D.W.S. 2009. Structure and action mechanism of ligninolytic enzymes. Appl. Biochem. Biotechnol. 157:174-209.

GESTIÓN DE LOS LIXIVIADOS DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS Y SU EFECTO SOBRE EL CONTENIDO METÁLICO DEL RESIDUO FINAL

García-López, J.[1,3*]; Delgado, R.[2]; Rad, C.[2]; Navarro, M.[2]

[1]Consorcio Provincial de Residuos de Burgos (CONRESBUR), Av. del Cid 4, 09004 Burgos

[2]Grupo de Investigación en Compostaje (UBUCOMP), Universidad de Burgos, EPS, Av. Cantabria s/n, 09006 Burgos

[3]Área de Ingeniería Hidráulica, Dpto. Ingeniería Civil, Universidad de Burgos. EPS-La Milanera, Villadiego s/n, 09001 Burgos

**Correo electrónico: juangarcia@conresbur.com*

Resumen

Disminuir la concentración de metales pesados en los residuos orgánicos es un objetivo prioritario de gestión que puede lograrse bien mediante una recogida selectiva más eficaz de la fracción orgánica, o bien mediante la eliminación de aquellos procesos que contribuyan a concentrar los metales pesados en el producto final. Un proceso habitualmente realizado en los centros de tratamiento de residuos (CTRs) es el riego de las pilas de fermentación con los lixiviados generados en la propia planta, lo cual puede contribuir a concentrar el elemento metálico en el producto final. El presente trabajo se ha realizado en el CTR de Aranda de Duero (Burgos) donde la fracción orgánica de los residuos urbanos (FORSU), tras someterse a un proceso de digestión aerobia en túneles, es posteriormente estabilizada en pilas volteadas durante las siguientes cuatro semanas, para someterse finalmente a un proceso de afino. La experiencia realizada ha consistido en el seguimiento de tres tandas de material a bioestabilizar en las que cada una de las pilas volteadas fueron subdivididas en dos: una de ellas fue regada con agua procedente de la balsa de lixiviados y la otra con agua limpia. Las muestras de residuo urbano bioestabilizado final (CFRU) se analizaron en su contenido metálico total y sus propiedades físico químicas.

Los resultados obtenidos con los CFRUs mostraron una gran variabilidad con diferencias significativas entre las tres réplicas del proceso, lo que se atribuye a diferencias en la composición inicial del FORSU y variaciones en las condiciones ambientales. La salinidad y los valores de metales pesados como el Cd, Zn y Cr fueron superiores en las muestras con reciclado de los lixiviados de la planta (CFRUL) que en aquellas que fueron regadas con agua limpia (CFRUA), si bien con diferencias no significativas dada la variabilidad del residuo original.

Palabras clave: material bioestabilizado, compostaje, lixiviados, metales pesados, calidad del compost

INTRODUCCIÓN

Los residuos urbanos (RU) comprenden una amplia variedad de residuos producidos a nivel domiciliario, así como otros residuos asimilables que son originados en la actividad comercial, residencial o industrial de las ciudades y cuya composición varía notablemente en función de factores como son los derivados de las diferentes prácticas de recogida y gestión, tratamiento, localización o estacionalidad. Sin embargo, una característica común a todos ellos es la presencia cuantitativamente importante, entre un 30 y un 50% del total de RU, de una fracción orgánica de rápida biodegradabilidad (FORSU), fracción que es

susceptible de de valorizarse energéticamente mediante procesos de incineración o biometanización, que se puede estabilizar mediante procesos de compostaje que posibiliten su posterior utilización como fertilizante orgánico o simplemente mediante tratamientos mecánico biológicos (TMB) que posibiliten su posterior utilización en labores de restauración ambiental. Todo ello debe conducir a una progresiva reducción de residuos orgánicos con destino a vertedero de acuerdo con el objetivo marcado por la Directiva 1999/31/EC, que fija para 2016 un tope del 35% de los residuos biodegradables que tenían destino a vertedero en 1995.

El contenido metálico en los residuos orgánicos es el elemento más determinante para la aplicación agronómica de dichos residuos como fertilizantes orgánicos, marcando las cantidades límites de utilización en la legislación de la mayor parte de los países desarrollados. Dada su tendencia a bioacumularse, su introducción en el suelo que puede tener consecuencias muy negativas desde el punto de vista ambiental o de la salud humana (Déportes et al., 1998; Brändli et al., 2005; Madrid et al., 2007; Hargreaves et al., 2008; Farrell y Jones, 2009). En la legislación española actual, es el RD 824/2005 de 18 de julio sobre productos fertilizantes, modificado por la orden PRE/630/2011 de 23 de marzo, el que en su Anexo V fija las concentraciones límite que pueden llevar los compost elaborados a partir de residuos orgánicos. En dicho anexo se recogen unos condicionantes comunes que hacen referencia al contenido de humedad, presencia de inertes, patógenos y contenido de N orgánico, estableciéndose también tres categorías de productos en función de su concentración de metales pesados: las clases A y B, que no tienen limitación para su aplicación agronómica, y la clase C, cuya aplicación agronómica está restringida a 5 toneladas de materia seca por ha y año.

Es evidente que la producción de un compost que alcance la máxima calidad depende fundamentalmente del tipo de residuo orgánico que alimenta dicho proceso. Los compost obtenidos a partir de la FORSU con recogida separada, son los candidatos ideales para la producción de compost de alta calidad. De hecho, y de acuerdo con la ley 22/2011 de 28 de julio de residuos y suelos contaminados, se define claramente el compost como "*aquellas enmiendas orgánicas obtenidas a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente*", lo cual plantea numerosos interrogantes sobre la posible valoración agronómica de los residuos urbanos de recogida mixta y que en la actualidad constituyen un 85% del total, los cuales pasarán a denominarse residuos urbanos bioestabilizados, independientemente de los criterios establecidos en el RD de productos fertilizantes, atendiéndonos a la cual muchos de ellos obtienen una clasificación como compost tipo B.

Tradicionalmente los principales esfuerzos realizados en la gestión y tratamiento de los RSU han estado encaminados a eliminar las principales fuentes de contaminación presentes en la FORSU, ya sea mediante la promoción de la recogida selectiva, el tratamiento centralizado, la separación selectiva manual o mecánica de sus fracciones, el afino final del producto, etc, siendo de todas ellas la selección en origen la que garantiza la obtención de reducciones importantes en los contenidos de metales pesados en el residuo final (Richard y Woodbury, 1992). No obstante, otras medidas de gestión como es el tratamiento de los lixiviados generados en el proceso de compostaje pueden ser tenidas en cuenta como uno de los elementos que pueden contribuir de forma significativa a acumular una mayor cantidad de metales en el compost final.

Los lixiviados generados en una planta de compostaje que trata residuos urbanos mezclados pueden asemejarse al lixiviado joven de un vertedero, por lo que sus características y reactividad pueden ser similares si la composición del resido inicial no difiriera en exceso. En su composición predominará una importante cantidad de sustancias biodegradables que pueden estimular los procesos degradativos que se producen en el seno del vertedero, razón por la que su reciclado es una operación bastante frecuente (Bilgili et al. 2006). Sin embargo, también se producen compuestos más recalcitrantes como

ácidos húmicos y fúlvicos, que tienen una importancia decisiva en la movilidad de los metales pesados dada su capacidad complejante y la resistencia que presentan a su degradación, algo que depende de las características del residuo inicial así como el tratamiento y el tiempo de operación (Jansen y Christensen, 1999; Kang et al., 2002; Karthikeyan et al., 2007). Otro factor que influye de forma importante en la movilidad metálica es el pH, el cual para lixiviados jóvenes tiene valores iniciales ácidos por la generación de ácidos grasos en las primeras fases de la degradación de la materia orgánica, lo que incrementará la solubilidad metálica (Bodzek et al., 2004).

Una de las prácticas habituales en muchas plantas de compostaje de RU es el reciclado de los lixiviados generados en el proceso y en la recogida perimetral de pluviales para la humectación de los reactores o las pilas de compostaje, habida cuenta que del requerimiento de humedad que necesita el proceso y de las limitaciones que presenta su vertido a cauce, su infiltración en el terreno o el coste de su tratamiento. Esta operación, que permite minimizar los riesgos ambientales y reducir los costes de explotación, tiene como inconveniente la génesis de malos olores, formación de aerosoles y la posible acumulación de metales pesados en el producto final. El objetivo principal de este trabajo es comparar, en términos de calidad del Residuo Urbano Bioestabilizado (RUBS), el resultado de operar la planta reciclando los lixiviados almacenados en la balsa de recogida de los mismos para el riego de las pilas de compostaje, con el obtenido cuando el riego de dichas pilas se efectúa con agua limpia.

DESARROLLO EXPERIMENTAL

Descripción del proceso

El centro de tratamiento de residuos (CTR) procesa los residuos urbanos recogidos en la localidad de Aranda de Duero (Burgos) y una amplia red de mancomunidades circundantes que cubren una población total de unos 77.000 habitantes y con una capacidad de tratamiento de unas 30.000 t/año. Consta de un área de descarga del material a tratar, la cual alimenta la zona de triaje que opera de forma alternativa tanto con los residuos recogidos de forma no selectiva (contenedor gris), como con los residuos metálicos y de envases (contenedor amarillo). En ella se recuperan manualmente diferentes fracciones de materiales metálicos y plásticos para su posterior reciclado así como la separación mediante tromel de 90 mm de luz de malla, de elementos no reciclables que tienen como destino final su compactación y su depósito final en vertedero. Un esquema de la misma se muestra en la **Figura 1**.

La fracción que pasa el tromel es sometida a un segundo triaje manual, separación magnética y de inducción siendo posteriormente sometida a un proceso de compostaje con dos fases:

- Una fermentación en túneles durante 15 días con aireación forzada mediante succión en base perforada y humectación por riego superior

- Una maduración durante 4 semanas en pilas troncocónicas de 3 m de altura, con volteo y humectación simultánea realizada mediante volteadora mecánica (Mod. Backhus) en nave con cubierta.

En la primera fase se consiguen temperaturas de 65-70°C durante 3-4 días y en la segunda se completa la- estabilización del compost. Tras este proceso se realiza un cribado y afino del material bioestabilizado obteniéndose el producto final.

Durante el desarrollo experimental del trabajo se han realizado tres tandas de compostaje en las que los túneles de fermentación se regaron con agua limpia externa y los cordones de compostaje se subdividieron en dos: uno de ellos se regó con efluente de la balsa de lixiviados y el otro con agua externa. Al estar

interconectadas las tuberías de recogida de lixiviados de los túneles de la planta, únicamente se trabajó con el primero de ellos y en él se realizaron tres tandas consecutivas de compostaje: la muestra A00062, procesada entre el 1 y el 15 de junio de 2011, la A00063, de 23 de junio a 7 de julio, y la A00064, de 14 al 28 de julio. Se recogieron muestras finales del CFRU afinado regado con agua limpia (***CFRUA***) o con lixiviado (***CFRUL***), así como del agua industrial, suministrada a la planta mediante camión cisterna, y del lixiviado de la balsa utilizados en el riego de las pilas antes de cada una de las series de experiencias.

Metodología analítica

Las muestras de CFRU obtenidas se secaron en estufa a 70°C hasta pesada constante, se trituraron en molino de bolas de ágata y se analizaron en los siguientes parámetros siguiendo las técnicas descritas en la metodología oficial de análisis de suelos y aguas del MAPA 1994: pH en agua (1:2,5 p/v), conductividad eléctrica en agua (1:5 p/v), C-Total (CT) y N-Total (NT) mediante combustión seca en analizador LECO TruSpec, N-NH_4^+ y N-NO_3^- en extracto de KCl 1 N (1:20 p/v) colorimétricamente, mediante autoanalizador de flujo SKALAR, P-Total y P-Inorgánico (Pi) colorimétricamente en autoanalizador de flujo SKALAR, tras extracción con H_2SO_4 1N (1:50 p/v) de una muestra calcinada y sin calcinar, respectivamente. El contenido metálico mediante espectroscopía de absorción atómica de llama (FAAS) tras digestión asistida mediante horno microondas en vaso cerrado de 0,5 g de residuo en 10 mL de ácido nítrico (1:1 v/v). Todas las muestras se procesaron por triplicado.

Análisis estadístico

Los diferentes valores analíticos fueron sometidos a un análisis de la varianza ANOVA mediante el procedimiento del Modelo Lineal General con dos factores fijos y su interacción: la muestra de origen y el tratamiento efectuado (tipo de riego). Previamente se comprobó la asunción de la normalidad mediante el test de Kolmogorov y la homogeneidad de la varianza mediante el test de Levene, no siendo en ningún caso necesaria la transformación de los datos; posteriormente se realizó una comparación de medias con un 95% de probabilidad mediante el test de Tuckey. Finalmente, utilizando todos los valores de concentración metálica y las propiedades físico-químicas de los CFRUs se obtuvo la matriz de coeficientes de correlación bivariada de Pearson entre las diferentes variables. Para todos estos análisis univariantes se utilizó el paquete estadístico SPSS v. 17.0.

Para visualizar la influencia de la variabilidad de la muestra sobre el contenido de metales pesados las diferentes muestras de CFRUs, se recurrió al análisis multivariante mediante dos técnicas diferentes: el Análisis de Componentes Principales (PCA) aplicado a la matriz de concentración metálica y el Análisis de Redundancia (RDA), que utiliza las propiedades físico-químicas como variables ambientales que determinan el análisis de ordenación del contenido metálico de los CFRUs; para el cálculo de significación estadística de dicho análisis se recurrió al test de Monte Carlo con 500 permutaciones. Los diferentes análisis multivariantes se realizaron con el programa estadístico CANOCO v. 4.0.

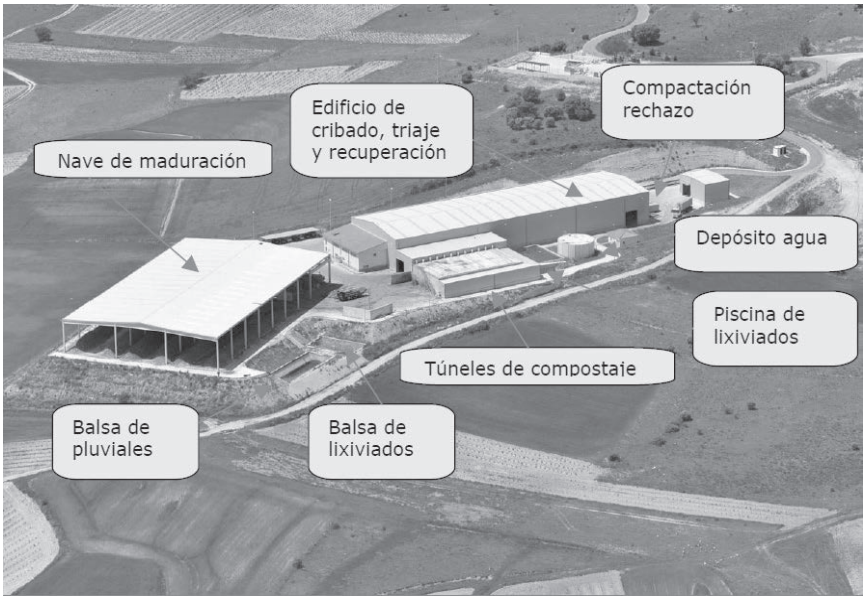


Figura 1. Esquema general de funcionamiento del Centro de Tratamiento de Residuos (CTR) de Aranda de Duero (Burgos).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de las analíticas de las diferentes muestras de CFRUs, regadas con el agua de la balsa de lixiviados o con el agua industrial se muestran en tres diferentes tablas: en la **Tabla 1** se recogen las principales características físico-químicas, en la **Tabla 2** su contenido en macro y microelementos y finalmente, en la **Tabla 3** la concentración de metales pesados. En ellos se observa una gran variabilidad entre las réplicas de proceso, lo cual dificulta la interpretación de resultados e impide obtener diferencias estadísticamente significativas para la influencia del reciclado de los lixiviados de la planta sobre las propiedades físico químicas del CFRU final. Las posibles diferencias en la composición de la FORSU con la que se alimentaba el proceso, el hecho de trabajar a escala industrial y sobre muestras reales y la variación de las condiciones ambientales bajo las que se realizó la fase de estabilización (meses de junio y julio de 2011) se plantean como los factores que pueden determinar dicha variabilidad- Los resultados estadísticos del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores fijos: origen de la muestra con tres niveles correspondientes a cada una de las réplicas, y tratamiento: regado con lixiviado o con agua limpia, se muestran en la **Tabla 4**.

Tabla 1. Variación de las propiedades físico-químicas en las diferentes muestras del material bioestabilizado final humectado con agua limpia (CFRUA) o con lixiviado de la planta (CFRUL). En la tabla se recogen los valores medios ± error estándar.

Muestra	pH	CE (dS m^{-1})	CT (%)	NT (%)	Relación C/N	PT (%)
CFRUA1	6,65 ± 0,06	10,45 ± 0,07	29,40 ± 1,70	2,18 ± 0,04	13,50 ± 0,54	0,483 ± 0,070
CFRUA2	7,06 ± 0,09	8,76 ± 0,15	25,70 ± 0,00	2,12 ± 0,02	12,13 ± 0,09	0,482 ± 0,003
CFRUA3	6,91 ± 0,03	9,33 ± 0,31	25,20 ± 0,11	2,11 ± 0,00	11,94 ± 0,05	0,529 ± 0,003
Media	**6,87 ± 0,12**	**9,52 ± 0,50**	**26,77 ± 1,39**	**2,14 ± 0,02**	**12,52 ± 0,51**	**0,498 ± 0,025**
CFRUL1	6,51 ± 0,01	10,71 ± 0,03	25,87 ± 0,28	1,97 ± 0,01	13,16 ± 0,19	0,482 ± 0,097
CFRUL2	7,03 ± 0,03	8,96 ± 0,40	25,70 ± 0,68	2,06 ± 0,01	12,50 ± 0,42	0,494 ± 0,031
CFRUL3	6,89 ± 0,03	9,42 ± 0,36	27,57 ± 0,07	2,12 ± 0,06	13,01 ± 0,33	0,570 ± 0,078
Media	**6,82 ± 0,16**	**9,62 ± 0,57**	**25,66 ± 0,27**	**2,06 ± 0,05**	**12,50 ± 0,38**	**0,531 ± 0,023**

Tabla 2. Variación de la concentración de macro y microelementos en las diferentes muestras del material bioestabilizado final humectado con agua limpia (CFRUA) o con lixiviado de la planta (CFRUL). En la tabla se recogen los valores medios ± error estándar.

Muestra	Fe (g Kg^{-1})	Mn (g Kg^{-1})	Ca (g Kg^{-1})	Mg (g Kg^{-1})	Na (g Kg^{-1})	K (g Kg^{-1})
CFRUA1	4,464 ± 0,550	0,244 ± 0,010	55,76 ± 3,64	5,609 ± 0,213	8,407 ± 0,658	8,802 ± 0,170
CFRUA2	5,142 ± 0,586	0,167 ± 0,003	55,22 ± 1,13	5,133 ± 0,124	7,971 ± 0,633	9,361 ± 0,110
CFRUA3	6,099 ± 0,117	0,161 ± 0,004	61,36 ± 3,17	5,163 ± 0,272	7,896 ± 0,456	8,148 ± 0,392
Media	**5,235 ± 0,521**	**0,191 ± 0,026**	**57,44 ± 2,40**	**5,302 ± 0,184**	**8,091 ± 0,333**	**8,770 ± 0,366**
CFRUL1	4,815 ± 0,965	0,272 ± 0,001	57,49 ± 2,65	5,273 ± 0,429	7,728 ± 0,497	8,305 ± 0,207
CFRUL2	4,943 ± 0,315	0,177 ± 0,007	65,81 ± 9,83	5,154 ± 0,057	8,619 ± 1,177	8,122 ± 0,120
CFRUL3	5,698 ± 0,784	0,173 ± 0,023	55,52 ± 3,32	4,943 ± 0,571	8,149 ± 1,058	8,178 ± 1,243
Media	**5,315 ± 0,517**	**0,202 ± 0,035**	**60,34 ± 4,14**	**5,189 ± 0,157**	**7,837 ± 0,277**	**8,485 ± 0,359**

Tabla 3. Variación de la concentración de metales pesados en las diferentes muestras del material bioestabilizado final humectado con agua limpia (CFRUA) o con lixiviado de la planta (CFRUL). En la tabla se recogen los valores medios ± error estándar.

Muestra	Cd (mg Kg^{-1})	Cr (mg Kg^{-1})	Cu (mg Kg^{-1})	Ni (mg Kg^{-1})	Pb (mg Kg^{-1})	Zn (mg Kg^{-1})
CFRUA1	1,703 ± 0,192	28,38 ± 4,03	235,79 ± 8,76	24,95 ± 4,90	94,73 ± 10,50	330,5 ± 20,3
CFRUA2	2,382 ± 0,080	22,38 ± 3,19	104,23 ± 1,32	19,17 ± 0,49	64,85 ± 5,94	331,4 ± 33,7
CFRUA3	3,088 ± 0,149	26,77 ± 4,46	89,15 ± 0,72	27,61 ± 3,47	73,79 ± 8,54	299,7 ± 29,4
Media	**2,391 ± 0,399**	**25,85 ± 2,64**	**143,06 ± 45,71**	**23,91 ± 3,00**	**77,79 ± 9,67**	**320,5 ± 17,5**
CFRUL1	1,978 ± 0,084	113,81 ± 2,93	176,64 ± 3,23	25,06 ± 3,15	81,56 ± 3,65	334,4 ± 9,2
CFRUL2	2,599 ± 0,074	23,59 ± 8,07	106,00 ± 5,02	25,61 ± 4,52	73,70 ± 6,33	415,9 ± 47,1
CFRUL3	3,459 ± 0,174	20,95 ± 2,23	130,42 ± 46,42	28,45 ± 6,21	56,18 ± 3,43	300,8 ± 72,1
Media	**2,505 ± 0,325**	**55,47 ± 28,69**	**123,20 ± 26,53**	**25,23 ± 2,78**	**73,96 ± 5,67**	**324,1 ± 19,4**

Tabla 4. Estadístico *F* de la ANOVA para las diferentes variables estudiadas con dos factores fijos: muestra inicial y tratamiento. Grado de significación: *** *p*<0,001, ** *p*<0,01 y * *p*<0,05.

Variable	Muestra	Tratamiento	Variable	Muestra	Tratamiento	Variable	Muestra	Tratamiento
pH	194,350***	9,199***	**Fe**	8,270**	0,104	**Cd**	218,739***	26,370***
CE	87,508***	2,698	**Mn**	172,038***	13,567**	**Cr**	279,137***	200,476***
CT	12,880**	1,520	**Ca**	1,255	1,163	**Cu**	66,175***	0,440
NT	4,132*	49,143***	**Mg**	2,932	1,694	**Ni**	3,101	0,020
Rel C/N	21,997***	7,340*	**Na**	0,259	0,050	**Pb**	8,078*	0,005
PT	1,524	10,096**	**K**	2,233	6,219*	**Zn**	6,296*	3,106

El análisis de la varianza muestra cómo la variabilidad de la muestra es claramente determinante en todas las propiedades físico-químicas salvo el P-Total y que el tratamiento de las pilas únicamente lo es para los valores de pH, NT, PT y en menor medida para la relación C/N. Entre los macro y microelementos, sólo el Mn es influido por ambos factores. En cuanto a los metales pesados, son el Cd y el Cr donde ambos factores muestran una influencia altamente significativa, así como su interacción, no influyendo el tratamiento de forma estadísticamente significativa para Cu, Ni, Pb y Zn.

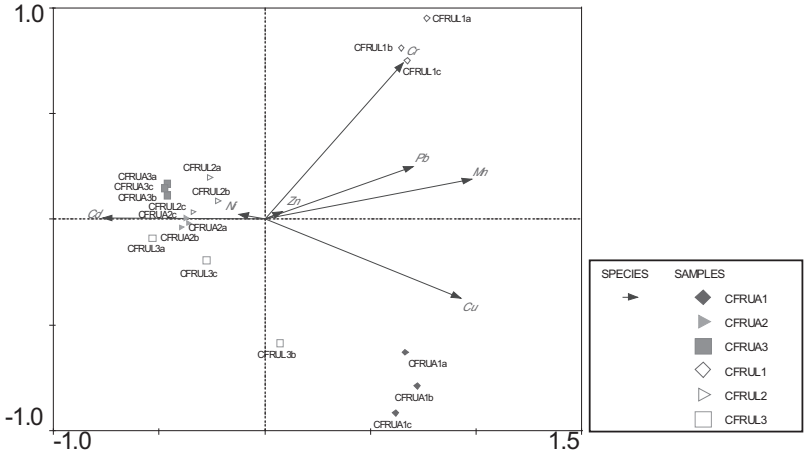
Los resultados obtenidos confirman que el principal factor que afecta a las propiedades finales del CFRU es el origen de la muestra, el cual influye muy significativamente sobre factores como el pH, la CE, el contenido en materia orgánica o el contenido de Fe o Mn; propiedades todas ellas que influirán de forma muy significativa sobre la solubilidad de los metales pesados, especialmente Cr, Cd, Cu y en menor medida Pb y Zn. El riego con lixiviados o con agua limpia influye también sobre el pH final, el contenido nitrogenado, la concentración de Mn, los valores de P-total y los contenidos de Cr y Cd.

La realización de un Análisis de Componentes Principales (PCA) sobre la concentración metálica en las diferentes muestras de RUBS permite extraer tres componentes que explican un 96,8% de la varianza. En la **Figura 2** se muestran los dos *biplots* en los que se observa una buena separación entre los diferentes tipos de muestras según la predominancia de determinados metales pesados. En la representación de los dos primeros ejes se observa cómo las muestras correspondientes a la primera tanda de resultados muestran valores mayores de metales como el Cu, Mn, Cr y Pb que el resto, separando bien las muestras regadas con lixiviado (CFRUL), donde aparecen valores más altos de Cr, de las regadas con agua limpia (CFRUA), que presentan mayores valores de Cu. Es la representación del primer y tercer eje la que consiguen diferenciar las muestras de la segunda tanda, que presentan contenidos más altos de Zn, especialmente aquellas muestras que han sido regadas con lixiviado, mientras que la tercera tanda presenta contenidos ligeramente mayores de Cd, especialmente las muestras CFRUL.

El análisis multivariante se completa con un análisis discriminante (RDA) cuya significación estadística se verifica mediante el test de Monte Carlo realizado con 500 permutaciones. Los resultados muestran la alta significación del análisis tanto considerando el primer eje (*F-ratio* 3,843, *p*=0,022) como para el conjunto de todos los ejes canónicos (*F-ratio* 5,005, *p*=0,004). Todo ello indica que hay una fuerte influencia, estadísticamente significativa, de las características físico-químicas sobre la concentración metálica en los CFRU analizados. El *biplot* de los dos primeros ejes canónicos de dicho análisis RDA se muestra en la **Figura 3**; dichos ejes canónicos explican el 80,7% de la variabilidad de los datos de especies (en este caso la concentración de metales pesados) y el 84,2% de la relación entre especies-variables ambientales (en este caso las propiedades físico-químicas).

La representación gráfica del *biplot* nos muestra un alto peso en el primer eje de determinadas propiedades como la CE, la relación C/N, contenido en P-inorgánico, N-nítrico, C-total y la concentración de Mg, que muestran correlación con algunos metales pesados como Mn, Cu, Cr y Pb. En la parte negativa de ese mismo eje se encuentran propiedades como el pH y el contenido en Fe, las cuales muestran correlación con la concentración de Cd. En la parte positiva del segundo eje se sitúan los contenidos de Na y Ca que presentan correlación con el contenido de Zn, mientras que en la parte negativa aparece el contenido en N-amoniacal, sin relación con la concentración metálica.

A.



B.

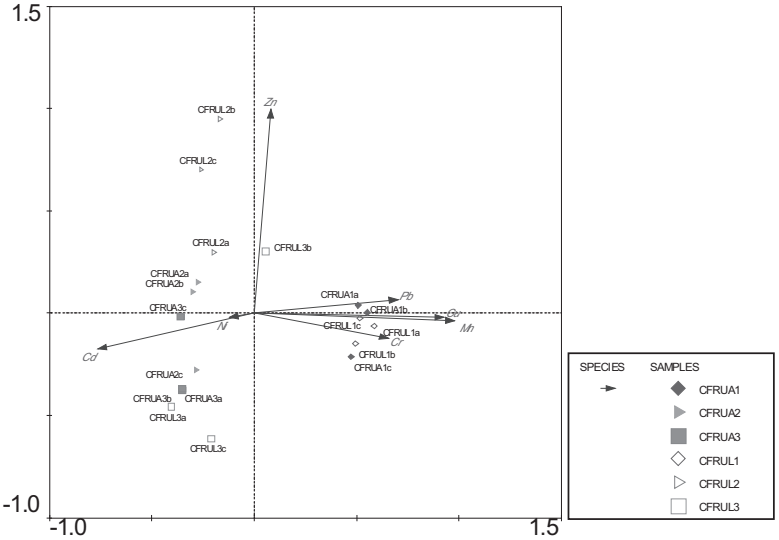


Figura 2. *Biplots* del Análisis de Componentes Principales de las propiedades químicas y la concentración metálica del material bioestabilizado regado con agua industrial (CFRUA) y con lixiviados (CFRUL). **A.** Ejes 1 y 2; **B.** Ejes 1 y 3.

Estas interrelaciones entre metales pesados y las variables físico-químicas del CFRU en el conjunto de muestras regadas con lixiviados o con agua limpia se comprobaron posteriormente mediante el análisis de la matriz de correlaciones bivariadas que aparece en la **Tabla 5**. Del análisis de la misma se desprende una alta correlación negativa entre el valor del pH y parámetros como el contenido en P-inorgánico y Mn, así como las concentraciones de Cr, Pb y Cu. Otro de los parámetros físico-químicos que más influencia tienen sobre el resto de las variables es el valor de CE, el cual tiene una alta correlación negativa con el pH, y que muestra una alta correlación positiva con los valores de Mn y Cu, en menor medida con otros metales como el Cr y el Pb, así como las concentraciones de nitratos y fosfato inorgánico.

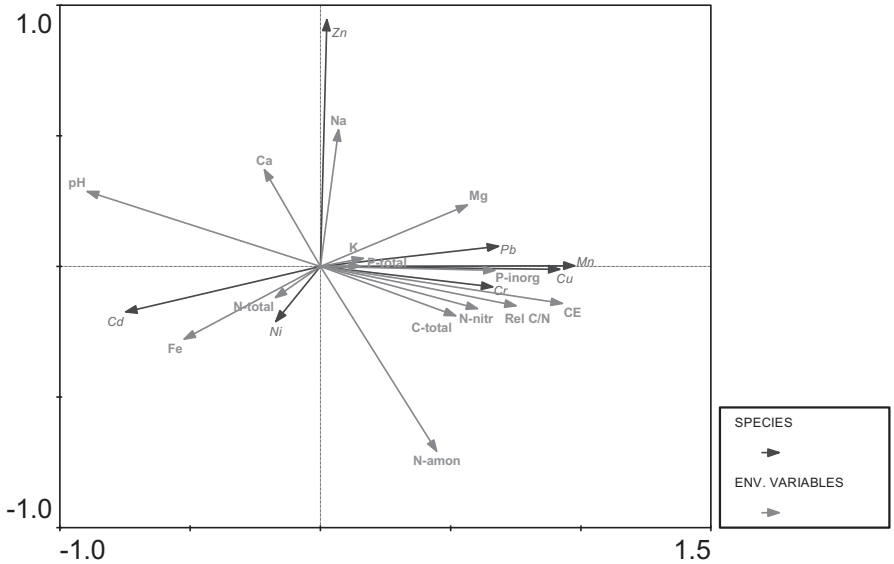


Figura 3. *Biplot* del análisis discriminante (RDA) entre las propiedades físico-químicas (*environmental variables*) y la concentración metálica (*species*) del material bioestabilizado regado con agua industrial (CFRUA) y con lixiviados (CFRUL).

De todo ello se desprende que es el pH el elemento que más influye en la solubilidad de algunos metales y dado que los valores de pH que presentan los CFRUs son ligeramente ácidos (6,5-7), los cuales corresponden con la máxima solubilidad de aniones como el fosfato, lo que a su vez podría condicionar la solubilidad de elementos como el Mn y metales pesados como el Cr, Cu o Pb. No se aprecia un peso excesivo del contenido de materia orgánica sobre el contenido de metales pesados excepto para el Cu, lo cual permite suponer un cierto papel en su estabilización asociado a la materia orgánica del CRFU.

Tabla 5. Matriz de correlación bivariada de Pearson para los parámetros analizados: propiedades físico-químicas y concentración de metales traza. En negrita aparecen las que presentan significación estadística: *** *p*<0,001, ** *p*<0,01 y * *p*<0,05.

	pH	CE	PT	Pi	CT	NT	N-am	N-nitr	Fe	Mn	Ca	Mg	K	Na	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
pH	—																			
CE	**-0,948*** **	—																		
PT	-0,416	0,286	—																	
Pi	**-0,697** **	**0,626** **	0,313	—																
CT	-0,338	0,445	**-0,530***	0,234	—															
NT	0,347	-0,214	**-0,78** **	-0,403	**0,564***	—														
N-am	**-0,508***	0,440	-0,238	0,291	**0,486***	0,347	—													
N-nitr	-0,467	**0,484***	-0,396	0,464	**0,841** **	0,430	**0,606** **	—												
Fe	0,290	-0,382	0,213	**-0,573***	-0,416	0,123	-0,067	**-0,492***	—											
Mn	**-0,914*** **	**0,913** **	0,268	**0,689** **	0,375	-0,342	0,374	**0,489***	**-0,487***	—										
Ca	0,233	-0,182	0,219	-0,427	-0,364	-0,220	**-0,611** **	-0,390	0,082	-0,150	—									
Mg	-0,402	**0,507** **	-0,148	0,0376	0,277	0,256	0,301	0,414	-0,107	**0,512***	0,135	—								
K	0,107	-0,045	**-0,529***	-0,189	0,175	0,437	0,419	0,200	-0,004	0,114	-0,217	0,432	—							
Na	0,131	-0,047	-0,230	-0,056	0,171	0,355	-0,189	0,162	0,170	0,018	0,104	0,343	0,284	—						
Cd	**0,547***	**-0,564***	0,165	**-0,606** **	-0,323	0,091	-0,356	**-0,594** **	**0,683** **	**-0,757** **	0,158	**-0,546***	-0,392	-0,066	—					
Cr	**-0,773*** **	**0,697** **	**0,614** **	**0,578***	-0,170	**-0,787** **	0,129	-0,062	-0,257	**0,783** **	-0,041	0,130	-0,117	-0,276	-0,446	—				
Cu	**-0,746*** **	**0,829** **	-0,121	**0,532***	**0,752** **	0,186	**0,532***	**0,774** **	**-0,498***	**0,835** **	-0,296	**0,633** **	0,270	0,191	**-0,695** **	0,340	—			
Ni	0,024	0,022	0,113	-0,375	-0,037	0,101	-0,124	-0,213	0,327	-0,134	0,227	-0,160	-0,300	-0,065	0,308	-0,059	-0,114	—		
Pb	**-0,652** **	**0,654** **	0,373	**0,649** **	0,126	-0,322	0,190	0,334	**-0,529***	**0,699** **	0,019	0,214	-0,057	-0,031	**-0,608** **	**0,581***	**0,545***	0,033	—	
Zn	0,245	-0,108	0,019	0,002	-0,180	-0,136	**-0,666** **	-0,153	-0,271	0,051	0,349	0,232	0,028	**0,491***	-0,235	-0,039	0,043	-0,032	0,125	—

CONCLUSIONES

Las diferencias en la composición de la FORSU con la que se llevó a cabo el proceso y la variación de las condiciones ambientales bajo las que se realizó la fase de estabilización (meses de junio y julio de 2011) provocaron una gran variabilidad entre las réplicas de proceso.

El pH es el elemento que muestra valores ligeramente inferiores en las muestras regadas con lixiviados con respuesta estadísticamente significativa. La concentración de la mayor parte de los metales pesados analizados, así como los valores de salinidad, fueron superiores para las pilas regadas con lixiviados, si bien sin encontrarse diferencias estadísticamente significativas.

En general el reciclado del lixiviado contribuye a incrementar la concentración metálica en el material final, si bien de forma menos significativa que la propia heterogeneidad del proceso. Un tratamiento previo del lixiviado para disminuir su carga orgánica y metálica puede ser un elemento importante que contribuya a disminuir la concentración de metales pesados en el producto final.

Agradecimientos

El presente trabajo ha sido financiado por la empresa VALORIZA SERVICIOS AMBIENTALES S.A. la cual gestiona actualmente la Planta de Tratamiento de Residuos Urbanos de Aranda de Duero (Burgos).

REFERENCIAS

Bilgili, M.S., Demir, A., Özkaya, B. 2006. Quality and quantity of leachate in aerobic pilot-scale landfills. Environ. Manage. 38: 189-196.

Bodzek, M., Surmacz-Gorska, J., Hung, Y-T. 2004. Treatment of landfill leachate. p. 1155-1208. En: L.K. Wang, Y.T. Hung, H.H. Lo, C. Yapihapis (eds.) Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment. Marcel Dekker, NY.

Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Furrer, R., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J. 2005. Persistent organic pollutants in source-separated compost and its feedstock materials - a review of field studies. J. Environ. Qual. 34: 735-760.

Déportes, I., Benoit-Guyod, J-L., Zmirou, D. 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. Sci. Total Environ. 172: 197-222.

Farrell, M., Jones, D.L. 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. Bioresour. Technol. 100: 4301-4310.

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agr. Ecosyst. Environ. 123: 1-14.

Jensen, D.L., Christensen, T.H. 1999. Colloidal and dissolved metals in leachate from four Danish landfills. Water Res. 33: 2139-2147.

Kang, K.-H., Shin, H.S., Park, H. 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachate with different landfill ages and its implications. Water Res. 36: 4023-4032.

Karthikeyan, O.P., Swati, M., Nagendran, R., Joseph, K. 2007. Performance of bioreactor landfill with waste mined from a dumpsite. Environ. Monit. Assess. 135: 131-141.

Madrid, F., López, R., Cabrera, F. 2007. Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. Agric. Ecosyst. Environ. 119: 249-256.

M.A.P.A. 1994. Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas para Riego. Métodos Oficiales de Análisis. Vol. III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Richard T.l., Woodbury P.B. 1992. The impact of separation on heavy metal contaminants in municipal solid waste composts. Biomass Bioenergy 3: 195-211.

COMPOSTAJE DE PLANTAS HORTÍCOLAS ENTUTORADAS CON NUEVOS MATERIALES BIODEGRADABLES: IMPACTO EN EL PROCESO Y EN EL PRODUCTO

Jurado, M.[1*]; López, M.J.[1]; Vargas-García, M.C.[1]; Suárez-Estrella, F.[1]; López-González, J.A.[1]; Bernal-Martínez, A.[1]; Cervera del Castillo, O.[1]; Râpă, M.[2]; Moreno, J.[1]

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología Aplicada, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, España

[2]INCERPLAST, 23 Ziduri Mosi, Sector 2, 021203 Bucharest, Rumanía

**Correo electrónico: mjr956@alboran.ual.es*

Resumen

Los residuos de plantas hortícolas en localizaciones como Almería, como consecuencia del cultivo intensivo bajo plástico, suponen un recurso abundante, barato y que debe ser aprovechado. El compostaje de estos residuos es una técnica actualmente implantada y desarrollada con éxito. Sin embargo, se requieren ajustes del proceso que contribuyan a mejorar su eficacia y a incrementar la calidad del compost obtenido. En este sentido, los residuos de los principales cultivos hortícolas incluyen rafias de entutorado fuertemente unidas a las plantas. Estas rafias suelen ser de material plástico no biodegradable (polipropileno o polietileno) y su presencia reduce la eficiencia del reciclado, dificulta el compostaje y confiere una mala calidad al compost obtenido. La eliminación en origen de estos elementos contaminantes, o la utilización de materiales alternativos biodegradables incrementaría el valor del producto final y facilitaría el proceso de compostaje. En este trabajo se estudió el comportamiento en campo y el compostaje de rafias de entutorado biodegradables. Estos nuevos materiales están constituidos por fibras de madera, ácido poliláctico (PLA) y Ecoflex® (BASF) en distintas proporciones. En una fase preliminar se seleccionaron los materiales más manejables, resistentes y desintegrables durante el compostaje. Las rafias biodegradables seleccionadas se utilizaron para el entutorado de plantas de tomate en cultivo bajo plástico y demostraron unas buenas cualidades de manejo, pero una resistencia al peso de la planta limitada. Residuos secos de plantas de tomate triturados (2-5cm) con estas rafias de entutorado fueron sometidas a compostaje. A diferencia de lo que ocurre con las rafias de PP, estas rafias fueron fácilmente triturables. El compostaje se desarrolló en pilas volteadas y con aireación forzada durante tres meses, demostrando una evolución adecuada y generando un compost de calidad y sin riesgo ambiental.

Palabras clave: rafias de entutorado, harina de madera, biodegradabilidad, desintegrabilidad

INTRODUCCIÓN

Los cultivos intensivos hortícolas en invernadero constituyen una actividad generadora de elevada cantidad de residuos vegetales. En España se producen elevadas cantidades de este tipo de residuos, concentrándose en las principales zonas de producción de hortalizas, entre las cuales, la provincia de Almería ocupa el primer lugar (EFSA-PPR, 2009). Sólo en esta provincia, esta actividad genera en torno a 650.000 Tm de residuos vegetales, lo que supone un volumen de 2,5 10^6 m^3 (Fundación Cajamar, 2008; Tolón Becerra y Lastra Bravo, 2010). Adicionalmente, estos residuos se concentran en una relativamente reducida área de unas 23.000 Ha, en la que se distribuye la zona invernada de la

provincia. Estos residuos vegetales son la causa de importantes problemas medioambientales (Blázquez, 2003), 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. Estos efectos negativos pueden disminuir con una adecuada gestión, preferentemente mediante métodos que permitan convertirlos en recursos útiles. Entre ellos, el compostaje constituye el método de elección, debido tanto a la excelente calidad de los materiales para tal proceso como al hecho de que se genere un producto, el compost, que puede volver a utilizarse como sustrato para la producción hortícola en la misma ubicación. Hasta la actualidad se han realizado numerosos estudios que avalan la validez del tratamiento (Moreno, 2002), y en los que se han optimizado las condiciones del proceso para la obtención de un compost de elevada calidad (Vargas-García et al., 2006).

A pesar de los notables avances, el compostaje de los residuos vegetales hortícolas a escala industrial presenta algunos problemas que aún deben solucionarse. Entre ellos destaca la presencia de guías o rafias de entutorado utilizadas para la sujeción de muchas plantas hortícolas, que permanecen fuertemente unidas a la planta tras la recolección y retirada de la planta. En el Poniente de la provincia de Almería se ha estimado que anualmente se generan unos 1.650 Tm de residuos de rafia mezclados con los residuos vegetales (Tolón Becerra y Lastra Bravo, 2010). Los materiales actualmente utilizados para fabricar las rafias son plásticos (polipropileno o polietileno) que tienen una gran resistencia a las condiciones que se dan en los invernaderos durante el cultivo (peso de la planta, humedad, temperatura elevada, etc.), pero que no son biodegradados durante el compostaje u otros tratamientos biológicos. Por ello, las rafias deben ser separadas de las plantas antes de aplicar un tratamiento de compostaje. Esta operación debe efectuarse manualmente, lo que conlleva una inversión demasiado elevada en personal, o alternativamente, se deben desechar todas aquellas fracciones que permanezcan firmemente unidas a las plantas. Esta última opción es la que se utiliza a escala industrial y para ello se realiza un cribado de las plantas en tromel. El material vegetal exento de rafia es compostado, y el que permanece unido a la rafia después del cribado es eliminado en vertedero, los que supone una enorme pérdida de biomasa.

El problema ocasionado por la rafia de plástico podría solucionarse mediante la sustitución de estas rafias por otras compuestas de materiales biodegradables y compostables. Estas características se definen y describen en la norma UNE 13432 (2000), que recoge tantos los procedimientos analíticos a aplicar, como las características que deben reunir los materiales catalogados como tales. Paradójicamente, las rafias de entutorado eran originalmente de fibras naturales biodegradables, concretamente en Almería se utilizaba rafia de esparto. Estos materiales se fueron abandonando en favor de los de plástico, debido a la mayor resistencia y durabilidad de éstos. Actualmente existen en el mercado algunas rafias biodegradables de fibras naturales como algodón, yute o cáñamo, que no han terminado de implantarse, probablemente por su mayor coste e inferiores prestaciones en su utilización. Por ello, se están desarrollando diversos estudios tendentes a obtener materiales que reúnan las características de las rafias de plástico, pero que sean biodegradables y compostables. Este es el caso de las rafias descritas por Klobbie y Kok (1997) y Wolters-Zuur (2011) en sendas patentes. Existe, por tanto, un importante campo por desarrollar en este aspecto.

En este trabajo se determinó la aplicabilidad y compostabilidad de nuevas rafias de entutorado biodegradables, en cuya composición se incluyó harina de madera. En el estudio se consideraron todos los factores que condicionaban el diseño y la composición de las rafias, incluyendo, la manejabilidad en la instalación, la durabilidad y la resistencia durante su aplicación en la sujeción de cultivos, así como la compostabilidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Producción de las rafias de entutorado

Se prepararon rafias de entutorado a partir de cinco formulaciones (composites) diferentes que variaron en sus contenidos en ácido poliláctico (PLA), Ecoflex® y harina de madera. Estas muestras fueron denominadas F-026 a F-030. El máximo contenido en harina de madera de los composites preparados fue del 20% (p/p), correspondiente a la muestra F-030. Los composites F-027 y F-028 contenían 15% de harina de madera de dos tipos diferentes cada una. Los composites F-026 y F-029 se utilizaron como controles y no contenían harina de madera en su composición.

El ácido poliláctico (PLA 3051D) fue suministrado en forma de pellets por Nature Works LLC (Minnetonka, MN, EEUU). Este material tenía una densidad específica de 1,24 g/cm^3 y un índice de fusión de 14 g/10 min (210ºC/ 2,16 kg). El Ecoflex® es un copoliester alifático-aromático biodegradable producido por BASF y está constituido por monómeros de 1,4-butandiol, ácido adípico y tereftálico. Para este trabajo se utilizó ECOFLEX F BX 7051. La densidad específica de este material fue de 1,25-1,27 g/cm^3 y su índice de fusión fue de 2,5-4,5 ml/10 min (190ºC/2,16 kg). Se utilizaron dos tipos fibras de madera con un tamaño medio de partícula de 200 µm: harina de madera libre de extractos, grado EFC 1000, suministrada por Rettenmaier y Söhne Gmbh (Alemania); y una mezcla de harina de distintas maderas 200/150, suministrada por La.So.Le. Est S. r.l. (Italia).

El procesado de los materiales indicados para la obtención de las rafias de entutorado se realizó en una extrusora TRUSIOMA equipada con un único tornillo con un diámetro de 32 mm y una relación longitud/diámetro de 20. Todas las formulaciones debieron ser desecadas a 60 ºC durante 2 h antes de someterlas a la extrusión.

Las rafias inicialmente producidas tuvieron un diseño plano, mientras que, en sucesivos lotes de producción se prepararon rafias redondas.

Ensayos de campo de rafias de entutorado

Las rafias de entutorado producidas fueron sometidas a ensayos de campo para determinar su manejabilidad durante la instalación y su resistencia y comportamiento durante su utilización.

Para establecer la manejabilidad de los materiales, se realizó un cuestionario en el momento de su colocación por parte de agricultores o técnicos con experiencia en la instalación de rafias de entutorado. Este cuestionario incluía preguntas relativas al manejo durante la instalación y principales problemas encontrados. Adicionalmente se les solicitó que puntuasen cada material desarrollado en relación al que utilizaban de forma estándar (rafias de polipropileno).

Las rafias fueron instaladas en un primer estudio en cultivos de invernadero de melón cantalupo (*Cucumis melo* cv *cantaloupe*), tomate (*Solanum lycopersicum*) y pepino (*Cucumis sativus*), para lo cual se utilizaron los cultivos bajo plástico de los que dispone la Universidad de Almería en el campo de prácticas. Adicionalmente, en esta primera fase, también se instalaron las rafias de entutorado desarrolladas en cultivos tradicionales de tomate (*Solanum lycopersicum*). Se realizó un seguimiento de la integridad y, en su caso, daño provocado a la planta, de las rafias instaladas en cada uno de los cultivos mencionados durante un ciclo productivo.

En una segunda fase se emplearon rafias mejoradas, de acuerdo con los resultados precedentes, para el entutorado de plantas de habichuela (*Phaseolus vulgaris*), de tomate y de pepino en invernadero, utilizando en este caso el mismo procedimiento que en el caso anterior, tanto en la instalación como en la monitorización.

Compostabilidad a escala piloto de las rafias de entutorado

Se desarrollaron dos procesos de compostaje con objetivos diferentes. En el primer ensayo se evaluó la desintegrabilidad durante el compostaje de los materiales planos originalmente desarrollados, con ello se pretendía seleccionar la composición de rafia de entutorado más adecuada de acuerdo con este criterio. En el segundo ensayo se realizó un proceso de compostaje a escala piloto en el que se utilizaron plantas de tomate entutoradas con materiales seleccionados, de forma que se efectuó un proceso totalmente extrapolable a escala real. En ambos casos se utilizaron las mismas condiciones de compostaje.

Proceso de compostaje

El proceso de compostaje se llevó a cabo en una Planta piloto de compostaje perteneciente al Área de Microbiología de la Universidad de Almería. Esta planta está construida en una parcela de 2.000 m^2 y está situada a pocos kilómetros de la Universidad de Almería, localizada en las instalaciones del Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía. La planta cuenta con diferentes zonas para el acopio de materiales, fase bio-oxidativa y maduración, así como un sistema informatizado para la medida diaria de diferentes parámetros (temperatura, aireación, concentración de oxígeno, etc.).

Los ensayos de compostaje se realizaron utilizando plantas de tomate exentas de frutos, que fueron desecadas y trituradas con una Biotrituradora móvil Hércules Schredder 4000 Profi hasta alcanzar un tamaño de partícula de 2 a 5 cm. Estas plantas fueron mezcladas con astillas de pino también trituradas en un molino de martillos, con motores ABB modelo M2AA 132 SB-2. Ambos sustratos se mezclaron en una proporción 65:35 (v/v) (tomate:astillas) para alcanzar una relación C/N de 25. Los materiales mezclados fueron adicionados de suficiente cantidad de agua para alcanzar una humedad del 50%, y se acumularon en pilas de 1 m^3 con unas dimensiones de 1,5m x 1m x 1,5m (largo x alto x ancho). Durante la fase biooxidativa las pilas fueron volteadas quincenalmente y aireadas diariamente desde la parte inferior, siguiendo una pauta de aireación de 6 turnos diarios de 5 minutos de duración a un flujo de 3 m/s, suministrada mediante bombas a través de conducciones perforadas de 4 cm de diámetro ubicadas en la base de la pila. Este régimen permite mantener una concentración de oxígeno en el interior de la pila en torno al 12%. La temperatura fue monitorizada en cada pila mediante sondas conectadas a un sistema de control informatizado. En todos los casos se incluyó una pila control exenta de composites (rafias de entutorado) añadido.

Estudio de desintegrabilidad de rafias de entutorado

En el primer ensayo, plantas de tomate y de pepino con cada uno de los tipos de rafias desarrolladas fueron desecadas y dispuestas en mallas de plástico-nylon. Estos materiales se introdujeron en el interior de la pila de compostaje. En cada volteo las bolsas se recogieron, se inspeccionó la integridad de los materiales y se pesaron las rafias. Los valores de desintegrabilidad se calcularon normalizando el peso de las muestras en diferentes fases del compostaje con respecto a los originales.

Estudio de compostaje de rafias de entutorado

En el segundo ensayo las propias plantas de tomate entutoradas con las rafias en estudio fueron utilizadas como sustrato para el compostaje. Tras la recolección del tomate, las plantas junto con las rafias se secaron y se trituraron con una Biotrituradora móvil Hércules Schredder 4000 Profi para evaluar si las rafias ocasionaban alguna alteración en esta fase de pretratamiento de los sustratos para compostaje. El proceso de compostaje se desarrolló en las condiciones previamente indicadas durante un período de tres meses. En el producto final procedente de pilas conteniendo la rafia desarrollada y pilas control sin dicho material, se analizaron los principales parámetros determinantes de la calidad del compost según métodos estándares (materia orgánica, carbono, nitrógeno total, amoniacal y nítrico, fracciones húmicas, pH, conductividad, densidad, capacidad de retención de agua, potasio, fósforo, capacidad de intercambio catiónico y humedad). Adicionalmente se determinó la ecotoxicidad de los compost generados.

Para el análisis de ecotoxicidad de compost se utilizó el método de extracción acuosa de un paso basado en la norma EN 12457-4:2002 (Lithner et al., 2009). Los compost fueron suspendidos en agua MilliQ para obtener una solución 10 L/Kg (líquido/sólido), que se mantuvo durante 24 h en agitación a 200 rpm. En el extracto acuoso obtenido se analizó ecotoxicidad aguda de acuerdo con la norma ISO 11348-3 con la bacteria bioluminiscente *Vibrio fischeri* (Biotox, Aboatox, Finland). La bioluminiscencia de la bacteria se midió en un luminómetro Luminoskan Ascent (Thermo-Electron Co., Vantaa, Finland) a 20ºC. Una alícuota de 100 µl de la muestra a distintas diluciones se incorporó en cada uno de los 96 pocillos de microplacas, y sobre ellos se dispensaron automáticamente 100µl de una suspensión de la bacteria. La luz emitida por la bacteria fue medida inicialmente y tras 30 min de contacto con cada una de las diluciones de los extractos (1:2-1:64). La presencia de toxicidad se pone de manifiesto por la reducción en la emisión de luz. Los resultados se normalizaron y se calculó la EC_{50} (concentración que produce una reducción de un 50% de la luminiscencia). Los valores de EC_{50} fueron transformados en Unidades de Toxicidad (UT) mediante la fórmula propuesta por De Vetter et al. (2008).

De acuerdo con la escala de evaluación de ecotoxicidad propuesta por De Vetter et al. (2008), los extractos con UT menor de 2 se consideran no tóxicos, escasamente tóxicos (2–4 UT), poco tóxicos (4–8 UT), tóxicos (8–16 UT) y muy tóxicos (> 16 UT).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características de las rafias de entutorado

Las rafias de entutorado deben ser finas para evitar dañar a la planta mediante cortes provocados por su propio peso, pero a la vez tienen que ser suficientemente resistentes para soportar dicho peso. En este trabajo se comprobó que para dicha finalidad las rafias debían tener un espesor entre 0,3 y 0,5 mm y una resistencia mínima de 24 N. De acuerdo con estos valores se diseñó el modelo de rafia de entutorado óptimo y se comprobó que todas las formulaciones fueron fácilmente procesadas, de modo que las condiciones establecidas se aplicaron a escala industrial en extrusora, obteniendo los materiales indicados en la **Figura 1**.

Algunas características físicas y dimensionales de las rafias producidas se indican en la **Tabla 1**, junto con las correspondientes a las rafias de polipropileno (PP) normalmente utilizadas. Las rafias desarrolladas fueron similares dimensionalmente a las de polipropileno, pero tuvieron una menor resistencia a la ruptura. Esta cualidad alcanzó valores inferiores en los materiales que contenían harina de madera (F-027, F-028 y F-030).

Tabla 1. Características físicas y dimensionales de las rafias de entutorado desarrolladas.

Características	F-026	F-027	F-028	F-029	F-030	PP*
Espesor (mm)	0,47	0,50	0,47	0,34	0,45	0,28
Anchura (mm)	3,3	3,2	3,8	4,0	3,9	3,0
Resistencia a la ruptura (N)	70	30	34	36	24	140

*Rafia estándar de polipropileno

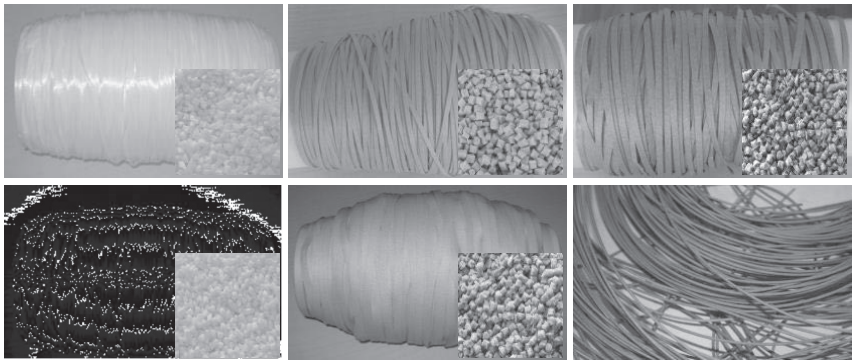


Figura 1. Rafias de entutorado producidas. Arriba (de izq. a dcha.) se muestran rafias y detalle de los gránulos a partir de los que se produjeron rafias con las formulaciones F-026 (sin harina de madera), F-027 y F-028 (con 15% de harina de madera Rettenmaier y La.So.Le, respectivamente); Debajo (izq. a dcha.) rafias F-029 (sin harina) y F-030 (con 20% de harina de madera). En la imagen inferior derecha se muestra rafia de entutorado con diseño mejorado (redondeado) producida en las últimas fases de la experimentación.

Aplicación de las rafias de entutorado planas en cultivos y desintegrabilidad

Las rafias de entutorado planas mostradas en la **Figura 1** fueron colocadas en cultivos de invernadero de plantas de tomate, pepino y melón cantalupo y en cultivos de plantas de tomate en exterior (**Figura 2**). En el momento de la instalación los agricultores o técnicos respondieron a un sencillo cuestionario relativo al manejo de las rafias en comparación con las que usualmente utilizaban (polipropileno). En la **Tabla 2** se muestran los principales resultados de esta encuesta. Ninguno de los materiales resultó satisfactorio para los agricultores desde el punto de vista de su manejabilidad. El principal inconveniente de todos ellos fue su diseño plano, su fácil rotura durante la instalación, su difícil atado y su tendencia a enredarse.

Las rafias sin harina de madera (F-026 y F-029) fueron menos manejables que las que contenían dicho componente (F-027, F-028 y F-030) debido a su escasa flexibilidad. Estos en cambio fueron más fácilmente rompibles durante el manejo. Los propios agricultores recomendaron rediseñar los modelos para darle una forma redondeada. Esta apreciación fue tenida en cuenta en la producción de la siguiente secuencia de materiales, tal y como se puede observar en la **Figura 1**.

Tabla 2. Categorización y principales comentarios de la encuesta realizada a agricultores durante la instalación de las rafias de entutorado.

	F-026	F-027	F-028	F-029	F-030
Puntuación*	2	3	3	2	4
Principal problema	Muy rígido	Fácil rotura	Fácil rotura	Difícil atado	Fácil rotura

*Respecto a la rafia estándar de polipropileno (10 puntos)

Las diferentes rafias se utilizaron para entutorar cultivos de melón cantalupo, tomate y pepino en invernadero y de tomate en cultivo tradicional (**Figura 3**), todos ellos cultivados en primavera-verano y se realizó un seguimiento de la integridad de las rafias durante el ciclo productivo. Los materiales que no contenían harina de madera (F-026 y F-029) y la que contenía la mayor cantidad (20%) de dicho componente (F-030) mantuvieron su integridad durante todo el ciclo productivo en todos los cultivos. Los materiales que contenían 15% de harina de madera (F-027 y F-028) instaladas en plantas de pepino se rompieron a los dos meses de su colocación. En el caso de los cultivos de tomate en invernadero el 70% de las plantas entutoradas con rafias F-027 y F-028 se cayeron tras 2,5 meses, y el 50% en los cultivos de exterior.

Figura 2. Estudio del comportamiento en campo de las rafias de entutorado producidas. De derecha a izquierda: Cultivos de melón cantalupo, tomate y pepino en invernadero y de tomate en cultivo tradicional soportados por las rafias desarrolladas.

Las plantas entutoradas con los materiales procedentes de los cultivos anteriormente descritos fueron retiradas tras recoger los frutos y se desecaron naturalmente. Las plantas de tomate y pepino junto con las rafias se introdujeron en bolsas de malla, que se colocaron en el interior de sendas pilas de compostaje para evaluar la desintegración de dichos materiales.

En la **Figura 3** se muestra el perfil térmico del ensayo de compostaje realizado, que trascurrió de forma adecuada en las pilas conteniendo los materiales (Pila 1 y 2) o sin ellos. La fase bio-oxidativa concluyó tras 21 días pero se alcanzaron valores térmicos superiores a 60 ºC que se mantuvieron durante tiempos prolongados (más de 7 días). Los niveles térmicos fueron muy similares en todas las pilas, incluyesen rafia o no (control), lo que demuestra que la presencia de los restos vegetales con los materiales en estudio no afectó al proceso, al menos en lo relativo a su evolución térmica.

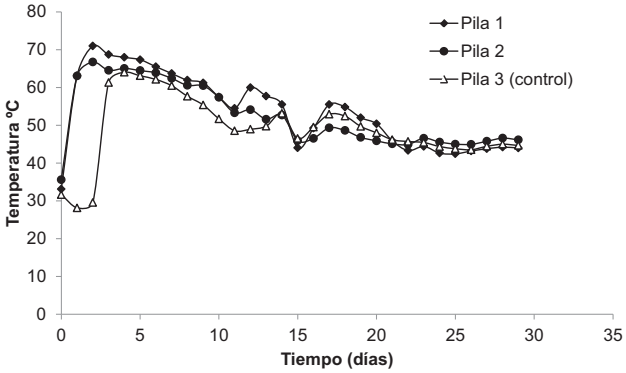


Figura 3. Perfil térmico del proceso de compostaje con pilas conteniendo plantas de pepino (Pila 1) y de tomate (Pila 2) con rafias de entutorado (arriba) y detalle (abajo) de procedimiento.

El grado de desintegración determina la descomposición física en fragmentos de inferior tamaño del material ensayado. Esta medida se realizó mediante inspección visual y pesando los materiales recuperados desde las pilas en cada volteo.

En la **Figura 4** se muestra el grado de desintegración de los materiales según su pérdida de peso durante el compostaje. La muestra que experimentó una más rápida y mayor desintegración fue la rafia que contenía un 20% de harina de madera (F-030). Los otros materiales que también contenían madera (F-027 y F-028) también desaparecieron prácticamente durante el compostaje. Sin embargo, los materiales carentes de dicho componente no experimentaron ninguna alteración física.

La capacidad para desaparecer durante el compostaje sin que se observen efectos negativos en el proceso constituye una cualidad indispensable para materiales como los que se analizan en este trabajo. Según los requisitos marcados por la norma EN 13432, la desintegrabilidad consiste en la fragmentación y la pérdida de visibilidad del material en el compost final (ausencia de contaminación visual), en que el material tiene que estar desintegrado antes de 3 meses. Los restos de material con tamaño mayor de 2mm se consideran no desintegrados y esta fracción debe ser menor del 10% de la masa inicial.

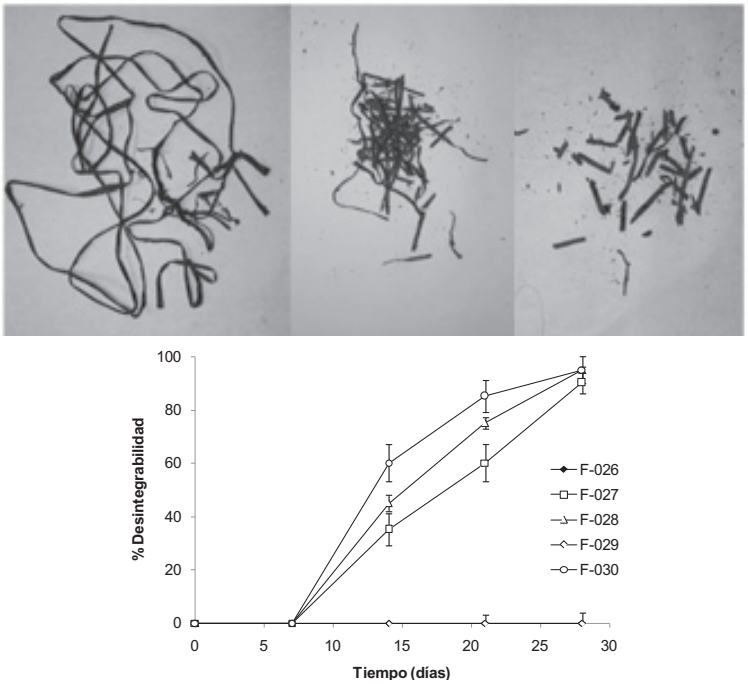


Figura 4. Desintegrabilidad (pérdida de peso respecto al peso inicial) de los materiales introducidos en las pilas de compostaje durante el proceso. Arriba detalle de desintegración.

De acuerdo con los resultados obtenidos, sólo los materiales que contienen harina de madera se pueden considerar adecuados para ser sometidos a compostaje. Dicho componente podría facilitar o inducir el ataque microbiano durante el compostaje.

Compostabilidad a escala piloto de las rafias de entutorado mejoradas

Los resultados de desintegración pusieron de manifiesto que los materiales más adecuados para ser reciclados tras su vida útil mediante compostaje eran los que contenían madera (F-027, F-028 y F-030). Sin embargo, los estudios de campo revelaron la existencia de fallos en el diseño y en la estructura física de estos materiales que los hacían lábiles y de difícil manejo y, por tanto, de escaso valor aplicado. Por estos motivos se seleccionaron las formulaciones F-027 y F-030, que contenían 15 y 20% de harina de madera, respectivamente, por su comportamiento en campo y por su capacidad para ser desintegrados en compostaje y se modificó el diseño de las rafias fabricadas con tales materiales. El nuevo diseño era redondeado, tal y como se muestra en la **Figura 1**.

Las nuevas rafias (F-027-R y F-030-R) fueron mucho más manejables y de más fácil instalación que los materiales planos. Ambos tipos permanecieron intactos en plantas de tomate y habichuela en un ciclo productivo. Sin embargo, en cultivos de mayor peso como el de plantas de pepino, el 41% de las rafias F-027-R se rompieron tras dos meses, y el 20% en el caso del material F-030-R.

Las plantas de tomate entutoradas con las rafias ensayadas fueron desprovistas de frutos, cortadas y desecadas. Estos materiales fueron utilizados para desarrollar un proceso de compostaje. En la fase

de pretratamiento que implica el triturado de las plantas de tomate, los dos materiales se trituraron sin dificultad en la trituradora empleada en este trabajo, Biotrituradora móvil Hércules Schredder 4000 Profi. Esta es una cualidad a resaltar, ya que otros materiales fibrosos utilizados para el soporte de cultivos son muy difícilmente triturables y se enredan en la mayoría de los sistemas utilizados. Esto provoca que la imporante fase de reducción de tamaño sea inviable para este tipo de residuos.

Se constituyeron dos pilas, una para plantas entutoradas con cada uno de los dos materiales, y se incluyó una pila adicional que contenía plantas de tomate exentas de cualquier rafia de entutorado (control).

El perfil térmico del proceso se muestra en la **Figura 5**. El compostaje transcurrió de forma similar en las tres pilas, de forma que la presencia de las rafias de entutorado no afectó al proceso en lo relativo a las fases térmicas. Se obtuvieron dos fases termófilas y la fase bio-oxidativa se completó en 35 días.

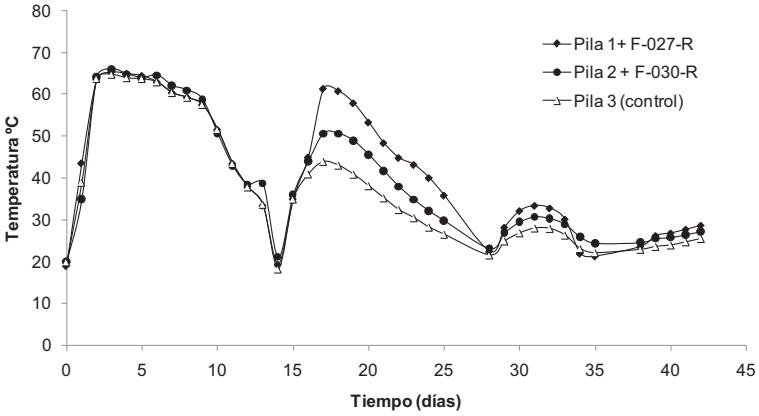


Figura 5. Perfil térmico de pilas de compostaje constituidas por plantas de tomate entutoradas con rafia F-027-R (pila 1) o F-030-R (pila 2), y exentas de rafias de entutorado (pila 3).

Transcurridos los tres meses de compostaje se valoró visualmente la presencia de restos de las rafias en los compost terminados. En oposición a lo observado en el experimento previamente descrito, en el que estos materiales fueron desintegrados al permanecer en el interior de la pila de compostaje durante todo el proceso, en este ensayo la presencia de los materiales era patente visualmente. Al final del proceso, en los dos casos estudiados, la cantidad de material desintegrado fue escaso y superó con creces el máximo de 10% de partículas con tamaño superior a 2mm exigido para este tipo de material.

El fallo en la desintegración de los materiales puede deberse al hecho de que, al realizar el proceso mediante pilas volteadas, los materiales posiblemente no están durante el tiempo suficiente en las condiciones térmicas que se precisan para su biodegradación y consiguiente desintegración. Por ello, en el ensayo anterior, en el que los materiales estuvieron durante todo el proceso en el interior de la pila, se produjo una intensa biodegradación, mientras que en este caso, los materiales con la misma composición, prácticamente no sufrieron modificaciones.

Una solución a esta circunstancia puede ser realizar procesos de compostaje mediante pilas no volteadas. Esto, sin embargo, no es muy adecuado para el tipo de materiales que se composta. Alternativamente se puede ajustar el proceso de compostaje, de modo que los volteos se distancien suficiente tiempo como para que los materiales sean biodegradados.

Debido a la escasa desintegrabilidad en pilas volteadas y, como consecuencia del fallo observado en la aplicación en cultivos de pepino de las rafias F-027-R y F-030-R, se obtuvo una nueva fórmula con un diseño redondeado denominada F-031, más flexible y con un contenido en harina de madera del 20%. Esta nueva rafia fue ensayada en campo para el entutorado de cultivos de tomate, habichuela y pepino.

Las características de manejo e instalación de este nuevo material fueron mucho mejores que las anteriores, según los expertos, y no se produjo rotura de ninguna de las rafias instaladas en los cultivos.

Las plantas de tomate entutoradas con F-031 fueron sometidas a compostaje. Este material también se trituró con facilidad en la fase de pretratamiento del residuo vegetal para compostaje.

El proceso de compostaje transcurrió adecuadamente y sin diferencias significativas respecto a la pila control con plantas de tomate sin rafias de entutorado (**Figura 6**). Antes del primer volteo se alcanzaron los mayores valores de temperatura, superiores en casi todos los casos a 60ºC, debido a la presencia inicial de una mayor cantidad de compuestos fácilmente asimilables que promueven una elevada actividad microbiana y, como consecuencia, una gran generación de calor.

En sucesivos volteos no se alcanzaron, en general, valores térmicos tan elevados, de hecho fueron decreciendo con el tiempo debido al agotamiento de nutrientes biodegradables, lo que determina un descenso en la actividad metabólica microbiana.

Transcurridos los 45 días correspondientes a la etapa bio-oxidativa, los valores térmicos se mantuvieron más o menos constantes. Al final de esta fase se observó visualmente la desaparición prácticamente completa del material (<10% partículas de más de 2mm). El proceso se prolongó tres meses, tras los cuales se analizó el compost obtenido.

Las características físico-químicas y la composición de los dos compost obtenidos fueron muy similares (**Tabla 3**) y alcanzaron valores típicos de los compost de calidad obtenidos a partir de este tipo de residuos (Vargas-García et al., 2006; Moreno, 2002). Estos compost además no demostraron tener efecto ecotóxico, tal y como se deduce de los valores inferiores a 2 UT obtenidos en el bioensayo con *V. fischeri*.

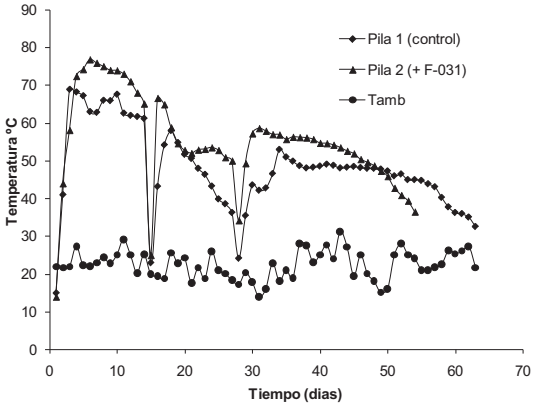


Figura 6. Perfil térmico de pilas de compostaje constituidas por plantas de tomate exentas de rafias de entutorado (pila 1) y entutoradas con rafia F-031 (pila 2).

Tabla 3. Características y composición de los compost obtenidos de pilas con plantas de tomate entutoradas con F-031 y con plantas sin rafias de entutorado (control).

Parámetro	F-031	Control
Materia orgánica (%)	49,21	51,22
Carbono Total (%)	17,36	20,09
Nitrógeno Total (%)	1,57	1,97
C/N	11,06	10,20
NH_4(%)	0,03	0,02
NO_3(%)	0,21	0,39
Extracto húmico total (%)	3,01	4,45
Ácidos húmicos (%)	1,04	1,01
Ácidos fúlvicos (%)	1,98	3,44
pH	9,61	8,80
Conductividad (µS/cm)	10,82	13,57
Densidad aparente (g/ml)	0,53	0,52
Densidad real (g/ml)	1,45	1,47
Capacidad de retención agua (%)	60,21	60,54
K (%)	4,72	5,63
P (%)	0,08	0,10
Capacidad de intercambio iónico (meq/10^2g)	21,48	24,76
Humedad (%)	19,78	19,45
Ecotoxicidad (UT)	1,63	1,86

La rafia de entutorado F-031 constituye, por tanto, un material prometedor para su aplicación en el cultivo de plantas hortícolas que requieren este tipo de soporte. El material cuenta con múltiples ventajas, incluyendo un manejo adecuado y resistencia y principalmente su compostabilidad, de modo que toda la planta puede ser tratada mediante este procedimiento sin que exista pérdida de biomasa.

CONCLUSIONES

Las rafias de entutorado constituidas por composites basados en la harina de madera presentan características físico-químicas comparables a las de materiales tradicionales utilizados para tal finalidad.

La mejora en el diseño y composición de los materiales ha permitido obtener una rafia de entutorado de fácil manejo, aplicable en diversos cultivos y compostable.

El compost de plantas de tomate entutoradas con los nuevos materiales desarrollados reúne las características idóneas para su aplicación en campo sin riesgos medio ambientales.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto europeo del 7PM FORBIOPLAST (FP7 KBBE-212239). Agradecemos la colaboración de los investigadores de la Universidad de Pisa, Dr. Ing. Andrea Lazzeri y Dra. Ing. Patrizia Cinelli, por su implicación en la selección y elaboración de las formulaciones para los materiales descritos en este trabajo. Agradecemos también la valiosa ayuda de Maria Soledad Martínez Guillén, técnico de apoyo, por su colaboración en las tareas de laboratorio, y de los técnicos de apoyo Domingo Ruiz Morante y Francisco Javier Lupiáñez Romera por su contribución en los ensayos realizados en invernadero.

REFERENCIAS

Blázquez, M.A. 2003. Los residuos agrícolas y de origen animal. p. 436-457. En: J.M. Llamas y J.M. Soria (eds.), Los residuos urbanos y asimilables. Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía, Sevilla.

De Vetter, L., Depraetere, G., Janssen, C., Stevens, C., Van Acker, J. 2008. Methodology to assess both the efficacy and ecotoxicology of preservative treated and modified wood. Ann. For. Sci. 65: 504.

EFSA-PPR. 2009. EFSA-PPR project on “Data-collection of existing data on protected crop systems (greenhouses and crops grown undercover) in Southern European EU Member States”. Agricultural University of Athens. http://www.efsa.europa.eu.

EN 12457-4. 2002. Characterisation of waste. Leaching. Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges.

EN 13432. 2000. “Requirements for packaging recoverable through composting and biodegradation – Test scheme and evaluation criteria for the final acceptance of packaging’”.

Fundación Cajamar. 2008. Análisis de la campaña hortofrutícola de Almería 2007/2008. Cajamar. Almería.

ISO 11348-3. 1998. Water quality -- Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) -- Part 3: Method using freeze-dried bacteria.

Klobbie, E.J.G., Kok, R.H. 1997. Horticultural yarn. Patente EPO 0,559,252.

Lithner, D., Damberg, J., Dave, D., Larsson, Å. 2009. Leachates from plastic consumer products – Screening for toxicity. with *Daphnia magna*. Chemosphere 74: 1195–1200.

Moreno, J. 2002. Biotransformación de Residuos Vegetales: Determinación de condiciones óptimas para escalado a nivel industrial. Proyecto 1FD1997-1389, FEDER. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Almería, Almería, España.

Tolón Becerra, A., Lastra Bravo, X. 2010. La agricultura intensiva del poniente almeriense. Diagnóstico e instrumentos de gestión ambiental. Revista Electrónica de Medio Ambiente UCM, 8: 18-40. http://www.ucm.es/info/iuca/web/images/RevistaMA/8/tolonlastraponientealmeriense.pdf

Vargas-García, Suárez-Estrella, F., López, M.J., Moreno, J. 2006. Influence of microbial inoculation and co-composting material on the evolution of humic-like substances during composting of horticultural wastes. Process Biochem. 41:1438-1443.

Wolters-Zuur, A.M. 2011. Polylactic acid products and their use. Patente US 20,110,293,877.

EL COMPOSTAJE COMO ALTERNATIVA A LA GESTION DE SANDACH DE ACUICULTURA GENERADOS EN LOS ESTEROS

Sillero, L.[1]; Neria, B.[2]; Suffo, M.[3]; García-Morales, J.L.[1*]

[1]Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. CASEM. Universidad de Cádiz. Polígono Río San Pedro s/n. 11510. Puerto Real. (Cádiz). Spain

[2] Fundación Centro Tecnológico Acuicultura de Andalucía. Edificio "Ctaqua", Muelle comercial s/n; 11.500. El Puerto de Santa María (Cádiz). Spain.

[3]Departamento de Ingeniería Mecánica y Diseño Industrial. E. U. Ingeniería Técnica Naval. CASEM. Universidad de Cádiz. Polígono Río San Pedro s/n. 11510. Puerto Real. (Cádiz). Spain

[*]Correo electrónico: joseluis.garcia@uca.es

RESUMEN

Para la explotación salinera, el hombre, desde hace siglos, ha ido transformado algunas zonas de marismas costeras del sur de España, principalmente en las provincias de Cádiz y Huelva. En ellas se ha creado una red de caños y lagunas, junto con un sistema de compuertas, que permite que el agua pase durante la pleamar, y que mediante el trasiego entre lagunas de diferente profundidad por evaporación del agua finalmente se produzca la sal. Muchas de ellas se dejaron de explotar, y desde hace algunos años se han vuelto a poner uso como explotaciones acuícolas. Gran parte de estas instalaciones tienen como denominador común su ubicación en entornos aislados o de especial protección como Parques Naturales, aspecto que marca sobremanera los recursos disponibles en ellas.

El objetivo del trabajo desarrollado fue evaluar la posibilidad de la gestión "in situ" mediante el compostaje de los Subproductos Animales No Destinados Al Consumo Humano (SANDACH) generados en este tipo de instalaciones acuícolas.

En el proyecto, desarrollado junto con la fundación *CTaqua* (Centro Tecnológico de la Acuicultura en Andalucía), se ha abordado tanto la optimización del propio proceso de compostaje y el estudio agronómico posterior del compost generado, como el diseño y construcción de un prototipo de compostador (ACUICOMP®) adaptado a las singularidades de estas instalaciones.

Las condiciones de compostaje seleccionadas fueron la mezcla en una proporción 1:2 (v/v) de los peces (principalmente lubina y dorada *(Dicentrarchus sp. Y Sparus aurata)),* sin ningún tipo de manipulación, con aserrín. En el caso del compostador ACUICOMP® el tiempo de permanencia dentro del reactor fueron 10 días, menor que en el reactor comercial, más un periodo de maduración posterior de 1,5 meses fuera del mismo. El compost final carece de fitotoxicidad (I.G.> 105%) y podría ser utilizado tanto como enmienda para cultivos como para sustratos. El compost obtenido presentaba uno niveles de metales pesados que permitían su clasificación como de clase A para ambas reglamentaciones, sin embargo los niveles de la relación C/N >20 diferían de los recogidos en el Reglamento 824/2005 sobre fertilizantes.

Palabras clave: SANDACH acuicultura, Acuicomp, compost

INTRODUCCIÓN

Los esteros son lagos artificiales de agua salada que se llenan gracias a la influencia de la marea. Mediante un sistema de compuertas se logra controlar la salida y entrada de agua que se aprovecha para el cultivo de especies marinas principalmente autóctonas, como doradas y lubinas, para su posterior comercialización, aunque en la actualidad se están extendiendo a otros tipos de especies.

Los Subproductos Animales no Destinados al Consumo Humano (SANDACH) son una fuente potencial de riesgo para la salud pública y animal. Su regulación viene recogida en el Reglamento (CE, 2009) donde, adicionalmente, se proporciona información sobre los posibles métodos permitidos de gestión de los distintos SANDACH. Dentro de ellos, la Categoría 2 que comprende, entre otros, animales o partes de animales que murieron sin ser sacrificados para su consumo humano, incluidos los sacrificados con fines de control de enfermedades. En dicho Reglamento, en el caso particular de los animales acuáticos, una de las prácticas de gestión permitidas para esta categoría es el compostaje. Y la posibilidad de realizar una gestión in situ de estos subproductos en las instalaciones podría suponer un posible ahorro de costes para el acuicultor frente a su gestión externa (Macías et al., 2011).

El compostaje es un proceso biooxidativo controlado, en el que intervienen numerosos y variados microorganismos, que requiere una humedad adecuada y sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido, que implica el paso por una etapa termofílica y una producción temporal de fitotoxinas, dando al final como productos de degradación, dióxido de carbono, agua y minerales, así como una materia orgánica estabilizada (compost), libre de fitotoxinas, y dispuesta para su empleo en agricultura sin que provoque fenómenos adversos (Urrestarazu, M., 2003).

Dentro de las posibles opciones para desarrollar los procesos de compostaje en este tipo de instalaciones, hay autores que han utilizado o bien sistemas abiertos tipo windrow, con apilamiento y volteo, o estáticos (Liao, 1994 y Laos et al., 2002), o bien reactores cerrados (Sánchez Bascones et al., 2010).

Debido a las características particulares de este tipo de instalaciones que tienen como denominador común su ubicación en entornos aislados o de especial protección como Parques Naturales, y la escasa disponibilidad de recursos (electricidad, agua corriente, etc.), se optó por la realización del compostaje en un sistema cerrado discontinuo.

Inicialmente, se comenzó el desarrollo experimental in situ de los SANDACH de Categoría 2 provenientes de las bajas registradas en los esteros con un compostador comercial piloto (EMISON CR-15) de tipo tambor rotativo.

Ante los resultados obtenidos, las carencias que presentaban los sistemas comerciales existentes a esa escala, y las características singulares de este tipo de instalaciones se realizó en la Universidad de Cádiz el diseño y construcción de un prototipo patentado de compostador adaptado a este tipo de residuos y circunstancias. El compostador, denominado ACUICOMP®, fue desarrollado bajo estas premisas, y un prototipo del mismo se construyó en colaboración con la fundación Ctaqua (Suffo.et al., 2011).En los esteros, al igual que en otro tipo de instalaciones acuícolas se producen bajas diariamente que poseen la necesidad de ser gestionadas rápidamente, ya que es un problema para los operarios almacenar dichos residuos. Con este sistema se permite la gestión in situ, sin necesidad de almacenar grandes cantidades de SANDACH, en un reactor cerrado donde se controlan los olores producidos durante el compostaje.

En el trabajo que se presenta se ha abordado tanto la optimización del propio proceso de compostaje (procesado de los SANDACH, proporciones con material estructurante, condiciones del proceso de compostaje (fermentación y maduración) como el estudio agronómico posterior del compost generado junto con su calidad. Asimismo, se presentan las características del prototipo de compostador (ACUICOMP®) adaptado a las singularidades de estas instalaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la selección de las condiciones de realización de los ensayos de compostaje in situ se partió de una serie de ensayos realizados en el compostador comercial. Posteriormente, estas condiciones fueron optimizadas mediante el uso del prototipo ACUICOMP®, ambos equipos se describirán a continuación.

En los ensayos realizados se evaluó:

- Grado de pretratamiento de las distintas materias primas:
  - o SANDACH (principalmente, dorada y lubina *(Dicentrarchus sp. y Sparus aurata)):* triturado, troceado, piezas completas.
  - o Estructurante
- Proporciones de mezcla entre ambos (SANDACH: aserrín; v:v) en referencia a su relación C/N. (1:2 y 1:1,5)
- Seguimiento de las principales variables de operación, tanto en su fase de fermentación dentro de los compostadores como en su proceso de maduración posterior.

Caracterización de las materias primas

Las principales características de las materias primas del proceso se presentan en la **Tabla 1.**

Tabla 1. Valores medios de los distintos parámetros de las materias primas utilizadas.

Materia	M.O. (%)	Humedad (%)	C (%)	N(%)	C/N
Aserrín	99,41	8,82	57,66	0,08	720,75
Pescado	80,22	69,03	46,53	5,96	7,80

Los distintos residuos se mezclaron en una proporción en volumen con el objetivo de encontrar de una relación C/N cercana al óptimo teórico (25-35). A la mezcla se le añadió aproximadamente un 3% en peso de inóculo que en el primer ensayo era estiércol de caballo de un picadero cercano y posteriormente se utilizaba un 3% de los ensayos previos.

Compostadores utilizados

La tecnología seleccionada para el desarrollo del proceso de compostaje in situ es una tecnología tipo tambor rotativo.

El modelo de compostador comercial utilizado ha sido el modelo CR-15 de la casa EMISON con una capacidad total de 340 L. Este modelo está diseñado para, en principio, procesar una cantidad diaria de residuos de 15 kg/día. En la **Figura 1** se muestra a la izquierda una imagen del mismo.

El Prototipo ACUICOMP® fue diseñado para mejorar muchas de las carencias observadas en el desarrollo de los ensayos con el compostador comercial y teniendo en cuenta muchas de las particularidades que implica el trabajo en este tipo de instalaciones.

Normalmente, los esteros están situados en zonas aisladas por lo que la planta se ha diseñado de tal manera que puede llegar a ser autónoma energéticamente, ya que en su concepción integra la posibilidad de su abastecimiento a partir de fuentes de energía renovables. El equipo consta de un novedoso sistema de rotación mediante un eje unido a unos álabes cuya forma y disposición permiten la mezcla y aireación adecuada de este tipo de residuos, favoreciendo el compostaje con bajos requerimientos energéticos y sin llegar a compactar la mezcla. Además cuenta con un sistema de oxigenación mediante un electroventilador.

El prototipo ACUICOMP® está formado por un recipiente hermético aislado, con capacidad para 500 litros, aunque el diseño permite su escalabilidad. El equipo permite el registro de la temperatura de proceso y, tanto la oxigenación como la agitación del sistema se encuentran controladas por medio de un autómata en función de las variables de proceso. En la **Figura 1** se muestra a la derecha una imagen del mismo.

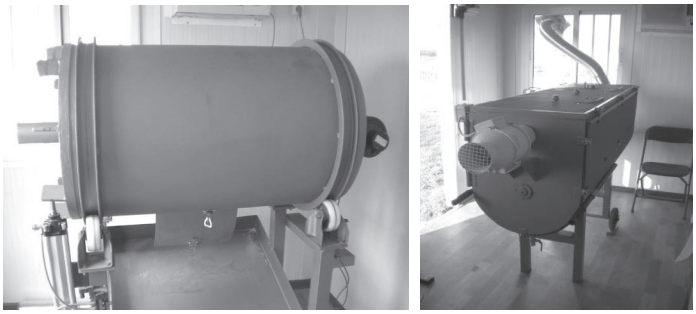


Figura 1. Compostador comercial (izquierda) y prototipo ACUICOMP® (derecha).

Parámetros de seguimiento y maduración

Durante el proceso de fermentación en el interior de los distintos compostadores se hizo el seguimiento de la materia orgánica (SVT %), la humedad (%), relación C/N, pH, conductividad eléctrica y temperatura. La temperatura en el caso del compostador comercial fue registrada mediante la utilización de un Datalogger testo 175-T2 que permitía el registro de la temperatura del interior del compostador y la ambiental.

Una vez terminada la etapa de fermentación dentro de los compostadores, la etapa de maduración del compost se realiza en el exterior en condiciones ambientales en cajas ranuradas. El compost era volteado semanalmente de forma manual durante aproximadamente un mes y medio. Durante esta etapa se medía periódicamente la temperatura (mediante un dataloger), humedad (%), pH, conductividad, amonio (%), Materia orgánica, relación C/N y contenido en ácidos grasos volátiles (cromatografía gaseosa) (Masaguer y Benito, 2007).

Adicionalmente, para la evaluación del grado de maduración del compost obtenido se realizaron distintas medidas tales como el test de biogerminación (Zucconi, et al., 1981), test SOLVITA® (Iglesias Jiménez, et al. 2007) y respirometría (Vázquez y Soto, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Proceso de fermentación

Del conjunto de ensayos realizados y del seguimiento de las variables medidas dentro del proceso se han extractado aquellas que pueden proporcionar una visión de la correcta evolución del mismo y que avalan las condiciones de operación seleccionadas.

La evolución de la temperatura de la masa durante la fase de fermentación ha seguido las etapas típicas del parámetro durante este tipo de procesos tal y como se puede observar en la **Figura 2**. Al principio del proceso se observa un incremento de la temperatura hasta niveles termofílicos, manteniéndose en estas temperaturas varios días, asegurando de esta forma la correcta higienización de los SANDACH. Posteriormente, la temperatura va descendiendo progresivamente hasta niveles cercanos a los ambientales. En este momento el contenido del reactor se extrae y sigue su proceso de maduración en cajas ranuradas (durante aproximadamente un mes y medio) con volteos periódicos hasta estabilizarse en valores cercanos a la ambiental. La utilización del prototipo ACUICOMP®, debido a la optimización del proceso de mezcla y aireación, posibilitó el desarrollo del ciclo de temperatura de fermentación dentro del reactor en un periodo menor (10 días) y permitió, debido a la mayor estabilización del compost a su salida, periodos de maduración menores.

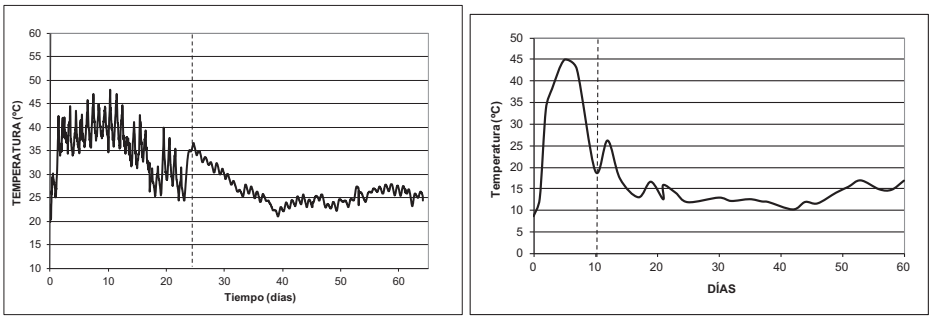


Figura 2. Evolución temporal de la temperatura del interior del compostador (Izq. Compostador comercial y Der. ACUICOMP®), con línea discontinua se indica el momento en que se dio comienzo el proceso de maduración en el exterior.

En referencia al grado de manipulación, previo a su compostaje, del pescado (triturado, troceado y piezas completas) se observaron resultados similares en la evolución de los distintos parámetros representativos de los ensayos independientemente del procesado en el caso de troceado y piezas

completas, tomándose como vía de gestión la que suponga una menor manipulación que supondría, por tanto, una posible disminución de costes. Asimismo, en el proceso de trituración del pescado se observó que la masa a compostar formaba una serie de conglomerados dentro del reactor que no se homogeneizaban correctamente en el compostador comercial que hizo desechar este tipo de procesado.

El grado de manipulación del pescado tiene gran importancia en el proceso de fermentación en el reactor debido a la influencia que tiene en la evolución de la humedad del mismo. En los distintos ensayos se observó, partiendo de humedades iniciales similares, que en aquellos ensayos donde el pescado fue troceado se producía una mayor pérdida de humedad que en aquellos en los que se incorporaban piezas completas. Esto puede ser debido a que el proceso de descomposición del mismo libera progresivamente el agua contenida en el pescado a diferencia de aquellos en los que éste se encuentra troceado, donde es necesario rehumectar para que el proceso no se ralentice. Este fenómeno se pone de manifiesto en la **Figura 3**.

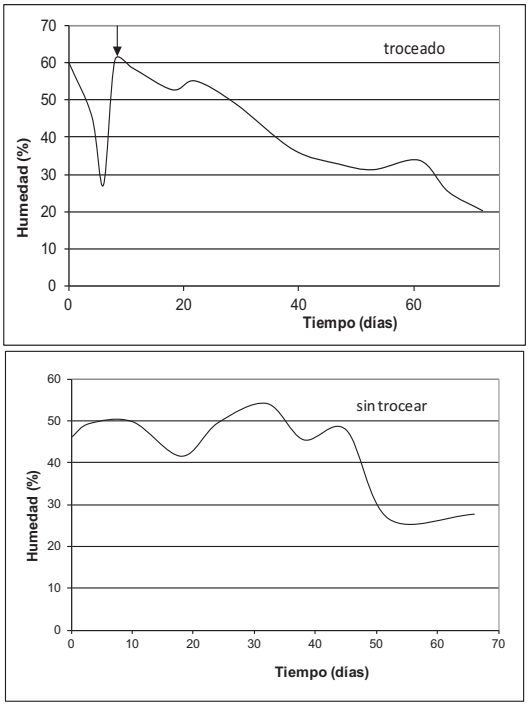


Figura 3. Evolución de la humedad (la flecha indica el momento de la rehumectación).

Una vez realizados los primeros ensayos comparando el distinto tipo de procesado del pescado y su proporción con el material estructurante (aserrín) se comprobó que los SANDACH procedentes de acuicultura no necesitan ningún tipo de pretratamiento adicional, y que la mejor proporción de mezcla con el serrín era en volumen 1/2, pescado/serrín.

Proceso de maduración

Para el seguimiento del proceso de maduración de los distintos compost se realizaron varios ensayos de cara a evaluar su posible fitotoxicidad (test de biogerminación de semillas) y su estabilidad y madurez (ensayos respirométricos y Test SOLVITA®) que se presentan a continuación.

Evaluación de la fitotoxicidad: test de biogerminación.

Durante la fase de maduración de cada compost se realizaron tres ensayos de biogerminación, uno al principio de la fase de maduración, otro en un periodo intermedio y otro al final. Los valores obtenidos para el caso de un ensayo en el compostador comercial y para un ensayo en el compostador ACUICOMP® con una proporción de pescado:estructurante (1:2) se recogen en la siguiente **Figura 4**.

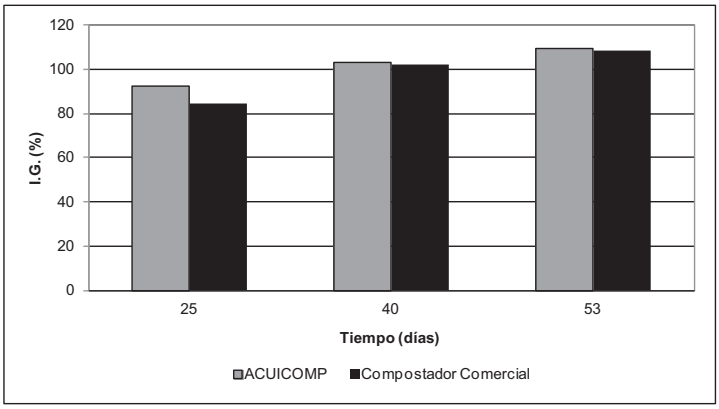


Figura 4. Evolución del Índice de Germinación (%) a lo largo de la fase de maduración en ambos compostadores.

En la **Figura 4** se observa cómo se obtienen valores por encima del 100% en los test realizados a partir del día 40 desde el montaje del ensayo para ambos compostadores. A partir de este momento, por tanto, se podría inferir que el producto final estaría libre de fitotóxicos. Los valores obtenidos con el compostador ACUICOMP® son más elevados desde la primera de las medidas indicando un mayor grado de estabilización en el proceso de fermentación en su interior y unos menores periodos de maduración para resultados equivalentes.

Los resultados ausencia de fitotoxicidad obtenidos con el Índice de germinación de semillas vienen ratificados con los valores registrados de ausencia de ácidos grasos volátiles, un porcentaje de amonio < 0,2 % (Iglesias Jiménez, et al. 2007) y valores del Tests SOLVITA® de nivel 5 (amarillo) relacionado con prácticamente la ausencia de éste parámetro, como se puede observar en la **Figura 5**.

Evaluación de la estabilidad y la madurez: Respirometría y test SOLVITA®

Las determinaciones respirométricas pueden indicar si los cambios metabólicos que acompañan a la estabilización de la materia orgánica se han producido de forma completa o se encuentran en un estado de evolución transitoria (metabolismo latente) que en caso de rehumectación del compost pudieran reactivarse.

La medida del consumo de oxigeno es la técnica más fiable para ser utilizada como indicador de madurez para todo tipo de residuos. A los compost obtenidos en diferentes ensayos se le ha realizado la medida respirométrica según la técnica descrita por Soto y Vázquez (2010). Los resultados del test respirométrico expresados en forma de SOUR (tasa especifica de consumo de oxígeno) presentan valores en torno a 0,87 mg O_2/g SV h. Los valores del SOUR que se establecen para que un compost pueda considerarse como estable no deben superar 1 mg O_2/g SV h, (Lasaridi y Stentiford, 1998), indicando la estabilidad de los compost obtenidos (Iglesias Jiménez, et al., 2007).

Adicionalmente, para evaluar el grado de estabilidad-madurez de los compost obtenidos se les ha realizado el test SOLVITA® al final de la fase maduración.Los resultados obtenidos en la escala de colorimétrica (ver **Figura 5**) se corresponden con el violeta para el CO_2, que se refieren al nivel al 7 de maduración.

Cuando se integran las coordenadas relativas al amonio y al CO_2 se obtienen valores dentro del rango de los compost maduros, tal y como se puede observar en la **Figura 5**.

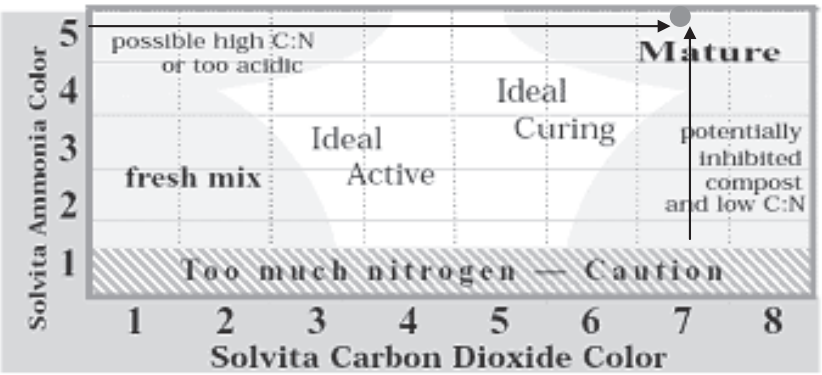


Figura 5. Resultados del test SOLVITA® de los compost obtenidos.

Características del compost final

Para evaluar las posibilidades de utilización de los compost obtenidos como enmienda o como sustrato se debe comparar sus características con las presentes en la normativa correspondiente (R.D. 824/2005 y R.D. 865/2010). En la **Tabla 3** aparecen recogidos los niveles de metales pesados de ambas normativas junto con la del compost obtenido.

Tabla 3. Comparativa del contenido en metales pesados y otras características del compost final en referencia a los requisitos legales establecidos para uso como enmienda orgánica y sustratos de cultivo.

PARÁMETROS	Compost final	R.D. 865/2010 Clase A	R.D. 824/2005 Clase A
Cadmio (mg/kg)	<0,02	0,7	0.7
Cobre (mg/kg)	3	70	70
Níquel (mg/kg)	<9	25	25
Plomo (mg/kg)	<10	45	45
Zinc (mg/kg)	28	200	200
Mercurio (mg/kg)	<0,6	0.4	0.4
Cromo VI (mg/kg)	<0,5	0.5	0
Cromo (mg/kg)	<15	70	70

Como se puede observar en la Tabla, en referencia a su contenido en metales pesados, los compost obtenidos se pueden encuadrar dentro de la Categoría A, asimilable a los estándares exigibles para agricultura ecológica.

Desde el punto de vista de su posible aplicación como fertilizante serían de aplicación las características recogidas en el RD 824/2005 en su Anexo I Grupo 6-02 y el Anexo V. A la luz de los análisis efectuados, en su comparación con la legislación su principal carencia es su elevada relación C/N, por encima de los valores <20 recomendados por ésta, y muy común en distintos compost obtenidos de residuos de la industria agroalimentaria como puede ser el caso de los compost de alperujo (Cegarra, et al., 2006). Sin embargo, si se analizan los estándares recogidos en los criterios ecológicos para la ecoetiqueta comunitaria para enmiendas del suelo (CE, 2006) no aparece ninguna restricción referida a su contenido en la relación C/N. Asimismo, los niveles de patógenos medidos en el compost *(Salmonella y Echerichia coli)* indican ausencia o niveles por debajo de los marcados en la legislación.

Desde el punto de vista de su utilización como sustrato debe ser comparada con las características recogidas para este tipo de productos en el RD 865/2010 sobre sustratos de cultivo en su Anexo I Grupo 1-1.1 y el Anexo VI.

Para que un compost pueda ser utilizado como enmienda o abono orgánico debe reunir ciertas características como ser biológicamente estable, que no inmovilice nitrógeno, que esté libre de fitotoxinas y patógenos, etc. Por lo que se puede considerar que el compost procedente de SANDACH de la acuicultura en esteros, controlando en todo momento el proceso de compostaje, se puede utilizar como abono orgánico o enmienda de suelos (Carmona y Abad, 2007).

CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos se pueden extraer las siguientes conclusiones.

Las condiciones óptimas de mezcla para el desarrollo del proceso de compostaje para los residuos acuícolas estudiados son: pescado:aserrín (1:2) (v/v), sin ningún tipo de manipulación (salvo su congelación previa en caso de ser necesario su acopio) y con un contenido en humedad de partida en torno a un 65%.

El prototipo de compostador ACUICOMP®, diseñado específicamente para este tipo de instalaciones, presenta una serie de características que favorece el correcto desarrollo del proceso de compostaje, suponiendo una clara mejora sobre el compostador comercial utilizado.

El proceso de fermentación en el interior del prototipo se desarrolló en un periodo de 10 días, permitiendo obtener un compost con un mayor grado de estabilidad que requirió periodos de maduración más cortos (40-45 d) para una correcta estabilización, según se puso de manifiesto en los resultados obtenidos en el test Solvita® y el índice de germinación de semillas.

El compost obtenido presenta unas características que, salvo el caso de su elevada relación C/N, lo harían susceptible de su utilización agronómica tanto como fertilizante como sustrato, con unos niveles de metales pesados, debido a su origen agroalimentario, dentro de los estándares de Categoría A, asimilable a los requerimientos de la agricultura ecológica.

Agradecimientos

Los autores del presente trabajo quieren agradecer a la Consejería de Economía, Innovación y Ciencia de la Junta de Andalucía la financiación de este estudio dentro del Proyecto de Aplicación del Conocimiento titulado *Valorización de los Subproductos Animales No Destinados al Consumo Humano Procedentes de la Acuicultura Andaluza* cofinanciado con fondos del Programa Operativo FEDER. Así como a la Fundación CTaqua por la colaboración y financiación en el desarrollo del mismo.

REFERENCIAS

CE 2006. DECISIÓN DE LA COMISIÓN, de 3 de noviembre de 2006 por la que se establecen los criterios ecológicos revisados y los requisitos de evaluación y comprobación para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a las enmiendas del suelo.

CE –Comunidad Europea. 2009. REGLAMENTO (CE) No 1069/2009 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 21 de octubre de 2009 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) no 1774/2002.

Carmona, E, Abad, M. 2007. Aplicación del compost en viveros y semilleros. In: Moreno Casco J, Moral Herrero R (Eds) *Compostaje* (Ist Edn), Mundi Prensa, Madrid, Spain, pp 397-424.

Cegarra, J., Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., Tortosa G., Chaw, D. 2006. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product ("alperujo") managed by mechanical turning. Waste Management 26: 1377-1383.

Gea Leiva, M.T., Barrena Gómez, R. Aguilera Riba, F. Artola Casacuberta A. y Sánchez Ferrer A. 2005. El compostaje como via de tratamiento de R.S.U., Barcelona.

Iglesias Jiménez, E.; Barral Silva, M.T.; Marhuenda Egea, F.C. 2007. Indicadores de estabilidad y madurez del compost. Compostaje. Edts. Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. p. 245-283. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid

Laos, F., Mazzarino, M.J., Walter I., Roselli, L., Satti, P., Moyano, S. 2002. Composting of fish offaland biosolid in northwestern Patagonia. Bioresource Technology 81: 179-186.

Liao, 1994. Composting of salmon farm mortalities. Bioresource Technology 47, pp. 67-71.

Lasaridi, K.E. Stentiford, E.I. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability . Water Research 32: 3717-3723.

Macias F.J., Sillero L., Suffo M., Neria B., García-Morales J.L. 2011. Evaluación del efecto sobre el crecimiento y la nutrición de plantas ornamentales (*Viola x wittrockiana*) del uso de compost procedentes de SANDACH de acuicultura marina. Faro, Portugal 13 de octubre.

Masaguer A. y Benito M. 2007. Evaluación de la calidad del compost. Compostaje. Edts. Moreno Casco, J. y Moral Herrero, R. p. 245-283. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid

Sanchez Bascones, M., Navas, L.M., Corrêa, A., Martín, J., Hernández, S., Díez, M.A., San Requena, J. F. 2010. Compostaje de peces muertos, procedentes de piscifactoria, en sistema cerrado discontinuo. Libro de Abstract. II Jornadas de la Red Española de Compostaje. Burgos (España) 1-3 Junio.

Suffo, M., Sillero, L., Neria, B., Garcia-Morales, J.L. 2011. ACUICOMP®: an in situ composter for animal by-products not intended for human consumption (AAB) generated by aquaculture. Martech, (Cádiz).

Urrestarazu, M. 2003. Parte I, generalidades, aspectos fisiológicos, bases físicas, químicas y biológicas para el cultivo sin suelo. Tratado de cultivo sin suelo. Pp. 113-159. Mundi-prensa. Madrid, España.

Vazquez M.A. Soto M. (2010). El ensayo de DBO como indicador de la estabilidad del compost. Libro de Abstract. II Jornadas de la Red Española de Compostaje. Burgos (España) 1-3 Junio.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. De BertoliI, M., 1981. Evaluating toxicity in immature compost. Biocycle 22: 54 - 57.

Real Decreto 824/2005, de 08 de julio (BOE 171 / 19-07-2005). Productos fertilizantes. (Modificado por Real Decreto 1769/2007).

Real Decreto 865/2010, de 02 de julio (BOE 170 / 14-07-2010). Sustratos de cultivo.

EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE EMISIÓN DE CO_2 EN RECHAZO DE AFINO DE COMPOST ELIMINADO EN VERTEDERO

Domínguez Domínguez, M.[1]; Devesa-Rey, R.[2,3]; Martiñá Prieto, D.[2]; Barral Silva, M.T.*[2]

[1]FCC, Planta de Tratamiento de RSU de Servia (Lousame)

[2]Departamento de Edafología y Química Agrícola, Fac. Farmacia, Universidad de Santiago

[3]Centro Universitario para la Defensa (CUD-ENM), Plaza de España 2, 36920, Marín

[*]Correo electrónico: mteresa.barral@usc.es

Resumen

Las plantas de compostaje pueden producir diferentes materiales de rechazo cuyo destino final es el vertedero controlado, que suele existir en las propias instalaciones. Estos materiales de rechazo pueden presentar un contenido significativo en materia orgánica, por lo que, para dar cumplimiento al RD 508/2007 (Ministerio de Medio Ambiente, 2007), debe estimarse la producción potencial de biogás. Para ello, es conveniente determinar su contenido en materia orgánica biodegradable. En este trabajo se pretende evaluar el potencial de emisión de CO_2 en rechazo de afino de compost, mediante la determinación de diversas formas de carbono: C total (por calcinación y oxidación húmeda), C soluble, C activo, y C mineralizable en 4 y en 45 días. Las muestras analizadas presentan contenidos significativos en materia orgánica (superior al 19%), lo que justifica la necesidad de evaluar su potencial de emisión de CO_2. Esta estimación es compleja, pues depende de la biodegradabilidad de la materia orgánica, además del sistema de gestión del vertedero. Entre los métodos ensayados, se ha obtenido la mayor concordancia entre los datos de producción de CO_2 derivados del C soluble en agua y de la respiración en cuatro días (que representa un tercio de la respiración en 45 días). Estos valores son inferiores en un orden de magnitud a los obtenidos por calcinación y oxidación húmeda, y superiores también en un orden de magnitud a los estimados por oxidación suave, pero coincidentes con otras estimaciones que se encuentran en la bibliografía. Se proponen, por lo tanto, ambos métodos para la estimación del potencial de emisión de CO_2 en rechazo de vertedero.

Palabras clave: compost, rechazo, afino, biogás, mineralización, materia orgánica, carbono total, gases de efecto invernadero.

INTRODUCCIÓN

La gestión de residuos municipales (RM) afecta al potencial de calentamiento global y, en consecuencia, al cambio climático. Los gases con efecto invernadero (GEI) más relevantes en el ámbito de la gestión de RM son el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y, en mucha menor medida, el óxido nitroso (N_2O).Se ha establecido un potencial de calentamiento global (PCG) que permite comparar cierto gas con una masa equivalente de dióxido de carbono, CO_2; cuyo PCG se considera la unidad. Debido a las interacciones entre compuestos, el PCG se calcula para un intervalo específico de tiempo, en relación al CO_2. El PCG de las emisiones de GEI (kg CO_2eq) para un horizonte temporal de 100 años se recoge en la **Tabla 1** (IPCC, 2007).

Tabla 1. Gases con efecto invernadero generados en la gestión de RM y potencial de calentamiento global en kilogramos de CO_2 equivalente (kg CO_2 eq).

Gas con efecto invernadero	PCG (100 años) kg CO_2eq
Dióxido de C (CO_2)	1
Metano (CH_4)	25
Óxido nitroso (N_2O)	298

En el Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, 2007) se informa de que el total aproximado de emisiones GEI fue de 1300 Mt CO_2eq/año en el año 2005. Las proyecciones normales para el período 2005–2020 indicaban que el CH_4 de los vertederos seguiría siendo la fuente principal de este gas, representando el 55–60% del total. Se preveía incluso un aumento del 50% de las emisiones de CH_4 de los vertederos en ese período, si no se adoptaban medidas adicionales. Esto ocurre porque, si bien en muchos países desarrollados las emisiones de CH_4 de los vertederos se han estabilizado o incluso disminuido como resultado del aumento de la recuperación del gas de vertederos, de la desviación de residuos hacia el reciclaje, la minimización de residuos y la aplicación de estrategias alternativas de gestión térmica y biológica, en los países en desarrollo las emisiones de CH_4 de vertederos siguen aumentando debido al aumento de los residuos sólidos como consecuencia del incremento de la población y del desarrollo económico, así como de la sustitución de la combustión y vertido al aire libre por vertederos controlados.

La contribución de los procesos biológicos controlados a la generación de GEI es baja debido, entre otros motivos, a que se consideran compensados por el incremento de biomasa vegetal como consecuencia de la mejora de la calidad del suelo por adición de compost. Se considera que con la desviación de los alimentos, de los residuos de jardín y del papel hacia el compostaje o el reciclaje, reduciendo de este modo la cantidad de materia orgánica destinada a vertedero, se conseguiría una reducción de las emisiones de 250 kg de CO_2eq por tonelada de residuos sólidos urbanos (CINU, 2010).

El compostaje aerobio de residuos biodegradables constituye una estrategia adecuada de mitigación de GEI, tanto como un proceso separado o como parte de un tratamiento biológico mecánico (IPCC, 2007). Además de las emisiones de gases en el proceso de compostaje, la contabilidad de los GEI en las plantas de compostaje incluye el uso de electricidad y combustibles. El resultado final depende del tipo de residuos y de su composición (restos de comida, residuos de jardinería), del tipo de tecnología, de la eficacia de la limpieza de gases de escape en los sistemas cerrados de compostaje, así como del uso que se le de al compost (Boldrin et al., 2009).

Por otra parte, en las plantas de compostaje se generan diferentes materiales de rechazo, tales como material orgánico no procedente de recogida selectiva y, por lo tanto, no apto para la elaboración de compost de calidad, así como rechazos del afino del compost, que pueden incorporar cantidades variables de materia orgánica. La valorización de estos materiales de desecho podría tener importantes implicaciones en la reducción de gases de efecto invernadero (Kranert et al., 2010). Sin embargo, estos materiales tienen como destino habitual el vertedero controlado, que normalmente forma parte de las propias instalaciones de la planta de tratamiento. Para dar cumplimiento al RD 508/2007 de 20 de abril, por el que se regula el suministro de información sobre emisiones del Reglamento E-PRTR (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes) (MIMAM, 2012) y de las autorizaciones ambientales integradas, los titulares de estos vertederos deben comunicar anualmente a la autoridad

competente las cantidades de emisiones de contaminantes, entre las que se encuentran las emisiones de CH_4 y CO_2 a la atmósfera.

Hoy en día hay poca información publicada que permita predecir la evolución de los rechazos de afino depositados en vertedero. López et al., (2010) han estimado el potencial contaminante de los rechazos de una planta de tratamiento mecánico biológico, determinando que el rechazo no podía considerarse estabilizado, en cuanto a producción de lixiviados y de biogás, tras un período de tratamiento biológico de 8 semanas, si bien el potencial de producción de biogás fue algo bajo al no superarse la etapa acidogénica, en un experimento en reactor que duró 107 días.

El potencial de emisión de GEI en rechazo de afino de compost eliminado en vertedero no puede ser estimado a partir de las proporciones de restos de comida, papel y celulosas, y restos vegetales, tal como se hace en los residuos frescos, ya que estarán en buena medida compostados, debiendo estimarse a partir del contenido en materia orgánica, la cual puede presentar distintos grados de biodegradabilidad. En este trabajo se pretende evaluar el potencial de emisión de CO_2 en rechazos de afino de compost, comparando los valores de C total (por calcinación y oxidación química) con otras formas de C más lábiles: C soluble, C activo y C mineralizable en 4 y en 45 días.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de rechazo de afino de compost eliminadas en vertedero fueron proporcionadas por la planta de tratamiento de residuos de la Mancomunidad de O Barbanza, situada en Servia (Lousame, A Coruña) (**Figura 1**), que trata los residuos de nueve municipalidades y es gestionada por Fomento de Construcciones y Contratas (FCC). A la planta llegan dos fracciones: una fracción orgánica o húmeda, que debería contener únicamente materia orgánica separada en origen (si bien la separación no es óptima), y una fracción resto o seca (**Figura 2**). La fracción orgánica < 7 cm es sometida a compostaje en túneles (dos semanas), seguida de maduración en mesetas en naves de maduración durante aproximadamente 4 meses, terminando con el afino final mediante cribado por luz de 1 mm y separación de materiales densos en mesa densimétrica. Los rechazos de compostaje son enviados a un vertedero, el cual, según el E-PRTR, fue responsable en 2011 de la emisión de 141.000 kg/año de CH_4, una cifra inferior a la asignada al vertedero de la planta de tratamiento de residuos urbanos de A Coruña (738.000 kg/año de CH_4) y mucho menor que la asignada en el mismo año al vertedero de Areosa, dentro del complejo de SOGAMA (Cerceda, A Coruña), que trata la mayor parte de los RSU producidos en Galicia, en donde se alcanzaron los 7.730.000 kg/año -a pesar que esa instalación está orientada fundamentalmente hacia la incineración-, lo que se debe al desvío de una parte importante de los residuos hacia el vertedero.

Para llevar a cabo los análisis de las muestras de rechazo de afino se separaron los impropios > 20 mm, que supusieron un 22.85 % de la masa total, a pesar de haber sufrido un cribado por malla de 10 mm, lo que puede ser atribuido en parte a que algunos elementos alargados atraviesen fácilmente la criba y sean retenidos en el tamizado en laboratorio. Las muestras se secaron al aire y se molieron hasta pasar por malla de 2 mm. Posteriormente se secaron en estufa a 75ºC o a 105 ºC (según análisis), antes de la realización de los ensayos previstos. El contenido en C total se determinó por calcinación de la muestra a 450 ºC, siguiendo la norma EN 13039 (AENOR, 2001), y por oxidación húmeda con dicromato potásico y ácido sulfúrico, de acuerdo con el protocolo descrito por Guitián y Carballas (1976).

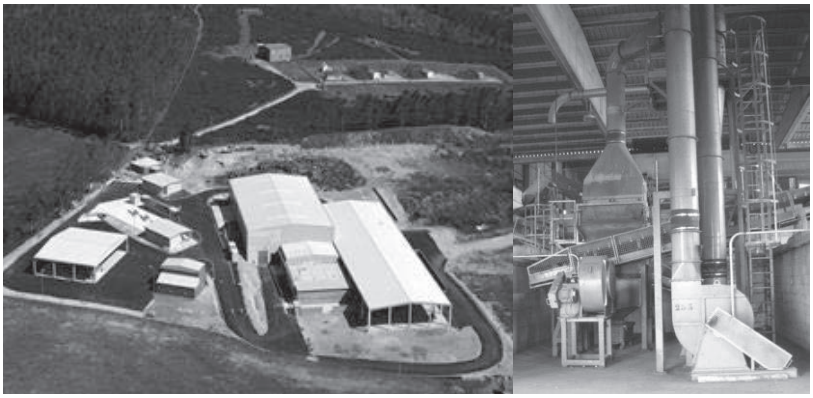


Figura 1. Planta de tratamiento de RSU de Lousame gestionada por la empresa FCC (izquierda) y mesa densimétrica para el afino de compost (derecha).

El carbono soluble en agua se determinó siguiendo el método descrito por Zmora-Nahum et al (2005), mediante extracción acuosa del suelo en relación 1:10 durante 2 horas a temperatura ambiente. Una alícuota del extracto acuoso filtrado se lleva a sequedad, y se procede a su digestión con dicromato potásico 1,8 N y ácido sulfúrico concentrado, valorando posteriormente el dicromato restante con sal de Mohr 0,2 N.

El C activo se determinó siguiendo el método desarrollado por Weil et al. (2003). Se pesan 2,5 g de suelo seco a 105ºC, a los que se le añaden 20 mL de una disolución de $KMnO_4$ 0,02 M en $CaCl_2$ 0,1 M. Se agitan durante 2 min, dejando reposar las muestras durante 10 min para que flocule el suelo. En todo momento se deben proteger las muestras de la luz. Posteriormente se mide la disminución de la absorbancia de la disolución debida al consumo de oxidante, mediante espectofotometría visible a 550 nm.

Se determinó el C mineralizable en 4 días (TMECC 05.08B) (Thompson et al., 2002), estimando el desprendimiento de CO_2 capturado por sosa, que es valorada posteriormente con ácido clorhídrico. Otro experimento se prolongó durante 45 días; en este caso, los datos de respiración acumulada fueron ajustados a una ecuación cinética de primer orden de un compartimento (Ec. 1).

$$\frac{\mathrm{mgC-CO_2}}{\mathrm{100mgC}} = \mathrm{C_0}(1-\mathrm{e}^{-\mathrm{kt}})$$

Ec.1.

donde, k es la constante cinética de primer orden y C_o es la fracción de carbono orgánico mineralizable siguiendo k, respectivamente.

El modelo de primer orden fue elegido debido a su amplio empleo en la modelización de datos de respiración de suelos y compost (Stanford y Smith, 1972; Bernal et al., 1998; Kätterer et al., 1998; García-Gómez et al., 2003; Fernández et al., 2007; Pedra et al., 2007). Para llevar a cabo la modelización de los datos se empleó el software Table Curve (Jandel Scientific).

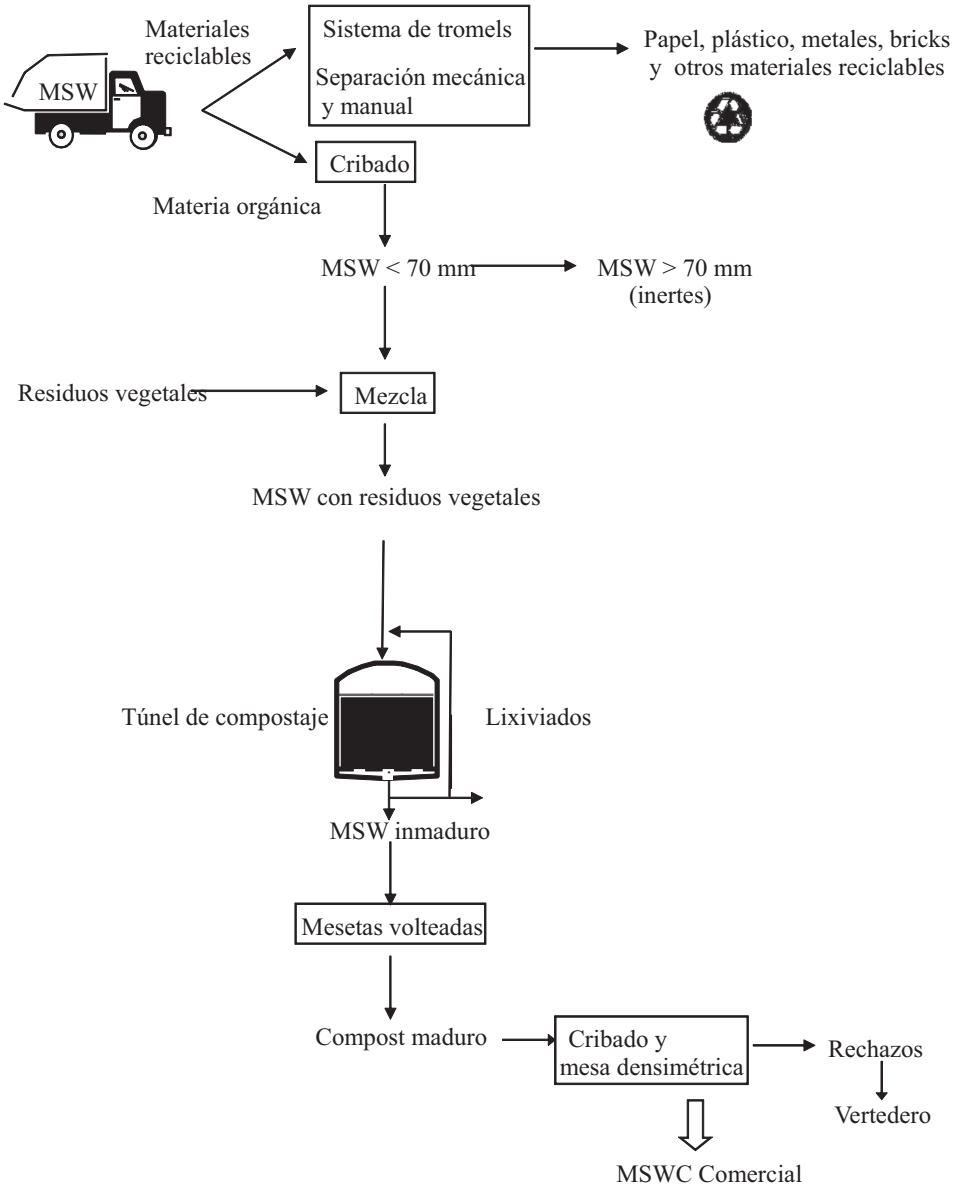


Figura 2. Esquema de las instalaciones y procesos en la planta de tratamiento de residuos de Lousame.

RESULTADOS

La estimación del potencial de emisión de CO_2 en rechazo de afino de compost está muy condicionada por el método empleado en la determinación del C potencialmente biodegradable. Los métodos de determinación de la materia orgánica total por calcinación u oxidación en húmedo son muy empleados en la caracterización del compost y otras enmiendas orgánicas. El contenido de materia orgánica determinado por calcinación de la muestra representativa de rechazos de afino de la planta de Lousame fue de 19,15 ± 0,70 %, expresada en peso seco de muestra con impropios (**Tabla 2**), de lo que se deduce, multiplicando por 0,58, según EN 13039, que el contenido de C total es de 11,11 ± 0,70 %. Por consiguiente, el potencial de emisión de CO_2 derivado del contenido de C total estimado por calcinación es de 40,74 ± 0,70 g CO_2/100 g rechazo. El contenido de C total obtenido por oxidación húmeda fue muy similar al obtenido por calcinación (10,48 ± 0,27 %), resultando un potencial de emisión de CO_2 de 38,43 ± 0,27 g CO_2/100 g rechazo, suponiendo que se produce la liberación completa del C en forma de CO_2 por biodegradación.

Tabla 2. Formas de carbono y potencial de emisión (PE) de CO_2.

Método de determinación	Carbono g C/100 g rechazo	PE de CO_2 g CO_2/kg rechazo	PE de CO_2 L CO_2/kg rechazo
C total por calcinación	11,11 ± 0,7 %.	407,4	207,9
C total por oxidación	10,48 ± 0,3 %	384,3	196,1
C soluble en agua	0,87 ± 0.1	31,9	16,3
C activo	0,09 ± 0.2	3,2	1,6
C mineralizable en 4 días	0,83	30,7	15,7
C mineralizable en 45 días	2,47	90,6	46,2

Cabe esperar, sin embargo, que el potencial de emisión de CO_2 esté más relacionado con las fracciones fácilmente degradables que con el contenido total de materia orgánica. Por esta razón se determinó el carbono soluble en agua y el "carbono activo" oxidable con permanganato potásico. El C soluble está relacionado con la cantidad de azúcares, carbohidratos, celulosas y hemicelulosas presentes en la muestra, así como con la biomasa microbiana muerta. La emisión potencial estimada a partir del C soluble en agua fue de 3,19 ± 0,14 g de CO_2/100 g rechazo. Este valor es significativamente inferior al obtenido anteriormente a través del contenido de C total estimado por calcinación y oxidación, de los que cabe suponer que sobreestiman el potencial de degradación de los rechazos.

A su vez, se considera que el "carbono activo" oxidable con permanganato potásico es una fracción de la materia orgánica que está estrechamente relacionada con la actividad microbiológica (respiración, biomasa microbiana y carbohidratos solubles) (Weil et al., 2003). El potencial de emisión calculado a partir del C activo es muy inferior al obtenido a partir del C total e incluso al obtenido a partir del C soluble en agua, pudiéndose deducir que claramente subestima la producción potencial de biogás, pues no representa más que 0,32 ± 0,01 g CO_2/100 g de rechazo.

Sin embargo, la emisión de CO_2 estimada por mineralización en 4 días (3,07 g de CO_2/100 g rechazo) fue similar a la obtenida a partir del C soluble en agua y supuso una tercera parte del C mineralizable en 45 días, que ofreció una emisión potencial de 9,06 g de CO_2/100 g rechazo, que se aproxima a la máxima cantidad de CO_2 que se puede liberar en esas condiciones experimentales, ya que se ha

alcanzado el equilibrio (**Figura 3**). La ecuación cinética de primer orden anteriormente presentada ajusta satisfactoriamente los datos obtenidos con valores de R^2 de 0,99, de k de 0,12 dia^{-1} y de C_0 de 24,23 mg C-CO_2/100 mg C, respectivamente, o lo que es lo mismo 9.31 g CO_2/100 g rechazo. Por tanto, el C recalcitrante sería de 75,77 mg C-CO_2/100 mg C, es decir, dos terceras partes de la materia orgánica del rechazo de afino no son susceptibles de biodegradación total en condiciones aerobias a medio plazo. Estos resultados se refieren al potencial de emisión de CO_2 debiendo tenerse en cuenta que la producción de metano se llevaría a cabo por microorganismos anaerobios facultativos y estrictos, y que la relación entre fracciones extraíbles de C y producción de metano no ha sido establecida, al menos en este trabajo.

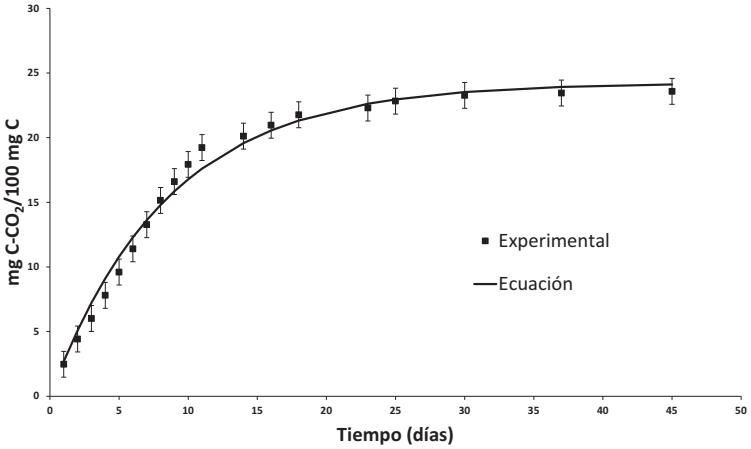


Figura 3. Carbono mineralizable en 45 días con ajuste a una cinética de primer orden.

DISCUSIÓN

A la vista de los resultados obtenidos en esta investigación, se puede concluir que las muestras de rechazo de afino pueden presentar un contenido significativo de materia orgánica y por tanto resulta muy importante la evaluación de su potencial de emisión de CO_2 al ser depositados en vertedero. El contenido de materia orgánica es inferior al observado por López et al. (2010), quienes estimaron en un 38,1% el contenido de materia orgánica en un rechazo de afino de un compost gris procedente de tratamiento mecánico-biológico, destacando que no solo la fracción <20 mm tenía componentes orgánicos, sino que un 30% del total se encontraba en los impropios > 20 mm.

De los resultados de la mineralización a 45 días se extrae que aproximadamente el 25% la materia orgánica de este rechazo es fácilmente mineralizable, siendo la constante de velocidad, k, de 0,12 dia^{-1}. Estos valores son semejantes a los obtenidos por Bernal et al. (1998) para un residuo fresco constituido por restos de poda y residuos de cerveza, incubado en presencia de suelo, observando valores de C_0 =24,7 % del TOC y k=0,12 $dias^{-1}$, que a lo largo de 70 días de compostaje disminuyó hasta C_0=5,4 % y k=0,10 $dias^{-1}$. Estos valores sugieren que el rechazo de afino analizado en el presente estudio no ha alcanzado gran madurez y que, a pesar del largo tiempo de maduración del compost, aún tiene potencial de degradación, quizás por tratarse de fragmentos orgánicos gruesos, de más lenta degradación.

La producción estimada de CO_2 osciló, en volumen, entre 207,9 y 1,6 L CO_2/kg de materia seca (MS) de rechazo. Los valores obtenidos a partir del C soluble y la mineralización a 4 días coinciden en valores

próximos a 16 L /kg MS. Considerando que todo el C se transformara en CH_4, y teniendo en cuenta el peso molecular y la densidad de este gas, los valores numéricos serían prácticamente coincidentes para ambos gases, aunque en la realidad el proceso aerobio y el anaerobio no tienen por qué ser igualmente eficientes y están afectados por diferentes condiciones ambientales. El Potencial Bioquímico de Metano obtenido por López et al. (2010) para el rechazo de afino de compost fue únicamente de 0,72 L/kg MS, que se sitúa dentro del rango de valores (0-20 L/kg MS) observados en RSU sometidos a tratamiento mecánico-biológico (Komilis et al, 1999), pero es muy inferior al obtenido por otros autores para RSU u otro tipo de residuos frescos (por ejemplo 155 L/kg MS para sustancias vegetales según Godley et al. (2005)).

Los valores de producción de gas para RSU antes señalados son próximos al potencial de generación de metano (L_0) de 170 L/kg de residuos, que es empleado por la Environmental Protection Agency de los EEUU, para la modelización de la producción de biogás en vertederos. Se considera generalmente que mediante el pre-compostaje se alcanza una reducción de la producción de gas del 90% (Stegemann et al., 1995, Leikam y Stegmann, 1999, Zach et al., 2000). Esta disminución del potencial de producción de GEI se corresponde con la pérdida de gran parte de la materia orgánica degradable durante el tratamiento biológico. Aplicando este porcentaje al valor de Lo empleado por EPA y a la producción de gas a partir de RSU señalada por Godley et al. (2005), obtendríamos valores de producción de gas de 16-17 L/kg MS en materiales precompostados o rechazos de afino, que son coincidentes con los valores obtenidos a partir de C soluble y C mineralizable en 4 días.

Por lo tanto, la determinación del C soluble y de la respiración a cuatro días parecen ofrecer los valores más adecuados para la estimación de producción de gas, por su semejanza, por no diferir mucho del valor máximo de C biodegradable estimado a partir de la respiración a 45 días y por estar dentro de los rangos de producción de gas que se encuentran en la bibliografía para residuos estabilizados.

CONCLUSIONES

La evaluación del potencial de emisión de CO_2 a partir de determinaciones sencillas en laboratorio resulta compleja, considerándose que la estimación más fiable se obtiene a partir de los datos de CO_2 liberado por la respiración en cuatro días o del C soluble en agua. El contenido en C total estimado por calcinación y por oxidación sobreestima el potencial de emisión de CO_2, mientras que el contenido en carbono activo subestima la producción potencial de biogás.

Agradecimientos

Los autores agradecen su apoyo a la planta de tratamiento de RSU de la Mancomunidad do Barbanza gestionada por la empresa FCC situada en Lousame y al ministerio de Ciencia e Innovación (*MICINN, CGL2010-22059; Beca FPI BES-2011-044514*).

REFERENCIAS

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación) 2001. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas: Norma Española UNE-EN 13039. AENOR, Madrid.

Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Paredes, C., Roig, A. 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, 69 (3): 175-189.

Boldrin, A., Andersen, J.K., Møller, J., Christensen, T.H., Favoino, E. 2009. Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. Waste Management and Research, 27(8): 800-812.

CINU (Centro de Información de las Naciones Unidas). 2010. Comunicado No. 10/326 de 3 de diciembre 2010, http://www.cinu.mx/comunicados/2010/12/la-accion-en-los-residuos-del/, activo en Mayo de 2013.

Fernández, J.M., Plaza, C., Hernández, D., Polo, A. 2007. Carbon mineralization in an arid soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. Geoderma 137(3-4): 497-503.

García-Gomez, A., Bernal, M.P., Roig, A. 2003. Carbon mineralization and plant growth in soil amended with compost samples at different degrees of maturity. Waste Management Research 21: 161-171.

Godley, A. R., Frederickson, J., Lewin, K., Smith, R., Blakey, N. 2005. Characterization of untreated and treated biodegradable wastes. Proceedings of Sardinia 07, 11th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italia, 1-5 October 2007.

Guitián, F., Carballas, T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro, Santiago de Compostela. España.

IPCC. 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs.

Kätterer, T., Reichstein, M., Andrén, O., Lomander, A. 1998. Temperature dependence of organic matter decomposition: A critical review using literature data analyzed with different models. Biology& Fertility of Soils 7: 258–262.

Komilis, D.P., Ham, R.K., Stegmann, R. 1999. The effect of municipal solid waste pretreatment on landfill behavior. Waste Management and Research 17 (1): 10-19.

Kranert, M., Gottschall, R. Bruns, C., Hafner, G. 2010. Energy or compost from green waste? - A CO_2 - Based assessment. Waste Management 30 (4): 697-701.

Leikam, R. Stegmann, R., 1999. Influence of mechanical–biological pretreatment of municipal solid waste on landfill behavior. Waste Management and Research, 17: 424–429

López, A.; Von Chong, L.; Cobo, N.; Cacho, L.; Lobo, A. 2010. Comportamiento del rechazo del tratamiento mecánico-biológico en vertedero. Actas 3º Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuo; REDISA y ABES. Joao Pesoa, Brasil, 10-13 septiembre.

MIMAM, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2012. Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, http://www.prtr-es.es/ (activo en Mayo de 2013).

Ministerio de Medio Ambiente, 2007. RD 508/2007, de 20 de abril, por el que se regula el suministro de información sobre emisiones del Reglamento E-PRTR y de las autorizaciones ambientales integradas.

Pedra, F., Polo, A., Ribeiro, A., Domingues, H. 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. Soil Biology and Biochemistry 39 (6): 1375-1382.

Standford, G., Smith, S.J. 1972. Nitrogen mineralization potentials in soils. Soil Science Society of America Journal 36(3): 465-472.

Stegemann, J.A., Schneider, J., Baetz, B.W., Murphy, K.L. 1995. Lysimeter washing of MSW incinerator bottom ash. Waste Management and Research 13:149–165.

Thompson, W.P, Leege, P., Milner, P., Watson, M. 2002. Test Methods for the examination of Composting and Compost. US Composting Council, Holbrook, NY.

Weil, R., Islam, K. R., Stine, M. A., Gruver, J.B., and Samson-Liebig, S. E. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. American Journal of Alternative Agriculture 18 (1): 3-17.

Zach, A., Binner, E., Latif, M. 2000. Improvement of municipal solid waste quality for landfilling by means of mechanical–biological pretreatment. Waste Management Research 18: 25–32.

Zamora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y. 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. Soil Biology and Biochemistry 37: 2109-2116.

CARACTERÍSTICAS Y CALIDAD DEL COMPOST

ANÁLISIS DE LOS PATÓGENOS HUMANOS INCLUIDOS EN LA FUTURA DIRECTIVA EUROPEA EN LODOS DE DEPURADORA TRATADOS MEDIANTE DIGESTIÓN AEROBIA TERMÓFILA Y DIGESTIÓN ANAEROBIA TERMÓFILA PARA SU INCORPORACIÓN AL SUELO

Lloret, E.[1*]; Blaya, J.[1]; Ros M.[1]; Pastor L.[2]; Pradas P.[2]; Pascual, J.A.[1]

[1]Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, CEBAS-CSIC, P.O. Box 164, 30100 Espinardo, Murcia, España.

[2]Depuración de Aguas del Mediterráneo (DAM), Ronda Guglielmo Marconi, 11, despacho 19, Parque Tecnológico, 46980 Paterna, Valencia.

**Correo electrónico: elloret@cebas.csic.es*

Resumen

La aplicación de enmiendas orgánicas tales como compost, estiércoles animales, residuos urbanos o lodos de depuradora, ha sido el modo tradicional de mantener la productividad y fertilidad de los suelos agrícolas. En cuanto a los lodos de depuradora, la aplicación agrícola sigue siendo su principal destino en nuestro país, debido a sus conocidos efectos beneficiosos para las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Sin embargo, también pueden provocar efectos nocivos en los suelos, la vegetación, los animales y el ser humano, por su potencial contenido de microorganismos patógenos, metales pesados y compuestos tóxicos. Por esta razón, la Unión Europea está desarrollando una futura Directiva sobre la aplicación agrícola de lodos de depuradora (Comisión Europea, 2003) en la que presta especial atención a los microorganismos patógenos estableciendo valores límite para *Escherichia coli*, *Salmonella* spp. y *Clostridium perfringens*. En la actualidad, existen numerosos estudios que evalúan el cumplimiento de los parámetros microbiológicos establecidos por la legislación americana (USEPA, 2003) pero pocos de ellos estudian los contemplados en la futura Directiva Europea (Comisión Europea, 2003), lo que puede conllevar tanto a la confusión entre los gestores políticos y medioambientales como al incumplimiento de la legislación europea.

En este trabajo se evaluó la eliminación de los patógenos humanos incluidos en la futura Directiva europea mediante la instalación y puesta a punto de dos sistemas catalogados como *avanzados* en la misma: la digestión aerobia autotérmica termófila y la digestión anaerobia termófila. Ambos tratamientos produjeron la eliminación de *E. coli* y *Salmonella* spp. mientras que los valores de *C. perfringens* se situaron en 9,6 x 10^3 y 9,6 x 10^4 esporas mL^{-1} para el caso de la digestión aerobia y anaerobia respectivamente debido a la naturaleza termorresistente de las esporas. La segunda parte de este estudio consistió en el desarrollo de un sistema de digestiones seriadas que permitieran obtener un producto final libre de patógenos que pudiera ser aplicado al suelo directamente (lodo avanzado).

Palabras clave: digestión termófila, lodos de depuradora, patógenos, ATAD, TAnD

INTRODUCCIÓN

La producción de lodos generados en las estaciones de depuración de aguas residuales (EDARs) ha aumentado significativamente durante los últimos años debido a un aumento de la población conectada a redes de alcantarillado, a la obligación de tratamiento de aguas residuales y restricciones más severas

sobre los efluentes (Comisión Europea, 1991), aumentado la presión en torno al manejo óptimo y la eliminación de este producto.

Por otro lado, los desechos orgánicos se han utilizado tradicionalmente para aumentar la productividad de los cultivos debido a sus efectos beneficiosos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas. En España, el 65% de los lodos producidos se utiliza actualmente para la aplicación al suelo (PNIR 2007-2015). Sin embargo, el uso agrícola de lodos de depuradora tiene algunos riesgos potenciales, relacionados con su posible contenido de metales pesados, compuestos tóxicos y microorganismos patógenos, (Beuchat, 1996), lo que ha conllevado a la elaboración de legislaciones específicas sobre la aplicación agrícola de lodos. En los Estados Unidos, la EPA especifica los tratamientos necesarios para la estabilización de lodos con destino agrícola, las medidas post-aplicación o los niveles límite del contenido en patógenos para alcanzar la mención de biosólido de Clase A. Sin embargo, la Unión Europea sólo requiere que el lodo se someta a un proceso de estabilización antes de la aplicación al suelo y sólo establece valores límite para la concentración de metales pesados (Comisión Europea, 1986). Con el fin de mejorar esta situación, la Unión Europea está desarrollando una nueva regulación a través del borrador de la futura Directiva sobre aplicación agrícola lodos (Comisión Europea, 2003), donde se definen normas más estrictas respecto al contenido de metales pesados, compuestos orgánicos y agentes patógenos humanos. También introduce el concepto de *tratamientos avanzados* y *convencionales*, requiriendo los primeros menores restricciones en cuanto a su aplicación.

La digestión aerobia autotérmica termófila (ATAD) y digestión anaerobia termófila (TAnD), están incluidas dentro de los tratamientos avanzados. En la digestión aerobia termófila, la oxidación bioquímica de las sustancias orgánicas es llevada a cabo por microorganismos, liberando energía principalmente en forma de calor y obteniendo CO_2 y agua como principales productos finales. En la digestión anaerobia termófila, los microorganismos descomponen la materia orgánica en ausencia de oxígeno, generando metano que se puede recuperar como fuente de energía. Entre los principales beneficios de estos sistemas se encuentran su eficacia en la destrucción de sólidos volátiles y en la eliminación de microorganismos patógenos.

El objetivo de este trabajo fue la puesta en marcha de dos plantas piloto, una ATAD y otra TAnD, en la EDAR de Molina de Segura (Murcia), para evaluar el proceso de estabilización de los fangos y la eficiencia de la destrucción de los patógenos humanos contemplados en la futura Directiva Europea. Para ello se midieron parámetros físico-químicos como sólidos volátiles, pH, conductividad eléctrica, producción de biogás, macronutrientes y metales pesados, y se analizaron los microorganismo patógenos *Salmonella* spp., *Escherichia coli*, y *Clostridium perfringens*.

DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTAS PILOTO ATAD Y TAND

Ambos digestores constaron de los siguientes elementos:

- Reactor – digestor: con un volumen total de 15 m^3 y una capa de calorifugado de poliuretano de 10 cm de espesor para su aislamiento.

- Sistema de agitación: Mediante este elemento se realizó la agitación del fango para mantener la suspensión en el interior del reactor-digestor.

- Bomba de alimentación de fangos: Mediante este equipo se realizaron las cargas del reactor-digestor con fango fresco para su tratamiento en discontinuo. Una vez realizada la carga, el fango permanece en el digestor hasta alcanzar la temperatura deseada manteniéndose un determinado

tiempo de retención, transcurrido el cual la electroválvula de descarga se acciona para permitir el vaciado parcial del digestor hasta el volumen deseado.

- Electroválvula de descarga del fango: Mediante este elemento se realizó el vaciado parcial del reactor – digestor de forma automática, ya que se incluye un control de operación automático de la planta piloto.

- Sistema de control de espumas: compuesto por una parrilla de poliéster con una retícula de 25 mm de luz: Este elemento está destinado a realizar un control de las espumas generadas en el proceso de digestión, suponiendo una barrera física que impide su desbordamiento, y produce la rotura de la burbuja.

- Sondas de control de proceso: sistema de control con mediciones en continuo del caudal de alimentación de fango al digestor, temperatura de alimentación del fango, temperatura en el interior del digestor, temperatura ambiente exterior, pH en el interior del digestor y potencial redox en el interior del digestor.

Además, exclusivamente la planta piloto ATAD, incorporaba un sistema de aireación por Venturi, y una bomba centrífuga con un variador de frecuencia para poder variar el caudal de aire introducido o la velocidad de agitación. Por otro lado, como características exclusivas de la planta TAnD fueron instalados un sistema de calefacción y una válvula de sobrepresión. El sistema de calefacción estaba constituido por un intercambiador de calor en espiral de 64.889 kcal/h por el que circulaba el fango del interior del reactor-digestor y el agua caliente del circuito de refrigeración principal, mientras que la función de la válvula era dejar salir el gas en caso de producirse un incremento de presión mayor de 200 mbar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros de operación

En la **Tabla 1** se muestran los valores promedio de los parámetros de operación obtenidos tras la estabilización del lodo en el digestor aerobio termófilo (ATAD).

Tabla 1. Parámetros del proceso del digestor ATAD.

	VCO kg VS m^{-3} d^{-1}	ST (%)	SV (%TS)	T (ºC)	pH	CE (dS m^{-1})	TRH (d)	DSV (%)	Redox
Lodo entrada	--	5.3	71.5	23.2	6.8	6.3	--	--	--
Lodo ATAD	2.7	2.3	60.9	62.0	8.5	10.9	14.6	38.0	-82.2

VCO: Velocidad de carga orgánica, ST: Sólidos totales, SV: Sólidos volátiles, T: Temperatura, CE: Conductividad eléctrica, TRH: Tiempo de retención hidráulico, DSV: Destrucción de sólidos volátiles.

La velocidad de carga orgánica (VCO) fue de 2,7 kg SV m^{-3} d^{-1}, con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 14,6 días y una temperatura media de 62,0 ºC. La VCO presentó valores superiores a 0,7-1,42 kg VS m^{-3} d^{-1}, establecidos para la digestión aerobia convencional (Hernández, 2001) y el TRH se mantuvo en el rango de entre 8 y 15 días establecidos para los sistemas ATAD de dos etapas ATAD

(Kelly y Mavinic, 2003). La temperatura requerida se obtuvo mediante el suministro de lodo fresco crudo y también mediante el grado de recirculación de los lodos, que está estrechamente relacionado con la cantidad de aire introducido en el sistema por el aireador Venturi. Las temperaturas superiores a 65 º C trataron de evitarse pues se acercan a la temperatura máxima en la que los bacilos termófilos pueden sobrevivir (Piterina et al., 2010). Tras el proceso de digestión del fango se observó un incremento de pH que alcanzó valores medios de 8,5. Este aumento de pH, común para todos los sistemas ATAD, se puede atribuir a la liberación de CO_2 y amonio a altas temperaturas, junto a la precipitación de carbonato cálcico (Lapara y Allegan, 1999). Respecto al rendimiento del proceso, la destrucción de sólidos volátiles (DSV) se situó en torno a valores medios del 38%, aunque se produjeron valores puntuales por encima del 48%. Estos valores se ajustan los rendimientos medios de 25-35% (Breitenbücher, 1984) y 35-45% (Fuchs, 1984) establecidos para los sistemas ATAD con 6 o más días de retención hidráulica.

Los parámetros de operación obtenidos tras la estabilización del digestor anaerobio termófilo (TAnD) se describen en la **Tabla 2**, donde son comparados con los valores obtenidos tras una digestión anaerobia mesófila desarrollada en el digestor instalado en la EDAR de Molina de Segura (el fango de alimentación era el mismo para ambos).

Tabla 2. Parámetros del proceso del digestor mesófilo y TAnD.

	OLR	TS	VS	T	pH	EC	SRT	VSD	VFA	VFA/ ALK	Biogas
	kg VS m^{-3} d^{-1}	%	%TS	ºC		dS m^{-1}	d	%	mg L^{-1}		Nm^3 kg^{-1} VS^{-1}
Lodo entrada	--	5.9	75.0	--	6.4	4.6	--	--	--	--	--
Lodo mesófilo	0.8	3.3	61.8	38.1	7.7	--	59.3	48.0	226.0	0.1	0.54
Lodo TAnD	1.6	2.8	62.3	53.9	7.9	10.9	20.3	42.0	2032	0.5	0.53

VCO: Velocidad de carga orgánica, ST: Sólidos totales, SV: Sólidos volátiles, T: Temperatura, CE: Conductividad eléctrica, TRH: Tiempo de retención hidráulico, DSV: Destrucción de sólidos volátiles, AGVs: Ácidos grasos volátiles, ALC: Alcalinidad.

La VCO en el sistema TAnD fue de 1.6 kg VS m^{-3} d^{-1}, con un TRH de 20.3 días, una temperatura media de 53.9 ºC, una DSV del 42% y una producción de biogás de 0.53 Nm^3 kg^{-1} SV^{-1}. Tras la digestión anaerobia mesófila, Los valores de VCO, TRH, temperatura y DSV, fueron de 0.8 kg VS m^{-3} d^{-1}, 59.3 días, 38.1 ºC, 48% y 0.54 Nm^3 kg^{-1} SV^{-1} respectivamente. Por lo tanto, con mayor volumen de carga orgánica y un menor tiempo de retención en el digestor termófilo, fueron obtenidos similares rendimientos y producción de biogás que tras la digestión mesófila. La concentración de ácidos grasos volátiles (AGVs), presentó valores medios de 226.0 mg L^{-1} en el digestor TAnD y de 226.0 mg L^{-1} en el mesófilo. Esto es debido a que la concentración de AGVs presenta una tendencia creciente con la temperatura (De la Rubia et al., 2007). El pH, íntimamente relacionado con el contenido de ácidos grasos volátiles, se situó en valores de 7.9 en el digestor termófilo y de 6.4 en el mesófilo; valores medios para una digestión anaerobia (Noyola, 1998).

Características de los lodos obtenidos

La **Tabla 3** muestra las características del lodo de entrada y del lodo ATAD.

Tabla 3. Características del lodo de entrada y de salida del digestor ATAD.

Parámetro	Lodo entrada	Lodo ATAD	Límites Directiva
COT (g kg^{-1})	376	346	
Total N (g kg^{-1})	51	65	
Total P (g kg^{-1})	29	26	
Total K (g kg^{-1})	3	8	
Total Cu (mg kg^{-1})	221.0	262.5	1000
Total Fe (mg kg^{-1})	61986	66233	
Total Zn (mg kg^{-1})	633.4	782.3	2500
Total Ni (mg kg^{-1})	21.5	22.5	300
Total Pb (mg kg^{-1})	40.8	41.1	750
Total Cd (mg kg^{-1})	1.1	1.7	10
Total Cr (mg kg^{-1})	42.0	44.2	1000

COT, Carbono orgánico total.

El carbono orgánico total (COT) disminuyó de 376 g kg^{-1} a la entrada del sistema ATAD, a 346 g kg^{-1} a la salida. Esto es debido a la oxidación de la materia orgánica por parte de los microorganismos aerobios, produciendo un producto biológicamente más estable al mismo tiempo que se reduce el volumen de los fangos (Layden, 2007). Respecto a los macronutrientes, el lodo de entrada mostró valores TN, TP y TK de 51, 29 y 3 g kg^{-1} y el digerido de 65, 26 y 8 g kg^{-1} respectivamente, aumentando por tanto el contenido de N y K total y disminuyendo el del P total. En cuanto al contenido de metales pesados, este fue mayor en el lodo ATAD, ya que los elementos inorgánicos no puede descomponerse durante el proceso de digestión (Wang, 1997). Sin embargo, tanto a la entrada como a la salida del digestor, los niveles cumplieron los valores límite establecidos en la futura Directiva Europea.

Los valores de carbono orgánico total se redujeron de 801 g kg^{-1} a la entrada, a 680 g kg^{-1} y 592 g kg^{-1} tras la digestión termófila y mesófila respectivamente debido a la actividad metabólica de los microorganismos anaerobios que degradan la materia orgánica en ausencia de oxígeno generando metano como producto final. En cuanto al contenido de macronutrientes, mostraron valores de TN, TP y TK de 86.7, 32.2 y 4.1 g kg^{-1} en el fango de entrada, 83.3 45.0 y 5.1 g kg^{-1} tras la digestión termófila y de 86.8, 35.2 y 5.1 g kg^{-1} tras la digestión mesófila respectivamente, aumentando considerablemente el contenido de TP y TK sobre todo tras la digestión TAnD. Respecto a los metales pesados, aunque como en el caso de la ATAD, los valores de salida aumenten con respecto a los de entrada, en ninguno de los casos se superan los límites establecidos en la futura legislación.

La **Tabla 4** muestra las características del lodo de entrada, del lodo mesófilo y del lodo TAnD.

Tabla 4. Características del lo de entrada y de salida del digestor mesófilo y del digestor TAnD.

Parámetro	Lodo entrada	Lodo mesófilo	Lodo TAnD	Límites Directiva
TOC (g kg^{-1})	801	592	680	
Total N (g kg^{-1})	86.7	86.8	83.3	
Total P (g kg^{-1})	32.2	35.2	45.0	
Total K (g kg^{-1})	4.1	5.1	5.1	
Total Cu (mg kg^{-1})	107.67	277.16	197.05	1000
Total Fe (mg kg^{-1})	17136	42768	31098	
Total Zn (mg kg^{-1})	376	781	801	2500
Total Ni (mg kg^{-1})	14.94	39.28	23.09	300
Total Pb (mg kg^{-1})	21.17	42.00	33.46	750
Total Cd (mg kg^{-1})	ND	ND	ND	10
Total Cr (mg kg^{-1})	24.15	41.65	36.55	1000

COT: Carbono orgánico total, ND: No detectado.

Análisis de los microorganismos patógenos

El rendimiento medio de la reducción de patógenos en el sistema ATAD se muestra en la **Figura 1**.

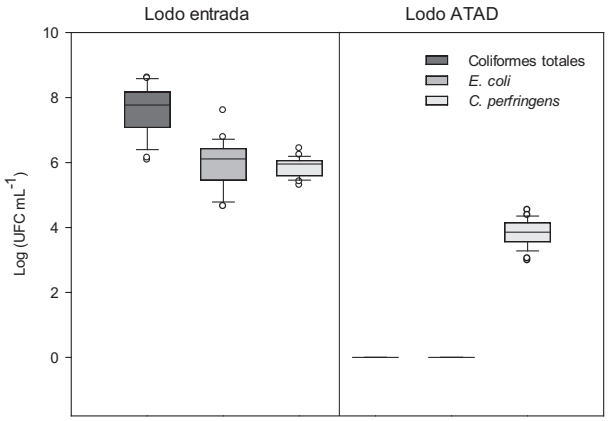


Figura 1. Microorganismos patógenos a la entrada y salida del digestor ATAD.

La presencia de *Salmonella* spp. en el lodo de entrada fue del 100%, mientras que nunca se detectó en el lodo ATAD (datos no mostrados). El valor promedio de *Escherichia coli* en el lodo de entrada fue de 3.4 x 10^6 unidades formadoras de colonias (UFC) mL^{-1}, y no detectado en el lodo ATAD. El recuento medio de coliformes totales fue de 1.0 x 10^8 mL^{-1} en la entrada y tampoco se detectó a la salida del sistema. Este último parámetro no se encuentra incluido en la futura Directiva, sin embargo fue analizado porque históricamente se han utilizado como indicadores de la presencia de patógenos en agua y aguas residuales (Shidu y Toze, 2009). Con valores medios de 8.9 x 10^5 esporas mL^{-1} a la entrada y de 9.6 x 10^3 esporas mL^{-1} en el fango digerido, *C. perfringens* mostró la menor tasa de reducción (2 unidades

logarítmicas) de entre los patógenos analizados. Esto puede ser debido a la capacidad de las especies del género *Clostridium* para formar esporas metabólicamente inactivas y extremadamente resistentes a las tensiones ambientales tales como productos químicos de calor, radiación y tóxicos (Raju et al., 2007).

Los valores límite establecidos para cada patógeno en la futura Directiva son: 1.0 x 10^3 UFC g^{-1} (peso seco) para *E. coli*, 3.3 x 10^3 g^{-1} (peso seco) para las esporas de *C. perfringens* y ausencia de *Salmonella* spp. en 50 gramos (peso fresco). Consecuentemente, el único microorganismo que no cumplió estos límites fue *C. perfringens*.

El contenido de microorganismos patógenos a la entrada y salida del sistema TAnD, así como tras la digestión mesófila del fango se muestra en la **Figura 2**.

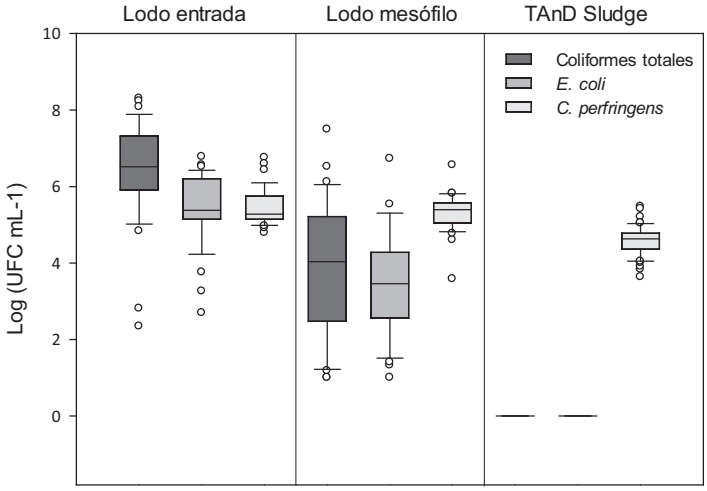


Figura 2. Microorganismos patógenos a la entrada y salida del digestor mesófilo y del digestor TAnD.

La presencia de *Salmonella* spp. en el lodo de entrada fue del 100%, mientras que nunca se detectó en el lodo TAnD y fue detectada el 45.5% de las veces tras la digestión mesófila. El valor promedio de *E. coli* en el lodo de entrada fue de 8.9 x 10^5 UFC mL^{-1}, no fue detectado en el lodo ATAD y su promedio tras la digestión mesófila fue de 2.1 x 10^5 UFC mL^{-1}. El recuento medio de coliformes totales fue de 2.4 x 10^7 UFC mL^{-1} a la entrada, no detectado en la salida del digestor TAnD y de 1.3 x 10^6 UFC mL^{-1} a la salida del digestor mesófilo. Por último, los niveles alcanzados en el análisis de *C. perfringens*, fueron de 6.3 x 10^5, 5.0 x 10^4 y 3.8 x 10^5 UFC mL^{-1}, en la entrada, salida del sistema TAND y salida de la digestión mesófila respectivamente. En este caso, aunque la digestión termófila mostrara un descenso de una unidad logarítmica con respecto a los niveles de entrada, sigue sin cumplir los valores establecidos en la futura Directiva, mientras que la digestión mesófila no lo cumple para ninguno de los parámetros.

Ensayos de eliminación de *C. perfringens*

El ensayo realizado durante el funcionamiento de la planta piloto ATAD, fue realizado tanto en condiciones laboratorio como a escala piloto. En el laboratorio, 500 mL de lodo ATAD fueron incubados a 40 ºC durante 24h en agitación y posteriormente a temperatura termófila de nuevo (en torno a 65 ºC) durante otras 24 h. Para realizar el ensayo en la planta piloto, la carga y recirculación del digestor fueron detenidos hasta que la temperatura disminuyó a 40 ºC y fue mantenido en esas condiciones durante 24

h, al cabo de las cuales el proceso fue reiniciado hasta alcanzar de nuevo temperaturas termófilas (65 ºC) durante 24 h. En el ensayo realizado en laboratorio, el lodo sometido al doble tratamiento térmico mostró un contenido en esporas de *C. perfringens* por debajo de los límites de detección, mientras que en el ensayo realizado en la planta piloto fue de 1.2×10^1 mLl^{-1} (datos no mostrados), cumpliendo, por tanto, los estándares microbiológicos de la futura legislación europea.

Durante el funcionamiento de la planta TAnD, el ensayo sólo tuvo lugar a escala de laboratorio, debido al coste temporal que supone la estabilización de una digestión anaerobia termófila. En este caso, 500 mL de lodo de entrada, y de lodo TAnD fueron incubados a 40 ºC durante 24h en agitación y posteriormente a temperatura termófila de nuevo (en torno a 55 ºC), mientras que el lodo mesófilo fue incubado directamente a 55 ºC. En este caso, el número de días necesarios para cumplir la futura legislación referente al contenido de esporas de *C. perfringens* en lodos con destino agrícola, fue de 21, 21 y 7 días para el lodo de entrada, lodo mesófilo y lodo TAnD respectivamente (datos no mostrados). A la vista de los resultados obtenidos, en este trabajo se propone por tanto la instalación de un tanque o digestor con el que precalentar el lodo a 40 ºC durante un mínimo de 24 h, y a continuación realizar el proceso de estabilización del mismo mediante uno de los *tratamientos avanzados* aquí estudiados en este trabajo, consiguiendo de esta manera, un lodo higienizado tras dos periodos de incubación o digestión.

El objetivo de esta serie de incubaciones mesófilas intermedias, fue el de provocar la germinación de las esporas de *C. perfringens* para que produjeran células vegetativas que pudieran ser eliminadas definitivamente o inhabilitadas para esporular de nuevo tras un segundo aumento de la temperatura. La temperatura óptima para la germinación de las células vegetativas de *C. perfringens* es de 43-45 ºC (ICMFS, 1996), sin embargo, se escogió una temperatura de 40 ºC debido a que es más próxima a la temperatura de funcionamiento de los digestores anaerobios mesófilos (35-38 ºC).

Conclusiones

Tanto la digestión termófila aerobia como la digestión termófila anaerobia de lodos de depuradora, resultan eficientes para la estabilización del fango, mostrando similares rendimientos de eliminación de volátiles que la digestión anaerobia convencional, con una mayor carga orgánica y menores tiempos de retención.

El elevado contenido en nutrientes del producto final, así como un contenido seguro de metales pesados, lo convierte en una enmienda orgánica potencialmente valiosa.

En cuanto al contenido de microorganismos patógenos, un doble tratamiento térmico introduciendo una fase mesófila, es necesario para alcanzar los objetivos establecidos en la futura Directa Europea, sin embargo, cualquiera de estos dos sistemas cumple con los límites establecidos en la legislación americana, que no incluye el análisis de *C. perfringens*.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Medio Ambiente en el marco del Programa Nacional de Proyectos I+D+i 2008-2011. Nos gustaría agradecer de un modo concreto a ESAMUR por haber facilitado en todo momento el desarrollo de este proyecto y al personal técnico y operarios de la EDAR de Molina de Segura.

REFERENCIAS

Beuchat, L.R. 1996. Pathogenic microorganisms associated with fresh produce. J. Food Protect. 58, 204-216.

Breitenbücher, K. 1984. Engineering and practical experiences of autoheated aerobic-thermophilic digestion. In Strauch, D., A. H. Havelaar, and P. L´-Hermite (eds.), Inactivation of microoranisms in sewage sludge by stabilization process, Elsevier.

De la Rubia, A., Forster, T., Riau, V., Pérez, M. 2007. Comparación de metodologías para la obtención de un lodo termofílico EDAR. III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Barcelona.

European Commission. 1986. Council Directive on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. No. 86/278/EEC. Official Journal L 181 04/07/1986, pp 0016-0027. European Commission, Brussels.

European Commission. 1991. Council Directive concerning urban wastewater Treatment, 91/271/EEC. Official Journal of the European Communities, L 135, 40-52. European Commission, Brussels.

European Commission. 2003. Proposal for a Directive of the European parliament and of the council on spreading of sludge on land. European Commission, Brussels.

Fuchs, L. 1984. Die aero-thermophile Stabilization von Klärschlamm, Abwassertechnik, 1:5-6, H.G.

Kelly, D.S.Mavinic. 2003. Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion Research Application and Operational Experience, WEFTEC 2003 Workshop W104 Thermophilic Digestion, Los Angeles.

Hernández, A. 2001. Depuración y Desinfección de Aguas Residuales. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Colección Seinor, Madrid.

ICMFS. 1996. Microorganisms, in: Foods 5: Characteristics of Microbial Pathogens (Food Safety) Kluwer Academic/Plenum Publishers. London, UK.

Lapara, T.M., Allegan, J.E. 1999. Thermophilic aerobic biological wastewater treatment, Water Res. 33: 895-908.

Layden, N. M. 2007. An evaluation of autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD) of municipal sludge in Ireland, J. Environ. Eng. Sci. 6: 19-29.

Piterina, A.V., Bartlett, J., Pembroke, T.J. 2010. Evaluation of the Removal of Indicator Bacteria from Domestic Sludge Processed by Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion (ATAD), Int. J. Environ. Res. Public Health 7: 3422-3441.

Noyola, A. 1998. Digestión anaerobia de lodos. Memorias del curso: Digestión anaerobia de lodos y aguas residuales. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A. C. México.

Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) 2007-2015. Anexo 5. II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales – EDAR II PNLD (2007-2015), Madrid.

Shidu, J.P.S., Toze, S.G. 2009. Human pathogens and their indicators in biosolids: A literature review, Environ. Int. 35: 187-201.

Raju, D., Setlow, P., Sarker, M.R., 2007. Antisense-RNA-mediated decreased synthesis of small, acid-soluble spore proteins leads to decreased resistance of *Clostridium perfringens* spores to moist heat and UV radiation, Appl. Environ. Microb.73: 2048–2053.

US Environmental Protection Agency, Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (Including Domestic Septage) Under 40 CFR Part 503. 625/R-92/013, Cincinnati, 2003.

Wang, M.J. 1997. Land application of sewage sludge in China, Sci. Total Environ. 197: 149-160.

ENSAYOS DE CONTROL DE HONGOS FITOPATÓGENOS CON EXTRACTOS DE COMPOST

Gómez-Sánchez, M.A.*; Morales-Corts, M.R.; Pérez-Sánchez, R.

Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca. Avda. Filiberto Villalobos, 119. 37007 Salamanca. España

Correo electrónico: geles@usal.es

Resumen

Es ampliamente conocido que la mayoría de los compost tienen una cierta supresividad natural frente a distintos hongos fitopatógenos, debida a sus propiedades físico-químicas y a la gran diversidad de microorganismos presentes en estos materiales. Al mismo tiempo, actualmente tenemos la necesidad de combatir numerosas plagas y enfermedades que afectan a los cultivos y causan importantes pérdidas en la producción hortícola, lo que ha favorecido que exista un enorme interés por la investigación y comercialización de productos que proporcionen un control efectivo y representen una alternativa viable a la utilización de fitosanitarios químicos, rechazados por el consumidor y limitados por las recientes normativas europeas.

En este contexto, el objetivo general de este trabajo es evaluar distintos extractos de compost en relación con su posible acción como control de hongos fitopatógenos de especies hortícolas.

Para ello hemos llevado a cabo pruebas con distintas proporciones de extractos acuosos de dos tipos de compost: compost (CRJ) y vermicompost (VRJ) de residuos de jardinería. Las diluciones ensayadas fueron: 1:5, 1:10 y 1:20. Realizamos ensayos in vitro utilizando plántulas de tomate (*Solanum lycopersicum L.*) var. Roma que fueron inoculadas con dos hongos fitopatógenos *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* (F.4287) y *Rhizoctonia solanii*, suministrados por el Centro Regional de Diagnóstico de la Junta de Castilla y León y tratadas con los distintos extractos.

Los resultados confirman un efecto supresor de los extractos 1:5 de ambos compost para *F. oxysporum* y del tratamiento VRJ 1:10 para *R. solanii*. Destacando también en las plántulas no inoculadas un fuerte efecto vigorizante de los extractos de vermicompost.

Palabras clave: supresividad, residuos de jardinería, tomate, *Fusarium oxysporum*, *Rhizoctonia solanii*.

INTRODUCCIÓN

Las condiciones de alta humedad y temperatura bajo las que se cultivan muchas especies hortícolas, resultan ideales para el desarrollo de hongos fitopatógenos que causan severos daños a dichos cultivos (Siddiqui et al. 2008). Este tipo de enfermedades se ha tratado tradicionalmente con productos fungicidas de naturaleza química, cuyo uso reiterado está causando un impacto negativo sobre el medio ambiente. Por ello, ante la necesidad de combatir numerosas enfermedades fúngicas devastadoras, sin causar efectos nocivos sobre el medio, existe un enorme interés por la investigación y comercialización de productos que proporcionen un control efectivo y representen una alternativa viable a la utilización de productos químicos.

En esta línea, entre los beneficios atribuidos a la utilización de distintos tipos de compost está el hecho de contribuir al control de patógenos vegetales del suelo (Nico et al., 2003). La naturaleza de dicho efecto supresivo se atribuye a la interacción de diversos factores tanto físicos, como químicos y biológicos.

Según Hoitink y Boehm (1999) los factores biológicos, integrados por la microbiota asociada al compost maduro, son los que desempeñan un papel de mayor importancia en esta supresión. Aunque durante la fase termófila del compostaje, muchos grupos microbianos son eliminados, cuando la temperatura desciende de nuevo hasta valores mesófilos, algunos de ellos vuelven a recolonizar el compost y siguen desarrollándose durante la etapa de maduración. Un número importante de estos microorganismos han sido identificados como agentes de control biológico. Así, a partir de muestras de compost maduro, se han aislado géneros bacterianos como *Bacillus* spp., *Enterobacter* spp., *Flavobacterium balustinum* y *Pseudomonas* spp. entre otros, y ciertos actinomicetos y hongos entre los que se encuentran *Streptomyces* spp., *Trichoderma* spp. o *Gliocladium virens.* Parece ser que, dentro de los mecanismos biológicos que podrían estar implicados en el efecto supresor sobre patógenos vegetales, los más importantes son: la competencia por la disponibilidad de nutrientes o de espacio, la producción de sustancias antibióticas (Siddiqui et al., 2008), hiperparasitismo, inducción de genes de resistencia en plantas (Hoitink y Boehm, 1999), producción de compuestos volátiles estimuladores o tóxicos y cambios en las propiedades físicas del sustrato o del suelo (Coventry y Allan, 2001).

La acción supresiva de los compost, puede atribuirse también a los extractos obtenidos de ellos. Estos extractos o tés de compost se obtienen realizando una mezcla de compost con agua e incubando dicha mezcla durante un periodo de tiempo definido (Scheuerell y Mahaffee, 2004). Según Zmora-Nahum et al. (2008) la supresividad de los tés de compost está también condicionada por el tiempo de extracción, así para tiempos de extracción largos influirían en mayor medida los compuestos químicos presentes y para tiempos cortos el efecto supresivo estaría relacionado más directamente con la actividad microbiológica del extracto. Por tanto, parece claro que al igual que en los compost de partida, la acción de control de patógenos de los extractos tendría un origen mixto biótico y abiótico.

Fusarium oxisporum y *Rhizoctonia solanii* son dos hongos que causan enfermedades en un gran número de plantas cultivadas y tienen especial relevancia en el cultivo de tomate (*Solanum lycopersicum L.,*). Actualmente, el tomate se cultiva en todos los continentes, constituyendo el producto hortícola de mayor importancia económica, con más de 90 millones de toneladas producidas al año en todo el mundo. Nuestro país ocupa el segundo lugar a nivel mundial en volumen de comercio de exportación, con un valor de más de 900 millones de euros en 2008 (www.fao.org).

En este contexto, el objetivo del presente trabajo es determinar el posible efecto supresor de distintas concentraciones de extractos de compost y vermicompost de residuos de jardinería sobre dos hongos patógenos en cultivo de tomate.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización de los ensayos utilizamos plántulas de tomate, *Solanum lycopersicum* var. Roma con dos hojas verdaderas crecidas en bandejas con vermiculita como sustrato. Como hongos fitopatógenos de tomate se eligieron *Fusarium oxisporum* f. sp. *lycopersici* (F.4287) y *Rhizoctonia solanii* suministradas por el Centro Regional de Diagnóstico de Plagas y Enfermedades de la Junta de Castilla y León situado en Aldearrubia (Salamanca). Debido a las diferentes características de cada hongo la forma de obtención del inoculo fue distinta para cada uno de ellos.

Así en el caso de *F. oxisporum* se utilizó una suspensión de 10^7 conidias/ml. Para la obtención de esta suspensión se realizó un cultivo en 100 ml de medio líquido PDB (Potato Dextrose Broth) en matraces de 250 ml inoculados con 1 cm^2 de PDA (Potato Dextrose Agar) + *F. oxisporum*. Se mantuvieron 5 días en agitación a 125 rpm y una temperatura de 25 ºC. A continuación se filtró el medio con 15 capas de gasa de algodón y el filtrado se centrifugó durante 15 m a 5.000 rpm. Se retiró en sobrenadante y el precipitado se resuspendió en 1 ml de agua destilada. Por último, se realizó un recuento de esporas en Cámara Thoma y se diluyó la solución madre para llegar a una concentración de 10^7 conidias/ml.

Para *R. solanii*, el inoculo se realizó preparando una emulsión, para lo que se mezcló, batiendo enérgicamente, el contenido de dos placas Petri con medio PDA + *R. solanii* con 200 ml de agua destilada.

Como solución nutritiva para el tiempo de cultivo se eligió la solución de Meier-Schwarz para primavera y otoño, que se diluyó hasta el 0,1% para adecuarla a los requerimientos nutritivos de las plántulas de tomate utilizadas.

Los extractos de compost y vermicompost se obtuvieron a partir de una mezcla de 100 g de cada uno de ellos en 500 ml de agua destilada. La mezcla se agitó fuertemente, se dejó reposar 30 m y se filtró en embudo con papel de filtro Whatman nº 1. Para el control de patógenos vegetales se probaron tres concentraciones de extracto de cada uno de los compost, determinadas mediante ensayos previos: 1:5, 1:10, y 1:20.

Para la obtención de las plántulas de tomate se sembraron las semillas en bandejas con vermiculita exfoliada. Se regaron con agua y solución nutritiva de Meier-Schwarz hasta que tuvieron dos hojas verdaderas.

Caracterización de los compost

El material de partida para el proceso de compostaje fueron residuos de jardinería que se compostaron y vermicompostaron en las instalaciones de la empresa “El Arca” situada en Salamanca. El compostaje se llevó a cabo en pilas de 20 m de longitud, 1,5 m de anchura y 0,75 m de altura. Se realizó volteo semanal y un riego cada 3 d. El vermicompostaje se realizó en balsas de hormigón de 8 m de longitud, 0,6 m de anchura y 0,6 m de profundidad.

Las características más relevantes de ambos tipos de compost aparecen recogidas en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Características físico-químicas y químicas de vermicompost de residuos de jardinería (VRJ) y compost de residuos de jardinería (CRJ).

	CE (dS m^{-1})	pH	MO (%)	C/N	DA (Kg m^{-3})	DR (Kg m^{-3})	EPT (%)	H (%)	CIC (cmol Kg^{-1})	N (%)	P (ppm)	K (ppm)
VRJ	1,29	8,14	52,45	12,87	405	1848	78,08	62,27	68,87	2,20	3842	8289
CRJ	1,74	8,51	47,51	11,42	498	1988	74,95	49,01	62,81	2,05	4185	12054

CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, DA: densidad aparente, DR: densidad real, EPT: espacio poroso total, H: humedad, CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Diseño experimental del ensayo de supresión de *F. oxysporum*

Para determinar el efecto supresor de los extractos de compost sobre *F. oxysporum*, se realizó un cultivo *in vitro* de plántulas de tomate en tubos de ensayo de 10 ml. Cada tubo contenía 1ml de la suspensión de conidias + 4ml de solución nutritiva (Meier-Schwarz al. 0,1%) + 5 ml del extracto de compost correspondiente. Se llevaron a cabo los siguientes tratamientos de control: testigos de todas las proporciones de extracto de compost y vermicompost sin suspensión de conidias del hongo (5 ml de extracto + 4 ml de solución nutritiva + 1 ml de agua destilada), con solución nutritiva y de conidias de *F. oxysporum* (1 ml de suspensión de conidias + 4 ml de solución nutritiva + 5 ml de agua) y, por último un tratamiento sin extracto y sin inoculo (4 ml de solución nutritiva + 6 ml de agua destilada). Se realizaron 5 repeticiones de todos los tratamientos.

En cada uno de los tubos se introdujo una plántula de tomate con dos hojas verdaderas. Previamente se habían preparado las plantas lavando las raíces con sumo cuidado para eliminar la vermiculita. A continuación se realizó un recorte de un tercio de las raíces con el objetivo facilitar la infección por parte del patógeno (**Figura 1**). El ensayo tuvo una duración de 25 días.

Para determinar los daños ocasionados por el hongo se determinaron los siguientes parámetros:

- Tamaño de las hojas: midiendo con un calibrador digital (COMECTA 0-150 mm) longitud y anchura de la hoja más antigua y determinando el área foliar (AF) mediante la ecuación general obtenida por Astegiano et al. (2001).

  $AF = 0,34 (L \cdot A) – 1,71$

- Color de las hojas, tallo y raíz.

- Contenido en clorofila: valores SPAD (Konika Minolta)

- Peso seco: se determinó el peso seco por plántula en estufa (P-Selecta-210) a 60ºC durante 48 h.

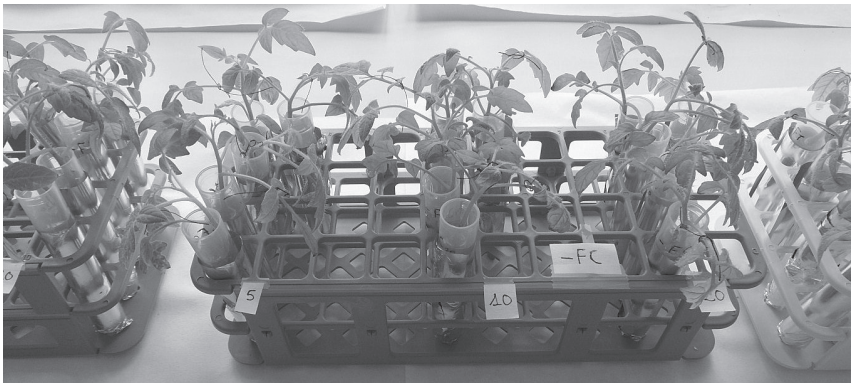


Figura 1. Detalle del cultivo in vitro de plántulas de tomate.

Diseño experimental del ensayo de supresión de *R. solanii*

De forma análoga al caso anterior, se prepararon 5 tubos de ensayo de 10 ml por tratamiento que contenían: 3 ml de la emulsión fúngica + 2 ml de solución nutritiva (Meier-Schwarz al 0,1%) + 5 ml del extracto de compost correspondiente. Se realizó, asimismo, un testigo de todas las proporciones de extracto sin emulsión fúngica (2 ml de solución nutritiva + 5 ml de extracto + 3 ml de agua destilada), uno con solución nutritiva e inoculo (3 ml de la emulsión fúngica + 2 ml de solución nutritiva + 5 ml de agua destilada) y, por último un control doble blanco, sin extracto y sin la presencia de *R. solanii* (2 ml de solución nutritiva + 8 ml de agua destilada).

Una vez preparados todos los tratamientos en cada tubo se introdujo una plántula de tomate con dos hojas verdaderas y 1/3 de las raíces cortadas, para facilitar la entrada del patógeno en la planta.

El ensayo tuvo una duración de 26 días. Para la determinación de daños se midieron los mismos parámetros que en el caso de *F. oxisporum*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ensayo de supresión de *F. oxysporum*

Los valores obtenidos para los distintos parámetros determinados al final del ensayo se muestran en la **Tabla 2.**

Tabla 2. Área foliar (AF), contenido en clorofila (unidades SPAD) y peso seco (PS) de las plántulas de tomate de los distintos tratamiento del ensayo con F. oxysporum.

	Testigo		VRJ1		VRJ2		VRJ3		CRJ1		CRJ2		CRJ3	
	- F	+ F	- F	+ F	- F	+ F	- F	+ F	- F	+ F	- F	+ F	- F	+ F
AF (mm^2)	21,3	15,1ab	26,2	12,7b	24,5	17,0ab	28,0	13,4ab	24,1	15,4ab	20,2	14,4ab	21,9	17,7a
SPAD	20,1	13,6d	24,9	22,6a	23,4	19,8ab	23,9	17,9bc	22,7	16,3bc	21,9	19,8ab	21,6	11,7d
PS (mg)	47,7	33,6b	58,0	35,2b	52,7	39,3ab	52,7	36,9ab	43,2	44,4a	42,4	37,9ab	51,2	37,3ab

VRJ1: vermicompost 1:5, VRJ2: vermicompost 1:10, VRJ3: vermicompost 1:15, CRJ1: compost 1:5, CRJ2: compost 1:10, CRJ3: compost 1:15, - F: sin inocular con F. oxysporum, + F: inoculada con F. oxysporum, AF: Área foliar, PS: peso seco. a-d: representación del test de la diferencia mínima significativa de Fisher (LSD) para los tratamientos inoculados (+F), letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$).

Como podemos observar en la **Tabla 2**, los valores medios de los tres parámetros analizados en todos los tratamientos no inoculados son superiores a los tratamientos que contenían *F. oxysporum,* excepto para el peso seco en el tratamiento CRJ1.

Se ha realizado un estudios estadístico para detectar diferencias significativas entre los distintos tratamientos inoculados con *F. oxysporum*. En el caso del área foliar (AF) no encontramos demasiadas diferencias entre los tratamientos efectuados, sólo podríamos concluir que el tratamiento CRJ3 tiene un área foliar media mayor que la del tratamiento VRJ1.

Si analizamos los resultados obtenidos para el contenido en clorofila, medido en unidades SPAD, vemos que los tratamientos con extracto de vermicompost y los tratamientos CRJ1 y CRJ2 tienen un contenido medio mayor que el tratamiento CRJ3 y el testigo.

Por último, si nos fijamos en el peso seco, únicamente el tratamiento CRJ1 tiene un valor medio significativamente mayor que el testigo.

A la vista de los resultados respecto a la posible supresión de *F. oxysporum* por los extractos de compost, podemos apuntar que los tratamientos con una proporción 1:5 de compost y vermicompost producen dicho efecto, siendo éste muy claro en el caso del tratamiento CRJ1. Este efecto supresivo podría ser debido al antagonismo que se establece entre F. oxysporum y las comunidades microbianas del compost (Hadar y Gorodecki, 1991), también como señalan Hoitink et al (1987), se debería a la alta concentración de amonio. Sin embargo, las diferencias existentes en métodos de producción del compost, métodos de formulación de los extractos y condiciones experimentales de cultivo hacen difícil comparar resultados entre los diferentes trabajos (Litterick y Harrier, 2004).

Por otro lado, en los tratamientos sin inocular, se detecta un efecto vigorizante de todas las dosis de vermicompost, especialmente del tratamiento VRJ1.

Ensayo de supresión de *R. solanii*

En la **Tabla 3** aparecen consignados los resultados finales medios obtenidos en el ensayo realizado para determinar el posible efecto supresor de distintas concentraciones de extractos de compost y vermicompost sobre *R. solanii*.

Tabla 3. Área foliar (AF), contenido en clorofila (unidades SPAD) y peso seco (PS) de las plántulas de tomate de los distintos tratamiento del ensayo con R. solanii.

	Testigo		VRJ1		VRJ2		VRJ3		CRJ1		CRJ2		CRJ3	
	- R	+ R	- R	+ R	- R	+ R	- R	+ R	- R	+ R	- R	+ R	- R	+ R
AF (mm^2)	14,8	9,3b	23,4	11,4ab	18,5	13,1a	20,6	11,6ab	21,8	12,8a	17,0	12,3ab	15,2	13,5a
SPAD	23,4	16,8cd	26,0	22,3ab	22,7	19,6bc	23,8	23,9a	24,6	15,6c	22,9	21,5ab	23,4	21,1ab
PS (mg)	39,3	30,1b	66,4	37,8ab	54,9	50,3a	52,6	45,1ab	53,2	40,8ab	43,7	41,1ab	39,4	42,6ab

VRJ1: vermicompost 1:5, VRJ2: vermicompost 1:10, VRJ3: vermicompost 1:15, CRJ1: compost 1:5, CRJ2: compost 1:10, CRJ3: compost 1:15, - R: sin inocular con R. solanii, + R: inoculada con R. solanii, AF: Área foliar, PS: peso seco. a-d: representación del representación del test de la diferencia mínima significativa de Fisher (LSD) para los tratamientos inoculados (+F), letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$).

Como cabía esperar, para el área foliar los resultados en todos los tratamientos sin inocular (-R) son superiores a los tratamientos inoculados (+R). En los tratamientos inoculados podemos ver que: VRJ2, CRJ1 y CRJ3 tienen un tamaño medio de hoja superior al tratamiento testigo.

En el caso del contenido en clorofila observamos que los tratamientos VRJ1, VRJ3, CRJ2 y CRJ3 tienen unos valores medios de SPAD estadísticamente mayores que el valor medio del testigo.

Por último, si analizamos el peso seco, podemos apreciar que el tratamiento VRJ2 tiene un peso seco significativamente mayor que el testigo, lo que indicaría que se ha producido un efecto supresor. Dicho efecto puede apreciarse a simple vista en la **Figura 2**. De igual forma, Scheuerell y Mahaffe (2004) vieron como la aplicación de té de compost tenía un efecto supresor en pepino.

Si nos fijamos en el peso seco de los tratamientos sin inocular, vemos que se constata el efecto vigorizante de los tratamientos con extracto de vermicompost, en especial podemos destacar el VRJ1 (-R) con un peso seco de 66,4 mg, frente a los 39,4 mg del testigo. En este sentido Siddiqui et al. (2008), concluyeron en su trabajo que los diferentes extractos de compost tienen un efecto significativo sobre el crecimiento de las plantas, ya sea en presencia o ausencia de la infección fúngica.

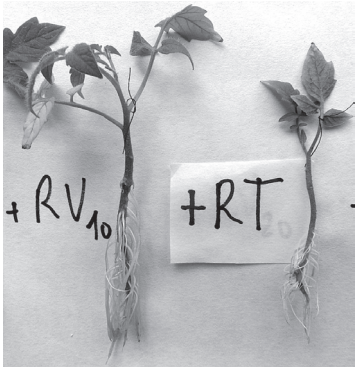


Figura 2. Plántulas de tomate del tratamiento VRJ2 (+R) y Testigo (+R).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación aportada por el Proyecto de Investigación subvencionado por la Junta de Castilla y León SA065A11-2.

REFERENCIAS

Astegiano, E. D., Favaro, J. C., Bouzo, C.A. 2001. Estimación del área foliar en distintos cultivares de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) utilizando medidas foliares lineales. Invest. Agr.: Prod. Prot. Veg. 16 (2): 249-256.

Coventry, E., Allan E. J. 2001. Microbiological and chemical analysis of neem (*Azadirachta indica*) extracts: new data on antimicrobial activity. Phytoparasitica 29 (5): 441-450.

Hadar, Y., Gorodecki, B. 1991. Suppression of germination of sclerotia of *Sclerotim rolfsii* in compost. Soil Biology and Biochemistry 23: 303-306.

Hoitink, H. A. J., Boehm, M. J. 1999. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. Annu. Rev. Phytopathol. 37: 427-446.

Hoitink, H. A. J., Daughtrey, M., Tayama, H. 1987. Control of cyclamen *Fusarium* wilt: a preliminary report. Ohio Florists` Association Bulletin 693: 1-3.

Litterick, A. M., Harrier, L., Wallace, P., Watson, C. A., Wood, M. 2004. The role of uncomposted materials, composts, manures, and compost extracts in reducing pest and disease incidende and severity sustainable températe agricultural and horticultural crop production-A review. Critical Reviews in Plants Sciences, 23 (6): 453-479.

Nico, A. I., Mónaco, C. I., Dal Bello, G., Alippi, H. 2003. Efecto de la adición de enmiendas orgánicas al suelo sobre la capacidad patogénica de *Rhizoctonia solanii*: test de patogenicidad y actividad biológica de metabolitos volátiles y difusibles. RIA, 32 (3): 173-192

Scheuerell, S. J., Mahaffee, W. F. 2004. Compost tea as a container medium drench for suppressing seedling damping-off caused by *Pythium ultimum*. Phytopathology 94 (11): 1156-1163.

Siddiqui, Y., Meon, S., Ismail, R., Rahmani, M., Ali, A. 2008. Bio-efficiency of compost extracts on the wet rot incidence, morphological and physiological growth of okra (*Abelmoschus esculentus* [(L.) Moench]). Scientia Horticulturae 117: 9-14.

Zmora-Nahum, S., Danon, M., Hadar, Y. Chen, Y. 2008. Chemical properties of compost extracts inhibitory to germination of *Sclerotium rolfsii*. Soil Biol. Biochem. 40: 2523-2529.

CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD MICROBIANA DE DIVERSOS SUELOS Y RESIDUOS NO COMPOSTADOS Y VERMICOMPOSTADOS

Lombao, A.[1*], Barreiro, A.[1], Fernández-Gómez, M.J.[2], Romero, E.[2], Nogales, R.[2] Díaz-Raviña, M.[1]

[1]Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Apartado 122, Avda. de Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, Spain

[2]Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC), Profesor Albareda 1, 18008 Granada, Spain

**Correo electrónico: alba@iiag.csic.es*

Resumen

La caracterización física y química de los suelos y de los residuos orgánicos ha sido ampliamente estudiada; sin embargo, el conocimiento de la microbiota edáfica y, sobre todo, el de las comunidades microbianas que se desarrollan en los residuos orgánicos no compostados y compostados ha recibido poca atención. El objetivo de este trabajo fue caracterizar las comunidades microbianas de diversos suelos con diferente manejo o vegetación (suelos forestales bajo diferente vegetación -robledal, eucaliptal y matorral; un suelo de mina, un suelo de pradera y un suelo agrícola con diferentes sistemas de laboreo) y de diferentes residuos no compostados y vermicompostados (estiércol, residuos vegetales de invernadero, lodo de papelera y mezclas en diferentes proporciones de residuos de invernadero y lodo). La estructura o diversidad de la comunidad microbiana, la biomasa microbiana total y la de grupos específicos de microorganismos (bacterias, hongos, bacterias Gram-positivas y Gram-negativas) se determinó mediante el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA). Los resultados de los análisis de componentes principales realizados con los valores de los PLFA permitieron diferenciar, en primer lugar, la diversidad de la comunidad microbiana de los suelos de la de los residuos y, en segundo lugar, la diversidad de la comunidad microbiana de los residuos no compostados de la de los residuos vermicompostados. Por lo que respecta a los suelos, también se observaron diferencias en la composición de la comunidad microbiana entre el suelo de mina, el suelo agrícola y los suelos forestales. Los resultados también demostraron cambios en la biomasa microbiana total y en la de los grupos específicos de microorganismos en función del ecosistema en el que se desarrollan (suelo, residuo) y del proceso de vermicompostaje.

Palabras clave: microorganismos, suelos, biomarcadores moleculares (PLFA), residuos orgánicos, vermicompostaje.

INTRODUCCIÓN

Para la producción de compost se utilizan residuos orgánicos de diverso origen tales como residuos desechables generados por la actividad del hombre. Estos residuos pueden ser el ingrediente principal o presentarse en combinación con otros materiales orgánicos para ser estabilizados como compost permitiendo su reciclado. Los microorganismos juegan un papel vital en el proceso de compostaje, tradicional o con lombrices, al intervenir en la descomposición de la materia orgánica en condiciones aerobias, produciendo así una serie de cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los materiales a compostar que permite la posterior utilización de estos productos como fertilizantes o enmendantes. Por lo que respecta al suelo, los microorganismos son responsables de su fertilidad y, por consiguiente, de su sostenibilidad a largo plazo, ya que llevan a cabo las transformaciones bioquímicas que ocurren en el medio edáfico y, además, son fuente de nutrientes para otros microorganismos y

para las plantas (Nannipieri et al., 2003). Por tanto, dada su importancia, el estudio de las comunidades microbianas tanto de los residuos orgánicos naturales o compostados como de los suelos resulta de gran interés.

Aspectos como la caracterización física y química de los suelos y de los residuos orgánicos, así como del efecto de la aplicación de estos residuos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo o sobre la producción vegetal han sido objeto de numerosos estudios; sin embargo, no existe mucha información sobre la caracterización de las comunidades microbianas del suelo y especialmente de aquellas que se desarrollan sobre residuos orgánicos no compostados, compostados o vermicompostados (Díaz-Raviña et al.,1989; Fernández-Gómez et al., 2010a; Ishii y Takii, 2003). Por otra parte, conocer las poblaciones asociadas a diferentes residuos y compararlas con las poblaciones de diferentes ecosistemas edáficos es importante para poder predecir los efectos que tendrá la aplicación de los residuos sobre la microbiota edáfica (Acea et al., 1986; Díaz-Raviña et al., 1989; 1996; Villar et al., 2004) y, por consiguiente, sobre el funcionamiento del suelo.

Tradicionalmente la diversidad y la funcionalidad de los microorganismos se han analizado usando recuento de viables y cultivos puros, los cuales sólo representan al 5% de la población microbiana total. Actualmente, el uso de técnicas de biología molecular que no conllevan el uso de un medio de cultivo permite el análisis estructural y funcional de la totalidad de la microbiota edáfica (Frostegård et al., 2011). Una de estas técnicas es el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFAs), componentes fundamentales de las membranas de todas las células vivas. Esta técnica además de determinar la estructura o diversidad de la comunidad microbiana, permite cuantificar la biomasa total y específica de distintos grupos de microorganismos, ya que algunos de estos ácidos grasos se consideran característicos de determinados grupos microbianos como pueden ser bacterias, actinomicetes, hongos, bacterias Gram-positivas, bacterias Gram-negativas, bacterias anaerobias, hongos endomicorrízicos, bacterias sulfatoreductoras, etc.

El objetivo del presente trabajo es caracterizar, mediante el uso de biomarcadores moleculares a través del análisis de ácidos grasos de los fosfolípidos, la comunidad microbiana de diferentes suelos con distinto manejo o vegetación y de residuos orgánicos de distinto origen sin compostar y vermicompostados. Esta caracterización permitirá, por una parte, comparar las comunidades microbianas asociadas a suelos y residuos y, por otra, valorar los cambios que se producen en las comunidades microbianas durante el proceso de vermicompostaje.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras de suelo analizadas (0-5 cm de profundidad del horizonte A, fracción <2mm) proceden de: varios suelos forestales gallegos bajo diferente vegetación (FM1 y FM2, matorral; FR, robledal; FE, eucaliptal; pH 3,67–3,86; Ct 83,9–149 g C kg^{-1} ss); un suelo agrícola de una zona semiárida peninsular sometido a diferentes sistemas de laboreo (ANL, no laboreo; AML, mínimo laboreo; ALC, laboreo convencional; pH 5,15–6,18; Ct 5,7–14,5 g C kg^{-1} ss); un suelo gallego de pradera (Pr; pH 4,97; Ct 60,1 g C kg^{-1} ss); y un suelo de mina de São Domingos localizado en el SE de Portugal (Mi; pH 4,51). Los residuos orgánicos que se analizaron antes (I) y después (F) del proceso de vermicompostaje (24 semanas con *Eisenia andrei*) fueron: estiércol (E); lodos de papelera (L); dos mezclas de residuos vegetales de invernadero con lodos de papelera en distintas proporciones (en peso seco) (R1, 1:1; R2, 2:1); y vermicompost comercial (Ve) (características de los residuos, pH 7,6–9,3; Ct 145–286 g C kg^{-1}ss).

La biomasa total y específica de determinados grupos microbianos (bacterias, hongos, bacterias Gram-positivas y Gram-negativas) y la estructura de la comunidad se determinó mediante el análisis del perfil

de los ácidos grasos realizado por el método descrito por Frostegård et al. (1993). Los ácidos grasos son extraídos del suelo mediante una mezcla de cloroformo, metanol y tampón citrato, separados con cloroformo en la fase orgánica y fraccionados en columnas de ácido silícico para separar los fosfolípidos del resto de lípidos. Por último, los fosfolípidos se someten a metanolisis para obtener ésteres metílicos que son analizados por cromatografía de gases. La caracterización de la microbiota se basa en la idea de que algunos PLFAs son considerados como biomarcadores de determinados grupos de microorganismos (Maschner, 2007). Así, la biomasa total (PLFA total) es calculada como la suma de todos los PLFAs extraídos. Como índice de la biomasa bacteriana (PLFA bact) se utiliza la suma de los ácidos grasos considerados de origen bacteriano: i15:0, a15:0, 15:0, i16:0, 16:1ω9, 16:1ω7t, i17:0, a17:0, cy17:0, 18:1ω7 y cy19:0. Los ácidos grasos 16:1ω5, 18:2ω6 y 18:1ω9 son característicos de los hongos (PLFA hong) (Frostegård y Bååth, 1996). Los ácidos grasos i14:0, a15:0, i16:0 y 10Me18:0 predominan en las bacterias Gram-positivas (PLFA G^+) mientras que los ácidos grasos cy17:0, cy19:0, 16:1ω7c y 18:1ω7 son más frecuentes en las bacterias Gram-negativas (PLFA G^-) (Díaz-Raviña et al., 2006). Por otra parte para el análisis de la distribución de los ácidos grasos presentes en las comunidades microbianas se utilizaron diferentes índices. La riqueza de los ácidos grasos (R) se expresó como el número total de PLFAs presentes en cada muestra. La diversidad de ácidos grasos de las comunidades microbianas (H) y la uniformidad en su distribución (E) se calcularon con el índice de diversidad y el de Uniformidad de Shannon, respectivamente (Shannon, 1948).

$$H = -\sum_{i=1}^{R} pi \ln pi \qquad E = \frac{H}{\ln (R)}$$

donde pi es la abundancia relativa de cada ácido graso respecto a la suma total y R el número total de ácidos grasos.

Los valores de los PLFAs, expresados en moles (%), se trataron estadísticamente por análisis de componentes principales, con el programa SPSS 15.0, lo que permitió diferenciar que comunidades son más similares o diferentes entre sí en función de la estructura o diversidad microbiana (Frostegård et al., 2011). Con el fin de examinar las propiedades de los materiales analizados (suelos, residuos) que son más determinantes para la estructura de la comunidad microbiana se analizaron los coeficientes de correlación entre dichas propiedades y los factores resultantes del análisis de componentes principales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de la biomasa total y biomasa de grupos específicos de microorganismos obtenidos mediante el análisis del perfil de PLFAs en los diferentes suelos y en los residuos no compostados y vermicompostados considerados se indican en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Biomasa total (PLFA total) y de grupos específicos de microorganismos (PLFA bacterias, PLFA hongos, PLFA bacterias Gram$^-$ y PLFA bacterias Gram$^+$) de los suelos y residuos no compostados (I) y vermicompostados (F) analizados (valor medio±error estándar). Nomenclatura: FM, suelo forestal bajo matorral; FR, suelo forestal bajo robledal; FE, suelo forestal bajo eucaliptal; ANL, suelo agrícola sometido a no laboreo; AML, suelo agrícola sometido a mínimo laboreo; ALC, suelo agrícola sometido a laboreo convencional; Pr, suelo de pradera; Mi, suelo de mina; E, estiércol; L, lodos de papelera; RL1 y RL2, mezcla de residuos de invernadero y lodos de papelera en proporción 1:1 y 2:1, respectivamente; Ve, Vermicompost comercial.

nmol g^{-1}		PLFA total	PLFA bact	PLFA hong	PLFA G$^-$	PLFA G$^+$	Hong/ bact	G$^-$/G$^+$
Suelos	FM1	396±53,0	133±19,0	93,8±14,6	72,4±11,3	40,2±5,23	0,71	1,80
	FM2	480±30,0	218±15,1	65,8±15,1	129±6,38	50,4±5,14	0,30	2,56
	FR	905±163	442±91,1	93,5±18,7	231±46,8	98,6±21,3	0,21	2,34
	FE	376±13,5	168±8,29	41,7±2,82	88,2±5,66	34,3±1,72	0,25	2,57
	ANL	45,5±1,99	18,0±0,67	1,44±0,15	5,84±0,45	8,79±0,41	0,08	0,66
	AML	31,1±5,14	12,4±1,95	1,09±0,15	4,02±0,55	6,71±1,42	0,09	0,6
	ALC	28,9±1,46	12,1±0,42	0,92±0,15	4,03±0,15	5,86±0,32	0,08	0,69
	Pr	450±75,3	207±34,9	48,7±8,55	95,7±16,7	61,3±10,1	0,24	1,56
	Mi	4,01±0,40	1,43±0,60	0,90±0,11	0,45±0,01	0,58±0,11	0,63	0,78
Residuos no compostados y vermicompostados	EI	1134±355	482±150	22,6±7,60	120±35,0	319±108	0,05	0,38
	EF	76,0±19,0	30,1±0,80	1,03±1,00	4,45±2,44	17,2±3,42	0,03	0,26
	LI	293±137	149±75,3	6,02±2,52	41,6±21,2	106±51,0	0,04	0,39
	LF	71,1±39,2	35,0±19,0	0,97±0,97	10,6±4,80	19,2±11,9	0,03	0,55
	RL1I	465±39,0	156±16,0	35,2±2,27	49,6±5,90	112±14,1	0,23	0,44
	RL1F	89,4±12,9	35,7±5,01	5,21±1,40	7,44±2,59	24,3±4,30	0,14	0,31
	RL2I	301±134	73,0±44,2	21,1±15,2	23,0±15,0	43,9±30,6	0,29	0,52
	RL2F	198±43,2	87,1±20,8	9,07±1,69	15,7±7,03	56,1±12,2	0,10	0,28
	Ve	174±25,1	82,7±17,1	3,36±2,15	24,5±7,49	39,7±6,40	0,04	0,62

Como se puede observar en la **Tabla 1** los valores de la biomasa total y de los grupos específicos fueron, en general, más elevados en los suelos que en los residuos no compostados y vermicompostados. Estos valores de la biomasa en suelos son del mismo orden de magnitud que los ya observados en la misma zona templado húmeda por otros autores tanto en suelos forestales (Díaz-Raviña et al., 2006; Barreiro et al., 2010) como en suelos agrícolas (Mahía et al., 2011). Dentro de los diferentes suelos, los forestales y el de pradera son los que presentan valores más altos (905-376 nmol g^{-1}), especialmente el suelo desarrollado bajo robledal, seguido por los suelos bajo matorral y el suelo de pradera, mostrando el suelo bajo eucaliptal los valores más bajos. Una influencia similar de la vegetación sobre la biomasa microbiana total determinada por el método de fumigación extracción, fue observada también por otros autores (Alvárez et al., 2009; Lombao, 2011). Los tres suelos agrícolas presentan valores menores que

los suelos bajo bosque y el de pradera (29-46 nmol g^{-1}), lo que está de acuerdo con un estudio previo que muestra un efecto negativo de las prácticas agrícolas sobre la biomasa microbiana (Díaz-Raviña et al., 2005). Por último, el suelo de mina es el que presenta los valores más bajos de biomasa total (4 nmol g^{-1}) y de grupos específicos. También se observó que la relación biomasa fúngica/biomasa bacteriana varía entre los diferentes suelos; la relación es mayor en los suelos forestales y en el de pradera en comparación con los suelos agrícolas, lo que puede explicarse en función del valor más bajo del pH, que es uno de los factores que ejercen mayor influencia sobre la composición de la microbiota edáfica, favoreciendo el desarrollo de los hongos (Fernández-Calviño et al., 2010). En el suelo de mina, esta relación es muy elevada, debido a que los hongos son los microorganismos más resistentes a las condiciones que se presentan en este tipo de suelos degradados, tales como el pH ácido y la elevada concentración de metales (Rajapaksha et al., 2004). La relación entre bacterias Gram-negativas y Gram-positivas es mayor en los suelos forestales y en el suelo de pradera, indicando una mayor abundancia de bacterias Gram-negativas, que se caracterizan por una alta tasa de reproducción y actividad en medios con un aporte suficiente de nutrientes. Estos resultados coinciden con los obtenidos por otros autores que encontraron una abundancia mayor de bacterias Gram-negativas en medios con condiciones de alta disponibilidad de sustrato como la rizosfera (Söderberg et al., 2004) o en suelos quemados donde se produce una liberación de nutrientes a consecuencia del incendio (Díaz- Raviña et al., 2006).

Por lo que respecta a los residuos no compostados y vermicompostados se observó que el estiércol sin compostar fue el que presentó los mayores valores de biomasa total y de grupos específicos, superando incluso los observados en los suelos, mientras que el estiércol y el lodo vermicompostados mostraron los valores más bajos. Se observó en todos los casos que el proceso de vermicompostaje reduce significativamente la biomasa total y la de los diferentes grupos de microorganismos y que el proceso tiende a uniformizar los valores de biomasa microbiana de todos los materiales iniciales, mostrando todos los productos finales valores del mismo orden de magnitud que el vermicompost comercial. La relación biomasa fúngica/biomasa bacteriana fue menor que la observada en los suelos, varía antes del compostaje en función del residuo de partida utilizado y desciende en todos los casos tras el proceso de vermicompostaje hasta situarse en valores similares al del vermicompost comercial. Las mezclas de lodos de papelera y residuos de invernadero presentaron las mayores relaciones debido a que los hongos son los principales microorganismos descomponedores de los polisacáridos como la celulosa, compuesto muy abundante en este tipo de materiales. El estiércol, el vermicompost comercial y los lodos de papelera fueron los residuos con la relación biomasa fúngica/biomasa bacteriana más baja. La relación entre bacterias Gram-negativas y Gram-positivas es menor que en los suelos y disminuye tras el vermicompostaje, excepto para los lodos de papelera (**Tabla 1**).

Se analizaron un total de 35 ácidos grasos y como se puede observar en la **Tabla 2**, todos ellos están presentes en las muestras de suelos forestales y de pradera; en los suelos agrícolas se detectaron 34 de estos ácidos grasos, mientras que, sólo 23 fueron detectados en el suelo de mina, convirtiéndola en la muestra de suelo que presentó la menor riqueza de ácidos grasos. La diversidad de ácidos grasos también fue mayor en los suelos que en los residuos, con valores de H en torno a 3. No se apreciaron diferencias entre los suelos forestales, los suelos agrícolas y el suelo de pradera; sin embargo, la diversidad sí fue menor en el suelo de mina, con un H de 2,61. La uniformidad en la distribución de los ácidos grasos en las muestras de suelo no varió en función del uso del suelo o la vegetación. Esto coincide con estudios realizados previamente en los que no se detectaron diferencias en la diversidad de los ácidos grasos, expresada con el índice de Shannon, derivadas del tipo de uso del suelo (Zornoza et al., 2009). La riqueza de ácidos grasos fue mucho mayor en los suelos que en los residuos, ya que en estos últimos sólo se detectaron en torno a 15-30 ácidos grasos. Se observó que, tras el vermicompostaje se produjo, excepto para la muestra RL2 (mezcla de residuos vegetales de invernadero y lodos de papelera en proporción 2:1), una disminución en el número de ácidos grasos presentes. Esta disminución fue especialmente notable en el caso del estiércol, ya que sólo se detectó un 50 % del total de los ácidos grasos presentes antes del vermicompostaje.

Tabla 2. Valores obtenidos para los índices de diversidad de los ácidos grasos analizados (valor medio±error estándar): R, riqueza específica; H, índice de Shannon; E, índice de Uniformidad de Shannon, en las muestras de suelo y residuos no compostados (I) y vermicompostados (F). Nomenclatura: FM, suelo forestal bajo matorral; FR, suelo forestal bajo robledal; FE, suelo forestal bajo eucaliptal, ANL, suelo agrícola sometido a no laboreo; AML, suelo agrícola sometido a mínimo laboreo; ALC, suelo agrícola sometido a laboreo convencional; Pr, suelo de pradera; Mi, suelo de mina; E, estiércol; L, lodos de papelera; RL1 y RL2, mezcla de residuos de invernadero y lodos de papelera en proporción 1:1 y 2:1, respectivamente; Ve, Vermicompost comercial.

Muestras		Índices de diversidad de los ácidos grasos		
		R	H	E
Suelos	FM1	35±0	2,92±0,007	0,81±0,002
	FM2	35±0	2,87±0,009	0,82±0,002
	FR	35±0	2,97±0,007	0,83±0,002
	FE	35±0	2,96±0,025	0,83±0,007
	ANL	34±0	2,96±0,023	0,84±0,003
	AML	34±0	3,00±0,018	0,85±0,005
	ALC	34±0	3,01±0,008	0,85±0,002
	Pr	35±0	3,02±0,010	0,85±0,003
	Mi	23±0	2,61±0,027	0,83±0,009
Residuos no compostados y vermicom-postados	EI	30±0	2,86±0,011	0,84±0,003
	EF	15±3	2,36±0,149	0,88±0,015
	LI	20±2	2,39±0,016	0,80±0,027
	LF	18±3	2,60±0,111	0,91±0,005
	RL1I	20±1	2,36±0,027	0,78±0,003
	RL1F	18±1	2,55±0,029	0,88±0,016
	RL2I	18±2	1,88±0,223	0,66±0,047
	RL2F	22±3	2,73±0,098	0,91±0,042
	Ve	23±0	2,80±0,011	0,89±0,004

Los valores de H aumentaron tras el vermicompostaje, excepto para las muestras de estiércol, y fueron de la misma magnitud que los valores obtenidos para el vermicompost comercial, pero inferiores a los obtenidos para las muestras de suelo. La uniformidad en las muestras de vermicompost aumentó en todos los casos tras el vermicompostaje, obteniéndose valores incluso superiores a los de las muestras de suelo y muy similares al del vermicompost comercial. En general se apreció una tendencia al descenso de la uniformidad a medida que se produce un aumento en la riqueza de ácidos grasos de las muestras. Esto coincide con estudios realizados por otros autores en experiencias con comunidades vegetales (Small y McCarthy, 2002; Perdomo et al., 2004) o con comunidades microbianas (Zornoza et al., 2009) donde se muestra que en los suelos que presentan una menor riqueza y biomasa, los grupos

de microorganismos están representados más equitativamente. La homogenización que se produjo a consecuencia del vermicompostaje también se vio reflejada en los valores de diversidad y uniformidad obtenidos tras la aplicación de los índices de Shannon. Como se puede observar en la **Tabla 2**, los valores de H y E de los residuos vermicompostados son muy similares entre sí y del mismo orden que el vermicompost comercial.

En la **Figura 1** se muestra la distribución de las muestras en el plano definido por los factores 1 y 2 obtenidos tras el análisis de componentes principales realizado con los datos de PLFAs de las diferentes muestras. Los resultados obtenidos permitieron diferenciar las comunidades microbianas de los suelos, que presentan un mayor número de ácidos grasos y, por tanto, una diversidad mayor que las comunidades de los residuos analizados independientemente de la vegetación que presentan y del uso o sistema de laboreo utilizado. El factor 1, que explica el 24% de la varianza, diferenció claramente las muestras de suelos forestales y agrícolas situadas en la parte positiva del eje, de las de los residuos no compostados y vermicompostados, situadas en la parte negativa del eje. Dentro de los suelos, el factor 1 también diferenció los suelos agrícolas del resto. El suelo de mina se diferenció notablemente de todos los demás, al presentar una diversidad menor, situándose en la parte negativa, apartado del resto de las muestras, tanto de suelos como de residuos, y más próxima al vermicompost comercial, lo que puede atribuirse a la baja diversidad de ambas muestras; sin embargo, se diferencian entre si, al presentar el suelo de mina valores más bajos de biomasa total y una mayor relación hongos/bacterias que el vermicompost (**Tabla 1**). El factor 1 mostró una correlación negativa significativa tanto con el pH de las muestras ($r= -0,839$, $p<0,001$, $n=17$) como con el contenido en carbono total ($r= -0,611$, $p<0,01$, $n=16$), confirmando que estas dos propiedades son las que ejercen una mayor influencia sobre la estructura o diversidad de la comunidad microbiana (Fernández-Calviño et al., 2010). El factor 2, que explica el 18% de la varianza de los datos, permitió separar claramente las muestras de residuos no compostados (situadas en la parte negativa del eje) de los compostados (situados en la parte positiva del eje) (**Figura 1**), indicando que el vermicompostaje produce un cambio en la comunidad microbiana que se traduce en una pérdida de diversidad (menor número de ácidos grasos detectados). También se observa que antes del vermicompostaje, las poblaciones de los distintos residuos son más diferentes entre sí que al finalizar el proceso. Por tanto, podemos concluir que el vermicompostaje produce una homogenización de los residuos, haciendo que, independientemente del residuo inicial, las comunidades del vermicompost final se parezcan entre sí, siendo también similares a las que se desarrollan sobre el vermicompost comercial. Un comportamiento similar fue observado recientemente durante el vermicompostaje de otros tipos de residuos orgánicos y aplicando otras técnicas de biología molecular (Gómez-Brandón et al., 2010; Fernández-Gómez, 2010b). El factor 2 mostró una correlación negativa con el contenido en carbono total de las muestras ($r=-0,593$, $p<0,01$, $n=16$).

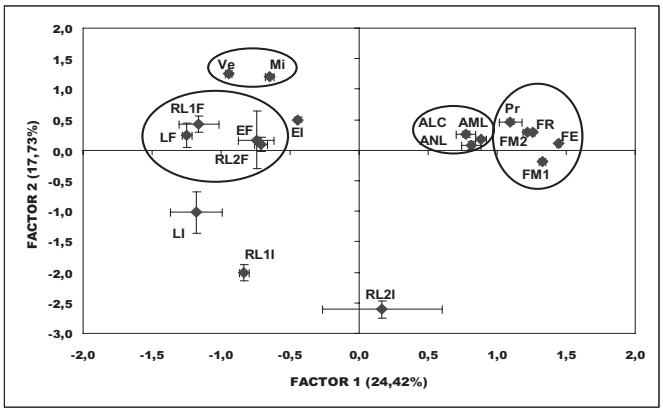


Figura 1. Distribución de las muestras a partir del análisis de componentes principales de suelos y residuos no compostados (I) y vermicompostados (F) analizados (valor medio± error estándar). Nomenclatura: FM, suelo forestal bajo matorral; FR, suelo forestal bajo robledal; FE, suelo forestal bajo eucaliptal, ANL, suelo agrícola sometido a no laboreo; AML, suelo agrícola sometido a mínimo laboreo; ALC, suelo agrícola sometido a laboreo convencional; Pr, suelo de pradera; Mi, suelo de mina; E, estiércol; L, lodos de papelera; RL1 y RL2, mezcla de residuos de invernadero y lodos de papelera en proporción 1:1 y 2:1, respectivamente; Ve, Vermicompost comercial.

CONCLUSIONES

Los resultados demostraron que el análisis de biomarcadores moleculares tales como los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA), al proporcionar información tanto sobre la biomasa total y específica de determinados grupos microbianos como sobre la estructura o diversidad de la población microbiana, presenta una elevada utilidad, por una parte, para diferenciar las comunidades microbianas asociadas a distintos ecosistemas tales como suelos y residuos orgánicos y, por otra, para detectar el impacto del uso del suelo (forestal, agrícola, actividad minera) y del proceso de vermicompostaje de diversos materiales orgánicos residuales.

Agradecimientos

El estudio fue financiado por la Consellería de Educación y Ordenación Universitaria de la Xunta de Galicia (08MRU002400PR), por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL2008-02823) y por la Junta de Andalucía (P05-AGR-00408)

REFERENCIAS

Acea, M. J., Díaz-Raviña, M. Carballas, T. 1986. Evolución de la microflora total y de los microorganismos nitrificantes de un suelo abonado con purín de vacuno, en periodo de 33 meses. An. Edafol. Agrobiol. 45: 721-728.

Alvárez, E., Torrado, V.T., Fernández-Marcos, M.L. Díaz-Raviña, M. 2009. Microbial biomass and activity in a forest soil under different tree species. Electron. J. Agr. Food Chem. 8(9): 878 887.

Barreiro, A., Martín, A., Carballas, T. Díaz-Raviña, M. 2010. Response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals. Sci. Total Environ. 408: 6172-6178.

Díaz-Raviña, M., Acea, M.J. Carballas, T. 1989. Microbiological characterization of four composted urban refuses. Biol. Waste. 30: 89-100.

Díaz-Raviña, M., Prieto, A., Bååth, E. 1996. Bacterial activity in a forest soil after soil heating and organic amendments measured by thymidine and leucine incorporation techniques. Soil Biol. Biochem. 28: 419-426.

Díaz-Raviña, M., Bueno, J., González-Prieto, S. J, Carballas, T. 2005. Cultivation effects on biochemical properties, C storage and N^{15} natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone. Soil. Till. Res. 84: 216-221.

Díaz-Raviña, M., Bååth, E., Martín, A. Carballas, T. 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. Biol. Fert. Soils 42: 465-471.

Fernández-Calviño, D., Martín, A., Arias-Estévez, M., Baath, E. Díaz-Raviña, M. 2010. Microbial community structure of vineyard soils with different pH. Appl. Soil Ecol. 46:276-282.

Fernández-Gómez, M.J., Nogales, R., Insam, H., Romero, E. Goberna, M. 2010a. Continuous-feeding vermicomposting as a recycling management method to revalue tomato-fruit wastes from greenhouse crops. Waste Manag. 30: 2461-2468.

Fernández-Gómez, M.J., Romero, E. Nogales, R. 2010b. Feasibility of vermicomposting for vegetable greenhouse waste recycling. Biores. Technol. 101: 9654-9660.

Frostegård, Å., Tunlid, A. Bååth, E. 1993. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipids fatty acid analysis. Soil Biol. Biochem. 25:723-730.

Frostegård, Å. Bååth, E. 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Soil Biol. Biochem. 25: 723-730.

Frostegård, Å., Tunlid, A. and Bååth, E. 2011. Use and misuse of PLFA measurements in soils. Soil Biol. Biochem. 43: 1621-1625.

Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., Lores, M. Domínguez, J. 2010. Detritivorous earthworms modify microbial community structure and accelerate plant residue decomposition. Appl. Soil Ecol. 44: 237-244.

Ishii, K. and Takii, S. 2003. Comparison of microbial communities in four different composting processes as evaluated by denaturing gradient gel electrophoresis analysis. J. Applied Microbiol. 95: 109–119.

Lombao, A. 2011. Biomasa y actividad microbiana en un suelo ácido bajo diferente vegetación. Trabajo Fin de Master. Universidad de Santiago de Compostela.

Mahía, J., González-Prieto, S.J., Martín, A., Bååth, E. and Díaz-Raviña, M. 2011. Biochemical properties and microbial community structure of five different soils after atrazine addition. Biol. Fert. Soils 47: 577-589.

Marschner, P. 2007. Soil microbial community structure and function assessed by FAME, PLFA and DGGE. Advantages and Limitation. p. 181-200. En: A. Varma and R. Oelmüller (eds.), Advances Techniques in Soil Microbiology. Springer, Berlín.

Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G. Renella, G. 2003. Microbial diversity and soil functions. Eur. J. Soil Sci. 54: 655-670.

Perdomo, F., Vibrans, H., Romero, A., Domínguez, J.A., Medina, J.L. 2004. Análisis de SHE, una herramienta para estudiar la diversidad de maleza. Rev. Fitotec. Mex. 27: 57-61.

Rajapaksha, R.M.C.P., Tobor-Kaplon M.A., Bååth, E. 2004. Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. Biol. Fert. Soils 29: 111-129.

Shannon, C. 1948. A mathematical theory of communication. Bell Syst. Tech. J. 27:379-423.

Small, C.J., McCarthy, B.C. 2002. Spatial and temporal variability of herbaceous vegetation in an eastern deciduous forest. Plant Ecol. 164: 37-48.

Söderberg, K.H., Probanza, A., Jumpponen, A., Bååth, E. 2004. The microbial community in the rhizosphere determined by community-level physiological profiles (CLPP) and direct soil-and cfu- PLFA techniques. Appl. Soil Ecol. 25: 135-145.

Villar, M. C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M., Carballas, T. 2004. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. Geoderma 122: 73-82.

Zornoza, R., Guerrero, C.,Mataix-Solera, J., Scow, K.M., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. 2009. Changes in soil microbial community estructure following the abandonment of agricultural terraces in montainnous areas of Eastern Spain. Appl. Soil Ecol. 42: 315-323.

EVOLUCIÓN DE LAS POBLACIONES MICROBIANAS EN EL COMPOSTAJE: ACTINOBACTERIAS

Cervera del Castillo, O.*; Vargas García, M.C.; Suárez Estrella, F.; López, M.J.; López González, J.; Jurado Rodríguez, M.; Moreno, J.

Escuela Superior de Ingeniería, Universidad de Almería-Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, La Cañada de San Urbano, 04120 Almería, España

**Correo electrónico: olguilla20@gmail.com*

Resumen

El compostaje depende de la actuación de diferentes poblaciones microbianas que se suceden durante sus diversas etapas. Entre ellas, las actinobacterias adquieren especial relevancia cuando las condiciones nutricionales se alejan de la idoneidad, además de destacar por su elevada diversidad metabólica y por su potencial como agente de control biológico. El presente trabajo se plantea con el objetivo de conocer la distribución y diversidad actinobacteriana desde una perspectiva de cultivar y molecular, para lo cual se extrajeron 19 muestras a lo largo de un proceso de compostaje de residuos hortícolas, todas las cuales fueron analizadas en cuanto a la carga actinobacteriana total, además de estudiar la diversidad de los aislados obtenidos mediante métodos cultivares y la generada por el estudio molecular mediante DGGE.

Los niveles más bajos de actinobacterias mesófilas se detectaron en la fase final del proceso, la maduración y el producto final, con niveles en torno a 10^6 UFC/g, mientras que los niveles máximos, sobre 10^9 UFC/g, se detectaron durante la fase bio-oxidativa. En lo referente a diversidad asociada a los aislados obtenidos de las distintas muestras, el número mayor de aislados se alcanzó en la etapa de enfriamiento y el menor en la bio-oxidativa. Para las actinobacterias termófilas, cuya evolución cuantitativa mostró menos variaciones, los niveles máximos, entre 10^8 y 10^9 UFC/g, también se observaron durante la etapa bio-oxidativa, con máximo grado de diversidad en los inicios de las etapas termófilas. Con respecto a la diversidad generada por el estudio molecular, los valores del índice de Shannon-Wiener indican que los niveles máximos de diversidad, superiores a 4, se dieron durante la etapa de maduración. Este índice, así como el de Jaccard, ponen de manifiesto la estabilidad de la diversidad actinobacteriana durante etapas concretas del proceso, tales como parte de la etapa bio-oxidativa y de la de enfriamiento.

Palabras clave: compostaje, actinobacterias, carga poblacional, DGGE, biodiversidad.

INTRODUCCIÓN

La influencia de la agricultura bajo plástico en Almería es indudable. De hecho, se puede considerar como el principal motor económico de la provincia ya que, tanto de forma directa como indirecta, gran parte de la actividad comercial desarrollada guarda relación con este sector. Basta considerar que, frente al 5% que supone el sector agroindustrial en el conjunto de la economía española, en Almería dicho índice asciende hasta el 23% (Coexphal, 2011). Sin embargo, no todos los aspectos relacionados con este sector ofrecen una cara positiva. Claro ejemplo de ello lo encontramos en la generación de residuos, tanto de carácter orgánico como inorgánico. Con respecto a los primeros, el volumen producido en años recientes, en torno a 650.000 t (Tolón Becerra y Lastra Bravo, 2010), ha provocado que éste se convierta en uno de los principales problemas asociados a la agricultura intensiva.

En la actualidad existen diversas alternativas de tratamiento dirigidas, no sólo a la resolución del serio problema económico y ambiental que estos residuos suponen, sino al aprovechamiento máximo de la capacidad energética y/o nutricional aun presente en tales materiales. En este sentido, el compostaje, biotransformación aerobia de los residuos orgánicos, aparece como una de las más interesantes, tal y como se desprende a partir de las directrices recogidas en diferentes directivas europeas y nacionales (Landfill Directive 1999/31/EC, Waste Framework Directive 2008/98/EC, Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015), en las que se insta a incrementar gradualmente el volumen de residuos orgánicos tratados mediante esta metodología.

El éxito del proceso de compostaje depende mayoritariamente de la actuación de las diferentes poblaciones microbianas que se suceden a lo largo de las diversas etapas existentes. Bacterias, hongos y actinobacterias se reparten el protagonismo en esas etapas (Bernal et al., 2009), aunque el primer grupo se encuentra en mayor proporción (Raut et al., 2008). Las actinobacterias, pobres competidoras en relación a los otros grupos cuando la disponibilidad de nutrientes es alta, como consecuencia de su generalmente lenta velocidad de crecimiento (Hoitink y Boehm, 1999), cobran especial relevancia cuando las condiciones, tanto ambientales (temperatura y humedad) como nutricionales, se alejan de la idoneidad (Ryckeboer et al., 2003b) y, especialmente durante el final de la etapa bio-oxidativa y la maduración (Tang et al., 2004). Su elevada diversidad metabólica les permite actuar sobre sustratos de difícil degradación, tales como lignocelulosa, quitina e incluso compuestos xenobióticos (Huang et al., 2010; Kawai, 2010; Steger et al., 2007a). Por otra parte, su capacidad para producir sustancias antibióticas (Baltz, 2008) y enzimas líticas (Macagnan et al., 2008), así como su potencial antagónico, les adjudican un papel preferente en la acción supresiva del proceso de compostaje y del compost (Suárez Estrella et al., 2007; Santos et al., 2008).

La caracterización de las distintas especies microbianas participantes en los procesos de compostaje, así como el establecimiento de sus perfiles evolutivos permiten, no sólo incrementar el grado de conocimiento existente en torno a este importante método, sino que además propicia su mejora. Así, la determinación del peso específico de cada población a lo largo de las distintas fases que se suceden en el proceso, junto con el estudio de la diversidad que muestra cada una de ellas y sus capacidades metabólicas, puede contribuir a establecer procesos de compostaje más eficaces a través de la implementación de programas de bioaumentación que potencien los niveles de actuación microbiana con respecto a la transformación de sustratos específicos. En el caso de las actinobacterias, grupo de especial relevancia en compostaje, este tipo de estudios resultan de especial interés.

El presente trabajo se planteó con el objetivo principal de estudiar las poblaciones de actinobacterias presentes en un proceso de compostaje, así como sus perfiles de evolución a lo largo de las distintas etapas, tanto desde una perspectiva estrictamente cuantitativa como molecular.

MATERIAL Y MÉTODOS

Proceso de compostaje

El estudio de las poblaciones de actinobacterias se llevó a cabo en pilas de 1,0 m x 1,5 m x 1,2 m (ancho x largo x alto), constituidas por restos de plantas de tomate, libres de frutos, procedentes de la actividad hortícola intensiva. Para equilibrar el balance nutricional, se adicionaron virutas de madera de pino en proporción suficiente para alcanzar una relación C/N entre 25 y 30. Ambos materiales fueron molidos a un tamaño de partícula comprendido entre 5 y 15 mm y humectados con el volumen necesario de agua para situar la humedad en el 50%. Las pilas, tres réplicas, se dispusieron sobre una solera de hormigón armado dotada de un sistema de aireación basal constituido por tubos de PVC perforados y conectados a un grupo de bombas soplantes informáticamente controladas.

Durante la fase bio-oxidativa del proceso se impuso un régimen de aireación forzada (7,5-9,0 L kg^{-1} cada 4 h) que, junto a los volteos quincenales, permitieron garantizar el adecuado aporte de oxígeno, así como la corrección de los niveles de humedad.

Toma de muestras

La toma de muestras se ajustó al perfil térmico seguido por los procesos, de manera que en cada una de las etapas se efectuó un número variable de muestreos, dependiendo de la duración de la fase (**Tabla 1**).

Con objeto de obtener muestras completamente representativas de las condiciones existentes en toda la extensión de la pila, se fijaron nueve puntos de muestreo, considerando tres niveles posibles de profundidad (0,3-0,6-0,9 m), longitud (0,25-0,75-1,25 m) y anchura (0,20-0,50-0,80 m), y combinándolos entre sí de modo que ninguno de ellos se repitiese en cada una de las zonas de muestreo establecidas. El material procedente de los nueve puntos establecidos fue mezclado y homogeneizado, dando lugar así a una única muestra compacta y uniforme. El análisis cultivar se efectuó de forma inmediata sobre el material fresco, mientras que el estudio molecular se llevó a cabo sobre material conservado mediante congelación.

Tabla 1. Muestreos tomados en función de la evolución del proceso de compostaje.

Temperatura	Muestra	Día de proceso
Ambiente en Materias Primas	MPR	0
Mesofílica en Ascenso	MESA1	1
Termofílica	TER1A	2
Termofílica	TER1B	5
Mesofílica en Descenso	MESD1	7
Mesofílica en Ascenso	MESA2	8
Termofílica	TER2A	9
Termofílica	TER2B	12
Mesofílica en Descenso	MESD2	14
Mesofílica en Ascenso	MESA3	15
Termofílica	TER3A	16
Mesofílica en Descenso	MESD3	26
Mesofílica en Ascenso	MESA4	28
Mesofílica	MES5	42
Mesofílica	MES6	56
Mesofílica	MES7	63
Ambiente en Maduración	MAD1	119
Ambiente en Maduración	MAD2	168
Ambiente en Producto Final	PRF	189

Análisis cultivar de las muestras

Las muestras frescas recepcionadas en el laboratorio fueron procesadas para determinar cuantitativamente la presencia de actinobacterias y proceder al aislamiento de los distintos morfotipos coloniales aparecidos. Las siembras se realizaron a partir de una suspensión microbiana obtenida añadiendo 10 g de muestra fresca a 90 mL de solución salina estéril y mantenida en agitación a 200 rpm durante 30 min. A partir de esta primera dilución madre (10^{-1}) se obtuvieron subsiguientes diluciones decimales, hasta 10^{-6}, mediante la transferencia en condiciones asépticas de 1 mL a tubos de ensayo conteniendo 9 mL de solución salina estéril. Una vez obtenidas las diluciones decimales, de cada una de ellas se sembraron 0,1 mL en dos placas de Agar para aislamiento de actinobacterias con glicerol de Difco. Las actinobacterias mesófilas se incubaron a 30 °C, mientras que las termófilas se hicieron crecer a 50 °C, siendo el tiempo de incubación en ambos casos de 72-96 horas. Una vez transcurrido el tiempo de incubación, se procedió a la selección y recuento de cada uno de los morfotipos que aparecieron en las placas de Petri susceptibles de ser contadas.

Cuantificación, aislamiento y diferenciación morfológica de cepas

Con objeto de facilitar el proceso de recuento y selección, ambas tareas se realizaron sobre documentos gráficos de las placas crecidas. Para ello, se utilizó una cámara Canon modelo EOS 450D, dotada con objetivos Zoom EF-S18-55 mm f/3.5-5.6 IS y Macro EF 100 mm f/2,8 USM para fotografiar placas para recuento y morfotipos seleccionados, respectivamente. Las fotografías fueron tomadas siempre en las mismas condiciones para evitar diferencias debidas a diferencias operativas.

El registro fotográfico de morfotipos fue utilizado con posterioridad para establecer la colección real de cepas, asimilando todas aquellas que inicialmente fueron consideradas como morfotipos distintos. Como información adicional en la restricción de cepas similares, se realizaron observaciones microscópicas, así como las pruebas enzimáticas de la oxidasa y la catalasa.

Análisis molecular de las muestras

Extracción, amplificación y purificación del ADN

La extracción del ADN total de las muestras, se llevó a cabo con el kit de extracción de PowerSoil™ DNA ISolation (Mo Bio, Carlsbad, CA, EE.UU), siguiendo las instrucciones proporcionadas por el proveedor. El material extraído fue amplificado utilizando el Taq DNA Polymerase Master Mix (VWR, Haasrode, Bélgica). La mezcla de reacción en la amplificación fue la siguiente: kit de PCR, 12,5 µL; cebadores forward y reverse, 0,75 µL; ADN, 2,5 µL; H_2O miliQ, csp 25 µL. Los cebadores utilizados fueron el F243 y el R513-GC, y el programa de amplificación aplicado el siguiente: desnaturalización inicial a 94 °C durante 3 min, amplificación mediante 35 ciclos constituidos por tres pasos de desnaturalización (94 °C, 60 s), alineamiento (60 °C, 60 s) y elongación (72 °C, 65 s), y elongación final a 72 °C durante 5 min. Para la amplificación se empleó un termociclador MyCyclerä Thermal Cycler 170-9701 (BioRad, Hercules, CA, EE.UU).

La amplificación del ADN extraído fue confirmada mediante técnicas electroforéticas, utilizando geles de agarosa al 1% y TAE como tampón. El producto de PCR obtenido fue purificado utilizando el E.Z.N.A. Cycle Pure Kit (Omega Bio-Tek, Norcross, GA, EE.UU), siguiendo las instrucciones proporcionadas por el proveedor. La concentración de ADN presente en el producto de PCR purificado fue estimada mediante un espectrofotómetro NanoDrop 1000 V3.7 (Thermo Scientific, Waltham, MA, EE.UU).

Electroforesis en gel de gradiente desnaturalizante (DGGE)

Los productos purificados de la amplificación fueron sometidos a un análisis electroforético en gradiente desnaturalizante, utilizando para ello el sistema D-Code™ Universal Mutation Detection System (Bio-Rad, Hercules, CA, EE.UU). El gel de poliacrilamida al 6% se preparó con un gradiente de concentración entre el 40% y el 70%, y la carrera se realizó a 100 V y 60 °C durante 5 h. El gel fue revelado con bromuro de etidio (2,5 µg L^{-1}) y analizado mediante el sistema de documentación de geles Gel Doc™ XR (Bio Rad). Las imágenes obtenidas fueron procesadas con el programa ImageJ (http://rsbweb.nih.gov/ij/) para obtener datos relativos a intensidad relativa de las bandas. Los índices de diversidad de Shannon-Wiener (1) y de similitud de Jaccard (2) y de Bray-Curtis (3) se calcularon mediante las siguientes fórmulas:

•(1)

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} P_i \log_2 P_i$$ $$H' = -\sum_{i=1}^{s} P_i \log_2 P_i$$

, donde P_i es la proporción relativa de cada uno de los individuos con respecto al total (Shannon y Wiever, 1949).

•(2)

$$I_J = \frac{c}{a+b+c}$$ $$I_J = \frac{c}{a+b+c}$$

, donde a es el número de individuos (bandas) es la muestra A, b es el número de individuos en la muestra B, y c son los individuos comunes a ambas muestras (Jaccard, 1901).

•(3)

$$S_B = 1 - \left[\frac{\sum X_{ij} - X_{ik}}{\sum X_{ij} + X_{ik}}\right]$$ $$S_B = 1 - \left[\frac{\sum X_{ij} - X_{ik}}{\sum X_{ij} + X_{ik}}\right]$$

, donde X_{ij} y X_{ik} representa la presencia cuantitativa del individuo i en las muestras j y k. (Bray y Curtis, 1957)

En todos los casos, los individuos fueron equiparados a bandas y presencia cuantitativa a intensidad de banda. Los valores del Índice de Bray-Curtis fueron utilizados para la construcción de un dendrograma mediante el empleo del programa Biodiversity Pro 4.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis cultivar de las muestras

Los resultados correspondientes al análisis cultivar de las muestras obtenidas a lo largo del proceso de compostaje se muestran en la **Figura 1**, tanto en lo correspondiente a carga microbiana como a riqueza de especies. Con respecto al primer parámetro, el perfil encontrado no mostró grandes diferencias entre las actinobacterias mesófilas y las termófilas, si bien el grado de variación fue mayor en las primeras. Estas alcanzaron el máximo poblacional al inicio de la segunda fase termófila, con valores en torno a las 9 unidades logarítmicas (UL). Durante la mayor parte de la fase bio-oxidativa, la carga microbiana mesófila se mantuvo entre las 8 y las 9 UL, con valores inferiores sólo en el muestreo final de dicha fase. Con posterioridad, en las fases de enfriamiento y maduración, el moderado incremento observado de inicio fue seguido de un brusco descenso en los niveles poblacionales. Así, el valor mínimo para la carga de actinobacterias mesófilas, inferior a 6 UL, se asoció al producto final.

En el caso de las actinobacterias termófilas las diferencias entre los valores poblacionales máximo y mínimo no fueron tan acusadas. En esta ocasión, el descenso más brusco tuvo lugar tras el inicio de la segunda fase termófila, con valores cercanos a 9 unidades logarítmicas, y se prolongó hasta la siguiente etapa termófila, en la que la carga apenas superó las 7 unidades logarítmicas. Los niveles posteriores se mantuvieron estables hasta el comienzo de la fase de maduración, etapa en la que la comunidad actinobacteriana termófila se incrementó en una unidad logarítmica. Sin embargo, en el producto final, los niveles volvieron a caer, alcanzándose en esta etapa los valores mínimos, al igual que en el caso de las actinobacterias mesófilas. No obstante, estos valores finales fueron superiores en el caso termófilo, al contrario de lo observado en la práctica totalidad del proceso.

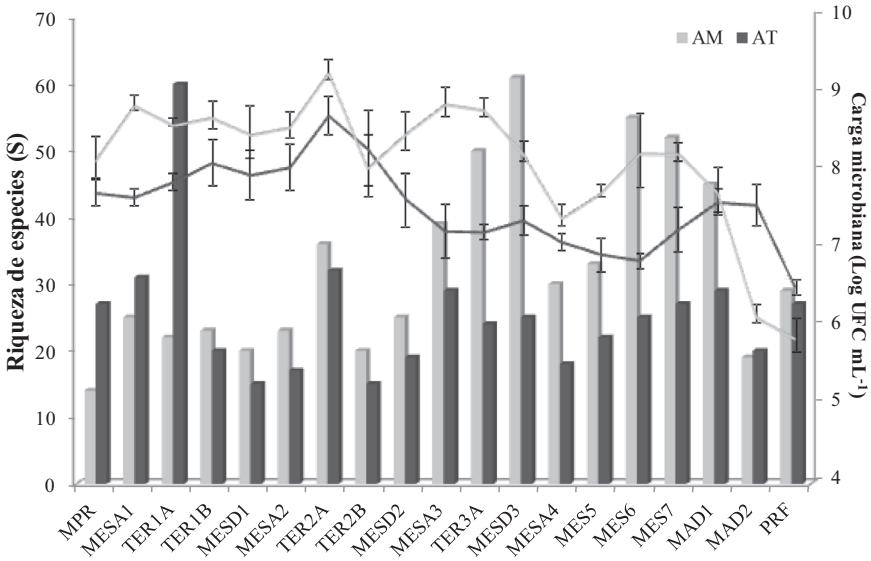


Figura 1. Riqueza de especies (barras) y carga microbiana (líneas) encontradas para las actinobacterias mesófilas y termófilas a lo largo del proceso de compostaje.

Diversos autores referencian el descenso e incluso la ausencia de actinobacterias durante la etapa termófila (Tiquia et al., 2002; Ryckeboer et al., 2003a). Sin embargo, otros estudios reproducen resultados similares a los aquí descritos, según los cuales los niveles máximos de actinobacterias se detectaron durante las etapas termófilas (Xiao et al., 2011b; Rebollido et al., 2008). La capacidad de esta comunidad para adaptarse a las condiciones más duras en las que la competencia por parte de otros grupos microbianos es menor (Charest et al., 2004) puede explicar probablemente esta evolución.

Los resultados en cuanto a la presencia cuantitativa de actinobacterias en las fases finales del proceso, enfriamiento y maduración son también contradictorios. Gazi et al. (2007) y Ryckeboer et al. (2003a) describen aumentos mayoritarios en dichas etapas, Rebollido et al. (2008) apuntan un descenso durante la fase de enfriamiento y un posterior incremento en maduración a niveles semejantes a los detectados en la etapa termófila, mientras que Albrecht et al. y Vargas García et al. (2010) registran recuentos inferiores en relación a los encontrados en el rango termófilo. Los resultados aquí descritos coinciden con este último caso. Se ha considerado que la presencia en esta fase de componentes nutricionales de elevada complejidad favorece el desarrollo de las actinobacterias, dada su gran capacidad metabólica para actuar sobre este tipo de compuestos (Steger et al., 2007a). Sin embargo, la escasa disponibilidad

de agua en esta etapa, así como el efecto protector que ejercen determinados polímeros, sobre todo lignina, pueden limitar el acceso de las enzimas hasta su lugar de acción y, por tanto, la proliferación microbiana (Chroni et al., 2009).

Las poblaciones termófilas suelen ser, desde un punto de vista cuantitativo, inferiores a las mesófilas. Este patrón, observado en el presente trabajo, ha sido también descrito por otros autores (Ryckeboer et al., 2003a; Charest et al., 2004). Sin embargo, no se puede decir que exista consenso en cuanto a las etapas del proceso en las que las especies termófilas se ven potenciadas. Así, Ryckeboer et al. (2003a) sostienen la adversidad de las condiciones existentes durante la fase termófila como claro impedimento para el desarrollo de las actinobacterias, aunque sean termófilas. Sin embargo, Charest et al. (2004) apuntan precisamente estas extremas condiciones como las más favorables para las actinobacterias termófilas, especialmente adaptadas a ellas y, sobre todo, a la escasa competencia a la que han de enfrentarse en ese ambiente. Xiao et al. (2011b) confirmaron la mayor presencia de individuos en rangos mesófilos, si bien la prolongación de las condiciones termófilas favoreció la aparición de una importante comunidad termófila, que incluso llegó a superar puntualmente a los primeros.

La riqueza de aislados, tanto mesófilos como termófilos, ofreció un perfil evolutivo diferente al de la carga. En el caso de los mesófilos, y a pesar de que los muestreos correspondientes a las etapas termófilas dieron lugar a un número considerable de aislados, no fueron en esta ocasión los más numerosos. Tal posición quedó asociada a las muestras provenientes de la fase de enfriamiento, siendo las muestras iniciales del proceso y las de la fase bio-oxidativa las que mostraron menor riqueza de actinobacterias cultivables. Los niveles mínimo y máximo se encontraron respectivamente en los muestreos MPR y MESD3, con valores de 14 y 61 aislados. Durante la mayor parte de la etapa bio-oxidativa, el número de especies mesófilas se situó en torno a 20, con un fuerte incremento en la parte final (> 40 aislados), mantenido hasta la fase intermedia de la maduración, con una zona de valle entre ambos periodos, en la que el número de especies crecidas en los medios sólidos descendió hasta niveles próximos a 30 (muestreos MESA4 y MES5). En el caso de los aislados termófilos, la escasa diferencia existente a nivel cuantitativo en los muestreos asociados a la primera parte de la etapa bio-oxidativa se transformó cuando el objeto de estudio fue la diversidad cultivable, generando un amplio rango de valores. Las 60 cepas aisladas en el muestreo TER1A, el más numeroso, se redujeron a 20 en el siguiente muestreo, TER1B, y a 15 en el posterior, MESD1. Precisamente este último muestreo, junto con el TER2B, fueron los que mostraron los niveles mínimos de aislados cultivables. Los restantes muestreos, correspondientes al final de la etapa bio-oxidativa, fases de enfriamiento y maduración, además del producto final, oscilaron entre los 20 y los 30 aislados, con la única excepción del muestreo MESA4, en el que no se sobrepasaron las 18 cepas cultivables. En general, la diferencia entre las distintas etapas no fue tan acentuada como en el caso de las poblaciones mesófilas.

Al igual que sucede en el presente trabajo, otros autores apuntan igualmente la existencia de una baja riqueza poblacional en lo que a actinobacterias se refiere durante la primera parte del compostaje (Xu et al., 2011), atribuyéndola al brusco cambio de las condiciones ambientales que se dan en esta fase, supuestamente negativas para cierto porcentaje de la especies presentes (Xiao et al., 2011a). La modificación de esas condiciones en etapas posteriores, tales como la de enfriamiento promueve el incremento de la diversidad poblacional (Guo et al., 2007). En estas fases, la presencia de diversas especies de actinobacterias se relaciona de forma mayoritaria con la degradación de determinados polímeros, sobre todo hemicelulosa (Tuomela et al., 2000: Steger et al., 2007a), y la acumulación de ciertos compuestos fenólicos (Kornillowicz-Kowalska y Bohacz, 2010).

La información relativa a la riqueza de actinobacterias termófilas cultivables a lo largo del proceso de compostaje es realmente escasa, por no decir inexistente. La mayor parte de los estudios se centran

de forma exclusiva en análisis de diversidad molecular, en los que sólo la realización de una posterior etapa de identificación permite establecer la identidad de los clones seleccionados. Sin embargo, dicha etapa no siempre se lleva a cabo ni, en su caso, se llega a realizar de forma completa. Resulta, por tanto, harto complicado efectuar un estudio comparativo de los resultados obtenidos en el presente trabajo. No obstante, es posible extraer ciertas conclusiones, sobre todo en relación con los propios datos obtenidos para la riqueza cultivable de actinobacterias mesófilas. Resulta especialmente llamativa la gran diferencia existente en el número de aislados obtenidos en el primer muestreo termófilo, 22 mesófilos frente a 60 termófilos, hecho que no se repite en los restantes muestreos termófilos. Por el contrario, no sólo no vuelve a suceder que las especies termófilas estén presentes en mayor cantidad que las mesófilas, sino que, a medida que el proceso avanza en el tiempo, el número de aislados mesófilos en muestreos realizados a elevadas temperaturas supera en mayor proporción al de termófilos. Kornillowicz-Kowalska y Bohacz (2010) referenciaron al comienzo de la fase termófila una mayor concentración de microorganismos no especializados, gran parte de ellos termófilos, los cuales son con posterioridad, todavía en la etapa bio-oxidativa, superados por comunidades más especializadas, de naturaleza mayoritariamente mesófila. Saludes et al. (2007) también describieron una mayor actividad de actinobacterias relacionadas con la degradación de compuestos carbonados complejos a 37 °C que a 55 °C, lo que de forma indirecta apunta a un predominio de especies mesófilas durante la segunda mitad de la etapa bio-oxidativa, en la que las condiciones térmicas no son tan agresivas. Resultados similares también han sido descritos por Steger et al. (2007a).

Análisis molecular de las muestras

En la **Tabla 2** y la **Figura 2** se recogen los resultados obtenidos tras analizar los datos procedentes del estudio electroforético (DGGE). En relación con el índice de Shannon-Wiener, en dos de los muestreos, MES7 y MAD1, su valor fue superior a cuatro, lo que los cataloga como ambientes de gran riqueza desde el punto de vista biológico. En el extremo opuesto, MESA3 y TER3A, generaron valores para este índice inferiores a la unidad, representativos de un bajo grado de biodiversidad. El resto de muestreos se situó en un rango comprendido entre 1 y 3, con mayor riqueza poblacional para MESD3 y PRF. Resulta destacable la idéntica biodiversidad mantenida durante una parte importante de la fase bio-oxidativa. En concreto, desde el muestreo MESD1 hasta el MESD2. También se observó igualdad en los muestreos realizados al comienzo del proceso (MPR, MESA1 y TER1A). Los bajos niveles de biodiversidad en las materias primas y al comienzo del proceso de compostaje han sido descritos con anterioridad (Ma et al., 2003). A medida que el proceso transcurre, la variedad de especies presentes tiende a crecer, para volver a descender en su parte final, aunque siempre a niveles superiores a los detectados en las materias primas (Federici et al., 2011). Durante el compostaje, las poblaciones de actinobacterias se van sucediendo e intercambiando, de acuerdo con las características que cada una de ellas exhibe. No obstante, no es inusual que puedan aparecer puntualmente algunos microorganismos cuyas propiedades no los hacen, en principio, idóneos para desarrollarse en las condiciones imperantes en un momento concreto (Adams y Frostick, 2009). Así, especies que se encuentran de inicio en los materiales a compostar, no tienen por qué desaparecer de forma absoluta cuando el proceso avanza y predominan condiciones termófilas (Ryckeboer et al., 2003a). Cuando disminuye la actividad y se produce un descenso en la temperatura, estas especies vuelven a adquirir mayor protagonismo e incluso pueden volver a aparecer otras especies con menor capacidad de resistencia, ya sea porque han persistido en zonas de la pila en las que han quedado resguardadas de condiciones extremas o porque se produce recolonización desde el exterior (Steger et al., 2007a). Así, la etapa de enfriamiento y maduración se caracterizaría por un mayor grado de diversidad actinobacterial.

El análisis realizado mediante los índices de Jaccard (cualitativo) y Bray-Curtis (cuantitativo) permitió determinar cuan semejantes son entre sí las distintas fases del proceso. En el caso del primero, destaca sobremanera la secuencia de muestreos completamente idénticos detectada en la parte inicial de la

fase bio-oxidativa, de MESD1 a TER2B. También se detectaron importantes coincidencias entre los muestreos finales, correspondientes a las etapas de enfriamiento y maduración, siendo su máxima expresión los muestreos MES7 y MAD1, cuyo valor del índice de Jaccard fue igual a la unidad. Por el contrario, los bajos valores existentes entre los muestreos iniciales y el resto del proceso demuestran un claro cambio cualitativo en la comunidad de actinobacterias. La consideración de criterios cuantitativos, además de los cualitativos, aportó un matiz diferenciador a la interpretación de los resultados, de manera que el mayor grado de similitud en este caso se observó entre los muestreos TER1B y MESA3, y el grupo de muestreos iniciales comprendidos entre MESA1 y MESA2. Los estudios de Steger et al. (2007a,b) hacen referencia a una comunidad de actinobacterias especialmente dinámica a lo largo del proceso, con diferencias marcadas en función, sobre todo, de los valores térmicos y de la disponibilidad de agua. Las etapas con características ambientales similares tienden, por tanto, a mostrar un menor grado de variabilidad, tal y como también observaron Huang et al. (2010) en su estudio realizado a partir de perfiles generados por la distribución temporal de quinonas. En cualquier caso, la mayor diversidad de actinobacterias durante las etapas termófilas y, sobre todo, de enfriamiento y maduración (Yu et al., 2007), propician que la existencia repetida de bandas en muestreos pertenecientes a una misma etapa no dé lugar a valores de similitud excesivamente altos y si lo haga, en cambio, en etapas diferentes, en las que el número total de bandas presentes es menor.

CONCLUSIONES

Desde un punto de vista microbiano, el compostaje se presenta como un proceso de elevada complejidad. El conocimiento de las distintas poblaciones que participan de él es, sin duda, una herramienta de elevado potencial, tanto en lo que respecta al propio proceso, como en lo referente a las posibles aplicaciones de tales especies. En el caso de las actinobacterias, comunidad de especial interés en este proceso, la aplicación de análisis multidisciplinares mediante la combinación de técnicas cultivares y moleculares proporciona una imagen más completa de su implicación. De forma concreta, y desde un punto de vista cuantitativo, la fase bio-oxidativa concentró la mayor población de actinobacterias, tanto de carácter mesófilo como termófilo, mientras que el producto final, compost, mostró la menor presencia. La mayor diversidad, tanto expresada en forma de riqueza de especies cultivables como en términos moleculares, de acuerdo a los índices de abundancia, se dieron durante las etapas de enfriamiento y maduración, mientras que la similitud entre las comunidades de actinobacterias asociadas a etapas específicas del proceso fue máxima al inicio de éste. Este tipo de análisis, junto con la determinación de las capacidades metabólicas de las comunidades objeto de estudio, permitirá alcanzar una mayor comprensión del compostaje y, en consecuencia, una optimización de su desarrollo.

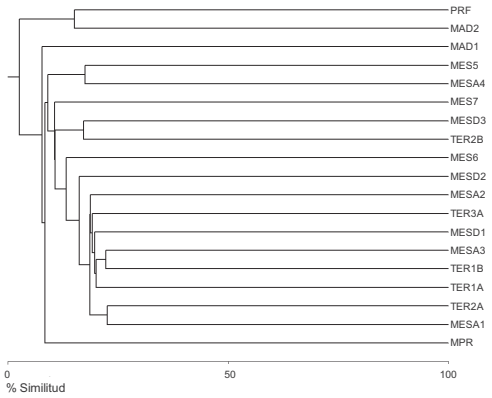


Figura 2. Análisis de conglomerados según el índice cuantitativo de similitud de Bray-Curtis.

Tabla 2. Matriz de similitud cualitativa de Jaccard e índice de diversidad de Shannon-Wiener para los diferentes muestreos realizados a lo largo del proceso.

	MPR	MESA1	TER1A	TER1B	MESD1	MESA2	TER2A	TER2B	MESD2	MESA3	TER3A	MESD3	MESA4	MES5	MES6	MES7	MAD1	MAD2	PRF
MPR		0,20	0,20	0,25	0,01	0,14	0,14	0,14	0,14	0,33	0,00	0,11	0,20	0,00	0,20	0,09	0,09	0,17	0,13
MESA1			0,20	0,00	0,33	0,33	0,33	0,33	0,14	0,00	0,00	0,00	0,50	0,33	0,14	0,09	0,09	0,17	0,29
TER1A				0,67	0,60	0,60	0,60	0,60	0,33	0,67	0,25	0,43	0,20	0,14	0,50	0,09	0,09	0,00	0,13
TER1B					0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	1,00	0,33	0,29	0,25	0,17	0,67	0,10	0,10	0,00	0,14
MESD1						1,00	1,00	1,00	0,67	0,40	0,40	0,71	0,33	0,43	0,60	0,27	0,27	0,29	0,38
MESA2							1,00	1,00	0,67	0,40	0,40	0,71	0,33	0,43	0,60	0,27	0,27	0,29	0,38
TER2A								1,00	0,67	0,40	0,40	0,71	0,33	0,43	0,60	0,27	0,27	0,29	0,38
TER2B									0,67	0,40	0,40	0,71	0,33	0,43	0,60	0,27	0,27	0,29	0,38
MESD2										0,40	0,40	0,71	0,33	0,43	0,60	0,27	0,27	0,29	0,38
MESA3											0,33	0,29	0,25	0,17	0,67	0,10	0,10	0,20	0,33
TER3A												0,29	0,25	0,40	0,67	0,22	0,22	0,20	0,33
MESD3													0,25	0,33	0,43	0,23	0,23	0,22	0,30
MESA4														0,60	0,20	0,33	0,33	0,40	0,50
MES5															0,33	0,56	0,56	0,80	0,83
MES6																0,20	0,20	0,17	0,29
MES7																	1,00	0,44	0,67
MAD1																		0,44	0,67
MAD2																			0,67
PRF																			
H´	1,58	1,58	1,58	1,05	2,32	2,32	2,32	2,32	2,32	1,00	1,00	2,81	1,54	2,32	1,39	4,19	4,21	1,89	2,78

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto CICyT AGL2009-08405.

REFERENCIAS

Adams, J.D.W., Frostick, L.E. 2009. Analysis of bacterial activity, biomass and diversity during windrow composting. Waste Manage. 29: 598-605.

Albrecht, R,. Périssol, C., Ruaudel, F., Le Petit, J. Terrom, G. 2010. Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: carbon source utilization and co-metabolism. Waste Manage. 30: 764-770.

Baltz, R.H. 2008. Renaissance in antibacterial discovery from actinomycetes. Curr. Opin. Pharmacol. 8: 557-563.

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A. Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. Bioresour. Technol. 100: 5444-5453.

Bray, J.R., Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. Ecol. Monogr. 27: 327-354.

Charest, M.H., Antoun, H. Beauchamp, M.J. 2004. Dynamics of water-soluble carbon substances and microbial populations during the composting of de-inking paper-sludge. Bioresour. Technol. 91: 53-67.

Chroni, C., Kyriacou, A., Georgaki, I., Mnaios, T., Kotosu, M. Lasaridi, K. 2009. Microbial characterization during composting of biowaste. Waste Manage. 5: 1520-1525.

Coexphal. 2011. El sector hortofrutícola en Almería. Última consulta: 09-08-2011. http://www.coexphal.es/sector_almeria.html.

Federici, E., Pepi, M., Esposito, A., Scargetta, S., Fidati, L., Gasperini, S., Cenci, G. y Altieri, R. 2011. Two-phase olivemill waste composting: community dynamics and functional role of the resident microbiota. Bioresour. Technol. 102: 10965-10972.

Gazi, A.V., Kyriacou, A., Kotsou, M., Lasaridi, K.E. 2007. Microbial community dynamics and stability assessment during green waste composting. Glob. Nest J. 9: 35-41.

Guo, Y., Zhu, N., Zhu, S., Deng, C. 2007. Molecular phylogenetic diversity of bacteria and its spatial distribution in composts. J. Appl. Microbiol. 103: 1344-1354.

Hoitink, H.A.J. y Boehm, M.J. 1999. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. Ann. Rev. Phytopathol. 37: 427-446.

Huang, D.L., Zeng, G.M., Feng, C.L., Hu, S., Lai, C., Zhao, M.H., Su, F.F., Tang, L. y Liu, H.L. 2010. Changes of microbial population structure related to lignin degradation during lignocellulosic waste composting. Bioresour. Technol. 101: 4062-4067.

Jaccard, P. 1901. Distribution de la flore alpine dans le bassin des Drames et dans quelques régions voisines. Bull. Soc. Vaudoise Sci. Nat. 37: 241-272.

Kawai, F. 2010. The biochemistry and molecular biology of xenobiotic polymer degradation by microorganisms. Biosci. Biotechnol. Biochem. 74: 1743-1759.

Kornillowicz-Kowalska, T., Bohacz, J. 2010. Dynamics of growth and succession of bacterial and fungal communities during composting of feather waste. Bioresour. Technol. 101: 1268-1276.

Landfill Directive 1999/31/EC. 1999. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 182/1 de 16 de julio de 1999. (http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:182:0001:0019:ES:PDF).

Ma, Y., Zhang, J.Y., Wonh, M.H. 2003. Microbial activity during composting of anthracene-contaminated soil. Chemosphere 52: 1505-1513.

Macagnan, D., Romeiro, R.S., Pomella, A.W.V., de Souza, J.T. 2008. Production of lytic enzymes and siderophores, and inhibition of germination of basidiospores of *Moniliophthora* (ex *Crinipellis*) *perniciosa* by phylloplane actinomycetes. Biol. Control 47: 309-314.

Plan Nacional Integrado de Residuos. 2009. Boletín Oficial del Estado, Num. 49 de 26 de febrero de 2009. (http://www.boe.es/boe/dias/2009/02/26/pdfs/BOE-A-2009-3243.pdf).

Raut, M.P., Prince William, S.P.M., Bhattacharyya, J.K., Chakrabarti, T., Devotta S. 2008. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste – A compost maturity analysis perspective. Bioresour. Technol. 99: 6512-6519.

Rebollido, R., Martínez, J., Aguilera, Y., Melchor, K., Koerner, I., Stegmann, R. 2008. Microbial populations during composting process of organic fraction of municipal solid waste. Appl. Ecol. Environ. Res. 6: 61-67.

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosemans, J., Deprins, K., Swings, J. 2003a. Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. J. Appl. Microbiol. 94: 127-133.

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., de Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J. 2003b. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. Ann. Microbiol. 53: 349-410.

Saludes, R.B., Iwabuchi, K., Kayanuma, A., Shiga, T. 2007. Composting of dairy cattle manure using a thermophilic-mesophilic sequence. Biosyst. Eng. 98: 198-205.

Santos, M., Diánez, F., González del Valle, M., Tello, J.C. 2008. Grape marc compost: microbial studies and suppression of soil-borne mycosis in vegetable seedlings. World J. Microbiol. Biotechnol. 24: 1493-1505.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois, Urbana, Il, EE.UU.

Steger, K., Jarvis, A., Vasara, T., Romantschuk, M., Sundh, I. 2007a. Effects of differing temperature management on development of actinobacteria populations during composting. Res. Microbiol. 158: 617-624.

Steger, K., Sjögren, Å.M., Jarvis, Å., Jansson, J.K., Sundh, I. 2007b. Development of compost maturity and actinobacteria populations during full-scale composting of organic household waste. J. Appl. Microbiol. 103: 487-498.

Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., Moreno, J. 2007. Effect of horticulture waste composting on infected plant residues with pathogenic bacteria and fungi. Integrated and localized sanitation. Waste Manage. 27: 886-892.

Tang, J.C., Kanamori, T., Inoue, Y., Yasuta, T., Yoshida, S., Katayama, A. 2004. Changes in the microbial community structure during thermophilic composting of manure as detected by the quinine profile method. Process Biochem. 39: 1999-2006.

Tiquia, S.M., Wan, J.H.C., Tam, N.F.Y. 2002. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. Compost Sci. Util 10: 150-161.

Tolón Becerra, A., Lastra Bravo, X. 2010. La agricultura intensiva del poniente almeriense. Diagnóstico e instrumentos de gestión ambiental. Revista Electrónica de Medio Ambiente UCM, 8:18-40. (http://www.ucm.es/BUCM/revistas/ghi/18863329/articulos/MARE1010120018A.PDF).

Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. Bioresour. Technol. 72: 169-183.

Vargas García, M,C,, Suárez Estrella, F., López, M.J., Moreno, J. 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. Waste Manage. 30: 771-778.

Xiao, Y., Zeng, G.M., Yang, Z.H., Ma, Y.H., Huang, C., Shi, W.J., Xu, Z.Y., Huang, J., Fan, C.Z. 2011a. Effects of continuous termophilic composting (CTC) on bacterial community in the active composting process. Microb. Ecol. 62: 599-608.

Xiao, Y., Zeng, G.M., Yang, Z.H., Ma, Y.H., Huang, C., Xu, Z.Y., Huang, J., Fan, C.Z. 2011b. Changes in the actinomycetal communities during continuous thermophilic composting as revealed by denaturing gradient gel electrophoresis and quantitative PCR. Bioresour. Technol. 102: 1383-1388.

Xu, S., Inglis, G.D., Reuter, T., Clark, O.G., Belosevic, M., Leonard, J.J., McAllister, T.A. 2011. Biodegradation of specified risk material and characterization of actinobacterial communities in laboratory scale-composters. Biodegradation 22: 1029-1043.

Yu, H., Zeng, G., Huang, H., Xi, X., Wang, R., Huang, D., Huang, G., Li, J. 2007. Microbial community succession and lignocellulose degradation during agricultural waste composting. Biodegradation 18: 793-802.

ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS ASOCIADAS A LA POBLACIÓN FÚNGICA PRESENTE EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS HORTÍCOLAS

Vargas García, M.C.*; Suárez Estrella, F.; López, M.J.; López González, J.; Jurado Rodríguez, M.; Cervera del Castillo, O.; Moreno, J.

Escuela Superior de Ingeniería, Universidad de Almería-Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, La Cañada de San Urbano, 04120 Almería, España

**Correo electrónico: mcvargas@ual.es*

Resumen

El compostaje es considerado como una de las estrategias más adecuadas para el reciclaje y la valorización de residuos orgánicos. A pesar del interés que despierta, y de los numerosos estudios realizados, la amplia variedad de materiales susceptibles de ser compostados y de técnicas aplicables provoca que muchos aspectos del compostaje aun permanezcan sin definir de forma clara. Dada la naturaleza microbiológica del proceso, la naturaleza cuantitativa y cualitativa de las comunidades asociadas resulta determinante a la hora de definir la forma en la que tienen lugar las transformaciones de la materia orgánica.

Una de las comunidades más influyentes es la fúngica, ya que en este grupo se encuentra la mayor proporción de especies capaces de modificar la lignocelulosa, principal componente de la materia orgánica presente en residuos hortícolas. La caracterización de la microbiota fúngica asociada al compostaje de residuos hortícolas en cuanto a capacidades enzimáticas de interés puede mostrarse, por tanto, como una herramienta especialmente útil a la hora de establecer el mapa de acciones transformativas dominantes en cada etapa del proceso.

El presente trabajo estudia el perfil metabólico de los aislados fúngicos mesofílicos obtenidos durante un proceso de compostaje de residuos hortícolas, un total de 252, incluyendo en el estudio las actividades amilolítica, amonificante, celulolítica, hemicelulolítica, ligninolítica, lipolítica, pectinolítica, proteolítica y solubilizadora de fosfatos. Las capacidades presentes en mayor proporción fueron la amonificante y la hemicelulolítica, con niveles superiores al 86% y al 59%, respectivamente. Por el contrario, la actividad ligninolítica fue inferior al 4%. La actividad solubilizadora de fosfatos fue la única que estuvo presente en mayor proporción en aislados procedentes de materias primas, mientras que las restantes actividades enzimáticas se dieron con mayor intensidad en la microbiota presente al final de la etapa bio-oxidativa y durante maduración.

Palabras clave: compostaje, especies fúngicas, perfil enzimático.

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos desempeñan un papel fundamental en el desarrollo de la vida en nuestro planeta. Dicha influencia presenta aspectos negativos, entre los que, sin duda, el más destacado es el relacionado con la capacidad patógena que muestran estos pequeños organismos, tanto en lo que respecta a plantas, como animales y, fundamentalmente, seres humanos (Phillips et al., 2008; Pelludat et al., 2009; Kim et al., 2010). Sin embargo, los beneficios derivados de su actuación son innumerables,

hasta el punto de que no se podría concebir la vida en la forma en la que la conocemos sin su existencia. Procesos tales como los ciclos biogeoquímicos, de los que depende la transformación de la materia orgánica y la disponibilidad de numerosos nutrientes en formas asimilables por otros organismos, serían completamente imposibles sin su participación (Madsen, 2011). Por otra parte, la utilización de microorganismos en procesos de carácter industrial generan numerosos beneficios económicos y nos permiten beneficiarnos de múltiples productos en una amplia variedad de sectores (Demain y Adrio, 2008; Maheshawari et al., 2010).

Entre las distintas comunidades microbianas existentes, la de los hongos resulta especialmente interesante desde un punto de vista aplicado, ya que su versatilidad metabólica les permite generar una amplia variedad de productos, así como participar en diferentes procesos relacionados con la industria y el medio ambiente (Ferreira de Oliveira y de Graaff, 2011; Harms et al., 2011). Con respecto a este último aspecto, las especies fúngicas cobran gran relevancia en cuanto a la biorremediación de xenobióticos y contaminantes inorgánicos, tales como metales pesados. La capacidad para intervenir en la descontaminación de sustancias orgánicas de elevada complejidad estructural se encuentra mayoritariamente asociada a la presencia de enzimas relacionadas con la degradación de la lignocelulosa, cuya inespecificidad les permite actuar sobre una amplia gama de compuestos (Asgher et al., 2008; Anastasi et al., 2009). Pero, como es obvio, la presencia de estos sistemas enzimáticos también les confiere una elevada capacidad de actuación sobre materiales lignocelulósicos altamente recalcitrantes y que, en determinadas situaciones, su grado de acumulación los convierte en residuos de elevado poder contaminante. Precisamente en Almería se da esta situación, con la generación anual de más de 650.000 t de residuos orgánicos procedentes de la actividad agrícola bajo plástico (Tolón Becerra y Lastra Bravo, 2010), cantidad que, teniendo en cuenta los riesgos ambientales y sanitarios asociados, demanda la aplicación de tratamientos eficaces en la reducción de tales riesgos.

El compostaje, o transformación biológica de materia orgánica fresca en condiciones aeróbicas, además de minimizar el potencial contaminante de los residuos orgánicos, permite la obtención de un producto cuyas características acreditan su utilización como enmienda orgánica en suelos agrícolas o en procesos de restauración de suelos gravemente alterados, así como sustrato en cultivos sin suelo (Mazuela y Urrestarazu, 2009; Tejada et al., 2009; Tortosa et al., 2012). La idoneidad de este tipo de procesos para el tratamiento de residuos de carácter orgánico queda claramente constatada en diversas directivas nacionales y europeas en las que el compostaje aparece como una de las estrategias preferentes en la gestión de residuos orgánicos (Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015; Landfill Directive 1999/31/EC, Waste Framework Directive 2008/98/EC).

El carácter biológico del proceso propicia el papel protagonista que ostentan los microorganismos y, dentro de ellos, los hongos. Cuantitativamente, no se puede decir que sean el grupo más numeroso, pero su potencial metabólico, sobre todo la capacidad lignocelulolítica asociada a gran parte de las especies fúngicas, los convierte en referentes dentro del proceso de compostaje (Mohammad et al., 2012; Zeng et al., 2009). Adicionalmente, la presencia de sistemas enzimáticos de escasa distribución microbiana, relacionados con la metabolización de compuestos orgánicos específicos, los hace también interesantes en aquellos procesos de compostaje en los que las características del material a compostar demande la actuación de tales sistemas (Komillowicz-Kowalska y Bohacz, 2010). Finalmente, la producción de sustancias antimicrobianas, así como la capacidad antagonista de numerosas especies fúngicas (Suárez Estrella et al., 2007), contribuyen también a potenciar el papel determinante de los hongos durante el proceso de compostaje.

El estudio de los perfiles enzimáticos de la microbiota asociada al proceso de compostaje, especialmente de los hongos, permite disponer de una información fundamental, no sólo para establecer el espectro de actuación de dichas especies en el proceso, tanto en tiempo como en intensidad, sino también para determinar su potencial de aplicación en diversos campos de interés industrial y ambiental.

MATERIAL Y MÉTODOS

Proceso de compostaje

Los aislados fúngicos estudiados en el presente trabajo se obtuvieron a partir de pilas constituidas por restos de plantas de tomate, libres de frutos, procedentes de la actividad hortícola intensiva, con las siguientes dimensiones: 1,0 m x 1,5 m x 1,2 m (ancho x largo x alto). Para equilibrar el balance nutricional, se adicionaron virutas de madera de pino en proporción suficiente para alcanzar una relación C/N entre 25 y 30. Ambos materiales fueron molidos a un tamaño de partícula comprendido entre 5 y 15 mm y humectados con el volumen necesario de agua para situar la humedad en el 50%. Las pilas, tres réplicas, se dispusieron sobre una solera de hormigón armado dotada de un sistema de aireación basal constituido por tubos de PVC perforados y conectados a un grupo de bombas soplantes informáticamente controladas. Durante la fase bio-oxidativa del proceso se impuso un régimen de aireación forzada (7,5-9,0 L kg^{-1} cada 4 h) que, junto a los volteos quincenales, permitieron garantizar el adecuado aporte de oxígeno, así como la corrección de los niveles de humedad.

Toma de muestras

La toma de muestras se ajustó al perfil térmico seguido por los procesos, de manera que en cada una de las etapas se efectuó un número variable de muestreos, dependiendo de la duración de la fase (**Tabla 1**).

Con objeto de obtener muestras completamente representativas de las condiciones existentes en toda la extensión de la pila, se fijaron nueve puntos de muestreo, considerando tres niveles posibles de profundidad (0,3-0,6-0,9 m), longitud (0,25-0,75-1,25 m) y anchura (0,20-0,50-0,80 m), y combinándolos entre sí de modo que ninguno de ellos se repitiese en cada una de las zonas de muestreo establecidas. El material procedente de los nueve puntos establecidos fue mezclado y homogeneizado, dando lugar así a una única muestra compacta y uniforme. El análisis cultivar se efectuó de forma inmediata sobre el material fresco, mientras que el estudio molecular se llevó a cabo sobre material conservado mediante congelación.

Selección de morfotipos

Las muestras frescas recepcionadas en el laboratorio fueron procesadas para proceder al aislamiento de los distintos morfotipos coloniales aparecidos. Las siembras se realizaron a partir de una suspensión microbiana obtenida añadiendo 10 g de muestra fresca a 90 mL de solución salina estéril y mantenida en agitación a 200 rpm durante 30 min. A partir de esta primera dilución madre (10^{-1}) se obtuvieron subsiguientes diluciones decimales, hasta 10^{-6}, mediante la transferencia en condiciones asépticas de 1 mL a tubos de ensayo conteniendo 9 mL de solución salina estéril. Una vez obtenidas las diluciones decimales, de cada una de ellas se sembraron 0,1 mL en dos placas de Agar Rosa de Bengala Cloranfenicol de Difco. La incubación se realizó a 30°C, durante 72-96 horas. Una vez transcurrido el tiempo de incubación, se procedió a la selección y recuento de cada uno de los morfotipos que aparecieron en las placas de Petri susceptibles de ser contadas.

Tabla 1. Muestreos tomados en función de la evolución del proceso de compostaje.

Temperatura	Muestra	Día de proceso
Ambiente en Materias Primas	MPR	0
Mesofílica en Ascenso	MESA1	1
Termofílica	TER1A	2
Termofílica	TER1B	5
Mesofílica en Descenso	MESD1	7
Mesofílica en Ascenso	MESA2	8
Termofílica	TER2A	9
Termofílica	TER2B	12
Mesofílica en Descenso	MESD2	14
Mesofílica en Ascenso	MESA3	15
Termofílica	TER3A	16
Mesofílica en Descenso	MESD3	26
Mesofílica en Ascenso	MESA4	28
Mesofílica	MES5	42
Mesofílica	MES6	56
Mesofílica	MES7	63
Ambiente en Maduración	MAD1	119
Ambiente en Maduración	MAD2	168
Ambiente en Producto Final	PRF	189

Cuantificación, aislamiento y diferenciación morfológica de cepas

Con objeto de facilitar el proceso de recuento y selección, ambas tareas se realizaron sobre documentos gráficos de las placas crecidas. Para ello, se utilizó una cámara Canon modelo EOS 450D, dotada con objetivos Zoom EF-S18-55 mm f/3.5-5.6 IS y Macro EF 100 mm f/2,8 USM para fotografiar placas para recuento y morfotipos seleccionados, respectivamente. Las fotografías fueron tomadas siempre en las mismas condiciones para evitar diferencias debidas a diferencias operativas.

El registro fotográfico de morfotipos fue utilizado con posterioridad para establecer la colección real de cepas, asimilando todas aquellas que inicialmente fueron consideradas como morfotipos distintos. Como información adicional en la restricción de cepas similares, se realizaron observaciones microscópicas.

Estudio metabólico

Todos los aislados pertenecientes a la colección final fue estudiado en relación con su perfil metabólico. En la **Tabla 2** se relacionan las pruebas realizadas, así como los medios utilizados en cada caso.

Tabla 2. Batería de pruebas enzimáticas cualitativas efectuadas sobre los aislados fúngicos.

Actividad enzimática	Medio de cultivo	Referencia
Amilolítica	Medio con Almidón (1%)	
Pectinololítica	Medio con Ácido Poligalacturónico (1%)	
Celulolítica	Medio base de Janshekar con Celulosa microcristalina (0,5%) y Anilina blue black (0,005%)	Karui y Kushner, 1988 Janshekar et al., 1982
Hemicelulolítica	Medio base de Janshekar con Xilano (0,5%)	Janshekar et al., 1982
Ligninolítica	Medio con Poly R-478 (0,002%)	Feritag y Morrell, 1992
Lipolítica	Medio con Tributirina (10 ml L^{-1})	Leuschner et al., 1997
Proteolítica	Medio base de Janshekar con Caseinato sódico (1%)	Janshekar et al., 1982
Amonificación	Medio de Winogradsky con solución de oligoelementos	Pochon y Tardieux, 1962
Fosfatasa	Medio con Fosfato tricálcico (2,5%)	Nautiyal, 1999

Las reacciones de diagnóstico en cada caso fueron las siguientes: actividad amilolítica mediante halo de aclaramiento tras la adición de una solución de lugol al medio crecido, actividad pectinolítica mediante halo de turbidez en torno a la zona de crecimiento, actividades celulolítica y ligninolítica mediante decoloración del medio, actividades hemicelulolítica, lipolítica, proteolítica y fosfatasa mediante halos de aclaramiento en torno a la zona de crecimiento y, finalmente, actividad amonificante mediante la aparición de un precipitado naranja tras la incorporación del reactivo de Nessler.

La incubación se realizó en todos los casos a 30°C durante 3 días (actividades amilolítica, proteolítica y fosfatasa), 5 días (actividades pectinolítica, hemicelulolítica y lipolítica), 7-10 días (actividades celulolítica y ligninolítica) y 15 días (actividad amonificante).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados globales obtenidos para las distintas actividades metabólicas analizadas en los aislados dieron lugar a importantes diferencias (**Figura 1**). El mayor porcentaje de aislados positivos se encontró para la actividad amonificante, con un 86,5%, mientras que la actividad menos representada, con un 3,6%, fue la ligninolítica. Por encima del 25% se hallaron las actividades amilolítica, hemicelulolítica, lipolítica y proteolítica quedando las tres restantes (celulolítica, pectinolítica y solubilizadora de fosfatos) en un rango comprendido entre el 11% y el 16%.

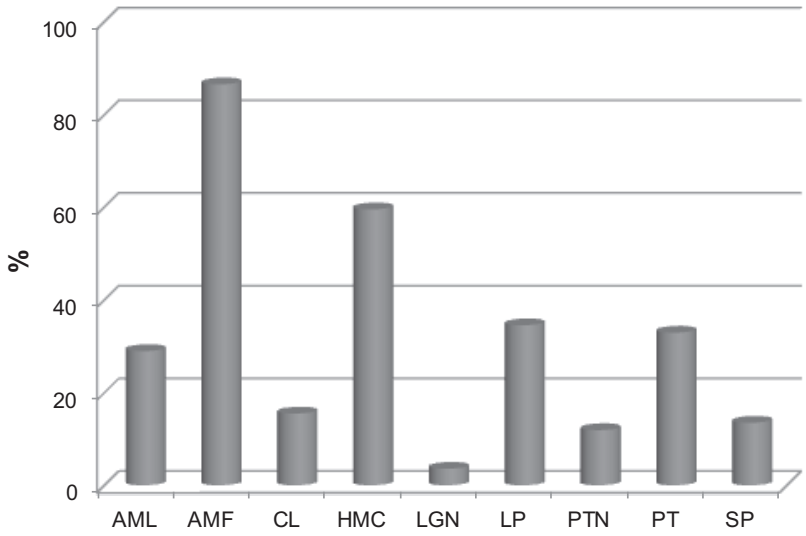


Figura 1. Porcentaje de aislados positivos para cada una de las actividades analizadas. AML: Amilolíticos; AMF: Amonificantes; CL: Celulolíticos; HMC: Hemicelulolíticos; LGN: Ligninolíticos; LP: Lipolíticos PTN: Pectinolíticos; PT: Proteolíticos; SP: Solubilizadores de Fosfato.

Comparar los resultados obtenidos con otros trabajos similares resulta complejo. En primer lugar, porque el número de estudios similares al aquí propuesto es realmente escaso y, en segundo lugar, porque la microbiota presente en un determinado proceso de compostaje está condicionada por la naturaleza de las materias primas empleadas. En función a dicho factor, el porcentaje cuali- y cuantitativo de las actividades metabólicas asociadas a esa microbiota puede variar ampliamente (Vaz-Moreira et al., 2008). No obstante, los resultados aquí descritos pueden considerarse interesantes, ya que el número de aislados positivos alcanzado, en especial en relación con las actividades hemicelulolítica, lipolítica, proteolítica y amilolítica, permiten cierto grado de optimismo con respecto a la posterior obtención de enzimas de potencial aplicación en diversos sectores industriales y ambientales.

La actividad de los aislados en relación con la hidrólisis de macromoléculas carbonadas se muestra en la **Figura 2**. La actividad pectinolítica fue la detectada en menor proporción, tanto en lo que respecta a número y porcentaje de aislados, como en el potencial cuantitativo de la carga presente en cada uno de los muestreos. En el caso de la actividad amilolítica, el número de aislados positivos fue elevado en los muestreos correspondientes a la parte inicial del proceso, aunque en términos porcentuales, los muestreos de la segunda mitad de la fase bio-oxidativa destacaron en mayor medida. El número de aislados por muestreo mostró menor grado de variación, lo que provocó, considerando que el número total de aislados tendió claramente a disminuir a medida que el proceso avanzaba. Más llamativo fue la evidente tendencia ascendente del potencial lipolítico cuantitativo, motivado, además de por la razón anteriormente citada, por el hecho de que los aislados que dieron positiva esta actividad fueron los más abundantes. Así, en el producto final, los 10 aislados lipolíticos (el 62,5% del total de aislados de ese muestreo) supusieron el 93% de la carga total presente.

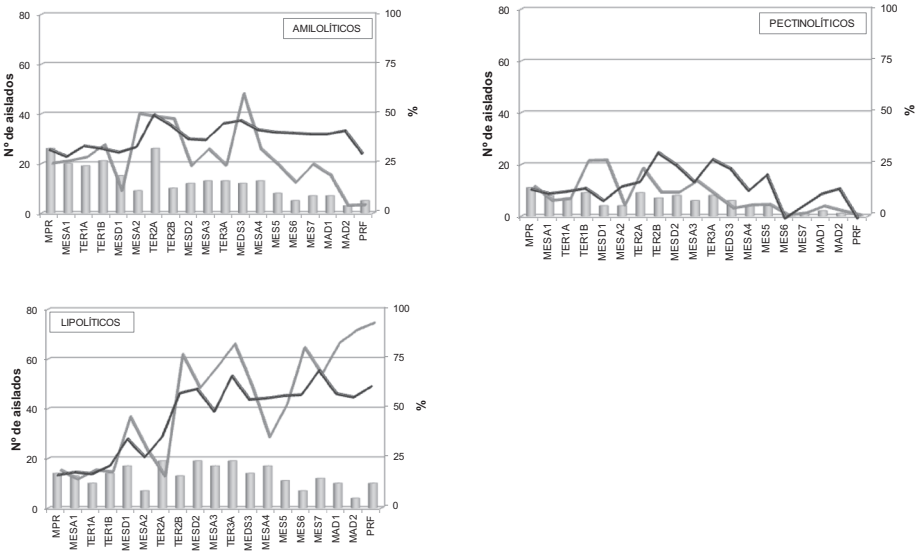


Figura 2. Capacidad metabólica de los aislados en relación con la hidrólisis de macromoléculas carbonadas (almidón, pectinas y lípidos), considerados por muestreo. **:** nº de aislados positivos para cada muestreo; : porcentaje de aislados positivos en el muestreo; : intensidad de la actividad metabólica en el muestreo, de acuerdo al número de aislados positivos y su presencia cuantitativa.

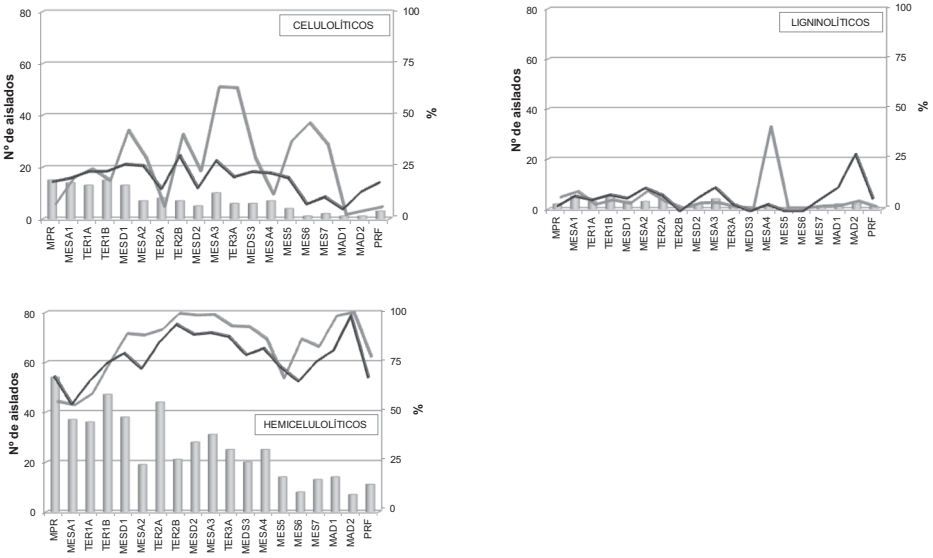


Figura 3. Capacidad metabólica de los aislados en relación con la hidrólisis de las distintas fracciones lignocelulósicas (celulosa, hemicelulosa y lignina), considerados por muestreo. **:** nº de aislados positivos para cada muestreo; : porcentaje de aislados positivos en el muestreo; : intensidad de la actividad metabólica en el muestreo, de acuerdo al número de aislados positivos y su presencia cuantitativa.

La capacidad detectada en los aislados en relación con las distintas fracciones lignocelulósicas dio lugar a claras diferencias (**Figura 3**). Así, mientras la actividad ligninolítica apenas si fue significativa (nunca se superaron los 5 aislados por muestreo), los niveles relacionados con la actividad hemicelulolítica, en cualquiera de sus expresiones, fueron notablemente elevados. Se alcanzó un valor máximo de 54 aislados en el muestreo MPR, si bien el mayor porcentaje, del 100%, se dio en el muestro MAD2. Obviamente, para ese muestreo, el valor porcentual del potencial cuantitativo fue también del 100%. Resula curioso que, en general, se encontraron en fases diferenciadas los niveles máximos de aislados (inicio del proceso) y los de estimación porcentual (mitad y final del proceso). En lo que respecta a la capacidad de los aislados en relación con la celulosa, los resultados obtenidos, si bien no llegaron a los elevados niveles de la hemicelulosa, si mostraron un perfil evolutivo similar, es decir, máximo número de aislados al principio del proceso y un moderado pero continuo descenso a medida que el proceso avanzaba. El porcentaje de aislados, con leves matices, también generó un perfil similar. Sin embargo, el porcentaje cuantitativo de la actividad celulolítica mostró diversos picos a lo largo del proceso (MESA3, TER3A y MES6, con valores entre el 64% y el 46%) en etapas mayoritariamente no coincidentes con las de mayor número de aislados (MPR y TER1B, con 15).

Los resultados obtenidos para las actividades relacionadas con el ciclo del nitrógeno (amonificación y proteólisis) se muestran en la **Figura 4**. Puede decirse que, en relación con la capacidad de amonificación, la práctica totalidad de aislados ha dado positivo, con sólo 4 muestreos por debajo del 90% (MESA1, MESD3, MES7 y PRF). En el caso de la carga porcentual, las excepciones a ese límite fueron los muestreos MES6 y MES7. Los resultados referentes a la actividad proteolítica no dieron lugar a valores tan extremos, aunque alcanzaron niveles bastante interesantes. Como en el caso de otras actividades ya descritas, el número de aislados fue máximo en la parte inicial del proceso, si bien en esta ocasión el descenso más acentuado no se produjo hasta la fase de enfriamiento. Sin embargo, y también coincidiendo con lo descrito, por ejemplo, para la actividad lipolítica, el potencial cuantitativo porcentual mostró, con contadas excepciones, una clara tendencia alcista, observándose el máximo en el muestreo MAD2, con un 92,5%.

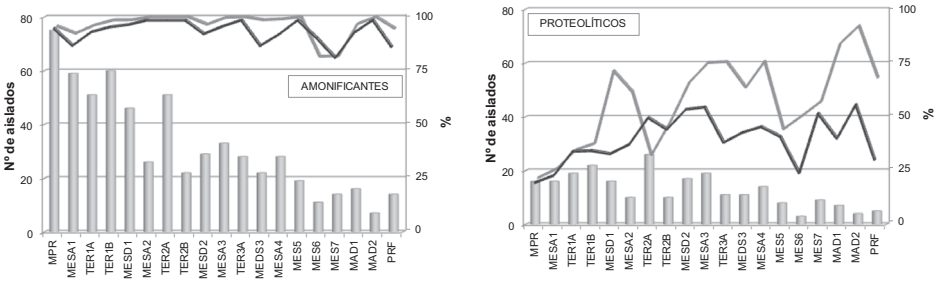


Figura 4. Capacidad metabólica de los aislados en relación con compuestos nitrogenados (amonificación y proteólisis), considerados por muestreo. **:** nº de aislados positivos para cada muestreo; : porcentaje de aislados positivos en el muestreo; : intensidad de la actividad metabólica en el muestreo, de acuerdo al número de aislados positivos y su presencia cuantitativa.

La capacidad solubilizadora de fosfatos mostrada por los aislados se situó en niveles discretos en relación con el total de actividades analizadas (**Figura 5**). El número de aislados sólo superó en dos ocasiones el límite de 10 (MPR y MESA1), coincidiendo en esta ocasión dichos muestreos también con los de máximo porcentaje positivo de aislados y máximo potencial cuantitativo de actividad.

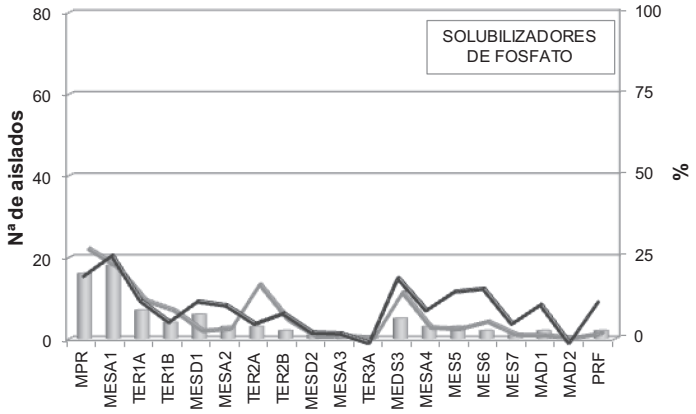


Figura 5. Capacidad metabólica de los aislados en relación con la solubilización de fosfato, considerados por muestreo. **:** nº de aislados positivos para cada muestreo; : porcentaje de aislados positivos en el muestreo; : intensidad de la actividad metabólica en el muestreo, de acuerdo al número de aislados positivos y su presencia cuantitativa.

Aunque los resultados encontrados para las distintas actividades metabólicas difieren de forma importante entre sí, tanto en aspectos cuantitativos como evolutivos, la consideración global de tales resultados, desde el punto de vista del proceso de compostaje, ofrece una interpretación bastante interesante, tal y como pone de manifiesto la matriz de similitud de Bray-Curtis y su correspondiente dendrograma (**Tabla 2**). Como se puede apreciar, el grado de semejanza entre los diversos muestreos fue considerablemente elevado, siempre por encima del 60%, y con niveles máximos en muchos casos para muestreos sucesivos. Este factor apunta una alta estabilidad, más que de las propias cepas, de las actividades metabólicas, lo que también se ve ratificado por el hecho de que, incluso con un bajo número de aislados positivos y porcentajes no excesivamente altos en relación al total de aislados presentes en el muestreo, el potencial de actuación sea elevado. En este sentido, se puede decir que, aunque durante el proceso aparezca un número elevado de especies fúngicas, tienden a predominar, cuantitativamente hablando, aquellas que exhiben determinadas capacidades metabólicas. La presencia en el producto final de un elevado porcentaje de especies con actividades metabólicas interesantes resulta especialmente beneficiosa desde el punto de vista de la aplicabilidad del compost, ya que determina su potencial para ejercer un efecto positivo sobre la fertilidad del suelo (Ryckeboer et al., 2003).

Tabla 2. Matriz de similitud de Bray-Curtis para los diferentes muestreos realizados en el proceso de acuerdo a las capacidades metabólicas de los aislados.

	MPR	MESA1	TER1A	TER1B	MESD1	MESA2	TER2A	TER2B	MESD2	MESA3	TER3A	MESD3	MESA4	MES5	MES6	MES7	MAD1	MAD2	PRF
MPR		92,02	88,56	84,29	68,98	73,29	83,32	68,58	72,38	65,80	64,67	69,39	71,73	76,42	64,20	68,01	66,22	61,34	65,57
MESA1			91,48	84,86	69,19	76,91	80,85	69,98	73,51	66,33	65,98	71,94	72,81	78,93	67,64	71,53	64,69	59,81	64,29
TER1A				90,43	76,01	82,28	83,53	77,13	79,91	72,98	72,48	78,16	76,83	86,10	73,48	77,42	70,23	64,89	69,73
TER1B					81,29	84,30	90,09	79,47	80,46	76,53	73,07	78,84	80,07	83,05	72,84	76,54	71,54	67,45	70,99
MESD1						85,51	77,03	84,50	89,41	88,95	88,03	84,37	83,15	86,11	84,73	85,43	82,75	80,72	81,04
MESA2							84,91	86,85	87,20	83,34	81,89	90,99	87,96	85,02	79,56	84,47	79,33	75,87	76,25
TER2A								80,75	77,72	74,45	71,10	81,49	77,91	75,51	68,89	71,29	72,52	68,89	68,03
TER2B									88,96	90,25	89,36	90,51	78,26	87,35	88,99	87,40	84,40	80,96	79,49
MESD2										90,62	89,76	90,33	84,96	87,23	84,89	90,12	90,20	85,79	85,03
MESA3											96,01	86,35	81,93	83,27	85,09	86,57	86,59	83,41	79,95
TER3A												85,43	80,53	84,31	88,54	87,38	89,19	85,64	83,84
MESD3													82,33	85,00	83,45	87,31	83,50	79,59	80,15
MESA4														80,00	75,18	79,82	82,67	79,00	78,29
MES5															85,92	89,55	79,13	74,88	79,23
MES6																93,03	83,98	80,60	84,72
MES7																	84,25	79,82	84,58
MAD1																		94,56	90,02
MAD2																			91,30
PRF																			

El compostaje no sólo se puede considerar una herramienta válida para la valorización de residuos orgánicos. Además, desde el punto de vista microbiano, las condiciones que se dan en este proceso generan un entorno ideal para el desarrollo de de microorganismos. Así, el estudio de las poblaciones presentes a lo largo del proceso presenta una doble vertiente. Por un lado, favorece la compresión de los fenómenos biológicos que tienen lugar en cada momento, principales responsables de gran parte de las transformaciones que experimenta la materia orgánica, y, por tanto, contribuye a mejorar las prestaciones del proceso. Por otro lado, la utilización de la pila de compostaje como reservorio de especies microbianas de interés aplicado puede aportar un importante potencial de nuevas especies y enzimas con características diferenciadoras. El presente trabajo, a través del cual se caracteriza enzimáticamente la población fúngica cultivable asociada al proceso de compostaje de residuos hortícolas, supone un primer pase en ese sentido. Estudios posteriores en relación con la identidad de las especies implicadas y las propiedades de las enzimas responsables de las actividades detectadas permitirán ampliar el conocimiento existente sobre la microbiología del compostaje y, posiblemente, obtener una batería de enzimas con perfiles de actuación específicos.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto CICyT AGL2009-08405.

REFERENCIAS

Anastasi, A., Coppola, T., Prigione, V., Varese, G.C. 2009. Pyrene degradation and detoxification in soil by a consortium of basidiomycetes isolated from compost: role of laccases and peroxidases. J.Hazard. Mater. 165: 1229-1233.

Asgher, M., Bhatti, H.N., Ashraf, M., Legge, R.L. 2008. Recent developments in biodegradation of industrial pollutants by white rot fungi and their enzyme system. Biodegradation 19: 771-783.

Demain, A.L., Adrio, J.L. 2008. Contributions of microorganisms to industrial biology. Mol. Biotechnol., 38: 41-55.

Feritag M., Morrell J.J. 1992. Decolorization of the polymeric dye Poly R-478 by wood-inhabiting fungi. Can. J. Microbiol. 38: 811-822.

Ferreira de Oliveira, J.M.P., de Graaff, L.H. 2011. Proteomics of industrial fungi: trends and insights for biotechnology. Appl. Microbiol. Biotechnol.89: 225-237.

Harms, H., Schlosser, D., Wick, L.Y. 2011. Untapped potential: exploiting fungi in bioremediation of hazardous chemicals. Nat. Rev. Microbiol. 9: 177-192.

Janshekar, M., Haltmeier, T., Brown, C. 1982. Fungal degradation of pine and straw alkali lignins. European J. Appl. Microbiol. Biotechnnol. 14: 174-181.

Karui T., Kushner DJ. 1988. Detection of cellulolytic activity of bacteria and fungi growing on agar surfaces. Biotechnol. Tech. 2: 149-152.

Kim, C.M., Song, E.S., Jang, H.J., Kim, H.J., Lee, S., Shin, J.H., Kim, S.J, Jeong, S.H., Jeong, J., Koh, K., Choi, G.E., Lee, E.Y., Chang, C.L. 2010. Cevelopment and evaluation of oligonucleotide chip based on the 16S-23S rRNA gene spacer region for detection of pathogenic microorganisms associated with sepsis. J. Clin. Microbiol. 48: 1578-1583.

Kornillowicz-Kowalska, T., Bohacz, J. 2010. Dynamics of growth and succession of bacterial and fungal communities during composting of feather waste. Bioresour. Technol. 101: 1268-1276.

Leuschner, R.G., Kenneally, P.M. y Arendt, E.K. 1997. Method for the rapid quantitative detection of lipolytic activity among food fermenting microorganisms. Int. J. Food Microbiol. 37: 237-240.

Madsen, E.L. 2011. Microorganisms and their roles in fundamental biogeochemical cycles. Curr. Opin. Biotechnol. 22: 456-464.

Maheshawari, D.K., Dubey, R.C. y Saravanamurthu, R. (Eds.). 2010. Industrial exploitation of microorganisms. I.K. International Publishing House Pvt. Ltd., Nueva Delhi, India.

Mazuela, P., Urrestarazu, M. 2009. The effect of amendment of vegetable waste compost used as substrate in soilless culture on yield and quality of melon crops. Compost Sci. Util. 17: 103-107.

Mohammad, N., Alam, M.Z., Kabbashi, N.A. y Ahsan, A. 2012. Effective composting of oil palm industrial waste by filamentous fungi: a review. Resour. Conserv. Recycl. 58: 69-78.

Nautiyal, C.S.1999. An efficient microbiological growth medium for screening phosphate solubilizing microorganisms. FEMS Microbiol. Lett. 170: 265-270.

Pelludat, C., Duffy, B., Frey, J.E. 2009. Desing and development of a DNA microarray for rapid identification of multiple European quarantine phytopathogenic bacteria. Eur. J. Plant Pathol. 125: 413-423.

Phillips, A.J., Anderson, V.L., Robertson, E.J., Secombes, C.J. y van West, P. 2008. New insights into animal pathogenic oomycetes. Trends Microbiol. 16:13-19.

Plan Nacional Integrado de Residuos. 2009. Boletín Oficial del Estado, Num. 49 de 26 de febrero de 2009. (http://www.boe.es/boe/dias/2009/02/26/pdfs/BOE-A-2009-3243.pdf).

Pochon, J., Tardieux, P. 1962. Techniques d' Analyse en Microbiologie du sol. La Tourelle, St. Mandé, Francia.

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings J. 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. Ann. Microbiol. 53:349-410.

Suárez Estrella, F., Vargas García, M.C., López, M.J., Capel, C., Moreno, J. 2007. Antagonistic activity of bacteria and fungi from horticultural compost against *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis*. Crop Prot. 26:46-53.

Tejada, M., Hernández, M.T., García, C. 2009. Soil restoration using composted plant residues: effects on soil properties. Soil Tillage Res. 102:109-117.

Tolón Becerra, A., Lastra Bravo, X. 2010. La agricultura intensiva del poniente almeriense. Diagnóstico e instrumentos de gestión ambiental. Revista Electrónica de Medio Ambiente UCM, 8: 18-40. (http://www.ucm.es/BUCM/revistas/ghi/18863329/articulos/MARE1010120018A.PDF).

Tortosa, G., Alburquerque, J.A., Ait-Bhaddi, G., Cegarra, J. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste ("alperujo"). J. Clean. Prod. 26:48-55.

Vaz-Moreira, I., Silva, M.E., Manaia, C.M., Nunes, O.C. 2008. Diversity of abcterial isoaltes from comercial and homemade composts. Microb. Ecol. 55:714-722.

Waste Framework Directive 2008/98/EC. 2008. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 312/3 de 22 de noviembre de 2008. (http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:ES:PDF).

Zeng, G.M., Huang, H.L., Huang, D.L., Yuan, X.Z., Jiang, R.Q., Yu, M., Yu. H.Y., Zhang, J.C., Wang, R.Y. Liu, X.L. 2009. Effect of inoculating white-rot fungus during different phases on the compost maturity of agricultural wastes. Process Biochem. 44:396-400.

APLICACIÓN DE LA RESONANCIA MAGNÉTICA NUCLEAR EN ESTADO SÓLIDO (CP-MAS ^{13}C-NMR) A LA CARACTERIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN PROCESOS DE COMPOSTAJE

Marhuenda-Egea, F.C.[*1]; Martínez-Sabater, E.[1]; Gálvez Sola, L.[2]; Bustamante, M.A.[2,3]; Paredes, C.[2]

[1]Departamento de Agroquímica y Bioquímica, Universidad de Alicante. E-03080 Alicante, España

[2]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Escuela Politécnica Superior de Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312 Orihuela (Alicante), España.

[3]Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. Campus Universitario de Espinardo 30100, Espinardo (Murcia), España.

[*]Correo electrónico: frutos@ua.es

Resumen

El estudio de la materia orgánica (MO) durante el proceso de compostaje es uno de los puntos clave para poder evaluar el proceso y determinar la madurez y estabilidad final del compost. La enorme heterogeneidad de la MO hace complicada una caracterización precisa de la muestra. La espectroscopia de resonancia magnética nuclear nuclear de ^{13}C en estado sólido, con polarización cruzada y giro al ángulo (CP-MAS ^{13}C-NMR) nos proporciona información directa sobre las características estructurales y conformacionales de la materia orgánica. En muestras derivadas de procesos de compostaje tenemos la enorme ventaja de que el contenido en MO es elevado y que la presencia de impurezas paramagnéticas suele ser baja. CP-MAS ^{13}C-NMR se ha aplicado con éxito para describir la composición de sustancias húmicas y comprender mejor su génesis, transformación y descomposición.

Un espectro de resonancia magnética nuclear (RMN) de una disolución proporciona señales muy estrechas y bien resueltas. Sin embargo, un experimento utilizando una muestra sólida produce señales muy anchas, que pueden llegar a ser de varios kHz o incluso MHz, producidas por las denominadas interacciones anisótropas. Mediante diferentes técnicas se minimizan estos inconvenientes y es posible obtener espectros de ^{13}C de alta resolución en abundancia natural en muestras sólidas y, lo que es más importante, estos experimentos permiten entender como se produce la transformación de la MO en ciertas circunstancias, como durante el proceso de compostaje. En este trabajo presentamos datos de diferentes procesos de compostaje y de cómo se produce la transformación de la MO evaluada mediante CP-MAS ^{13}C-NMR. En los espectros se pudo observar, como hecho más evidente, la desaparición de las señales asignadas a carbohidratos (celulosa y hemicelulosa), así como un incremento de las señales atribuidas a materiales más resistentes (lignina, cutina y suberina).

Palabras clave: compostaje, resonancia magnética nuclear, CP-MAS, materia orgánica.

INTRODUCCIÓN

La espectroscopia de resonancia magnética nuclear CP-MAS ^{13}C-NMR aplicada al estudio de la materia orgánica (MO) natural tiene un historia dilatada en el tiempo, aunque todavía presenta numerosas lagunas, como señala Caroline M. Preston, una de las voces más importantes en este campo de investigación: "in many ways, NMR remains underutilized, and applications continue to be severely hampered by the lack of instrumentation, expertise, and opportunities for graduate training." (Preston, 1996). Esto era cierto hace 16 años y actualmente no ha mejorado mucho la situación. Sin embargo, es importante tener en cuenta que esta técnica presenta muchos puntos a favor para ser utilizada en los estudios de MO, tanto a nivel de composición como a nivel de cambio en sus procesos de transformación.

El método más común utilizado de RMN en estado sólido para estudiar la MO es la polarización cruzada con giro al ángulo mágico (CP-MAS ^{13}C-NMR) (Inbar et al., 1989; Preston, 1996; Bladock et al., 1997; Almendros et al., 2000; Preston, 2001; Baldock y Smernik, 2002; Kögel-Knabner, 2002; Mathers et al., 2003; Conte et al., 2004; Cook, 2004; Nelson y Bladock, 2005; Keeler et al., 2006; Gómez et al., 2007). Esta técnica presenta una serie de ventajas frente a otro tipo de estudios, como son: no tiene límite de concentración, no hay efecto de disolventes, no es necesario determinar la composición de la muestra, precisa una mínima manipulación, es posible analizar las fracciones altamente insolubles, como la humina, y las muestras suelen ser estables en estado sólido y se pueden analizar como un todo, sin hacer una extracción o un fraccionamiento previo (Cook, 2004).

La técnica de CP-MAS ^{13}C-NMR es relativamente simple, comparada con otras técnicas de análisis mediante RMN. En primer lugar, hemos de considerar la parte de la polarización cruzada, que consiste en la transferencia de la polarización de los protones (de los espines *I* más abundantes) a los carbonos a los que están unidos (a los espines *S* mucho menos abundantes). En una segunda parte, las muestras deben ser giradas, a alta velocidad, en un cierto ángulo respecto al campo magnético principal durante todo el tiempo del experimento. El tercer paso del experimento consiste en desacoplar los espines del protón (espines *I*) durante el tiempo de adquisición de la señal de relajación de los espines de los carbonos (espines *S*). El paso que implica la polarización cruzada puede ser expresado matemáticamente como $g^I B_1^I = \gamma^S B_1^S$, donde g es la relación giromagnética del núcleo y B_1 es el campo magnético aplicado. En el caso de ^{1}H ® ^{13}C, la polarización cruzada aumenta en un factor de cuatro la señal del ^{13}C. Otro punto importante es que cuando la señal del carbono se recoge en un experimento, no es una única señal, sino que es resultado de sumar muchos registros de muchas transferencias de polarización. Es decir, hemos de acumular hasta dos o tres mil registros para obtener una buena señal. Esto no sería posible si tuviéramos que esperar que los carbonos se relajaran. Por suerte, el tiempo entre adquisición de datos y adquisición dentro de un experimento está determinado por el tiempo de relación espín-red del hidrógeno (T_1). Es decir, se consigue aumentar la intensidad de la señal por la polarización cruzada y por una acumulación de adquisiciones dentro de un mismo experimento. El problema con muestras de MO provenientes de compost o de suelos, está en la propia heterogeneidad de las muestras. Las señales de los espectros se generan por las diferentes especies presentes, que son muy variadas y suelen estar en baja concentración (Preston, 2001; Conte et al., 2004; Cook, 2004).

Otro problema asociado a la técnica es el ensanchamiento de las señales debido a la anisotropía química (*chemical shift anisotropy*, CSA). Para tratar de contrarrestar este problema, la muestra tiene que girarse a gran velocidad. La anisotropía química es importante cuando no hay una distribución esférica alrededor de los núcleos (caso de aromáticos, carboxilos y alquenos). Otro problema relacionado es la interacción dipolo-dipolo (los niveles energéticos Zeeman son desplazados ligeramente alrededor de los núcleos por la presencia de núcleos vecinos). En medio líquido, el rápido movimiento browniano elimina estas perturbaciones, sin afectar a los experimentos de RMN de líquidos. En medio sólido no es posible

ese rápido movimiento de las moléculas. Por suerte, en esos fenómenos son minimizados girando las muestras un cierto ángulo. En las expresiones matemáticas aparece el siguiente término $3\cos^2 q$-1, que se hace igual a cero cuando el ángulo *q* es igual a 54.7º (**Figura 1**). Este ángulo se denomina ángulo mágico. Existen sondas que alcanzan enormes velocidades de giro (ω_r), por encima de 50 kHz, que eliminan los fenómenos anteriormente descritos. Sin embargo, existe el inconveniente de que las sondas son muy pequeñas para conseguir esas velocidades y no es posible trabajar con suficiente muestra, en el caso del estudio de MO. Estas sondas son adecuadas para trabajar con proteínas e incluso los propios equipos están diseñados para trabajar con este tipo de muestras, mucho menos heterogéneas que una muestra de MO de compost.

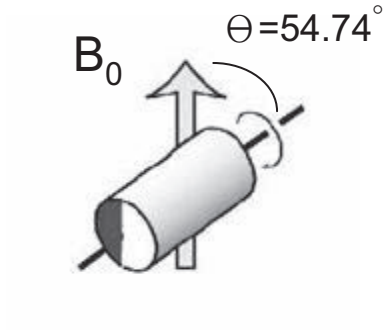


Figura 1. Representación de un rotor girando en un campo magnético externo (B_0) con la inclinación del ángulo mágico (*magic angle spinning*, MAS).

Los rotores utilizados para analizar muestras de MO son rotores entre 4 y 10 mm de diámetro, que suelen girar a velocidades entre 10 a 15 kHz. Estas velocidades son suficientes para adquirir espectros útiles para la caracterización de la MO y para seguir su transformación en un proceso natural o de compostaje. Existe otro factor que afecta también al experimento de CP-MAS ^{13}C-NMR. Ese factor es la fuerza del campo magnético (B_1). En RMN en medio líquido, cuanto mayor es la fuerza del campo magnético mayor resolución y sensibilidad se consigue. Actualmente hay equipos que trabajan con valores de B_1 de 1 GHz. Sin embargo, esto no es cierto en el caso de RMN de sólidos, pues campos más grandes necesitan velocidades de giro mayores. Si no fuese así, se producirían una serie de distorsiones denominas bandas laterales (*spinning sidebands*, SSB) de la señal principal a intervalos iguales a ω_r. Estas bandas producen distorsiones que afectan enormemente a la interpretación del espectro. La única manera de eliminarlas es mediante una velocidad de giro alta, aunque también se han desarrollado secuencias de pulsos especiales para eliminar las SSB (Preston, 2001; Cook, 2004). La conclusión es que equipos de campos magnéticos bajos son mejores para RMN de sólidos de MO. Lo ideal parece ser trabajar con equipos por debajo de 300 MHz, que permiten operar con rotores de 10 mm y velocidades de giro relativamente bajas. De todas formas, se pueden conseguir buenos resultados con equipos mayores y velocidades mayores. En nuestro caso disponemos de un equipo de 500 MHz adaptado a trabajar con sólidos, que trabajando con un rotor de 4 mm que alcanza velocidades de giro de 12 kHz. Habría que tener en cuenta otros factores técnicos, como la potencia del amplificador, que también son importantes para abordar este tipo de estudios. Por ejemplo, en sistemas líquidos se trabaja con amplificadores de 100 W y para sólidos se necesitan potencias de 1000 W.

Uso apropiado de la CP-MAS ^{13}C-NMR para conseguir los mejores resultados. Dinámica de la polarización cruzada (CP).

Durante todo el experimento de CP-MAS ^{13}C-NMR se van a producir una serie de pasos: preparación de los protones; transferencia de polarización; adquisición de la señal (estando los protones desacoplados); y giro al ángulo mágico (MAS). Si esto lo comparamos con los más modernos experimentos de RMN, es una secuencia de pulsos muy simple (**Figura 2**). Sin embargo, la simplicidad es sólo aparente. La cuestión es que la transferencia de la magnetización desde los protones a los carbones es muy compleja y puede ser expresada por la siguiente ecuación (tras hacer algunas simplificaciones):

$$I(t) = I_0\,(1-T_{IS}/\,T^{I}_{1r})^{-1}\,[\,\exp(-t/\,T^{I}_{1r})-\exp(-t/\,T^{I}_{1r})]$$

$I(t)$ es la intensidad de la señal observada para un cierto tiempo de contacto (t) y es debida al proceso de CP. I_0 es la intensidad máxima que se podría conseguir, T_{IS} es el tiempo de contacto constante en CP y que es proporcional a la velocidad a la cual tiene lugar la CP, T^{I}_{1r} es la velocidad de relajación espín-red en un marco de referencia en rotación (I corresponde a los espines más abundantes, en este caso son los protones). Finalmente, el valor que se puede modificar, t es el tiempo que se ajusta para que haya contacto entre los espines I y los espines S y que se produzca la polarización cruzada (consideramos sólo la CP de Hartman-Hahn). La ecuación se ha simplificado al considerar que $T_{IS}/\,T^{S}_{1r}$ es casi cero. En la práctica equivale a considerar que la eficacia de la polarización cruzada depende del número de protones directamente enlazados al carbono o de su proximidad espacial. Por tanto, para muestras tan heterogéneas como las muestras de compost, hemos de considerar que habrá componentes lentos y rápidos en la transferencia de polarización. La ecuación anterior nos muestra una doble naturaleza exponencial en el comportamiento de la intensidad de la polarización cruzada, $I(t)$, frente al tiempo de contacto, t. Esto significa que se necesita un tiempo determinado para transferir la polarización de los protones a los carbonos (T_{IS}) para que aumente la señal de los carbonos, pero que durante este mismo tiempo los protones comienza a relajarse (debido a la relajación espín-red, T^{I}_{1r}). La situación ideal, para conseguir que todos los carbones den señales que puedan generar una verdadera cuantificación de la muestra se obtiene cuando $T_{IS} << T^{I}_{1r}$, ya que así se puede dar la transferencia de polarización antes de que los protones hayan comenzado a relajarse. Esto depende, evidentemente, de los carbonos presentes en la muestra. Por ejemplo, es prácticamente imposible conseguir resultados cuantitativos con muestras ricas en carbono o ricas en grupos metilos. En el primer caso no hay protones unidos y en el segundo hemos de considerar que los grupos metilo tienen una gran movilidad y su T^{I}_{1r} es muy pequeño. De hecho podemos tener situaciones con $T_{IS} < T^{I}_{1r}$, e incluso con $T_{IS} = T^{I}_{1r}$ o $T_{IS} > T^{I}_{1r}$ (Cook, 2004).

Hemos visto que el tiempo de contacto es uno de los parámetros clave para conseguir los mejores espectros posibles con una muestra determinada. La naturaleza de nuestra muestra concreta es la que es y no se puede cambiar (otra opción es hacer un fraccionamiento o una extracción), por tanto, hemos de realizar experimentos a diferentes tiempos de contacto para encontrar el valor óptimo para conseguir la máxima señal para todos los tipos de carbonos presentes en la muestra (Dria et al., 2002). Esto que puede verse como un problema, también puede ser útil para reconocer qué tipos de carbonos tenemos en una muestra. Por ejemplo, los metilos, que tienen protones que relajan muy rápidamente debido a su movilidad (aunque se podría pensar que un carbono de un metilo tiene tres protones unidos y estaríamos en las mejores condiciones para el experimento de CP) pueden ser detectados en nuestra muestra dejando tiempos cortos de excitación para los protones. Estos grupos metilo pueden ser muy importantes en muestras de compost, pues están presentes en moléculas muy estables y resistentes a la degradación durante el proceso de compostaje, como son las cutinas y suberinas.

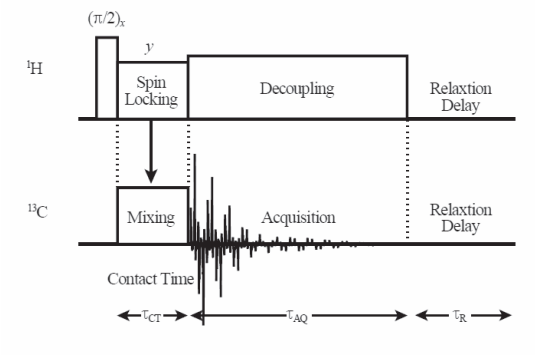


Figura 2. Esquema de un experimento típico de CP-MAS ^{13}C-NMR, donde se detallan las diferentes fases del experimento.

Cuestiones prácticas en los experimentos de CP-MAS ^{13}C-NMR para conseguir los mejores resultados.

Un aspecto importante antes de iniciar el experimento de resonancia magnética nuclear es la preparación de la muestra (Conte et al., 2004). Hemos de tener en cuenta que los rotores son muy pequeños (**Figura 3**), por lo que la muestra ha de estar muy finamente molida para poder empaquetarla bien. Se han detectado distorsiones en los espectros debido al giro y el mal empaquetado de las muestras. Por supuesto, la limpieza después de la medida también es muy importante y hay que ser muy cuidadoso en este paso.

Una vez llenado el rotor se procedería al experimento de CP-MAS ^{13}C-NMR propiamente dicho. Lo primero sería buscar las condiciones óptimas para nuestra muestra. Uno de los parámetros a optimizar es el tiempo de contacto, por lo que procederíamos a realizar experimentos variando este parámetro. El tiempo de contacto se varía entre 0 y 15 ms (Dria et al., 2002). Normalmente los valores óptimos oscilan, para muestras de MO, entre 1 y 1,5 ms.

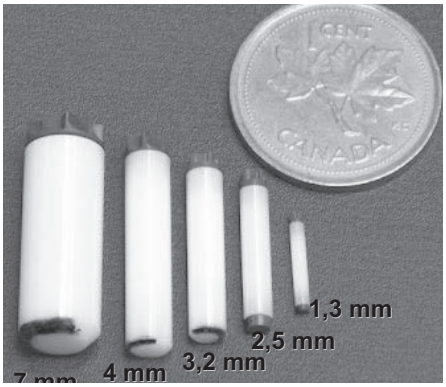


Figura 3. Diferentes rotores empleados en experimentos de CP-MAS ^{13}C-NMR. Los rotores suelen estar fabricados con óxido de zirconio.

Para poder estimar el tiempo de contacto óptimo, hemos de dividir el espectro en diferentes regiones que son generadas por diversas especies de carbono presentes en la muestra. Estas regiones se recogen en la siguiente figura (**Figura 4**).

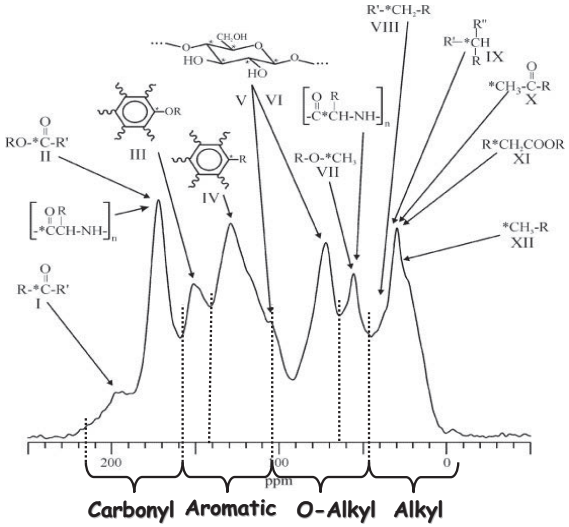


Figura 4. Espectro típico de MO natural, donde se pueden observar las diferentes regiones en las que podemos dividir el espectro.

El objetivo del presente trabajo es estudiar la transformación de la MO durante un proceso de compostaje utilizando un método no destructivo y que nos aporta una gran cantidad de información como es la CP-MAS ^{13}C-NMR, explicando así mismo, algunas cuestiones prácticas relacionadas con la técnica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características de los compost utilizados

En este experimento se estudiaron dos compost elaborados con residuos de la industria vinícola y alcoholera y residuos ganaderos. En ambas mezclas se utilizó orujo desalcoholizado (OD), mezclado con estiércol vacuno (EV) y gallinaza (G), respectivamente. El orujo desalcoholizado procedía de una alcoholera situada en Villarrobledo (Albacete); el estiércol vacuno fue obtenido en una granja de vacuno con una productividad de 35.000 cabezas por año situada en Santomera (Murcia), mientras que la gallinaza procedía de una granja avícola con una productividad de 30.000-40.000 gallinas ponedoras, situada en Orihuela (Alicante). La composición de las pilas de compostaje respecto a peso fresco (peso seco entre corchetes) fue la siguiente:

- P1: 70% OD + 30% EV [80:20]

- P2: 70% OD + 30% G [79:21]

Las mezclas, de aproximadamente 1800 kg, se elaboraron en la planta piloto de compostaje de la EPSO (Universidad Miguel Hernández), formando pilas trapezoidales (1,5 m de alto con una base de 2 x 3 m).

El sistema de compostaje utilizado fue el de pila estática con aireación forzada y control de la temperatura (sistema Rutgers) (Finstein et al., 1985). En este sistema, la aireación era suministrada por la base de la pila mediante tres tubos de PVC de 3 m de longitud y 12 cm de diámetro. La aireación se realizó durante 30 s cada 30 min, utilizando el valor de 55ºC como temperatura límite para una ventilación continua. Las pilas se voltearon una vez a lo largo del proceso, a los 92 y a los 144 días para las pilas P1 y P2, respectivamente, cuando la temperatura empezó a descender, para mejorar la homogeneidad de las mezclas y el desarrollo del proceso. Cuando la temperatura de las pilas fue próxima a la ambiental, se consideró que la fase bio-oxidativa del proceso de compostaje había finalizado y a partir de entonces, las pilas se dejaron madurar durante dos meses. La humedad de las pilas se mantuvo por encima del 40%, añadiendo la cantidad necesaria de agua. A lo largo del proceso se realizaron varios muestreos, tomando material en varios puntos de la pila, a diferentes alturas y profundidades, de modo que fuesen representativas del conjunto en el momento del muestreo.

Preparación de las muestras y espectroscopia de CPMAS ^{13}C-NMR

Las muestras se secaron al aire y se molieron con un molinillo. Posteriormente, se molieron con un mortero de bolas de ágata y se pasaron a través de una malla de 0.125 mm de luz. Los experimentos de resonancia magnética nuclear de polarización cruzada y giro al ángulo mágico (Cross-Polarization Magic Angle Spinning Carbon-13 Nuclear Magnetic Resonante, CPMAS ^{13}C-NMR) se realizaron en un equipo BRUKER AVANCE DRX500 operando a 125.75 MHz para ^{13}C. Las muestras se empaquetaron en un rotor de óxido de zirconio de 4 mm de diámetro con tampones de Kel-F y se giraron a 10000 ± 100 Hz. El tiempo óptimo de contacto en los experimentos CP-MAS fue de 1,0 ms. Se adquirieron entre 2000 y 5000 barridos por muestra, con un tiempo entre barridos de 1,5 s. Los espectros se procesaron con un LB (line broadening) de 50 Hz. Los experimentos de “dipolar dephasing” (DD) fueron realizados con un tiempo de desacoplamiento de 45 µs entre la polarización cruzada y la adquisición de datos (Preston, 2001). La distribución especial en el rango de desplazamientos químicos del carbono se calcularon mediante integración de la señal en siete regiones: carbonilo (210-165 ppm), O-aromático (165-145 ppm), aromático (145-110 ppm), O_2-alquilo (110-95 ppm), O-alquilo (95-60 ppm), N-alquilo/metoxilo (60-45 ppm), y alquilo (45 a -10 ppm) (Bladock y Smernik, 2002). Esto solo indica el tipo de C mayoritario en cada región.

Un punto importante antes de iniciar el estudio mediante RMN de los procesos de transformación de la MO durante el compostaje consiste en optimizar todo el experimento para obtener el máximo posible de información (Martínez-Sabater et al., 2009). Para ello, se realizaron diferentes experimentos variando el tiempo de contacto entre 0 y 10 ms, obteniendo 1.0 ms como valor óptimo para estas muestras. Normalmente, las muestras de MO, tanto de compost como de suelo, suelen mostrar valores de tiempo de contacto entre 1,0 y 1,5 ms (Dria et al., 2002).

Sin embargo, incluso en estas condiciones óptimas, no se puede tener la certeza de estar obteniendo una señal que corresponda a toda la MO presente en la muestra. Para saber qué porcentaje de MO se está registrando debe utilizarse un patrón. Los patrones internos son difíciles de utilizar con este tipo de muestras, por lo que se suele tender a utilizar algún patrón que tenga una estructura simple y conocida que proporcione señales claras y fácilmente integrables, como el aminoácido glicina, utilizado en este experimento. El método para poder saber hasta que punto se puede considerar cuantitativo el espectro de resonancia magnética nuclear se denomina “spin counting”. Los cálculos de “spin counting” fueron realizados con el método descrito en Smernik y Oades (2000). El porcentaje de potencial señal de ^{13}C NMR que puede ser observada (C_{obs}) estuvo entre el 60–66%. La mayor fuente de error se encuentra en la dificultad para delimitar con precisión las integrales en el espectro de RMN. Para ello, se llevaron a cabo medidas por duplicado de muestras de glicina y de muestras al inicio y al final del compostaje,

observando que el error en el cálculo de la intensidad total estaba en ± 5% para experimentos de CP y de ± 10% para los espectro de "dipolar dephasing" (DD). La mayor fuente de error en estos espectros entra en la baja relación señal/ruido (S/N), ya que los valores de C_{obs} son función de dos intensidades espectrales (muestra y estándar). Los errores finales estimados serían de ± 10% en C_{obs} -CP-MAS y ± 15% en C_{obs} -DD.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los espectros que se obtuvieron para las muestras de compost son los mostrados en las **Figuras 5** y **6**. El espectro CP-MAS ^{13}C-NMR muestra una serie de picos más intensos centrados en los siguientes desplazamientos químicos: 173, 153, 145, 130, 118, 105, 72, 63, 57, 33 y 30 ppm, con un hombro alrededor de 25 ppm, que puede ser asignado a grupos acetil metil de hemicelulosa. Este pico también aparece en los espectros de DD (**Figura 7**), lo que indica la presencia de grupos metilo en cadenas alquílicas. Los picos a 33 y 30 ppm corresponden a carbonos metileno en cadenas alquílicas, probablemente de cutina y suberina y de polipéptidos. La principal diferencia entre estos grupos está en la movilidad elevada, y por tanto en la fortaleza o debilidad del acoplamiento protón-carbono. El grupo metilo presenta una elevada movilidad, lo que lleva a un acoplamiento débil. Como consecuencia, el pico aparece en el espectro DD a 30 ppm. Por el contrario, los grupos metileno (33 ppm) tienen un acoplamiento fuerte y desaparece la señal en el espectro DD.

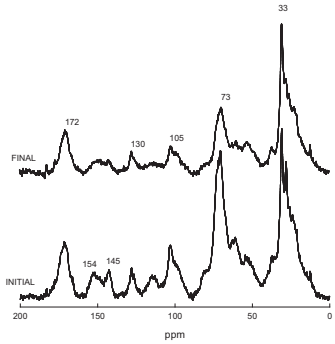


Figura 5. Espectro de CPMAS ^{13}C NMR de compost fresco y maduro pila 1 (orujo desalcoholizado + estiércol de vaca).

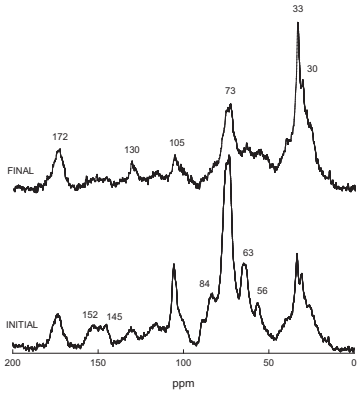


Figura 6. Espectro de CPMAS ^{13}C NMR de compost fresco y maduro pila 2 (orujo desalcoholizado + gallinaza).

El pico que aparece alrededor de 56 ppm se asigna a grupos O-CH_3 de lignina (grupos metoxifenol de alcoholes coniferol y sinapílico) y de hemicelulosa (ácido glucorónico en xilano) (*16*), y a C_α en polipéptidos (*32*) (**Figuras 5, 6 y 7**). La pérdida de señal en el espectro DD confirma esta asignación, pues los C_α están fuertemente acoplados con el protón. El pico a 65 ppm se atribuye a componentes cristalinos de C6 de hexosa o C5 de pentosa (Mathers et al., 2003).

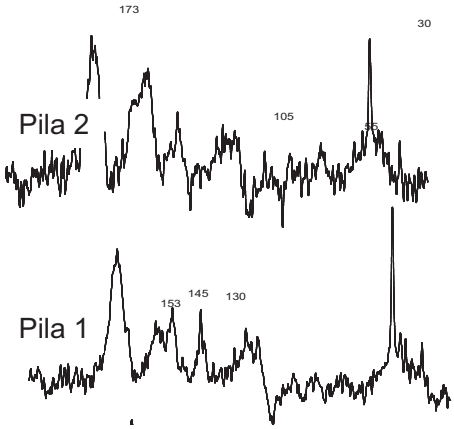


Figura 7. Espectro de DD (Dipolar dephasing) ^{13}C NMR de compost fresco para la pila 1 (orujo desalcoholizado + estiércol de vaca); y para la pila 2 (orujo desalcoholizado + gallinaza).

Las señales alrededor de 72 y 74 ppm son debidas a C2, C3, y C5 de celulosa y hemicelulosa. Picos alrededor de 83 y 88 ppm son debidos a componentes no-cristalinos y cristalinos de C4 y el pico centrado alrededor de 105 ppm al C1 anomérico de glucosa en carbohidratos (Veeken et al., 2001). Este pico también puede ser asignado a diferentes tipos de lignina. El C2 en guayaquil y siringuil en estructuras de lignina y C6 en unidades de siringuil. Este pico también se atribuye a carbonos cuaternarios aromáticos de taninos. Un pico en esta región aparece en el espectro DD para la pila 1, pero no para la pila 2. Esto podría estar indicando que el pico se debería a la presencia de taninos.

La región del espectro entre 110 y 170 ppm puede dividirse en dos subregiones. En la primera región entre 110 y 140 ppm encontraríamos los C aromáticos sin sustituir y los sustituidos (Veeken et al., 2001). La segunda región entre 140 y 160 ppm se asigna a C aromáticos unidos a O o N. En la primera región encontramos picos bien definidos a 115 y 130 ppm. El pico alrededor de 115 ppm se asigna a C *orto* o *para* respecto al oxígeno de lignina o en derivados de lignina. (Veeken et al., 2001). El pico alrededor de 130 ppm es característico de C aromático sin sustituir, incluyendo a C1 cuaternarios de unidades de siringuil y guayaquil de lignina (Inbar et al., 1989). En la segunda subregión se encuentra un pico centrado a 145 ppm que se atribuye a metoxi o hidroxi en C fenílico (Inbar et al., 1989; Veeken et al., 2001). El pico en 155 ppm se asigna a C con sustituyentes con oxígeno, incluyendo grupos C-OCH_3 and C-OH (Kögel-Knabner, 2002) Este pico también puede ser asignado a carbonos C4 de unidades de guayaquil implicadas en uniones C_β entre ligninas adyacentes. Finalmente, encontramos un pico centrado en 172 ppm, que se asigna a carbones carbonil/carboxil de ésteres y grupos amida (Inbar et al., 1989; Kögel-Knabner, 2002). Probablemente con una importante contribución de aminoácidos.

Como conclusión, podemos considerar que la técnica de CP-MAS ^{13}C-NMR permite una buena caracterización de la materia orgánica presente en una muestra de compost. Adicionalmente, presenta

la enorme ventaja de que se puede trabajar con la muestra completa, sin pretratamientos químicos ni extracciones (sólo es necesario que la muestra esté finamente molida). Además, se puede seguir la evolución y transformación de la MO durante el compostaje, pues la intensidad de los diferentes picos va a modificarse durante el proceso de transformación de la materia orgánica durante dicho proceso. Normalmente, el hecho general más importante en procesos de compostaje es la disminución en el contenido en carbohidratos que sufre la pila durante el proceso. Por otro lado, se produce un fenómeno de concentración de los materiales alifáticos más resistentes a la degradación. Sin embargo, todavía queda mucho camino por hacer para conseguir que la metodología de CP-MAS ^{13}C-NMR esté al alcance de los grupos de investigación y se vuelva una técnica rutinaria. Por suerte, existen bastantes grupos, a nivel mundial, que están trabajando en el desarrollo de nuevos experimentos de RMN de sólidos que permitan una mejor caracterización de la muestra.

BIBLIOGRAFÍA

Almendros, G., Dorado, J., Gonzáles-Vila, F. J., Blanco M. J., Lankes. U. 2000. 13C NMR assessment of decomposition patterns during composting of forest and shrub biomass. Soil Biol. Biochem. 32: 793-804.

Baldock J. A., Smernik, R. J. 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally, altered Pinus resinosa (Red Pine) wood. Org. Geochem. 33: 1093-1109.

Baldock, A., Oades, J. M., Nelson, P. N., Skene, T. M.; Golchin A., Clarke, P. 1997. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state C-13 NMR spectroscopy. Aust. J. Soil Res. 35: 1061-1083.

Conte, P., Spaccini, R. and Piccolo, A. 2004. State of the art of CPMAS 13C-NMR spectroscopy applied to natural organic matter. Prog. Nucl. Magn. Reson. Spectrosc. 44: 215–223.

Cook, R.L. 2004. Coupling NMR to NOM. Anal. Bioanal. Chem. 378: 1484–1503.

Dria, K.J., Sachleben, J.R. Hatcher, P.G. 2002. Solid-State Carbon-13 Nuclear Magnetic Resonance of Humic Acids at High Magnetic Field Strengths. J. Environ. Qual. 31: 393-401.

Finstein, M. S., Miller, F. C., Mac Gregor, S. T.; Psariamos, K. M. 1985. The Rutgers strategy for composting: process design and control. EPA Project Summary (EPA 600/S2-85/059), US Environmetal Protection Agency, Washington, DC.

Gómez, X., Diaz, M. C., Cooper, M.; Blanco, D.; Morán, A.; Snape, C. E. 2007. Study of biological stabilization processes of cattle and poultry manure by thermogravimetric analysis and C-13 NMR. Chemosphere 68: 1889-1897.

Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y. 1991. Carbon-13 CPMAS NMR and FTIR spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of solid wastes from wineries. Soil Sci. 152: 272-282.

Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y. 1989. Solid state carbon 13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. Soil Sci. Soc. Am. J. 53: 1695-1701.

Keeler, C., Kelly, E. F., Maciel, G. E. 2006. Chemical–structural information from solid-state 13C NMR studies of a suite of humic materials from a lower montane forest soil, Colorado, USA. Geoderma 130: 124-140.

Kögel-Knabner, I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. Soil Biol. Biochem. 34: 139-162.

Martínez-Sabater, E., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., El-Khattabi, M., Moral, R., Lorenzo, E., Paredes, C., Gálvez, L., Jordá, J. 2009. Study of the Evolution of Organic Matter during Composting of Winery and Distillery Residues by Classical and Chemometric Analysis. J. Agri. Food Chem. 57: 9613-9623.

Mathers, N. J., Xu, Z., Blumfield, T. J., Berners-Price S. J., Saffigna, P. G. 2003. Composition and quality of harvest residues and soil organic matter under windrow residue management in young hoop pine plantations as revealed by solid-state 13C NMR spectroscopy. For. Ecol. Manag. 175: 467-488.

Nelson, P. N.; Baldock, J. A. 2005. Estimating the molecular composition of a diverse range of natural organic materials from solid-state ^{13}C NMR and elemental analyses. Biogeochemistry 72: 1-34.

Preston, C. 1996. Applications of NMR to soil organic matter analysis: history and prospects. Soil Sci. 161: 144-166.

Preston, C. M. 2001. Carbon-13 solid-state NMR of soil organic matter-using the technique effectively. Can. J. Soil Sci. 81: 255-270.

Smernick, R. J. and Oades, J. M. 2000. The use of spin counting for determining quantitation in solid state ^{13}C NMR spectra of natural organic matter. 2. HF-treated soil fractions. Geoderma 96: 159-171.

Veeken, A. H. M., Adani, F., Nierop, K. G. J., de Jager, P. A., Hamelers. H. V. M. 2001. Degradation of biomacromolecules during high-rate composting of wheat straw-amended feces. J. Environ. Qual. 30: 1675-1684.

LA CALIDAD EN EL COMPOSTAJE DOMÉSTICO EN GALICIA

Vázquez, M.A.; de la Varga, D.; Soto, M.*

Grupo Enxeñaría Química e Ambiental, Dpto. Química Física e Enxeñaría Química I. Universidade da Coruña, Facultade de Ciencias. Rúa da Fraga nº 10, 15008 A Coruña. Galiza, España.

**Correo electrónico: m.soto@udc.es*

Resumen

En un estudio anterior se realizó el seguimiento de la eficiencia y la calidad del compost en programas de compostaje doméstico en dos ayuntamientos gallegos: Ordes y Carballo (da Silva et al., 2011). En una segunda edición, este estudio se amplió a cuatro ayuntamientos: Oroso, A Laracha, Camariñas y Vilasantar. En esta comunicación se presentan los resultados alcanzados en este nuevo estudio.

La operación y manejo de los compostadores (compostadores domésticos de 350 litros de capacidad) es en general correcta, ya que se obtiene un bajo porcentaje de impropios (menor del 0,25%), y un bajo contenido en metales pesados en la mayoría de las muestras. Ambos factores son indicativos de una excelente separación de residuos en el origen. Excepto en el caso de tres muestras muy contaminadas (8% de total), los valores medios de los diferentes metales pesados se sitúa por debajo de los límites máximos correspondientes a la Clase A del RD 824/2005, y los valores de muestras individuales siempre por debajo de los máximos correspondientes a la Clase B, por lo que estas enmiendas pueden considerarse completamente compatibles con su uso agrícola. La presencia de muestras con elevada contaminación no se puede achacar a la práctica del compostaje doméstico, sino que se trata de una contaminación ya presente en el ámbito de la vivienda o de la explotación, de tal forma que la promoción del compostaje doméstico se muestra como una oportunidad para erradicar situaciones de este tipo, a través de las tareas de sensibilización y educación ambiental que lo acompañan.

Por otra banda, la humedad registrada en las muestras de compost resultó elevada en ocasiones (el 40% de las muestras tenían una humedad superior al 70%). La relación C/N se situó en el rango de 10-13 para los compost de los ayuntamientos de Oroso, A Laracha y Vilasantar, y fue más elevada (media 17±6) en el caso de Camariñas. En conjunto (n=36), el contenido en nutrientes fue del 1,65±0,88% N, 1,39±0,97% P_2O_5 y del 3,04±1,97% K_2O. Desde el punto de vista de la eficiencia en la captación de residuos orgánicos, se observó una reducción de 13,3 puntos porcentuales en el contenido en materia orgánica en los contenedores de recogida (disminuyó del 45,3% al 32,0%) en las áreas de estudio en las que aproximadamente la mitad de las viviendas fueron dotadas de compostadores. La reducción de la cantidad de materia orgánica depositada en los contenedores fue del 43%, por lo que se confirma una elevada eficiencia en el uso de los compostadores.

Palabras clave: Compostaje doméstico, residuos orgánicos, reciclaje en áreas rurales

INTRODUCCIÓN

En Galicia, el compostaje no ha gozado de promoción en las últimas décadas, con alguna excepción de ámbito reducido. A comienzos de los años noventa se instaló la primera planta de de compostaje en la comarca de Ferrol que a penas ha logrado funcionar durante un año (Varela, et al., 1994). Problemas logísticos derivados de la no consideración inicial de recogida selectiva junto a los intereses del proyecto autonómico de 1992, de incineración del 100% de los residuos, han hecho naufragar esta primera apuesta.

Sin embargo, el proyecto incinerador no consiguió arrancar hasta finales de la década, y a partir de 1995 han aparecido nuevos proyectos de compostaje, que se verían impulsados por el derrumbamiento del vertedero de Bens en setiembre de 1996 (VV.AA., 1998; Soto y de Vega, 2001). Así, en 1998 se configuraban cinco ámbitos diferentes en los que se adoptaban planes de reciclaje y compostaje. Uno de ellos, el proyecto de la Illa de Arousa constituyó una actuación pionera en compostaje doméstico. Así mismo, en 2006, la Sociedade Galega do Medio Ambiente (SOGAMA) ha anunciado un cambio de objetivos a favor del compostaje (Álvarez, 2006).

El compostaje doméstico, o compostaje casero, presenta un gran potencial para la gestión sostenible de los residuos orgánicos generados en el hogar, el jardín y la huerta. En el caso gallego, un porcentaje muy considerable de la población dispone de las condiciones necesarias para resolver de esta forma el tratamiento de ese tipo de residuos. De esta alternativa, correctamente gestionada y llevada a cabo, se derivan beneficios económicos y ambientales importantes: las personas o familias usuarias pueden verse beneficiadas de una reducción en la tasa del servicio de gestión de los residuos, al tiempo que obtienen un material fertilizante (o compost) de excelente calidad para el jardín o la huerta; los ayuntamientos y otras entidades implicadas verán reducidos los costes de recogida y tratamiento de los residuos, un servicio que comienza a generalizarse en el rural y que por lo general va acompañado de un déficit para las arcas públicas. Desde el punto de vista ambiental, la ausencia de recogida, transporte y tratamiento de estos residuos implica un claro beneficio por la reducción de todo tipo de impactos, al que se suma el ahorro en fertilizantes de otras procedencias.

El destino del compost doméstico es siempre la huerta o el jardín familiar. En este sentido, este producto no está acogido a normas de calidad de obligado cumplimiento. Pero es obvio que la calidad del compost doméstico tiene una gran importancia ambiental y sanitaria, para sus usuarios particulares, y para la sociedad en general. Uno de los aspectos determinantes de esta calidad es la composición química y el grado de contaminación por metales pesados, aspecto que se encuentra regulado para los compost de planta, para las enmiendas orgánicas y para su uso en actividades agrícolas. Por tanto, determinar la calidad del compost producido en los programas municipales de compostaje doméstico es un objetivo importante y constituye uno de los objetivos de esta investigación. Otros aspectos de la calidad del compost son su estabilidad y el poder fertilizante.

Por lo general, la mayoría de los programas de compostaje doméstico optaron por la entrega de compostadores a las personas que voluntariamente los solicitaron. La dispersión de las viviendas acogidas a este tipo de programas en contextos en los que el compostaje doméstico es minoritario no permite una valoración global real de su incidencia sobre la entrega de residuos orgánicos en los contenedores de residuos disponibles en el área.

En el presente programa de compostaje se ha pretendido dotar a determinadas áreas rurales de un elevado porcentaje de viviendas con compostaje doméstico. En aquellas áreas en las que la casi totalidad de la población haga uso del compostaje doméstico, el contenido en residuos orgánicos en los contenedores de basura debería decaer fuertemente, hasta el punto de poder gestionar un único contenedor de residuos como si se tratase de un contenedor para la fracción seca. Si esta alternativa se consolida, los costes de recogida, transporte y tratamiento de la basura en las áreas del rural se verían fuertemente reducidos.

Por todo esto, es importante determinar la incidencia de los programas de compostaje doméstico en la cantidad de residuos orgánicos recogidos. Además, es conveniente que en estas áreas no exista más que un único contenedor para la recogida de los residuos (excepto vidrio y papel), situación que aún se da en la mayor parte del ámbito rural disperso.

Con este objetivo, la UDC ya llevó a cabo entre 2008 y 2009 un *"Estudo da calidade do compost e da eficiencia da compostaxe doméstica en tres concellos galegos"*, como encargo realizado por la Sociedade Galega de Medio Ambiente (SOGAMA). La eficiencia del compostaje doméstico se determinó de aquella en dos de los ayuntamientos acogidos al programa de compostaje: Ordes y Carballo. El estudio se amplió en 2009-2010 a cuatro nuevos ayuntamientos gallegos. La eficiencia de los programas de compostaje se evaluó en tres de los ayuntamientos inicialmente previstos (Oroso, A Laracha y Camariñas), y la calidad del compost en cuatro, sumando el ayuntamiento de Vilasantar a los tres anteriores. Financiado por la Deputación de A Coruña, este nuevo programa ha sido llevado a cabo por SOGMA, con la participación, en el plano educativo, de la Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza (ADEGA), correspondiendo a la UDC el estudio de la eficiencia del proceso y la calidad del compost.

Los objetivos y actividades del presente estudio fueron las siguientes:

- Realización de caracterizaciones y análisis (composición de la basura por tipo de materiales) en contenedores de basura pertenecientes a ámbitos definidos de aplicación intensiva del programa de compostaje.

- Determinaciones analíticas de metales pesados en muestras de compost procedentes del compostaje doméstico.

- Valoración del seguimiento *in situ* y/o en laboratorio de diversos parámetros (temperatura, apariencia, humedad, presencia de materiales impropios) durante la aplicación del programa de compostaje doméstico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Determinación de la eficiencia del compostaje doméstico en la gestión de los residuos orgánicos del hogar

En la mencionada experiencia de 2008-2009, se realizaron tres caracterizaciones (al comienzo, por el medio, y al final de la experiencia) en contenedores de cada uno de los ámbitos de aplicación concentrado del compostaje doméstico, con el objetivo de conocer la situación de partida y su variación y evolución tras implantar el programa de autocompostaje.

En el nuevo proyecto se decidió realizar una campaña doble antes de las implantaciones de los programas, y otra campaña doble después de su implantación. Esto se ha debido al hecho de que era necesario ganar precisión en la definición tanto de la situación previa como posterior, realizando la caracterización por duplicado en ambos casos. Por otra parte, la caracterización intermedia se consideró de poca valía, ya que el ritmo de implantación del compostaje doméstico era en parte imprevisible y no aportaba información de interés sobre la evolución temporal.

Se previó que cada campaña de caracterizaciones incluyera alrededor de unos 10 contenedores en cada una de las áreas de estudio, aproximadamente. Así mismo, con el objetivo de evitar interferencias estacionales, se previó realizar las campañas relativas a la situación previa y a la situación posterior distanciadas entre si en un año, es decir, en la misma estación anual. Las muestras de compost procedentes de los compostadores familiares, se recogieron tras al menos 4 meses desde el inicio del proceso de compostaje. Se seleccionaron muestras procedentes de los compostadores domésticos en uso en viviendas de los Ayuntamientos de Oroso, A Laracha, Camariñas y Vilasantar.

En cada contenedor se determinará la composición de la basura, determinando los porcentajes de las siguientes fracciones:

- Materia orgánica o fracción húmeda (compostable)

- Papel+cartón

- Vidrio

- Plástico

- Metales

- Tetrabricks y otros materiales mixtos

- Textil

- Textiles sanitarios

- Residuos domésticos peligrosos

- Madera

- Cerámica y áridos

- Otros

A su vez, en el apartado de materia orgánica se diferenció entre residuos orgánicos de la cocina, de la huerta y del jardín (césped), ya que esto puede dar información relevante.

La eficacia del programa se evaluó en función de la evolución del contenido de materia orgánica en los contenedores de áreas definidas con una mínima dotación en compostadores domésticos, junto con otros parámetros indicadores.

Calidad del compost y del proceso de compostaje

En este estudio se han determinado algunos parámetros operacionales tales como la temperatura y la humedad, el contenido en sólidos volátiles y la relación carbono/nitrógeno (C/N), el contenido en nutrientes, la presencia de materiales impropios y la calidad química del compost. Se emplearon compostadores de la empresa ROTOGAL, modelo 09COMPNE + 09TAPCOMPNE, de 350 L de capacidad, y dimensiones 830x770 mm de base y 1010 mm de alto.

La temperatura se determinó *in situ* mediante una sonda con daga, procurando obtener el valor máximo, mediante 3 determinaciones sucesivas en cada compostador. A continuación se extrajo una muestra de unos 5 litros de compost representativa de la zona de compost más elaborado (zona inferior del compostador), evitando restos frescos. Esta muestra se recogió en un cubo de 10 litros y se mezcló bien, deshaciendo o cortando las bolas y trozos de mayor tamaño, y eliminando los materiales estructurantes

gruesos (tipo restos de maderas o ramas de más de 5 cm). A partir de esta muestra homogeneizada, se recogió una muestra representativa de 0,5 litros que se introdujo en un recipiente hermético de plástico para posteriores análisis en laboratorio.

En los 4,5 litros restantes de la muestra inicial se separaron los materiales definidos como "impropios", que se introdujeron en una bolsa para su pesado en laboratorio. Se consideraron como impropios aquellos materiales presentes en el compost que fueron identificados como materiales no aconsejados para el compostaje en las guías de compostaje empleadas en los programas de compostaje doméstico. Se trata por lo general de materiales no biodegradables. El porcentaje de impropios se obtiene como referencia a esos 5 l de compost, para los que suponemos la misma densidad y humedad que la obtenida en la muestra general a analizar.

El porcentaje de humedad se determinó por secado hasta peso constante (entre 24 y 48 horas) en estufa a unos 90 ºC. El porcentaje en SV se determinó mediante calcinación a 550 ºC de la muestra previamente secada (hasta peso constante, o bien durante un mínimo 4 h).

El análisis de los contenidos en nitrógeno (N), carbono total (C) y carbono orgánico total (COT) se realizó en el *Laboratorio de Análisis Elemental* de los *Servizos de Apoio á Investigación* (SAI, UDC), previo secado y molienda de las muestras. Se realizan determinaciones por duplicado de cada una de las muestras.

El análisis cuantitativo de metales y otros elementos en las muestras de compost se realizó en el laboratorio de ICP-MS (SAI, UDC). Las muestras fueron preparadas pesando 0,5 g de muestra (a partir de una muestra de aproximadamente 100 g, previamente secada y molida para homogeneización), añadiendo 10 ml de HNO_3 cc destilado y calentando hasta 175ºC durante 10 min, según el método US EPA3051. Los resultados para metales pesados son la media y la desviación típica de la medida de dos preparaciones de cada una de las muestras y con n=3 determinaciones.

RESULTADOS

Eficiencia del compostaje doméstico en tres ayuntamientos

La **Tabla 1** presenta un resumen de las caracterizaciones realizadas. En tres de los ayuntamientos (Oroso, A Laracha y Camariñas) se identificaron un total de 10 áreas de seguimiento en las que se analizaron un total de 27 contenedores de basura (fracción resto: contenedor verde). A dos de estas áreas sólo les correspondió un contenedor, y a las restantes 3, excepto un caso de 4 contenedores. Por otra banda, la **Tabla 1** presenta también las cantidades totales de residuos caracterizados en cada una de las campañas, así como el cociente o ratio entre viviendas con compostadores y viviendas totales usuarias de los contenedores caracterizados.

Tabla 1. Contenedores y cantidades totales de residuos caracterizados en cada área de estudio para las dos caracterizaciones realizadas en cada una de las campañas inicial y final (fracción resto).

	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Total
OROSO	Camiño da Presa	As Nogueiras	Vilanova		
Contenedores (n)	3	1	3		7
Ratio compostadores/viviendas	0,61	0,7	0,4		0,55
Inicial (kg)	116,7	67,1	140,7		324,6
Final (kg)	82,8	32,6	141,0		256,4
A LARACHA	Torás	Amboade	Proame	Pereiro	
Contenedores (n)	3	3	3	1	10
Ratio compostadores/viviendas	0,36	0,75	0,8	nd	0,55
Inicial (kg)	195,8	160,5	151,8	34,2	542,3
Final (kg)	98,6	124,1	101,1	30,0	353,9
CAMARIÑAS	Nova-Pedrouzo-Sixto	Estrada Xeral	Estrada Xeral-Comercios		
Contenedores (n)	4	3	3		10
Ratio compostadores/viviendas	0.66	0.75	0.45		0.60
Inicial (kg)	161,4	141,8	95,2		398,4
Final (kg)	178,3	92,4	193,2		463,9
VILASANTAR	Présaras	Foro-Comercios			
Contenedores (n)	5	3			8
Ratio compostadores/viviendas	0,93	0,53			0,70
Inicial (kg)	196,5	173,6			370.1
Final (kg)	nd	nd			nd

En la **Tabla 2** se recoge un resumen de los resultados en cuanto a la variación del porcentaje de materia orgánica en los contenedores verdes, para cada una de las subzonas caracterizadas. La **Tabla 3** presenta las medias obtenidas por zonas y las medias globales. Estas últimas se obtuvieron para todas las subzonas caracterizadas, y también para el conjunto de subzonas con 3 o más contenedores (eliminando en este caso dos subzonas: As Nogueiras en Oroso, y Pereiro en A Laracha).

El porcentaje de materia orgánica en la situación de partida resultó para el conjunto de las áreas de estudio de 46,1% y disminuyó al 34,2% (es decir, 11,9 puntos porcentuales) tras la adopción de los programas de compostaje. Si consideramos sólo las subzonas con tres o más contenedores (que ofrecen una caracterización más fiable), la caída estimada fue de 13,3 puntos porcentuales.

Tabla 2. Porcentaje de materia orgánica presente en la basura recogida en los contenedores verdes antes (inicial) y después (final) de la adopción de los programas de compostaje doméstico y reducción porcentual alcanzada.

	MO (%)	Des. Est	MO (%)	Des. Est	MO (%)	Des. Est	MO (%)	Des. Est
OROSO	Camiño da Presa		As Nogueiras		Vilanova			
Inicial	54,1	7,5	40,6	3,0	57,6	2,3		
Final	32,3	22,4	45,5%	3,8	42,2	4,3		
Reducción	21,8		-4,9		15,4			
A LARACHA	Torás		Amboade		Proame		Pereiro	
Inicial	47,6	16,7	36,1	19,4	31,6	2,2	49,3	3,2
Final	36,0	8,3	29,0	7,1	15,8	10,4	41,4	4,3
Reducción	11,6		7,1		15,8		7,9	
CAMARIÑAS	Nova-Pedrouzo-Sixto		Estrada Xeral		Estrada Xeral-Comercios			
Inicial	53,0	0,3	38,7	37,9	44,0	20,0		
Final	37,7	5,0	26,9	23,5	36,1	13,5		
Reducción	15,3		11,8		7,9			
VILASANTAR	Présaras		Foro-Comercios					
Inicial	67,6	1,08	57,8	8,74				
Final	nd	nd	nd	nd				
Reducción	nd		nd					

Tabla 3. Resultados medios obtenidos por zonas (incluidas todas las subzonas) y medias para subzonas con 3 o más contenedores

	Zonas					Subzonas (n≥3)		
M.O. (%)	OROSO	LARACHA	CAMARIÑAS	Media	Desv. Est.	Media	Desv. Est.	n
Inicial	52,8	39,8	45,7	46,1	6,5	45,3	9,3	8
Final	39,4	28.2	34.9	34,2	5,6	32,0	8,2	8
Reducción	13,4	11,6	10,8	11,9	1,3	13,3	4,8	

La **Figura 1** muestra gráficamente la evolución de la materia orgánica en los contenedores de fracción resto para las ocho subzonas con tres o más contenedores. Un análisis de varianza (ANOVA de un sentido, Statgraphics Plus) indica que el contenido en materia orgánica en los contenedores tras la adopción de los programas es inferior en un grado estatísticamente significativo (F = 8,12, p=0,011) con un nivel de probabilidad del 98.9%. Si excluimos las dos zonas con sólo un contenedor, la probabilidad de diferencias estatísticamente significativas entre la situación anterior y posterior resulta de 99,1% (F = 9,24, p=0,009).

Podemos concluir, por tanto, que en el conjunto de las zonas de estudio se registró una disminución de la materia orgánica en los contenedores verdes de 13 puntos porcentuales, pasando del 45% al

32% tras la adopción de los programas de compostaje. Por subzonas, esta caída varió entre 7 y 22 puntos porcentuales. Teniendo en cuenta la bajada porcentual de materia orgánica en los contenedores y si consideramos constante la generación de residuos diferentes a la materia orgánica entre la caracterización inicial y final, se puede calcular la reducción total en el flujo de materia orgánica a los contenedores, que resulta de un 43%. Aunque la proporción de viviendas dotadas con compostador fue inicialmente del 55-70% (**Tabla 1**), se ha de tener en cuenta que algunas de estas viviendas finalmente no utilizaron el compostador y otras ya disponían de estercolero, por lo que el índice porcentual de viviendas que introdujeron el compostaje de forma nueva y real fue inferior. En este sentido, un 43% de reducción del flujo de residuos orgánicos al contenedor nos informa de una elevada eficiencia en el uso del compostador por parte de aquellas viviendas que se acogieron al programa.

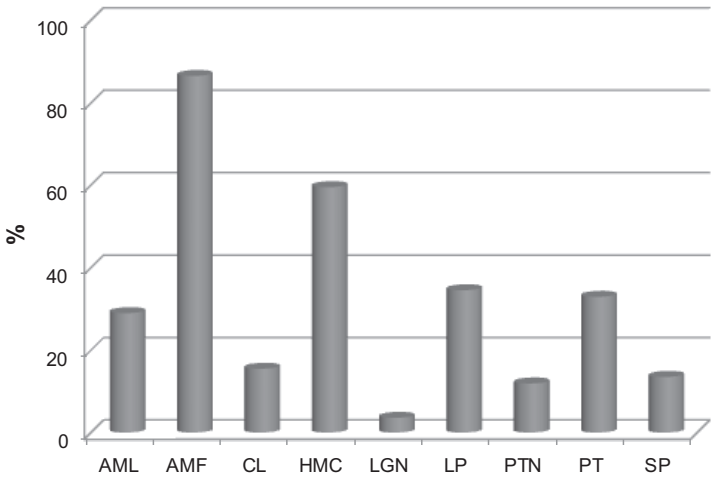


Figura 1. Evolución de la materia orgánica en los contenedores de fracción resto para las ocho subzonas con tres o más contenedores: situación inicial y tras la adopción del programa de compostaje doméstico.

Calidad del compost de compostaje doméstico

Los resultados del estudio de la calidad físico-química del compost se presenta en la **Tabla 4**. La **Figura 2** recoge las concentraciones medias en metales pesados de las muestras analizadas en cada uno de los ámbitos de los cuatro ayuntamientos implicados.

Tabla 4. Características fisicoquímicas de las muestras de compost.

Ayuntamiento	n	Densidad (kg/L)	Humedad (%)	SV (% m.s.)	Impropios (%)	COT (%)	N (%)	C (%)	C/N
Oroso	10	0,82±0,21	69,0±13,6	46,5±22,3	0,10±0,31	21,5±11,2	2,0±1,0	22,5±11,5	11,7±1,9
A Laracha	10	0,83±0,11	69,2±11,6	39,2±14,8	0,48±0,63	18,5±7,9	1,6±0,8	19,6±8,6	13,1±3,4
Camariñas	10	0,65±0,18	67,8±9,6	48,4±20,0	0,25±0,34	22,1±10,3	1,6±0,9	23,4±10,2	16,9±6,4
Vilasantar	6	0,57±0,24	53,6±17,1	31,5±11,7	0,05±0,08	15,6±5,3	1,4±0,8	17,7±4,6	24,1±31,4*

*Media de 11,3±1,6 cuando se excluye una de las muestras.

Los resultados ponen de manifiesto que la operación y manejo de los compostadores es en general correcta, ya que se obtiene un bajo porcentaje de impropios (menos del 0,25%), y un bajo contenido en metales pesados en la mayoría de las muestras, ambos factores indicativos de una excelente separación de residuos en origen.

En los ayuntamientos de Oroso y Camariñas apareció una muestra contaminada en cada uno, mientras que en el ayuntamiento de A Laracha ninguna de las muestras analizadas presentó contaminación apreciable. Excluidas estas dos muestras (de un total de 30), los valores medios de los diferentes metales pesados se sitúan por debajo de los límites máximos correspondientes a la Clase A (límites similares a los fijados para el uso de compost en agricultura ecológica), y los valores de muestras individuales siempre por debajo de los máximos correspondientes a la Clase B (uso agrícola con restricciones), por lo que estas enmiendas pueden considerarse completamente compatibles con este uso.

En el ayuntamiento de Vilasantar, una de las seis muestras analizadas presenta fuerte contaminación. Excluida esta, los valores medios se sitúan próximos a los valores para enmienda tipo A, apareciendo tanto por encima como por debajo, por lo que no se pueden clasificar como enmiendas tipo A. Sin embargo, en todos los casos, la calidad estaría dentro de los requisitos para enmiendas tipo B, no aptas para agricultura ecológica, pero si para uso agrícola convencional.

La muestra contaminada de Camariñas contiene concentraciones más elevadas de Pb y Zn (2 y 5 veces el límite para compost tipo A) y la muestra de Oroso de Cd y Zn (7 y 17 veces tipo A). La muestra más contaminada de Vilasantar presenta concentraciones elevadas en varios metales, que van de 2 a 16 veces el límite para compost tipo A. Aunque estas tres muestras son sólo el 8% del número total de muestras analizadas, son indicativas de la necesidad de sensibilización e información ambiental para la población rural. Solo en el caso de Vilasantar se ha podido comprobar el origen de esta contaminación, identificándose en la quema de maderas tratadas con creosota, cuyas cenizas se estaban añadiendo al compost. También en un estudio previo (da Silva et al., 2011) se ha identificado el uso de hierba manchada con pinturas como causa de la contaminación del compost. Se considera que la presencia de esta contaminación no se debe a la práctica del compostaje doméstico, sino que estaría igualmente presente en el ámbito de la vivienda o la explotación, por lo que la práctica del compostaje debe considerarse como una oportunidad para erradicar situaciones de este tipo.

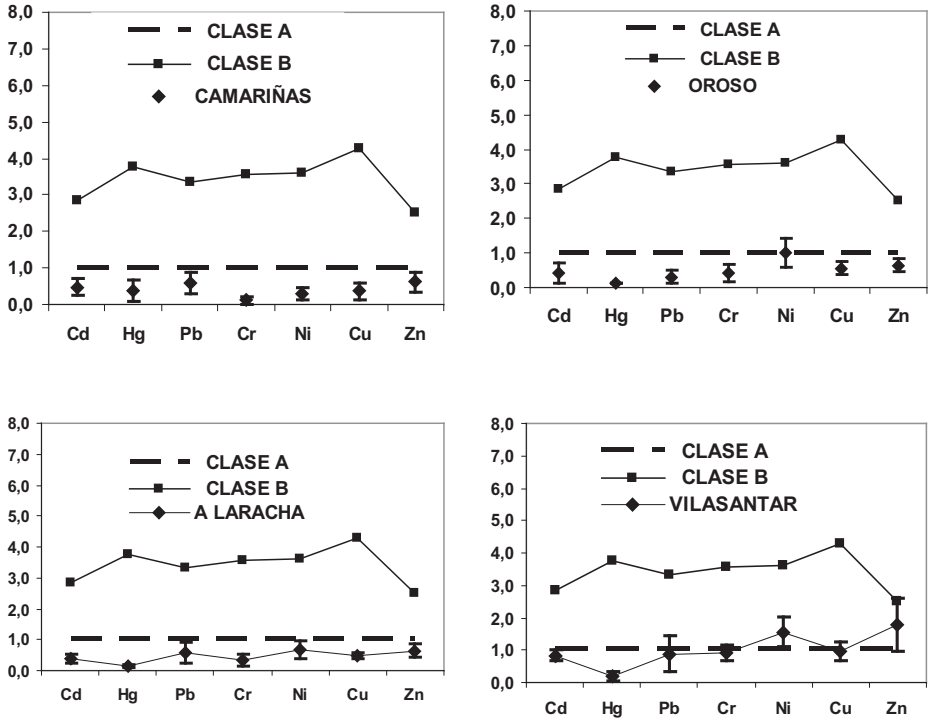


Figura 2. Concentración media de metales pesados en muestras de compost de los cuatro ayuntamientos incluidos en esta experiencia piloto, en valores relativos al límite para Compost Clase A, y comparación con los límites de Clase A (valor relativo =1) y de Clase B. Situación en la que se excluyó una muestra de diez en los casos de Oroso y Camariñas, y una de seis en el caso de Vilasantar. Las muestras excluidas fueron las más contaminadas.

La humedad registrada en las muestras de compost se sitúa entre normal y elevada (el 40% de las muestras tienen una humedad superior al 70%), por lo que se recomienda revisar el drenaje de los compostadores o su protección de las fuertes lluvias.

La relación C/N se sitúa por lo general en el rango de 10-13 para los ayuntamientos de Oroso, A Laracha y Vilasantar. Es indicativa de un proceso avanzado de compostaje y de una buena retención del contenido en nitrógeno, lo que favorece la conservación del nitrógeno como nutriente y garante un elevado valor fertilizante. En el caso de Camariñas, la relación C/N fue más elevada (media 16,9±6,4), indicando un compost aún fresco en el momento de la toma de muestra. Diversos autores hacen uso de la relación C/N como un índice de estabilización de la materia orgánica, considerando que un compost está suficientemente estabilizado cuando la relación C/N (COT/NOT) es inferior a 12 (Iglesias et al., 2008).

Nutrientes en el compost doméstico

Los resultados analíticos relativos al contenido en nutrientes se indican en la **Tabla 5**. En conjunto (n=36) tenemos para el nitrógeno un porcentaje medio de 1,65±0,88%, para el fósforo (expresado coma P_2O_5) y potasio (expresado coma K_2O) los porcentajes medios son de 1,39±0,97% y de 3,04±1,97%, respectivamente.

Los contenidos en nutrientes muestran cantidades medias no muy elevadas pero suficientes en N y P_2O_5, y más elevada en K_2O. Existen marcadas diferencias entre las muestras analizadas, quizás resultado de la variabilidad en la composición de los residuos utilizados. Grandes cantidades de residuos verdes (hierba, restos de hortalizas, restos de fruta) ricos en substancias nutritivas producen un grande aumento del contenido en nitrógeno, fosfato y sobretodo en sal potásica en el compost. Además, la adición de cenizas al compostador altos conduce a un mayor contenidos en P y sobre todo en K. La adición de cenizas a los compostadores es una práctica frecuente.

Tabla 5. Concentración media (%) y coeficiente de variación (%, entre paréntesis) en N, P y K de las muestras de compost.

	Oroso	A Laracha	Camariñas	Vilasantar
n	10	10	10	6
N	1,96 (52,8)	1,59 (50,7)	1,56 (58,5)	1,39 (54,4)
P_2O_5	1,14 (47,6)	1,38 (45,4)	1,11 (71,4)	2,33 (73,5)
K_2O	3,30 (52,3)	3,52 (72,8)	2,72 (63,9)	2,33 (75,6)

CONCLUSIONES

El porcentaje de materia orgánica en la situación de partida resultó para el conjunto de las áreas de estudio de 45,3% y cayó al 32,0% (es decir, 13,3 puntos porcentuales) tras la adopción de los programas de compostaje. Esta cifra equivale a una reducción del 43% en el flujo de residuos orgánicos al contenedor, indicando una elevada eficiencia del compostaje doméstico.

En lo referido a la calidad del compost, los resultados ponen de manifiesto que la operación y manejo de los compostadores es en general correcta, ya que se obtiene un bajo porcentaje de impropios (menos del 0,5%), y un bajo contenido en metales pesados en la mayoría de las muestras, ambos factores indicativos de una excelente separación de residuos en origen.

Excepto en el caso de tres muestras muy contaminadas (8% del total), los valores medios de los diferentes metales pesados se sitúa por debajo de los límites máximos correspondientes a la Clase A, y los valores de muestras individuales siempre por debajo de los máximos correspondientes a la Clase B (uso agrícola con restricciones), por lo que estas enmiendas pueden considerarse completamente compatibles con este uso.

La presencia de muestras con elevada contaminación no se puede achacar a la práctica del compostaje doméstico, sino que se trata de una contaminación ya presente en el ámbito de la vivienda o la explotación, por lo que la práctica del compostaje debe considerarse como una oportunidad para erradicar situaciones de este tipo.

Agradecimiento

El presente trabajo ha contado con financiamiento de la Sociedade Galega do Medio Ambiente (SOGAMA). Los autores agradecen asimismo la colaboración de los representantes municipales y de la asociación ADEGA.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, J. 2006. De “SOGAMA” á Sociedade Galega do Medio Ambiente. *Cerna* 49: 25-27.

Iglesias-Jiménez E., Barral Silva M.T. y Marhuenda Egea F.C. 2007. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En J. Moreno y R. Moral (eds.). Compostaje. Mundi-Prensa, Madrid, pp 243-283.

da Silva, R.; Vázquez, M.A. y Soto, M. 2011. Experiencias de compostaje doméstico en los ayuntamientos de Ordes y Carballo (Galicia). En Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental, J.I. López, M. Navarro y C. Rad (Coords.), 42-52. Universidade de Burgos, Burgos

Soto M. y de Vega A. (Ed.) 2001. Tratamento de residuos sólidos urbanos. Servizo de Publicacións da Universidade da Coruña, A Coruña.

Varela, R.; Pereira, X.; Soto, M. 1994. Os residuos na Galiza: Impacto ambiental e alternativas de tratamento. A Coruña, Bahia Ed.

VV.AA. 1998. A xestión do lixo na Galiza: Os planos comarcais de reciclaxe. Cerna nº 24/25 (suplemento 20 pag.).

REDUCCIÓN DE LA SALINIDAD EN UN COMPOST: ¿LAVADO O MEZCLA?

Illera Vives, M.*[1]; López-Mosquera, M.E.[1]; López Fabal, A.[1]; Salas Sanjuan, C.[2]

[1]Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER), Universidade de Santiago de Compostela, Campus Universitario s/n, 27002 Lugo, España.

[2]Producción Vegetal, Universidad de Almería, Crta. Sacramento s/n, 04120, Almería, España.

**Correo electrónico: marta.illera@usc.es*

RESUMEN

La salinidad es un factor importante a tener en cuenta en los compost que van a ser utilizados como sustrato para cultivos hortícolas. De hecho, es frecuente encontrar una elevada salinidad entre los sustratos elaborados con compost. Existen distintas técnicas para reducir la salinidad, entre las más comunes se encuentran el lavado y la mezcla con otros materiales. Este trabajo evalúa la capacidad de reducción de la salinidad de ambos métodos y su influencia en la germinación, en un compost realizado a base de algas y restos de pescado, que posee una elevada Conductividad Eléctrica (19 $dS.m^{-1}$en extracto de saturación). Para el ensayo de mezcla se fue sustituyendo en el compost volúmenes crecientes de turba (v:v): 100% compost (100C); 75% compost (75C); 50% compost (50C); 25% compost (25C) produciéndose un progresivo descenso de la salinidad (12,99; 11,45; 8,07 $dS.m^{-1}$, respectivamente). Para el ensayo de lavado, se aplicó agua hasta saturar el compost, y se dejó sumergido durante 23 h., transcurrido este tiempo se dejó drenar libremente. Esta operación se realizó 1, 3 y 5 veces obteniendo distintas conductividades eléctricas (10,00; 1,95; 1,25 $dS.m^{-1}$, respectivamente). Para comprobar el efecto que estas técnicas tienen sobre la germinación, se realizó una siembra con lechuga (*Lactuca sativa* L.) y tomate (*Solanum lycopersicum* L.) sobre los distintos materiales obtenidos. Se utilizó 100% turba y 100% compost sin lavar como control. Se comprobó que en todos los casos la germinación se prolongó en el tiempo en relación al tratamiento con turba. Por otro lado, aunque los materiales con mayor CE (75C y 100C) produjeron un marcado descenso en la germinación, en el caso del tomate las mezclas con turba al 25C y 50C obtuvieron una mayor tasa de germinación que los tratamientos de lavado.

Palabras clave: recursos marinos, algas de arribazón, restos de pescado, lechuga, tomate.

INTRODUCCIÓN

El mar provee de una gran cantidad de recursos, uno de ellos son las algas, que arrastradas por las mareas y por acción del viento, llegan a las costas. Aunque las algas tienen una misión ecológica, en ciertas ocasiones pueden suponer un residuo. Este es el caso de las zonas con problemas de eutrofización (Morand y Briand, 1996), o en zonas de marisqueo en donde su acumulación perjudica a los cultivos de bivalvos y en acuicultura (Rodríguez et al., 1987; Niell et al., 1996). Otro recurso proveniente del mar son los restos de pescado que genera la industria pesquera. En este sector se originan a diario gran cantidad de subproductos procedentes de las lonjas de venta de pescado y de las industrias elaboradoras o transformadoras del mismo (conserveras, salas de elaboración de productos de pescado fresco, etc).

En distintas partes del mundo se han realizado experiencias de compostaje de algas (Eyras et al., 1998; Castaldi y Melis, 2002; Vendrame y Moore, 2005; Eyras et al., 2008), así como de restos de pescado (Liao, 1997; Buyuksonmez et al., 2005; MacLeod et al., 2006; Atikpo et al., 2008), considerándose la biotecnología más apropiada, desde el punto de vista económico y ambiental, para su reducción y transformación.

Actualmente, además del tradicional uso de los compost como enmienda del suelo, su uso como sustrato de cultivo está en continuo aumento (Raviv, 2005). La utilización de compost en la elaboración de sustratos tiene un beneficio adicional debido a su posible efecto supresor sobre la aparición de determinadas enfermedades, característica especialmente interesante en cultivos ecológicos, en los que la utilización de productos fitosanitarios de síntesis está totalmente prohibida (Canet y Albiach, 2008). No obstante muchos compost no pueden ser utilizados directamente como sustrato de cultivo debido a su elevada salinidad (Abad et al., 2001; Fornes et al., 2010). Los compost salinos pueden mejorarse por distintas técnicas entre las que destacan el lavado con agua o solución nutritiva, o la mezcla con otros materiales no salinos (Abad et al., 2008).

En este trabajo se presenta la caracterización de un compost elaborado a base de algas y restos de pescado para su utilización como sustrato en producción hortícola. Debido a su elevada conductividad, se estudió la reducción de su salinidad hasta niveles adecuados para su uso como sustrato mediante dos técnicas distintas: el lavado con agua y la mezcla con turba.

MATERIAL Y MÉTODOS

Materiales

El proceso de compostaje se llevó a cabo en el ayuntamiento de Foz (NW España) por el método de compostaje en hileras. Se construyeron tres pilas de 10m3 (2x6x1,5 m), estas estaban compuestas por algas de arribazón, restos de pescado *Trachurus trachurus* (jurel) y corteza de pino (1:1:3 v:v). Debido a que el área de ensayo se encontraba al descubierto y sobre suelo desnudo fue necesario aislar las pilas del suelo mediante unas planchas de goma de 50 mm de grosor, protegerlas de la lluvia recubriéndolas con capas geotextiles impermeables. El proceso de compostaje duró un total de 4 meses. Las pilas fueron aireadas semanalmente durante la fase de mesófila, termófila y de enfriamiento, que se prolongó durante dos meses. Se dejó madurar durante dos meses más, realizándose un volteo cada 15 días. Las características químicas y físicas del material obtenido se pueden observar en las **Tablas 1 y 2** respectivamente.

Métodos

Caracterización compost

La densidad aparente, densidad real y porosidad total se determinaron de acuerdo con la norma europea (UNE-EN 13041:2001/A1:2007), tras la determinación de materia orgánica y cenizas según la UNE-EN 13039 (2001). Los datos para la curva de retención de agua se obtuvieron sometiendo las diferentes muestras a succiones crecientes en una caja de arena (De Boodt et al., 1973). El contenido de las diferentes formas de agua se expresa como porcentaje volumétrico (v/v). El parámetro R, que es el punto en que el contenido de aire y agua en el material son iguales, se obtuvo gráficamente, a partir de la curva de retención de humedad obtenido con los datos anteriores (De Boodt et al., 1973; Felipó et al., 1979).

La humedad del compost se determinó por secado a 105 ºC hasta peso constante. El carbono y nitrógeno se determinaron en un autoanalizador Leco TrusPec CHNS. Tras la digestión ácida con H_2SO_4 y H_2O_2 al 30% (Sheard et al., 1967), Ca, Mg, Fe, Mn, Zn se determinaron por absorción atómica, y Na y K por emisión. Para la determinación de las concentraciones totales de Cd, Cu, Cr, Ni y Pb las muestras fueron sometidas a digestión asistida por microondas con ácido nítrico (ETHOS microondas LabStation 900); las concentraciones en los extractos, se determinaron mediante ICP-OES).

El pH se midió en pasta saturada y la conductividad eléctrica en extracto de saturación. Para la determinación de elementos solubles se realizó un extracto acuoso (sustrato / agua 1:5 v/v) utilizando la norma UNE-EN 13037, 2001 y una extracción con NH_4Cl (Peech, 1947) para la cuantificación de los elementos de cambio. En ambos extractos se determinaron Ca y Mg por absorción atómica, Na y K por emisión, mediante un espectrofotómetro de llama. En el extracto 1:5 además se analizó P por colorimetría (Chapman y Pratt, 1997) y las concentraciones de nitratos y amonio mediante electrodos selectivos. Todos los parámetros fueron determinados por triplicado y los datos mostrados son valores medios.

Reducción de la salinidad

Lavado:

Se depositaron 2200 ml de compost en un maceta troncocónica, que contaba con cinco orificios en su parte inferior para permitir la evacuación de los lixiviados. Este recipiente se colocó sobre otro contenedor de las mismas características pero sin orificios para poder retener el agua durante el tiempo deseado. A cada contenedor se le aplicó el volumen de agua necesario hasta llegar a saturación, manteniendo este estado durante 23h. Transcurrido este tiempo se dejó drenar por gravedad durante 1h. Este proceso se realizó 1, 3 y 5 veces, en función del tratamiento (L1, L3 y L5 respectivamente). Cada tratamiento fue repetido tres veces. Al final de cada tratamiento se midió pH en pasta saturada y CE en extracto de saturación.

Mezcla:

Como material para realizar la mezcla se utilizó una turba comercial cuya caracterización se puede observar en la **Tabla 3**. Para realizar los distintos tratamientos se fue sustituyendo en el compost volúmenes crecientes de turba, resultando las siguientes mezclas (v:v): 100% compost (100C); 75% compost (75C); 50% compost (50C); 25% compost (25C).

Tabla 3. Caracterización turba comercial.

N (mg/L)	200-450
P_2O_5 (mg/L)	200-400
K_2O (mg/L)	300-500
pH (KCl)	5,5-6,5
Da (kg/L)	0,43-0,45
M.O. (%)	80-90
Id. retención de agua (%)	70-85

Datos obtenidos del fabricante

Test de germinación

Para comprobar el efecto que estos procedimientos destinados a atenuar el efecto desfavorable de la salinidad tienen sobre la germinación, se realizó una prueba de germinación con el compost sin tratar, con las distintas mezclas obtenidas y con el compost tras 1, 3 y 5 lavados. Se depositaron 10 semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.) y 9 de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) en pequeños contenedores (3,5 y 4,5 cm de diámetro para lechuga y tomate respectivamente); éstos se llenaron hasta 1,5 cm con cada uno de los materiales a estudiar, utilizando 100% turba como control. Cada tratamiento contaba con tres repeticiones. El riego se realizó regularmente; los contenedores no contaban con ningún sistema de drenaje. A los 5, 7, 9, 11, 13, 15 y 17 días se contabilizó el número de semillas germinadas.

Análisis estadístico

Los datos fueron sometidos a un análisis de la varianza (datos normales). Todos los análisis de llevaron a cabo con el paquete estadístico SPSS (Norusis, 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultado del proceso de compostaje

Tras dos meses y medio de compostaje se obtuvo un producto estable, rico en materia orgánica (80%) y con alto valor nutritivo. Destaca su contenido en N (2,10%), superior a la mayoría de los compost comerciales producidos en climas cálidos, que tienen concentraciones medias de N inferiores a 1,5% (Hadas y Portnoy, 1994). Además cumple con las exigencias para la obtención de la eco-etiqueta para enmiendas de suelo (2006/799/CE, 2006) y excepto por su salinidad, también cumple con las exigencias para la obtención de la eco-etiqueta de sustratos de cultivo (2007/64/CE, 2006).

Las cualidades físicas y químicas del compost se encuentran entre las óptimas o cercanas a las mismas para ser utilizado como sustrato de cultivo (**Tabla 1 y 2**). Las cualidades físicas vienen marcadas por su alta capacidad de aireación (46,09%) y una reducida capacidad de retención de agua (6,42 %). Estas características son manejables mediante una correcta programación del riego. No obstante, la alta conductividad eléctrica que posee (19 $dS.m^{-1}$), puede suponer un elevado perjuicio para los cultivos que se desarrollen en este sustrato. Esta característica que es común en muchos sustratos hechos con materiales orgánicos (Abad et al., 2001), pueden ser reducida mediante distintas técnicas.

Reducción de la salinidad del sustrato

La mayor efectividad en la reducción de la salinidad se obtuvo con la técnica de lavado, obteniendo un descenso del 94%, especialmente en los dos primeros lavados (77,29 y 87,78%) (**Figura 1**). Por su parte el descenso de la salinidad mediante la mezcla, fue menos efectivo llegando a una reducción máxima del 57% cuando el 75% de la mezcla era turba (25C). Este menor rendimiento es posiblemente debido a que la CE de la turba también era algo elevada (3,68 $dS.\ m^{-1}$) ya que se trataba de una turba comercial fertilizada.

Tabla 1. Propiedades químicas del compost.

Parámetro	Valor			Óptimo *	Cationes de cambio (cmol(+).kg^{-1})			
Materia seca (%)	58,02	±	0,86		Ca	12,92	±	0,51
pH pasta sat.	6,61	±	0,04	5,2-6,3	Mg	8,73	±	0,38
C.E. ext. sat. (dS.m^{-1})	18,66	±	2,33	0,75-3,49	Na	17,05	±	0,86
Carbono (%)	48,08	±	0,18		K	8,00	±	0,37
M.O. (%)	83,27	±	7,52	>80%	Elementos totales (%)			
N (%)	2,10	±	0,01		P	0,66	±	0,03
C / N	23	±	0,17	20-40	Ca	1,16	±	0,19
N-nítrico (%)	0,10	±	0,01		Mg	0,27	±	0,01
N-amónico (%)	0,11	±	0,01		Na	0,95	±	0,12
N-ureico (%)	0,01	±	0,00		K	0,67	±	0,01
N-orgánico (%)	1,86	±	0,01					

Elementos solubles en agua (1:5) (mg.L sustrato^{-1})				Metales totales en materia seca (mg.kg^{-1})				Máximo permitido para categoría A **
NH_4^+	478,75	±	23,42	Cd	0,08	±	0,03	0,7
NO_3^-	110,60	±	2,82	Cr	< 0,06			70
PO_4^{3-}	87,00	±	2,84	Cu	5,75	±	0,57	70
K^+	604,23	±	129,38	Fe	785,58	±	28,76	--
Ca^{+2}	36,63	±	10,10	Mn	83,83	±	2,63	--
Mg^{+2}	16,57	±	7,01	Ni	3,23	±	0,45	25
Na^+	924,53	±	184,35	Pb	1,33	±	0,29	45
				Zn	28,46	±	2,60	200

* Abad et al. (1992); Noguera et al. (2003) **RD 865/2010 (BOE, 2010)

Tabla 2. Propiedades físicas del compost.

Parámetro	Valor	Óptimo
Densidad real (kg/L)	1,67±0,06	1,45-2,65*
Densidad aparente (kg/L)	0,23±0,01	<0,4*
Porosidad total (%)	86,42±0,82	>85%*
Capacidad de aireación (%)	46,09±3,67	20-30*
Agua fácilmente disponible (%)	6,42±1,31	20-30*
Agua de reserva (%)	1,69±0,56	4-10*
Agua difícilmente disponible (%)	32,22±0,99	
Agua total disponible (%)	8,11±2,85	24-40*
R	0,80±0,03	1-3

*(Abad et al., 1992; Noguera et al., 2003)

Se pueden definir varios niveles de salinidad aceptables para un sustrato, ya que en función de parámetros como tipo de cultivo, sistema de manejo etc… será admisible una mayor o menor CE. De esta manera la normativa europea para la obtención de la eco-etiqueta en sustratos de cultivo (2007/64/CE, 2006) limita el contenido en sales del sustrato a un valor inferior a 1,5 $dS.m^{-1}$ (en extracto 1:5). Este objetivo se alcanzaría con un solo lavado a saturación del compost estudiado, mientras que utilizando la técnica de la mezcla sería necesaria la sustitución del 75% del compost por turba (25C). No obstante este valor propuesto por la normativa de la eco-etiqueta es superior al sugerido por Noguera et al. (2003) como óptimo, que se sitúa en 3,5 $dS.m^{-1}$ (en extracto de saturación). Este valor es sobradamente alcanzado tras realizar dos lavados a saturación, mientras que no es posible llegar a estos niveles cuando se mezcla con turba (debido nuevamente a que la CE de partida de la turba ya es algo elevada). Aún más restrictivo es el umbral de 0,75-2 $dS.m^{-1}$, propuesto por Burés (1997) para semilleros. Estos valores tan bajos son necesarios ya que las plantas son especialmente sensibles a la salinidad durante las fases iniciales de su crecimiento (Fornes et al., 2010). En el caso estudiado solo el tratamiento 5L alcanza sobradamente el valor óptimo, situándose L3 muy cerca de los 2 $dS.m^{-1}$.

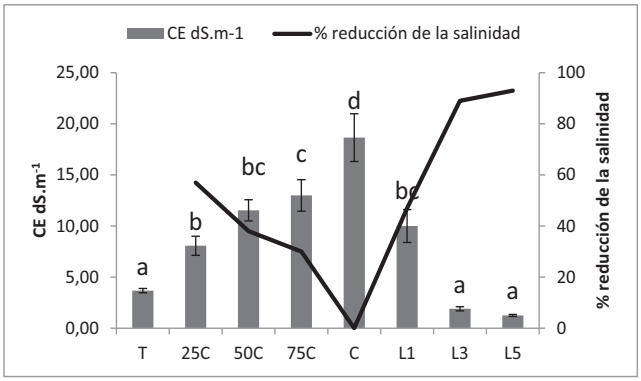


Figura 1. Descenso de la CE por lavado y por mezcla. Columnas con diferentes letras indican diferencias significativas $p \leq 0,05$.

Ensayo de germinación

Una vez reducida la salinidad a través de las distintas técnicas se evaluó la interferencia de cada sustrato en la germinación de dos especies hortícolas, lechuga (*Lactuca sativa* L.) y tomate (*Solanum lycopersicum* L.). Los resultados obtenidos en relación con la turba se muestran la **Figura 2.**

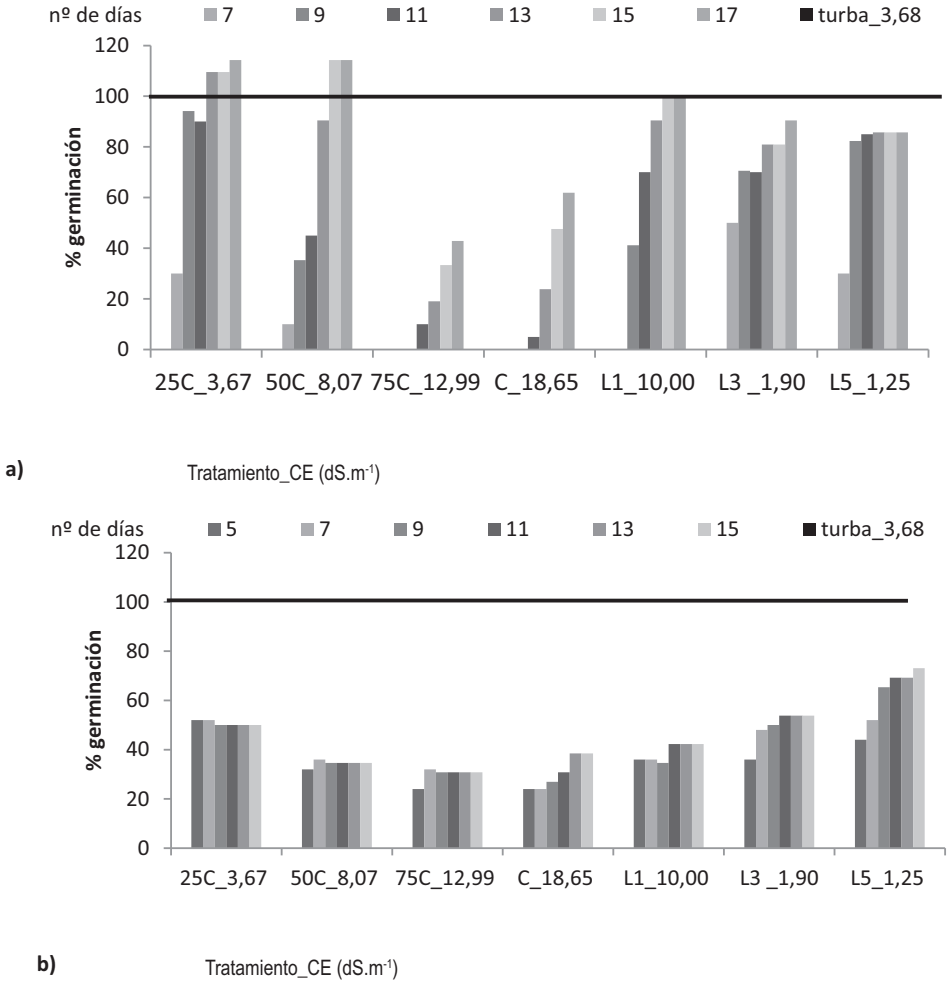


Figura 2. Porcentaje de germinación relativa a la turba: a) Tomate b) Lechuga.

En el caso del tomate la tasa de germinación fue significativamente mayor, en los tratamientos de mezcla (**Tabla 4**), especialmente en las mezclas 25C y 50C, obteniendo a partir del día 13 y 15 respectivamente, unos porcentajes de germinación superiores a los obtenidos por la turba. El porcentaje de semillas germinadas en los sustratos lavados no superó en ningún caso al control. El tratamiento L1, a pesar de ser el más salino de los tres tratamientos de lavado, fue el único que alcanzó un porcentaje de germinación igual al de la turba. Este hecho puede indicar que ciertos compuestos presentes en el compost promotores del crecimiento son eliminados por el lavado. Se puede observar también que a medida que aumentaba la salinidad de los sustratos el proceso de germinación se alargaba en el tiempo.

Tabla 4. Germinación de lechuga y tomate en los distintos tratamientos.

Tratamiento	CE ($dS.m^{-1}$)	lechuga	tomate
T	3,68	86,67 b	77,78 ab
25C	8,07	43,33 ab	88,89 b
50C	11,53	30,00 a	88,89 b
75C	12,99	26,67 a	33,33 a
Compost	18,66	33,33 a	48,1 5ab
1L	10	36,67 ab	77,78 ab
3L	1,9	46,67 ab	70,37 ab
5L	1,25	63,33 ab	66,67 ab

La lechuga es más sensible a la salinidad que el tomate (Ayers et al., 1976), y esto se observa en su germinación la cual se ve sensiblemente afectada por la CE. Se aprecia una bajada del rendimiento de la germinación a medida que aumenta la concentración de sales en el medio. Sin embargo a pesar de que los tratamientos L3 y L5 poseían una menor CE que la turba, ninguno obtuvo una tasa de germinación superior a esta.

Conclusiones

•La mayor efectividad en la reducción de la salinidad se obtuvo con la técnica de lavado, obteniendo un descenso de la CE del 94% aplicando un volumen de cinco veces la capacidad de contenedor; mientras que la técnica de mezcla solo llegó a una reducción 57% tras sustituir el 75% del compost por turba.

•Los mejores resultados de germinación de tomate se obtuvieron en los tratamientos de mezcla (25C y 50C). El porcentaje de germinación disminuyó a medida que aumentaba el número de lavados, pudiendo ser indicador de que con el lavado se pierden promotores del crecimiento presentes en el sustrato.

•Para la lechuga ninguno de los tratamientos obtuvo una tasa de germinación superior a la de la turba, y esta fue disminuyendo a medida que se aumentaba el contenido de sales en el sustrato.

Bibliografía

2 007/64/CE. 2006. Decisión de la comisión por la que se establecen criterios ecológicos revisados y los requisitos correspondientes de evaluación y comprobación para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a sustratos de cultivo. DOUE (Diario Oficial de la Unión Europea). L32: 137-143.

2006/799/CE. 2006. Decisión de la comisión por la que se establecen los criterios ecológicos revisados y los requisitos de evaluación y comprobación para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a las enmiendas del suelo. DOUE (Diario Oficial de la Unión Europea). L325: 38-34.

Martínez-Herrero, P.F., Martínez-García, M.D., Martínez-Corts, J. 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. Actas de Horticultura 11: 141-154.

Abad, M., Noguera, P., Burés, S. 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. Bioresour. Technol. 77: 197-200.

Abad, M., Fornes, F., Mendoza-Hernández, D., 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, 17-30.

Atikpo, M., Onokpise, O., Abazinge, M., Louime, C., Dzomeku, M., Boateng, L., Awumbilla, B. 2008. Sustainable mushroom production in Africa: A case study in Ghana. African Journal of Biotechnology. 7: 249-253.

Ayers, R., Westcot, D. 1976. Calidad del agua para la agricultura. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

Burés, S. 1997. Sustratos. Ediciones Agrotécnicas. Madrid.

Buyuksonmez, F., Rynk, R., Hess, T.F., Fornshell, G. 2005. Composting characteristics of trout manure, Journal of Residuals Science & Technology, 2: 149-157.

Canet R., A.R., 2008. Aplicaciones del compost en agricultura ecológica. Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. (Eds.). Compostaje. Mundi Prensa Libros SA, España.

Castaldi, P., Melis, P., 2002. Composting of *Posidonia oceanica* and its use in agriculture. Springer. Verlag.

Chapman, H., Pratt, P.F. 1997. Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Editorial Trillas, Mexico City, Mexico.

De Boodt, M., Verdonck, O., Cappaert, I. 1973. Method for measuring the water release curve of organic substrates. Acta Hort. 37: 2054-2063.

Eyras, M.C., Rostagno, C.M., Defosse, G.E. 1998. Biological evaluation of seaweed composting. Compost Sci. Util. 6: 74-81.

Eyras, M.C., Defosse, G.E., Dellatorre, F. 2008. Seaweed compost as an amendment for horticultural soils in Patagonia, Argentina. Compost Sci. Util. 16: 119-124.

Felipó, M., Verdonck, O., Cappaert, I., De Boodt, M. 1979. Estudio de las propiedades físicas de los sustratos hortícolas, Anal. Edaf.Agrobiol. 38: 603-611.

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. J. Environ. Manage. 91 (8): 1747–1755

Hadas, A., Portnoy, R. 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. J. Environ. Qual. 23: 1184-1189.

Hernández-Apaolaza, L., Gascó, A.M., Gascó, J.M., Guerrero, F. 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. Bioresour. Technol. 96: 125-131.

Liao, P.H. 1997. Composting of fish wastes in a full-scale in-vessel system using different amendments Journal of Environmental Science and Health Part A-Environmental Science and Engineering & Toxic and Hazardous Substance Control 32: 2011-2025.

MacLeod, J.A., Kuo, S., Gallant, T.L., Grimmett, M. 2006. Seafood processing wastes as nutrient sources for crop production. Can. J. Soil Sci. 86: 631-640.

Morand, P., Briand, X. 1996. Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. Bot. Mar. 39: 491-516.

Niell, F., Fernández, C., Figueroa, F., Figueiras, F., Fuentes, J., Pérez-Llorens, J., Garcia-Sánchez, M., Hernández, I., Fernández, J., Espejo, M. 1996. Spanish Atlantic coasts. p. 265-282. En: Schramm W., N.P.H. (Eds.), Marine Benthic Vegetation. Recent Changes and the Effects of Eutrohication. Springer, Berlin.

Noguera, P., Abad, M., Puchades, R., Maquieira, A., Noguera, V. 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as container medium. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34: 593-605.

Norusis, M. 2008. SPSS 16.0 Guide to data analysis. Prentice Hall Press. Chicago

Peech, M. 1947. Methods of soil analysis for soil-fertility investigations. US Dept. of Agriculture.

Raviv, M. 2005. Production of high-quality composts for horticultural purposes: A mini-review Horttechnology 15: 52-57.

Real Decreto 865/2010 2010, sobre sustratos de cultivo. Boletín Oficial del Estado. 170: 61831-61359.

Rodríguez, E., Fernández, F., Romaris, X., Pazo, J. 1987. Valoración de una técnica de semicultivo: limpieza de algas clorofíceas en la Ensenada de San Simón, In: Actas del II Congreso Nacional de Acuicultura. A. Landín and A. Cerviño (eds.) 12: 359-364. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, Spain.1-4.

Sheard, R., Moyer, J., Thomas, R. 1967. Comparison of conventional and automated procedures for nitrogen, phosphorus, and potassium analysis of plant material using a single digestion. Agron. J. 59: 240-243.

UNE-EN 13037. 2001. Determinación del pH. Asociación Española de Normalización (AENOR).

UNE-EN 13039. 2001. Determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas. Asociación Española de Normalización (AENOR).

UNE-EN 13041:1999/A1. 2006. Determinación de las propiedades físicas. Densidad aparente seca, volumen de aire, volumen de agua, valore de contracción y porosidad total. Asociación Española de Normalización (AENOR).

Vendrame, W., Moore, K.K. 2005. Comparison of herbaceous perennial plant growth in seaweed compost and biosolids compost. Compost Sci. Util. 13: 122-126.

EFECTO DEL COMPOSTAJE EN LA GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE *DIGITARIA SANGUINALIS* Y *ECHINOCHLOA CRUS-GALLI*. RESULTADOS PRELIMINARES

Gallart, M.*; López, M.; Huerta, O.; Duarte, S.; Aguilar, M.; Martínez-Farré, X.

Departament d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia. Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya. C/ Esteve Terradas, 8, 08860 Castelldefels, España

**Correo electrónico: montserrat.gallart@upc.edu*

Resumen

Uno de los parámetros de calidad del compost es la ausencia de semillas u otros propágulos viables de malas hierbas. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del proceso de compostaje en la capacidad germinativa de semillas de garranchuelo (*Digitaria sanguinalis*) y mijera (*Echinochloa crus-galli*), dos especies de malas hierbas anuales ampliamente distribuidas. El experimento se llevó a cabo en compostadores de tipo doméstico de 330L. El llenado de los compostadores se realizó en 3 días con una mezcla 1:1 (v:v) de fracción orgánica y restos de poda de jardinería urbana triturados. Al finalizar el llenado, se enterraron en la zona media-central de los compostadores 14 bolsas de nylon por especie, con un mínimo de 200 semillas cada una. Se utilizaron semillas no latentes, almacenadas en seco desde su recolección, con una germinación superior al 95%. Cada día y durante dos semanas se extrajeron 2 bolsas por especie. Las semillas de cada bolsa se pusieron a germinar al régimen térmico y lumínico de 20ºC (12h de oscuridad) / 30ºC (12h de luz). La germinación de *Digitaria sanguinalis* fue nula en los 14 desenterramientos efectuados. Los resultados con *Echinochloa crus-galli* fueron similares, aunque en este caso se detectó cierta germinación (<3%) en las semillas desenterradas el segundo y cuarto día. La pérdida de capacidad germinativa de ambas especies se atribuye principalmente al efecto combinado de las altas temperaturas de la fase termófila (se alcanzó una temperatura superior a los 60ºC en menos de 24 h) y la elevada humedad del material en proceso. Otro experimento realizado en condiciones controladas mostró que la combinación de altas temperaturas (>55ºC) y elevada humedad es letal para ambas especies.

Palabras clave: compostaje, malas hierbas, germinación, garranchuelo, mijera

INTRODUCCIÓN

La ausencia de propágulos viables de malas hierbas (es decir, semillas u otras estructuras capaces de generar nuevos individuos de malas hierbas) es uno de los parámetros de calidad del compost. Sin embargo, en relación a este parámetro existe una relativa heterogeneidad en los estándares de calidad del compost y en su obligatoriedad de cumplimiento en distintos países (Hogg et al., 2002).

Los propágulos de malas hierbas pueden proceder de los propios componentes de la mezcla a compostar (p.ej. restos de poda, purines, etc.) o bien de individuos de malas hierbas cercanos a la zona donde se realiza el proceso de compostaje o el almacenamiento del compost (Grundy et al., 1998).

La aplicación de un compost que no esté libre de propágulos puede suponer en el lugar de aplicación: 1) el incremento de las poblaciones de malas hierbas, o bien 2) la introducción de nuevas especies arvenses. En el primer caso, el impacto e importancia dependerá del tamaño del banco de semillas presente en el lugar y de la contribución anual de las poblaciones existentes a este banco de semillas. En el segundo caso, es obvio que el impacto puede ser potencialmente mucho mayor.

Diferentes parámetros del proceso de compostaje (temperatura, humedad, número de volteos, duración del proceso, presencia de sustancias fitotóxicas, etc.) afectan la viabilidad de los propágulos de malas hierbas (Eghball y Lesoing, 2000; Larney y Blackshaw, 2003). De hecho, el compost es por definición un producto biológicamente estable, libre de agentes patógenos y de semillas de malas hierbas (Haug, 1993). No obstante, algunos estudios han apuntado que un cierto porcentaje de semillas de una determinada especie pueden mantener su capacidad germinativa después del proceso de compostaje, y que las condiciones letales para las semillas u otros propágulos son especie-específicas (Grundy et al., 1998).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del compostaje en la capacidad germinativa de semillas de garranchuelo (*Digitaria sanguinalis*) y mijera (*Echinochloa crus-galli*). Ambas, son especies de malas hierbas anuales de verano ampliamente distribuidas y que se encuentran tanto en zonas cultivadas como en zonas no cultivadas. Se trata de especies muy prolíficas y con una elevada capacidad competitiva (Holm et al., 1977; Maun y Barrett, 1989).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos experimentos con semillas de las dos especies. En el primer experimento se evaluó la germinación de semillas que habían sido enterradas en compostadores de tipo doméstico. En el segundo caso, se estudió la germinación de semillas que habían sido sometidas a altas temperaturas, similares a las que se alcanzan durante el proceso de compostaje, en condiciones controladas.

En ambos experimentos se utilizaron semillas no latentes que habían estado almacenadas en seco des de su recolección y que presentaban una germinación superior al 95%.

Experimento 1. Semillas enterradas en compostadores

El experimento se llevó a cabo en compostadores de tipo doméstico de 330L situados al aire libre bajo un cubierto, en las instalaciones de la Escuela Superior de Agricultura de Barcelona del Campus del Baix Llobregat (Castelldefels) de la Universitat Politècnica de Catalunya. Estos compostadores formaban parte de una prueba piloto de compostaje de la fracción orgánica de los residuos comerciales producidos en el bar/restaurante del Campus universitario, que se está llevando a cabo en la actualidad.

El llenado de los compostadores se realizó en 3 días con una mezcla 1:1 (v:v) de fracción orgánica de los residuos producidos en el bar/restaurante del Campus universitario y restos de poda de jardinería urbana triturados. Al finalizar el llenado, 14 bolsas de nylon por especie, que contenían como mínimo 200 semillas de cada una de las especies, se enterraron en la zona media-central de los compostadores.

Cada día y durante dos semanas se extrajeron en cada uno de los compostadores 2 bolsas de cada especie. Las semillas desenterradas se desinfectaron con una solución de hipoclorito sódico al 5% durante 5 minutos, procediendo posteriormente a 3 lavados con agua destilada. Las semillas de cada bolsa se distribuyeron en 4 placas de Petri, provistas de papel de filtro humedecido con 3 mL de agua destilada, y se incubaron en la cámara de germinación durante 30 días a 20ºC (12h de oscuridad) / 30ºC (12h de luz) (Gallart et al., 2008).

Durante el experimento, se monitorizó la temperatura de los compostadores a 3 alturas distintas (20, 40 y 60 cm). Además, cada dos días se extrajeron dos muestras del material en proceso para determinar la humedad.

Experimento 2. Semillas sometidas a altas temperaturas

Paralelamente, se hizo otro experimento para evaluar el efecto de la temperatura y la humedad en la capacidad germinativa de las semillas de estas especies. En este caso se pusieron a germinar semillas expuestas durante 24 horas y 48 horas a dos temperaturas (55ºC y 65ºC) y a dos niveles de humedad: húmedo y seco. El húmedo correspondió a mantener las semillas sumergidas en agua durante el tiempo de exposición a altas temperaturas (es decir las semillas iniciaban la imbibición a altas temperaturas). El seco eran semillas no embebidas expuestas a altas temperaturas. Experimentos previos habían constatado que el tratamiento húmedo no tenía efecto en la capacidad germinativa de las semillas cuando la prueba se realizaba a temperatura ambiente.

De manera similar al experimento 1, para cada uno de los tratamientos se realizaron 4 repeticiones de 50 semillas incubadas durante 30 días. El régimen térmico y lumínico utilizado fue 20ºC (12h de oscuridad) / 30ºC (12h de luz).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La germinación de las semillas de *Digitaria sanguinalis* enterradas en los compostadores fue nula en los 14 desenterramientos efectuados. Los resultados con *Echinochloa crus-galli* fueron similares, aunque en este caso se detectó una cierta germinación (<3%) en las semillas desenterradas el segundo y cuarto día en uno de los compostadores. En el resto, la germinación también fue nula.

La **Figura 1** muestra la evolución de la temperatura en los compostadores a las 3 profundidades monitorizadas (20, 40 y 60 cm). Aunque se observan algunas diferencias, se alcanzó una temperatura máxima >70ºC en todos ellos. Además, debe destacarse que en menos de 24 horas se alcanzó los 60ºC.

La **Figura 2** corresponde a los datos de humedad obtenidos. La humedad media del material fue del 43%. La humedad de los materiales iniciales de la mezcla utilizada fue del 74% para la fracción orgánica y del 14.8% en el caso de los restos de poda.

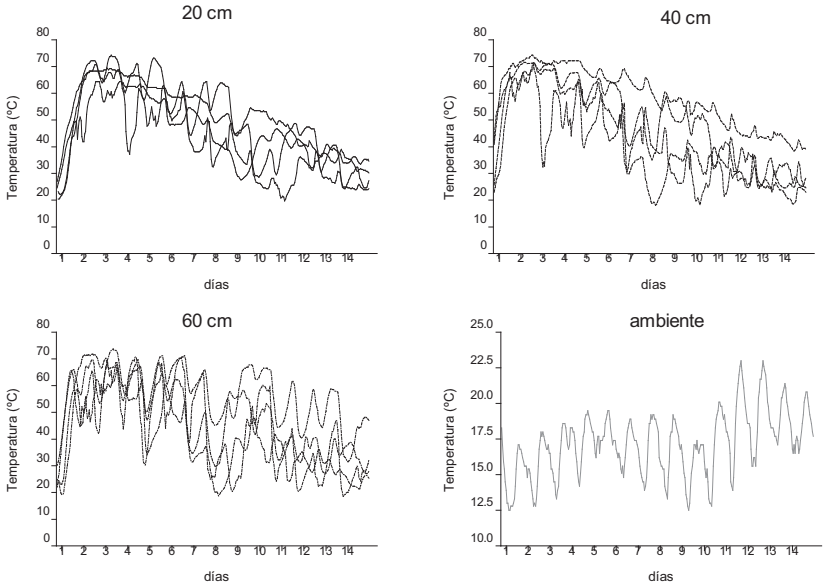


Figura 1. Temperatura de los compostadores a 20, 40 y 60 cm y temperatura ambiente.

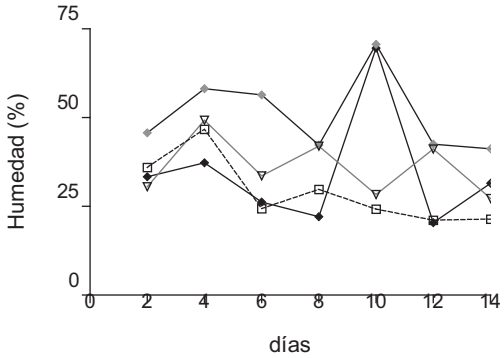


Figura 2. Humedad del material de los compostadores.

En cuanto a los resultados del experimento de semillas sometidas a altas temperatures en condiciones controladas **(Tabla 2**), se observa que la capacidad germinativa de las semillas de *D. sanguinalis* y de *E. crus-galli* se vio afectada decisivamente por una combinación de altas temperaturas y alta humedad. En cambio la germinación a 55ºC y 65ºC en un ambiente seco fue > 95%. No obstante, debe remarcase que este efecto es especie específico y no puede ser extrapolado al efecto en otras especies. Por ejemplo, Eghball y Lesoing (2000) evaluaron el efecto del proceso de compostaje en pilas en algunas especies de malas hierbas y encontraron que un pequeño número de semillas de *Abuliton theophrasti* y *Amaranthus retroflexus* sobrevivían al proceso, en cambio habían sido letal para otras como *Ipomea hederace*, *Adropogon sorghum*, *Setaria fabery*, *Xanthium strumarium*. Egley (1990) observó que semillas de *Sorghum halpense* y *Amaranthus retroflexus* enterradas en un suelo húmedo (17% de humedad) y sometidas a 60 y 70ºC durante 7 días eran capaces de germinar en un pequeño porcentaje (1 y 5%, respectivamente).

Tabla 2. Porcentaje de germinación (media ± error estándar) de semillas sometidas durante 24 y 48 horas a altas temperaturas (55 y 65ºC) y dos niveles de humedad (seco y húmedo).

Temperatura (ºC)	Nivel de humedad	Tiempo de exposición (h)	Especie	
			D. sanguinalis	*E. crus-galli*
55	seco	24	99.0 ± 0.6	94.6 ± 1.5
		48	99.5 ± 0.5	96.4 ± 1.0
	húmedo	24	0 ± 0	0 ± 0
		48	0 ± 0	0 ± 0
65	seco	24	99.0 ± 1.0	95.0 ± 1.3
		48	99.0 ± 0.6	93.5 ± 1.0
	húmedo	24	0 ± 0	0 ± 0
		48	0 ± 0	0 ± 0

El mantenimiento de la capacidad germinativa observada en algunas semillas de *E. crus-galli* puede explicarse por 1) una resistencia de un pequeño porcentaje de la población de semillas de esta especie a las condiciones sometidas o bien 2) a la falta de imbibición de algunas de las semillas contenidas en las bolsas por ausencia de intercambio de agua con la matriz compostable. De acuerdo con los resultados del experimento 2 parece razonable pensar que probablemente está relacionada con la segunda causa. Sin embargo, deberían plantearse nuevos trabajos para discernir entorno a esta cuestión y para evaluar el efecto del proceso de compostaje en semillas en estado de dormición, pues el efecto combinado temperatura y humedad podría ser distinto (Baskin y Baskin, 2001). De hecho, las altas temperaturas estimulan la germinación tanto de *D. sanguinalis* (Taylorson y Brown, 1977) como de *E. crus-galli* (Maun y Barrett, 1989). En general, debe tenerse en cuenta que la sensibilidad/resistencia de las semillas a las altas temperaturas es función de las especie y puede depender del estado de dormición, la estructura de la cubierta, la composición del endosperma, la presencia de estructuras que la envuelven en la dispersión, etc. (Baskin y Baskin, 2001). Por otro lado también deberían plantearse trabajo futuros para evaluar la viabilidad de las semillas después del proceso de compostaje mediante un test químico (p. ej. test del tetrazolum), pues no se puede descartar *a priori* que las condiciones presentes durante el proceso no afecten la dormición de las semillas, es decir que las semillas entren en un estado de dormición secundaria.

En el caso de las dos especies estudiadas se ha observado que exposiciones breves (1 día) a condiciones de altas temperaturas y humedad son suficientes para afectar decisivamente en la capacidad germinativa de las semillas. No obstante, en otras especies se ha constatado una interacción importante entre la exposición a altas temperaturas y el tiempo de exposición (Thompson et al., 1997).

En conclusión, las semillas de garranchuelo (*Digitaria sanguinalis*) y mijera (*Echinochloa crus-galli*) pierden su capacidad germinativa en un tiempo muy breve en las condiciones de compostaje doméstico establecidas. Teniendo en cuenta los resultados de ambos experimentos permiten indicar que esta pérdida de capacidad germinativa puede ser atribuida principalmente al efecto combinado de las altas temperaturas de la fase termófila y la elevada hu0medad del material en proceso.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Institut de Sostenibilitat de la Universitat Politècnica de Catalunya mediante el proyecto “Projecte Llavor. Convocatoria 2010. Valorització en origen de residus orgànics en el Parc Mediterrani de la Tecnologia (Campus UPC del Baix Llobregat)” y por la Diputació de Barcelona con el proyecto “Campanya de sensibilització per a la separació en origen dels residus orgànics municipals i de la resta de fraccions valoritzables dins la comunitat del Parc Mediterrani de la Tecnologia (PMT)”.

REFERENCIAS

Baskin C.C., Baskin J.M. 2001. Seeds: Ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego.

Eghball, B., Lesoing, G.W. 2000. Viability of weed seeds following manure windrow composting. Compost Sci. Util. 8: 46-53.

Egley, G.H. 1990. High-temperature effects on germination and survival of weed seeds in soil. Weed Sci. 38: 429–435.

Gallart, M., Verdú, A.M.C., Mas, M. 2008. Dormancy breaking in *Digitaria sanguinalis* seeds: the role of the caryopsis covering structures. Seed Sci. & Technol. 36: 259-270.

Grundy, A.C., Green, J.M., Lennartsson, M. 1998.The effect of temperature on the viability of weed seeds in compost. Compost Sci. Util. 6: 26–33.

Haug, R.T. 1993. The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia. The Waste and Resources Action Programme, Oxon, Reino Unido.

Holm L.G., Plucknett D.L., Pancho J.V., Herberger J.P. 1977. The world's worst weeds: Distribution and biology. University of Hawaii Press, Honolulu.

Larney, F.J., Blackshaw, R.E. 2003. Weed seed viability in composted beef cattle feedlot manure. J. Environ. Qual. 32: 1105-1113.

Maun, M.A., Barrett, S.C.H. 1986. The biology of canadian weeds: 77. *Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv. Can. J. Plant. Sci. 66: 739-759.

Taylorson, R.B., Brown, M.M. 1977. Accelerated after-ripening for overcoming seed dormancy. Weed Sci. 25: 473-475.

Thompson, A.J., Jones, N.E., Blair, A.M. 1997. The effect of temperature on viability of imbibed weed seeds. Ann. Appl. Biol. 130:123-134.

OPTIMIZACIÓN DEL FRACCIONAMIENTO DE SUSTANCIAS HÚMICAS EN MUESTRAS PROCEDENTES DEL COMPOSTAJE DE RESTOS AGRÍCOLAS

Moreno, J.*; Suárez-Estrella, F.; Vargas-García, M.C.; López, M.J.; López-González, J.A.; Jurado, M.M.; Cervera, O.

Dpto. Biología Aplicada, Área de Microbiología, Universidad de Almería, ceiA3. La Cañada de San Urbano s/n, Almería, España

**Correo electrónico: jcasco@ual.es*

Resumen

Algunos de los criterios que se establecen a la hora de evaluar la calidad de la materia orgánica de suelos, fertilizantes, lodos o compost presentan inconvenientes, y generan resultados confusos. Desde hace décadas se ha considerado erróneamente que la extracción alcalina de las sustancias tipo "humus" da lugar a un extracto húmico total. Sin embargo, se conoce que dicho extracto consta de sustancias tanto humificadas como no humificadas, entre las que se incluyen grasas, proteínas o carbohidratos.

En este trabajo, gracias a la optimización de un proceso de extracción y fraccionamiento de compuestos humificados, ha sido posible cuantificar por separado las fracciones de ácidos húmicos y fúlvicos, y separarlas a su vez de otros compuestos no humificados. Las muestras analizadas procedieron de un proceso de compostaje llevado a cabo exclusivamente con restos hortícolas. La duración total del proceso fue de aproximadamente 6 meses, de modo que se pudo observar un incremento significativo de las fracciones humificadas transcurridos 4 meses desde el inicio del proceso. Mientras que la fracción de ácidos fúlvicos no varió considerablemente, la fracción de ácidos húmicos estuvo cercana al 5%, lo que supuso un buen resultado para este tipo de residuos. Consecuentemente, algunos de los indicadores de maduración utilizados, como es el caso del Índice de Humificación (IH) o la Proporción de Humificación (HR) duplicaron su valor durante los dos últimos meses del proceso. No obstante, la utilidad de este tipo de parámetros indicadores depende, en gran parte, del tipo de materias primas que componen la mezcla original, de la calidad y características del propio proceso de compostaje así como del proceso de extracción y separación de los materiales considerados como humificados.

Palabras clave: compostaje, sustancias húmicas, ácidos fúlvicos, ácidos húmicos, indicadores de maduración

INTRODUCCIÓN

La presencia de sustancias húmicas a nivel mundial juega un papel fundamental en ecosistemas tanto acuáticos como terrestres. Hayes et al. (1988), consideran que tales sustancias se encuentran implicadas en, (1) la formación y mantenimiento de una buena estructura del suelo; (2) la retención de nutrientes vegetales en formas disponibles gracias a procesos de intercambio catiónico; (3) la liberación lenta de nitrógeno, azufre, fósforo y algunos elementos traza; (5) el transporte de metales hacia las raíces vegetales; (6) el efecto estimulante sobre el crecimiento vegetal; (7) la inmovilización de algunas sustancias antropogénicas (pesticidas) presentes en el suelo o (8) el aumento de la temperatura del suelo debido al incremento en la absorción de la radiación solar.

Es, por tanto, importante detectar y cuantificar la presencia de sustancias húmicas en la materia orgánica del suelo y así determinar su grado de humificación (Ciavatta y Govi, 1993). La evolución que ocurre desde materia orgánica hacia compuestos humificados en materias primas que se transforman relativamente rápido, tales como lodos de depuradora, compost o estiércol, se considera de gran importancia desde un punto de vista tanto agronómico como ambiental (Sequi et al., 1991). Dicha transformación va en paralelo con el proceso de estabilización y maduración de la materia orgánica, evitando así que ocurran reacciones adversas tras su aplicación en el suelo, tales como producción de sustancias fitotóxicas o la aparición de ambientes anóxicos.

Los criterios que se establecen a la hora de evaluar la calidad de la materia orgánica de un compost presentan varios inconvenientes, dando lugar a resultados que pueden ser confusos. Desde hace décadas se ha considerado erróneamente que la extracción alcalina de sustancias húmicas a partir de suelos u otros materiales orgánicos, da lugar a un extracto húmico total (Kononova, 1966). Sin embargo, se sabe que dicho extracto consta de sustancias tanto humificadas como no humificadas, compuestas éstas por grasas, proteínas o carbohidratos (Ciavatta y Govi, 1993; Cavani et al., 2003; Grigatti et al., 2004). Nos encontramos, por tanto, ante un proceso tradicional de extracción de sustancias húmicas muy poco específico (Adani et al., 1997; Chefetz et al., 1998).

Desde principios de los años 90, se han aplicado diversos métodos para optimizar la extracción, separación y caracterización de sustancias húmicas del suelo y otros materiales de naturaleza orgánica (Ciavatta y Govi, 1993; Cavani et al., 2003; Grigatti et al., 2004). Las columnas de poliamida o de polivinilpirrolidona insoluble (PVP), así como las técnicas de electro-isoenfoque (IEF) han sido algunos de los procedimientos comúnmente aplicados (Ciavatta y Govi, 1993). En este proyecto, la técnica aplicada para el fraccionamiento de compuestos húmicos ha sido la descrita inicialmente por Ciavatta et al. (1990), y que en nuestro caso fue modificada y optimizada.

De forma tradicional, los contenidos de Carbono Extraíble Total (Extracto Húmico total), Ácidos Húmicos, Ácidos Fúlvicos o incluso la suma de ambos, se han considerado parámetros válidos a la hora de determinar el grado de humificación de un material. Sin embargo, la heterogeneidad de las materias primas de naturaleza orgánica así como la complejidad de las sustancias denominadas de tipo-húmico, han hecho imprescindible utilizar otros indicadores de humificación más reales. De hecho, se sabe que el contenido en sustancias humificadas podría ser sobreestimado, sobre todo, en las fases iniciales del proceso de compostaje, ya que parte de los materiales no humificados interferirían con el fraccionamiento de sustancias húmicas (Ciavatta et al., 1990).

En función del tipo de materiales, podría ser conveniente, por tanto, considerar uno u otro indicador de humificación. Algunos autores utilizan los indicadores denominados Grado de Humificación (DH), Proporción de Humificación (HR) o Proporción de sustancias no humificadas (PNH), todos ellos descritos en Sequi et al. (1986) y Ciavatta et al. (1988). Por otro lado, los trabajos de Roletto et al. (1985) e Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992) también aportan algunos indicadores interesantes para medir el grado de humificación, entre ellos, la relación AH/AF, el Porcentaje de Ácidos Húmicos (PAH) o el Índice de Humificación (IH).

MATERIALES Y MÉTODOS

Proceso de compostaje

Las muestras analizadas procedieron de un proceso de compostaje llevado a cabo con los restos vegetales procedentes de diferentes explotaciones dedicadas a la producción de tomate. Dada la composición de esta especie vegetal, fue necesario adicionar un material acondicionante con elevado contenido en C para mejorar el balance de nutrientes, incrementando el valor de la relación C/N. El material elegido fueron virutas de madera de pino que, añadidas en cantidad necesaria, permitieron alcanzar una relación C/N = 25-30. Con objeto de proporcionar el adecuado tamaño de partícula para el desarrollo del proceso, todos los materiales utilizados en la constitución de las pilas fueron molidos a un tamaño comprendido entre 5 y 15 mm. La humedad fue ajustada a un valor próximo al 50%, teniendo en cuenta el propio contenido en agua de los materiales de partida. Las dimensiones de las pilas, montadas con la ayuda de un dumper con pala autocargable, fueron de 1,0 m x 1,5 m x 1,2 m (ancho x largo x alto). Se constituyeron tres pilas de idénticas características a modo de réplicas, para verificar la reproducibilidad del proceso que fueron aireadas por presión, manteniéndose los niveles de oxígeno siempre en el rango demandado por la población microbiana.

La duración del proceso fue de 6 meses, llevándose a cabo un total de 19 muestreos (**Tabla 1**) a lo largo de los cuales se llevó a cabo un control exhaustivo de la aireación, humedad y temperatura de las pilas.

Tabla 1. Código y escala de tiempo de las distintas fases del proceso de compostaje en las que se llevó a cabo la toma de muestras.

Código	Fases del Proceso	Tiempo (días)
MPR	Materias primas iniciales	0
MESA	Fases de ascenso térmico	1, 8, 15, 28
TER	Fases termófilas	2, 5, 9, 12, 16
MESD	Fases de descenso térmico	7, 14, 26
MES	Fases de enfriamiento	42, 56, 65W
MAD	Fases de maduración	119, 168
PRF	Producto final	189

Protocolo analítico para fraccionamiento húmico (modificación del método descrito por Ciavatta et al*.,* 1990)

Para llevar a cabo la extracción inicial de sustancias húmicas se utilizaron 2 g de muestra de compost desecada y molida, y se dispusieron en botellas de 250 ml de vidrio con tapón de rosca. Dichas muestras se extrajeron por triplicado, por adición de 100 ml de una mezcla de 0,1 M NaOH y 0,1 M $Na_4P_2O_7.10\ H_2O$ durante 48 horas a 65 ºC en agitación (120 rpm, en baño termostatizado), bajo atmósfera de N_2. Después de la extracción, las muestras se centrifugaron a 5000 x g durante 15 minutos y los sobrenadantes filtrados a través de membranas de 0,8 micras de tamaño de poro. En el filtro queda retenida la fracción correspondiente a las Huminas (Hn), las cuales no fueron consideradas en este trabajo. La solución filtrada, resultado de la extracción con Sosa y Pirofosfato constituye el comúnmente denominado Extracto Húmico Total (EHT) (**Figura 1, izquierda**). Este extracto será fraccionado con

objeto de conocer su contenido en Ácidos Húmicos (AH), Ácidos Fúlvicos (AF) y fracción No Humificada (PNH). Para ello, se acidificaron 25 ml del EHT hasta pH < 2 con 9M H_2SO_4 y fueron centrifugados a 5000 x g durante 20 minutos. La fracción precipitada, correspondiente a los ácidos húmicos (AH), se volvió a resuspender en 25 ml de la solución extractante inicial y se conservó en frío para análisis posteriores. El sobrenadante, por otro lado, se pasó a través de una columna empaquetada con 5 cm^3 de polivinilpirrolidona previamente equilibrada con 0,005 M H_2SO_4 (**Figura 1, centro y derecha**). La fracción no humificada fue eluida con 0,005 M H_2SO_4 y guardada, mientras que la fracción de ácidos fúlvicos, retenida en la columna, se eluyó posteriormente con 25 ml de NaOH 0,5 M y se guardó para análisis posteriores.

Figura 1. Detalle del Extracto Húmico Total obtenido tras la extracción con pirofosfato sódico (izqda) y elución de los sustancias fúlvicas a través de una columna de PVP (centro y dcha).

Parámetros e Índices analizados

La evolución de las distintas fracciones humificadas así como algunos de los indicadores de maduración, utilizados por algunos autores en este tipo de muestras, se indican a continuación (Sugahara e Inoko,1981; Sequi et al.,1986; Ciavatta et al.,1988; Senesi, 1989):

Carbono total (CT), Carbono total extraíble (CTE), Carbono tipo-húmico (Cah), Carbono tipo-fúlvico (Caf), Carbono no humificado (Cnh), Porcentaje de humificación (PH=CET / Ct x 100), Porcentaje de ácidos húmicos (PAH=Cah / CET x 100), Índice de humificación (IH=Cah / Ct x 100), Grado de humificación (DH=Cah + Caf / CET x 100), Proporción de humificacion (HR=Cah + Caf / Ct x 100), Proporción de no humificación (PNH=Cnh / (Cah + Caf).

Medida del Carbono de las distintas fracciones carbonadas

El análisis de Carbono orgánico y total de las distintas fracciones líquidas humificadas se llevó a cabo mediante combustión en un analizador de carbono Modelo TOC-V CSN (Shimazdu) con detector de infrarrojos de tipo NDIR. Los resultados obtenidos inicialmente en mg/l, fueron posteriormente transformados en gramos de Carbono por cada 100 g de muestra de compost inicialmente extraída.

Análisis estadístico

El análisis estadístico de los resultados obtenidos se llevó a cabo mediante un análisis de la varianza (ANOVA) multifactorial a un intervalo de confianza del 95%. Además se empleó el Test de Mínima Diferencia Significativa de Fisher (LSD) mediante el cual pudimos identificar que niveles dentro de cada factor fueron significativamente diferentes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Bajo la denominación de sustancias húmicas, ácidos húmicos o enmiendas húmicas, se comercializan en España, gran cantidad de productos a los que se les ha atribuido propiedades muy diversas (Cadahía, 1997). Actualmente, numerosas investigaciones se dirigen a la búsqueda de nuevos procesos y productos basados en la extracción de sustancias húmicas de origen vegetal, que puedan ser aplicados en campo, con el objeto de optimizar desde un punto de vista amplio, las calidades agronómicas del suelo y de los cultivos (Suárez-Estrella et al., 2008a,b). Algunas de las propiedades más interesantes, atribuidas a este tipo de productos se indican a continuación:

- Mejorar la estructura del suelo aumentando la capacidad de retención de agua;

- Evitar la retención de los cationes del suelo desbloqueándolos;

- Fijar los elementos fertilizantes evitando las pérdidas por lixiviación;

- Activar la microbiota del suelo y de la rizosfera;

- Estimular la germinación y favorecer el desarrollo del sistema radicular;

- Facilitar la absorción de nutrientes al facilitar la permeabilidad celular;

- Útil tanto en fertirrigación como en aplicaciones foliares.

El Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre fertilizantes y afines (B.O.E. 171, 19 de julio de 2005), establece en su Anexo I, que se podrán comercializar como “ácidos húmicos líquidos“, productos en solución acuosa obtenidos por tratamiento o por procesado de turbas, lignitos o leonarditas, marcando como contenido mínimo de extracto húmico total un 15% y 7% de ácidos húmicos (Grupo 4, Otros abonos y productos especiales). Por otro lado, en el Grupo 6 de dicho anexo, dedicado a Enmiendas Orgánicas, se autoriza como enmienda orgánica húmica, productos de origen animal o vegetal, procedentes de lignitos, turbas o leonarditas con un contenido mínimo en materia orgánica parcialmente humificada (Materia orgánica total 25%, extracto húmico total un 5% y 3% mínimo de ácidos húmicos).

Según Franco y Bañón (1998) es importante tener presente que la fracción extraíble de los materiales humificados comprende un abanico que va desde los ácidos fúlvicos a los ácidos húmicos. Cuando la materia prima sea joven y poco humificada, se obtendrán fracciones fúlvicas en su mayoría, con predominio de estructuras alifáticas que son altamente hidrofílicas y muy activas en cuanto a su interacción con los micronutrientes. Por el contrario, en las fracciones procedentes de materiales muy carbonizados predominarán ácidos húmicos con estructuras aromáticas muy condensadas y de elevados pesos moleculares.

La complejidad de las sustancias húmicas, tanto desde el punto de vista de su composición como de su estructura, es muy variable en función de la materia original y el método de extracción utilizado. Sin embargo, las similitudes entre distintas sustancias húmicas son más numerosas que sus diferencias. Dichas analogías son las que han hecho que estos productos sean identificados como un grupo de sustancias. Además, los resultados de las mediciones de las propiedades de las sustancias húmicas suelen ser valores medios debido precisamente a esta heterogeneidad (MacCarthy et al., 1990).

A continuación se describen de forma resumida, los resultados más relevantes obtenidos en este trabajo. En la **Tabla 1**, mostrada a continuación, se indican los resultados de cada uno de los parámetros analizados, en función del tiempo de muestreo. Los datos son el resultado de la media de 3 repeticiones por muestreo. Los datos que coinciden con la misma letra no son significativamente diferentes. En todos los casos se pudo confirmar la influencia del factor Tiempo sobre todos los parámetros analizados, a excepción de las variables Relación Cah/Caf, DH y PNH.

Como puede observarse en la **Tabla 1** y **Figura 2**, los datos de Carbono total fueron descendiendo hasta valores que alcanzaron su mínimo en los muestreos de maduración (16-17%) MAD2 y PRF. Durante los dos primeros meses de compostaje, aunque se intuye un ligero descenso de los valores de carbono total, no se detectaron cambios significativos.

Tabla 1. Datos iniciales y finales de las formas de carbono, parámetros de madurez y humificación durante el compostaje de restos vegetales

Tiempo (d)		CT[1]	CET[2]	Cah[3]	Caf[4]	Cnh[5]	PH[6]
0	MPR	26,13 eg	8,86 h	3,50 ce	2,00 e	3,98 g	36,79 c
2	TER	24,63 cg	8,50 eg	3,47 ce	1,66 ae	3,36 bg	35,12 bc
168	MAD	17,26 a	10,36 ij	4,74 f	1,78 ce	3,83 fg	60,33 e
189	PRF	16,73 a	9,61 hi	4,40 f	1,71 be	3,49 dg	58,11 e
Tiempo (d)		PAH[7]	IH[8]	DH[9*]	HR[10]	PNH[11*]	Cah / Caf[12*]
0	MPR	36,90 a	13,59 ac	58,27 a	21,26 b	0,71 b	1,77 a
2	TER	40,82 ad	14,24 ac	60,49 ab	21,26 b	0,65 ab	2,13 ae
168	MAD	46,12 g	27,61 e	63,38 ab	37,88 d	0,59 ab	2,71 e
189	PRF	45,81 fg	26,61 e	63,76 ab	37,05 d	0,57 ab	2,56 ce

(1 Carbono total; 2 Carbono total extraíble; 3 Carbono tipo-húmico; 4 Carbono tipo-fúlvico; 5 Carbono no humificado; 6 Porcentaje de humificación (CET / Ct x 100); 7 Porcentaje de ácidos húmicos (Cah / CET x 100); 8 Índice de humificación (Cah / Ct x 100); 9 Grado de humificación (Cah + Caf / CET x 100); 10 Proporción de humificacion (Cah + Caf / Ct x 100); 11 Proporción de no humificación (Cnh / (Cah + Caf); 12 Relación Cah/Caf; MPR: Materias Primas; TER: Fase termófila inicial; MAD: Fase de Maduración; PRF: Producto Final; * no significativo.

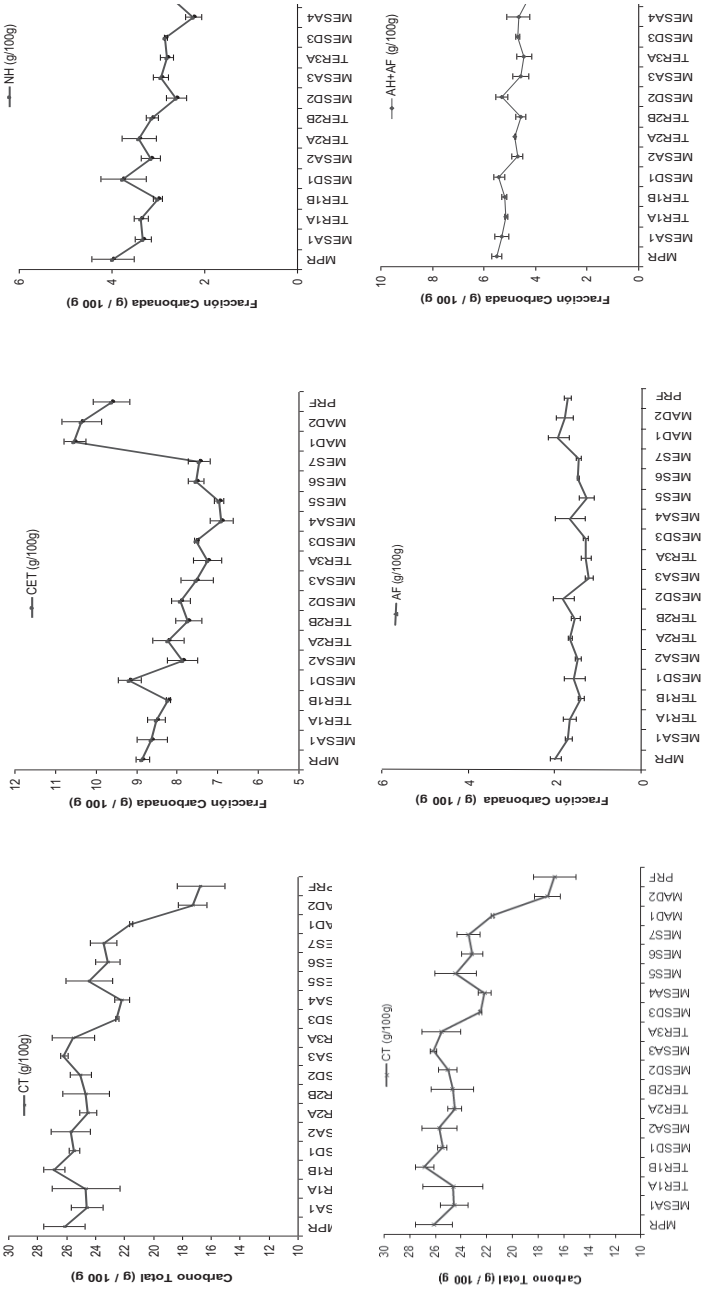


Figura 2. Evolución del Carbono Total (CT), Carbono Extraíble Total (CET), Carbono en forma de ácidos húmicos (AH), Carbono en forma de ácidos fúlvicos (AF), Carbono total húmico (AH+AF), y fracción de Carbono no humificada (NH). Las barras verticales indican el error estándar del análisis de los datos realizado por triplicado.

De forma contraria al descenso de los valores de Carbono total, se observó un incremento importante en los datos de Carbono extraíble total (CET) y ácido húmicos (Cah), concretamente en los muestreos de maduración (**Tabla 1** y **Figura 2**). Resulta contradictorio encontrar compuestos de naturaleza humificada al principio del proceso. Sin embargo, nuestros resultados coinciden con aquellos obtenidos por otros autores que han utilizado materias primas de similares características (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992; Benito et al., 2005). Como se ha indicado anteriormente, mediante el procedimiento de extracción y separación de sustancias húmicas se pueden estar extrayendo otros materiales que pueden interferir con la cuantificación del material humificado (Ciavatta et al., 1990; Ciavatta y Govi, 1990), por lo que se estaría sobreestimando la cantidad de este tipo de compuestos en el material de partida. Algunos autores han mejorado el proceso de extracción y separación llevando a cabo la hidrólisis enzimática del extracto obtenido inicialmente con lipasa, lisozima y pronasa (Grigatti et al., 2004), obteniéndose en este caso, valores más cercanos a la realidad. Con este tipo de extracción, se estaría descartando gran parte de las sustancias que, en nuestro caso, hemos denominado como carbono no humificado, Cnh (Tabla 1), el cual se detecta de forma prácticamente constante a lo largo de todo el proceso de compostaje, e interfiere sobre todo con la separación del componente fúlvico (**Tabla 1** y **Figura 2**).

En relación al contenido concreto en ácidos fúlvicos, no se ha detectado en nuestro proceso un incremento de dicha fracción en las etapas de maduración, por lo que no puede considerarse un índice de maduración significativo. Por el contrario, los datos obtenidos muestran una evolución continua del Caf a lo largo del proceso (**Tabla 1** y **Figura 2**), en torno siempre al 2%, aproximadamente. Por tanto, sería más adecuado en nuestro caso, considerar como un buen indicador de maduración, el contenido en ácido húmicos Cah, o incluso la suma de ambas fracciones húmificadas (Cah + Caf), a pesar de que estos valores se estarían sobreestimando al inicio del proceso de compostaje. Con respecto a los indicadores de madurez desarrollados por Sugahara e Inoko (1981) y Senesi (1989), como a los investigados originalmente por Sequi et al. (1986) y Ciavatta et al. (1988), (ver apartado de Material y Métodos), no todos pueden considerarse como buenos indicadores de humificación, en nuestro caso. A la vista de los resultados obtenidos, los índices descritos como Relación AH/AF, PAH, DH y PNH no mostraron cambios significativos al final del proceso como para ser considerados buenos indicadores de maduración (**Tabla 1**, **Figuras 3 y 4**), coincidiendo parcialmente con los conclusiones obtenidas por Govi et al. (1993) y Benito et al. (2005). Contradictoriamente, los trabajos descritos por algunos autores revelan la utilidad de dichos parámetros como buenos indicadores de humificación como es el caso de Iglesias Jiménez y Pérez García (1992). Este hecho viene a corroborar el hecho de que la utilidad e idoneidad de dichos parámetros va a depender en gran parte del tipo de materias primas que componen la mezcla original a compostar, de la calidad y características del propio proceso de compostaje así como del proceso de extracción y separación de los materiales considerados como humificados.

En nuestro caso concreto, podemos considerar que los parámetros denominados PH (Porcentaje de Humificación), IH (Índice de Humificación) (Sugahara e Inoko, 1981; Senesi, 1989) y HR (Proporción de Humificación) (Sequi et al., 1986; Ciavatta et al., 1988) resultan ser buenos indicadores de humificación (**Tabla 1**, **Figuras 3 y 4**), ya que en todos los casos, se ha observado un incremento significativo de los mismos en la fase de maduración. Dichos parámetros informan del contenido en sustancias humificadas con respecto al contenido total de carbono, mientras que aquellos indicadores referidos al contenido en carbono extraíble total, no pueden considerarse en nuestro caso, útiles como indicadores de maduración del proceso.

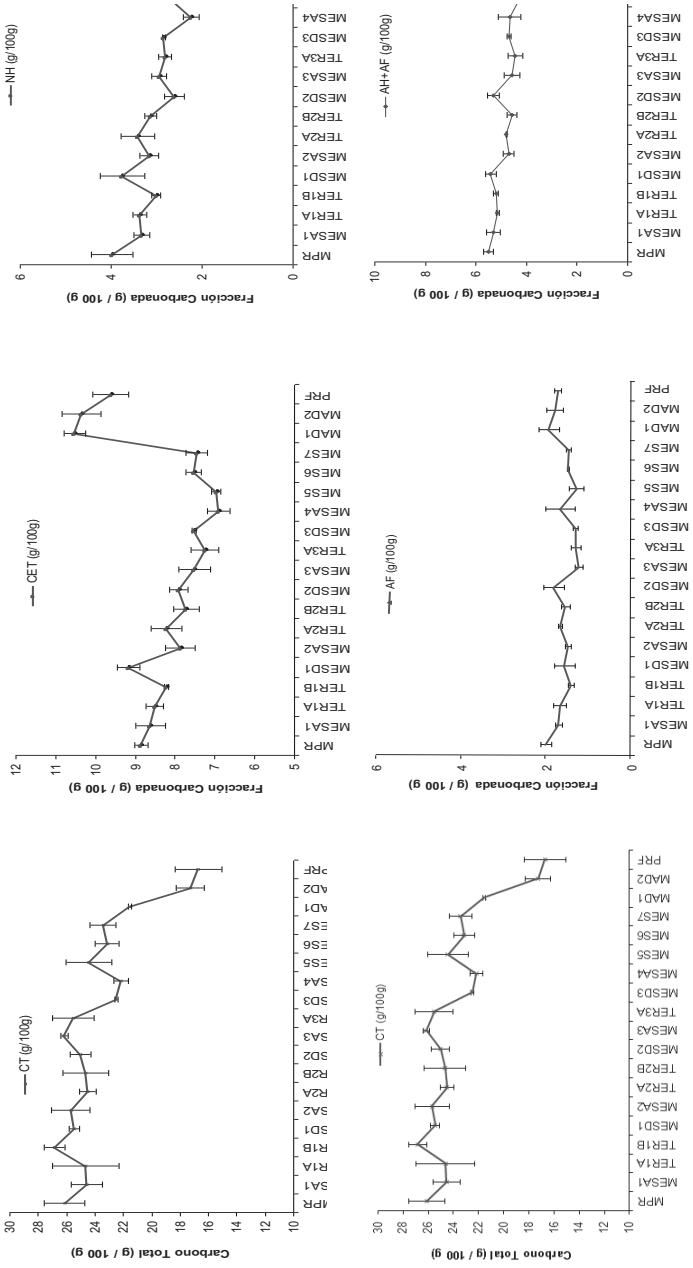


Figura 3. Evolución de los parámetros indicadores de maduración según Sugahara e Inoko (1981) y Senesi (1989). PAH = (Cah/CET) x 100; PH = (CET/CT) x 100; IH = (Cah/CT) x 100. Las barras verticales indican el error estándar del análisis de los datos realizado por triplicado.

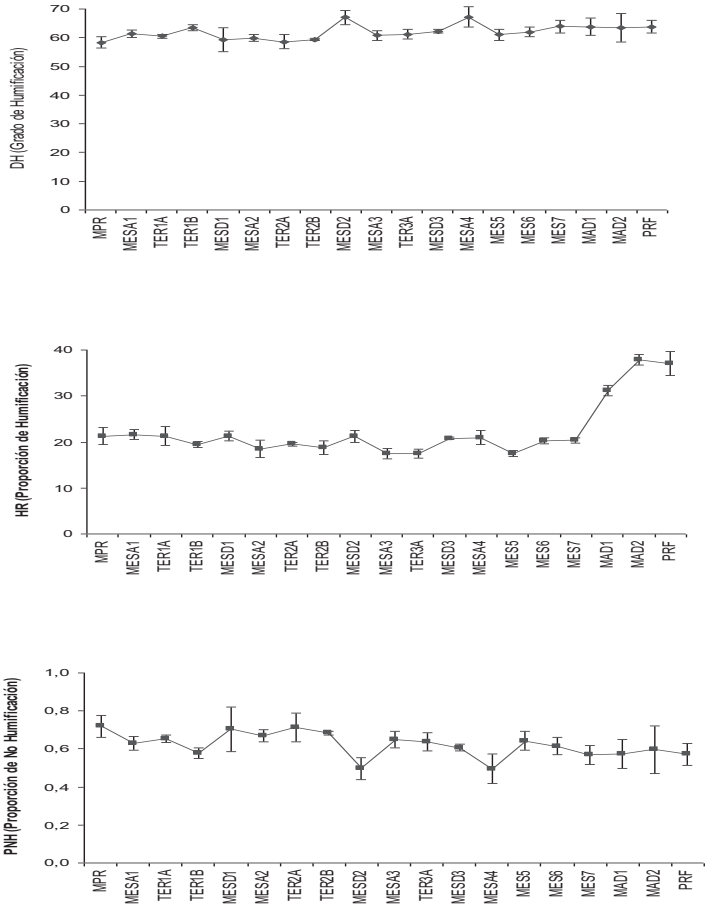


Figura 4. Evolución de los parámetros indicadores de maduración según Ciavatta et al. (1988) y Sequi et al. (1986). DH = (Cah + Caf/CET) x 100; HR = (Cah + Caf/CT) x 100; PNH = Cnh/(Cah + Caf). Las barras verticales indican el error estándar del análisis de los datos realizado por triplicado.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto CICYT AGL2009-08405.

REFERENCIAS

Adani, F., Genevini, P.L., Gasperi, F., Zorzi, G. 1997. Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. Compost Sci. Util. 5: 53-62.

Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, A., Palma, R.M., Efron, D. 2005. Evaluation of maturity and stability of prunning waste compost and their effect on carbon and nitrogen mineralization in soil. Soil Sci. 170(5): 360-370.

Cadahia, C. 1997. Fertirrigación. Cultivos hortícolas y ornamentales. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

Chefetz, B., Adani, F., Genevini, F., Tambone, F., Hadar, Y., Chen, Y. 1998. Humic-acid transformation during composting of municipal solid waste. J. Environ. Qual. 27: 794-800.

Cavani, L., Ciavatta, C., Gessa, C. 2003. Identification of organic matter form peat, leonardite and lignite fertilisers using humification parameters and electrofocusing. Biores. Technol. 86: 45-52.

Ciavatta, C., Antisari, L.V., Sequi, P. 1988. A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. Agrochimica 32: 510-517.

Ciavatta, C., Govi, M., Antisari, L.V., Sequi, P. 1990. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone. J. Chromatogr. 509: 141-146.

Ciavatta, C., Govi, M. 1993. Use of insoluble polyvinylpyrrolidone and isoelectric focusing in the study of humic substances in soils and organic wastes. J. Chromatogr. 643: 261-270.

Franco, J.A., Bañón, S. 1998. Posibilidades agrícolas de los ácidos húmicos comerciales. Horticultura, 69.

Govi, M., Ciavatta, C., Gresa, C. 1993. Evolution of organic matter in sewage sludge: a study based on the use of humification parameters and analytical electrofocusing. Biores. Technol. 44: 175-180.

Grigatti, M., Ciavatta, C., Gessa, C. 2004. Evolution of organic matter from sewage sludge and garden trimming during composting. Biores. Technol. 91: 163-169.

Hayes, M.H.B., MacCarthy, P., Malcolm, R.L., Swift, R.S. 1988. Humic substances and their role in the environment. pp. 193-214. En: M.H.B. Hayes, P. MacCarthy, R.L. Malcolm y R.S. Swift (eds.), Wiley, Chichester.

Iglesias-Jiménez, E., Pérez-García, V. 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. Agric. Ecosyst. Environ. 38: 331-343.

Kononova, M.M. 1966. Soil organic matter. Pergamon Press, Oxford.

MaCarthy, P., Malcolm, R.L., Clapp, C.E., Bloom, P.R. 1990. An introduction to soil humic substances. pp. 1-12. En P. MacCarthy, C.E Clapp, R.L. Malcolm, P.R. Bloom (Eds.) Humic substances in soil and crop sciences: Selected readings. Proceedings of a symposium by th IHSS, Chicago, Illinois, December 1985

Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. Biocycle 26: 46-47.

Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilizers. Sci. Total Environ. 81/82: 521-542.

Sequi, P., de Nobili, M., Leita, L., Cercignani, G. 1986. A new index of humification. Agrochimica 30: 175-179.

Sequi, P., Ciavatta, C., Antisari, L.V. 1991. Organic substances and sediments in water-humic and soils. pp. 351-367. En: R.A. Baker (ed.), Lewis, Chelsea.

Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., Moreno, J. 2008a. Effect of humic substances from compost to plant growth and soil microorganisms. pp. 96-102. En: X. Hao (ed.). Dynamic soil, Dynamic Plant, Vol. 2(1). Global Science Books.

Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J.,Moreno, J. 2008b. Changes in carbon fractions during composting of plant wastes and the influence of a humic extract on soil microorganism growth. Pp. 90-95. En: X. Hao (ed.) Dynamic soil, Dynamic Plant, 2(1). Global Science Books.

Sugahara, K. Inoko, A. 1981. Composition analysis of humus and characterization of humic acid obtained from city refuse compost. Soil Sci. Plant Nutr. 27: 213-224.

USO DE LA COLORIMETRIA EN LA ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE INTERÉS EN LODOS DE DEPURADORA

Gálvez Sola, L.[1]; Pérez Murcia, M.D.[1]; Moreno Caselles, J.[1]; Pérez Espinosa, A.[1]; Morales Socuellamos, J.[2]; Paredes, C.[1]; Moral, R.[1*]

[1]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Escuela Politécnica Superior de Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312 Orihuela (Alicante), España.

[2]Centro de Investigación Operativa, Unidad de Aplicaciones Estadísticas, Universidad Miguel Hernández de Elche, Avenida de la Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España.

[*]Correo electrónico: raul.moral@umh.es

RESUMEN

La creciente demanda de materia orgánica para uso como enmendante en suelos agrícolas, hace necesaria una caracterización analítica completa de los residuos orgánicos a emplear como enmienda. Su correcta aplicación agrícola debe estudiarse inicialmente en ensayos de laboratorio, con el fin de ajustar la dosis necesaria de enmendante, así como estudiar las propiedades del material para cumplir con los requisitos legislativos a los que están sujetos los lodos de depuradora a la hora de ser aplicados al suelo. El análisis de parámetros de interés mediante técnicas estandarizadas requiere de tiempo y costes normalmente elevados. Por ello, actualmente se están estudiando nuevas técnicas novedosas de análisis que aportan nuevos conocimientos en el campo de la gestión y aplicación de los residuos orgánicos. En este estudio, se llevó a cabo un ensayo de medición de la colorimetría de los lodos de depuradora en el espacio de color $L^*a^*b^*$, también llamado CIELAB en un conjunto de más de 350 muestras de lodos de depuradora para estudiar su utilidad predictiva. Se estudió la relación existente entre diversos parámetros de color, como la luminosidad (L^*), la posición entre rojo y verde (a^*) y la posición entre amarillo y azul (b^*) con propiedades de los lodos de depuradora como el contenido en materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno, macro y micronutrientes, metales pesados, etc. Así pues, se encontraron correlaciones entre L^* y los contenidos en materia orgánica y carbono; entre a^* y la conductividad eléctrica, el pH y el contenido en hierro y entre b^* y los contenidos en magnesio.

Palabras clave: lodos de depuradora, materia orgánica, colorimetría, luminosidad, CIELAB.

INTRODUCCION

La acumulación de lodos de depuradora procedentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales es un creciente problema ambiental debido al aumento del número de plantas depuradoras de aguas y de los lodos producidos. En España, la producción de lodos de depuradora en 2009 fue de 1205125 toneladas (en materia seca. El 82,6% de esta cantidad fue destinada a aplicación agrícola (MAGRAMA, 2011). El uso de estos lodos como fertilizantes o como enmendantes del suelo es una solución viable, ya que los lodos contienen un elevado contenido en materia orgánica y nutrientes como nitrógeno y fósforo. Pero su incorporación debe ser llevada a cabo de una forma adecuada, con especial atención a la forma y periodos de aplicación con el objetivo de mejorar las propiedades del suelo, como su estructura y contenido en nutrientes, así como de su actividad microbiana. Previamente a la aplicación agrícola del biosólido, es conveniente disponer de una detallada caracterización analítica del material y del medio receptor con el fin de calcular la dosis de aplicación idónea y hacer un uso eficiente de los mismos en agricultura, cumpliendo los requisitos sanitarios y ambientales (Ramírez et al., 2008;

Fernández et a., 2009; Singh y Agrawal, 2010). Los métodos comúnmente usados se basan en análisis químicos, los cuales tienen costes normalmente elevados y la adquisición de resultados suele llevar bastante tiempo. Por esta razón, se han de desarrollar métodos de análisis simples y baratos mediante los cuales, los residuos orgánicos como los lodos de depuradora puedan ser evaluados, por ejemplo, mediante medidas espectroscópicas en la región del infrarrojo cercano (Galvez-Sola et al., 2009, 2011). Una nueva posibilidad a tener en cuenta viene dada por el estudio de las variables de color CIELAB, definidas por la Commission Internationale de l'Eclairage, las cuales han podido ser utilizadas para caracterizar la composición de la materia orgánica en suelos debido a su uniformidad (CIE, 1995; Sánchez-Marañón et al., 1997, 2004). Los resultados de varios experimentos han revelado que el contenido en carbono orgánico, CaCO3, ácidos húmicos y minerales en suelos están directamente relacionados con las variables de color CIELAB (Sánchez-Marañón et al., 1997, 2004; Spielvogel et al., 2004). En consecuencia, existe la posibilidad de que el uso de las variables de color CIELAB puedan ser usadas para caracterizar la materia orgánica y otros elementos en los lodos de depuradora. Existen pocos estudios o publicaciones sobre este aspecto, destacando los realizados por Khan et al. (2009) y Paradelo at al. (2010). Así pues, el objetivo de este trabajo fue analizar las variables de color CIELAB relacionadas con diferentes parámetros en muestras de lodo de depuradora estableciendo de esta manera una técnica simple, rápida y barata que sirva para evaluar la calidad de estos materiales y estimar propiedades de interés.

MATERIALES Y MÉTODOS

Análisis de las muestras de lodo

Se recolectaron 362 muestras de lodo de depuradora procedentes de 82 depuradoras de la provincia de Alicante desde al año 2001 hasta el 2008. El número de habitantes equivalentes en dicha área es 400.000. Aproximadamente, el caudal tratado por año es de 200 hm^3 y la producción anual de lodos es de 80.000 toneladas. Todas las muestras fueron molidas, homogenizadas y secadas antes de realizar las determinaciones analíticas necesarias. La conductividad eléctrica (CE) y el pH se determinaron en el extracto acuoso 1:10 (p/v). El contenido en materia orgánica total (MOT) fue determinado por pérdida de peso mediante calcinación a 540ºC (MAPA, 1994). El carbono orgánico total (COT) y el nitrógeno total (NT) se analizaron por combustión seca a 650ºC con un analizador elemental (Truspec CN, Leco, St. Joseph, Mich., USA), según Navarro et al. (1991) y Paredes et al. (1996). Tras la digestión de las muestras en microondas con HNO_3, la concentración de P fue analizada mediante espectrofotometría ultravioleta-visible (Kitson y Mellon, 1944), Na y K se analizaron por fotometría de llama y Ca, Mg, Fe, Mn, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Ni y Hg mediante absorción atómica. Todas las determinaciones analíticas se realizaron por cuadruplicado.

Definición de las variables de color CIELAB y medida del color

El espacio de color L* a* b*, también llamado CIELAB, es actualmente uno de los espacios más populares para medir el color y se utiliza ampliamente en numerosos campos, como en la industria alimentaria. En el espacio CIELAB, L* es el parámetro que mide la luminosidad, donde un valor igual a 100 equivale al color blanco, mientras que para el color negro el valor es 0 (CIE, 1995). Asimismo, la variable a* hace referencia al rango de color entre verde y rojo, donde a mayores valores de este parámetro, más roja es la muestra. Valores negativos de este parámetro indican una posición más cercana al verde (CIE, 1995). El parámetro b* indica la posición entre amarillo y azul. Valores positivos indican posicionamiento en el color amarillo y negativos en el azul (CIE, 1995). Todas estas variables de color fueron medidas en las 362 muestras de lodos de depuradora, llenándose por completo una placa tipo petri de cristal de 1,1 cm de altura y 4 cm de diámetro con las diferentes muestras. La lectura del color se realizó con

un espectrofotómetro Minolta CM-2600d (Minolta Camera Co., Osaka, Japan), con iluminante D65 y un ángulo de observación de 10º. Se utilizó un cristal de baja reflectancia (Minolta CR-A51/1829-752) colocado entre las muestras y el espectrofotómetro sin dejar espacios de aire, obteniéndose de esta manera los diferentes valores de L*, a* y b* para cada una de las muestras. Se tomaron 9 medidas de cada lodo, obteniendo posteriormente los valores promedio para cada una de las variables de color.

Análisis estadísticos

La relación entre las variables de color CIELAB y los diferentes parámetros analizados en las muestras de lodos de depuradora fueron realizadas mediante coeficientes de correlación de Pearson usando el software estadístico SPSS, versión 12.0.1 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros analizados en lodos de depuradora

En la **Tabla 1** se muestran los valores medios de los diferentes parámetros analizados en las 362 muestras de lodos de depuradora utilizados en este estudio, incluyendo los valores mínimos y máximos y la desviación estándar para cada uno de ellos. Estos resultados fueron similares a los obtenidos por Pérez Murcia y Moreno Caselles (2007) en más de 300 muestras de lodos de depuradora procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas del sureste español.

Tabla 1. Parámetros analizados en lodos de depuradora.

Parámetro	Rango	Valor medio	DE
pH	3,92-7,73	6,51	0,46
CE (dS/m)	0,5-19,4	2,36	1,66
MOT (%)	14,30-75,56	5348	10,55
COT (%)	11,98-46,27	33,41	6,02
NT (%)	1,16-8,40	4,91	1,42
C/N	2,34-14,3	5,81	2,01
P (%)	0,26-2,35	0,94	0,31
K (%)	0,05-1,27	0,33	0,18
Ca (%)	1,01-24,8	7,41	3,58
Mg (%)	0,10-5,12	0,76	0,57
Na (%)	0,02-4,66	0,26	0,37
Fe (mg kg^{-1})	1007-150549,32	12925,79	24409,82
Mn (mg kg^{-1})	29-836	126,65	88,75
Cd (mg kg^{-1})	0,20-189	7,18	16,02
Cr (mg kg^{-1})	2-32662	561,97	3009,78
Cu (mg kg^{-1})	26-4912	427,26	452,98
Pb (mg kg^{-1})	4-642	119,02	97,00
Zn (mg kg^{-1})	152-2693	836,03	377,25
Ni (mg kg^{-1})	2-1500	46,90	116,26
Hg (mg kg^{-1})	0,01-7,00	0,68	0,86

CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; DE: desviación estándar.

Parámetros CIELAB obtenidos en lodos de depuradora.

Tabla 2. Parámetros CIELAB obtenidos en lodos de depuradora.

Parámetro	Rango	Valor medio	DE
L*	27,32-63,32	44,32	5,09
a*	-0,75-8,22	2,61	0,98
b*	1,61-20,09	9,75	3,25

DE: desviación estándar.

Tabla 3. Coeficientes de correlación entre las variables de color CIELAB y diferentes parámetros analizados en lodos de depuradora.

Parámetros	Coeficientes de correlación de Pearson Variables CIELAB		
	L*	**a***	**b***
pH	0,364**	-0,285**	-0,177**
CE (dS/m)	-0,067	0,216**	0,196**
MOT (%)	-0,305**	-0,078	-0,087
COT (%)	-0,407**	0,070	0,096
NT (%)	-0,351**	-0,011	0,015
C/N	-0,023	0,188**	0,223**
P (%)	-0,227**	0,079	0,195**
K (%)	-0,074	0,087	0,030
Ca (%)	0,424**	-0,109*	-0,073
Mg (%)	0,195**	-0,171**	-0,157**
Na (%)	0,090	0,062	0,143**
Fe (mg kg^{-1})	-0,140**	0,288**	0,191**
Mn (mg kg^{-1})	-0,101	0,186**	0,052
Cd (mg kg^{-1})	-0,166**	0,127*	-0,001
Cr (mg kg^{-1})	-0,151**	0,041	0,025
Cu (mg kg^{-1})	-0,040	-0,182**	-0,025
Pb (mg kg^{-1})	-0,127*	0,065	-0,069
Zn (mg kg^{-1})	-0,031	0,010	0,037
Ni (mg kg^{-1})	-0,022	-0,081	0,01
Hg (mg kg^{-1})	0,041	0,019	-0,148**

*: indica significación a nivel 0,05; **: indica significación a nivel 0,01. CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total.

Como se puede apreciar en la **Tabla 2**, el valor medio de L*, parámetro que mide la luminosidad, fue de 44,32, con un rango de valores comprendidos entre 27,32 y 63,32. Estos resultados indicaron una

mayor tendencia al color negro frente al blanco. En cuanto al parámetro a*, se observó que la mayoría de valores eran de carácter positivo, lo que indicó la tendencia al color rojo. Tan solo en 5 muestras se obtuvieron valores negativos de este parámetro, es decir, se posicionaron en el color verde. Para el parámetro b*, todos los valores obtenidos fueron de signo positivo, por lo que las muestras utilizadas se posicionaron en el color amarillo.

Los cálculos realizados mostraron que la luminosidad L* de las muestras de lodo se correlacionaron con diversos parámetros como pH, MOT, COT, NT, P, Ca, Mg, Fe, Cd, Cr y Pb. A mayor contenido de MOT y COT, menores eran los valores de luminosidad, por lo tanto, más se acercaba al color negro. Pero la relación entre luminosidad y pH fue contraria, a menor pH, mayor eran los valores de luminosidad, ya que en las muestras de lodo empleadas en este estudio, a mayores contenidos de COT y MOT, menor era el pH. Por otra parte, a mayor concentración de NT, menor eran los valores de L*, tal y como ocurría con el contenido en MOT, ya que conforme aumenta el contenido en MOT en los lodos de depuradora, encontramos que mayor fue también la concentración de NT. En cuanto al contenido en P relacionado con la luminosidad, se comprobó que a mayor concentración de P, menores eran los valores de luminosidad. El Ca y el Mg pueden encontrarse en los lodos de depuradora formando parte de la materia inorgánica en forma de carbonatos, como la calcita y la dolomita (González-Corrochano, et al., 2011), los cuales tienen color blanco. De ahí que encontráramos que a mayores contenidos en Ca y Mg, el valor de luminosidad aumentaba. Respecto a la relación con el Fe, a mayor concentración de este elemento, más oscura era la muestra, por lo que el valor de luminosidad era más pequeño. Los metales Cd, Cr y Pb se encuentran mayoritariamente asociados a la materia orgánica de los lodos de depuradora (Fuentes el at., 2004; Peruzzi et al., 2011), razón por la cual también presentaron correlación con la luminosidad.

En cuanto al parámetro a* (posición rojo-verde) se comprobó que estaba correlacionado con el pH, la conductividad eléctrica, la relación C/N y los contenidos en Ca, Mg, Fe, Mn, Cd y Cu. El contenido en Fe y su coloración rojiza se corresponde con la presencia de óxidos de hierro (Jaynes y Zartman, 2005), como la hematita, en los lodos de depuradora (Hernandez et al., 2011). Este mineral (Fe_2O_3) es de color rojo debido a la presencia de Fe (III), de ahí la relación existente con el parámetro cromático a*, siendo de hecho con este elemento con el que la variable a* obtuvo la relación más alta (**Tabla 3**). Metales pesados como el Cd, también pueden asociarse a los óxidos de hierro y Mn, aunque en menor medida que con la materia orgánica, según Peruzzi et al. (2011). Por esta razón, creemos que existió una correlación significativa entre el Cd y los valores positivos del parámetro a*, indicativos del color rojo. El cobre que se encuentra fuertemente asociado a la materia orgánica del lodo, formando complejos muy estables y en menor medida formando parte de las estructuras cristalinas minerales (Amir et al., 2005; Fuentes et al., 2006).

Respecto a la posición entre azul y amarillo, dada por la variable de color b*, se pudo comprobar que estuvo correlacionado con el pH, la conductividad eléctrica, la relación C/N, y los contenidos en P, Mg, Na, Fe y Hg. Según los resultados mostrados en la **Tabla 3**, la relación más alta de esta variable se dio con la relación C/N, al igual que en un estudio realizado por Khan et al. (2009) en muestras de compost.

Los elementos K, Ni y Zn no se correlacionaron con ninguna de las variables de color CIELAB estudiadas, mientras que para el pH, Mg, y Fe se pudieron obtener correlaciones con las tres variables de color estudiadas.

CONCLUSIONES

La utilización de técnicas colorimétricas en el estudio cuali y cuantitativo de matrices ambientales es un campo de investigación en crecimiento, aunque en lo que respecta a lodos de depuradora, la complejidad de la matriz que combina fracciones inorgánicas y orgánicas hace que las correlaciones que se obtienen no sean muy vigorosas. Aunque es necesario realizar estudios más amplios para poder obtener estimaciones útiles para lodos de depuradora, en este trabajo se han podido establecer interacciones significativas entre luminosidad y los contenidos en materia orgánica y carbono, así como entre a^* y la conductividad eléctrica, el pH y el contenido en hierro y entre b^* y los contenidos en magnesio.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economia y Competitividad (antiguo Ministerio de Ciencia e Innovación, AGL2009-12371-C02-01), cofinanciado por el Plan E y por la Generalitat Valenciana (ACOMP/2010/177).

REFERENCIAS

Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Revel, J.C. 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. Chemosphere 59: 801–810.

CIE. 1995. Industrial colour-difference evaluation. Technical report 116/1995 ed. Commission Internationale de l'Eclairage Central Bureau, Vienna, Austria.

Fernández J.M., Plaza C., García-Gil J.C., Polo A. 2009. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. Appl. Soil Ecol. 42: 18-24.

Fuentes, A., Llorens, M., Saez, J., Aguilar, M.I., Belen Perez-Marin, A., Ortuno, J.F., Meseguer, V.F. 2006. Ecotoxicity, phytotoxicity and extractability of heavy metals from different stabilised sewage sludges. Environ. Pollut. 143: 355–360.

Fuentes, A., Llorens, M., Saez, J., Aguilar, M.I., Ortuno, J.F., Meseguer, V.F., 2004. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. J. Hazard. Mater. 108: 161–169.

Galvez-Sola, L., Marhuenda-Egea F.C., Perez-Murcia M.D., Pérez Espinosa A., Moreno-Caselles J., Morales, J., Moral R. Estimation of key agronomic parameters of biosolids by near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). En: Junior, D.D., Dalmédico, G., Palhares, J.C.P. y Fracasso, V. (editores). Proceedings of the II International Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management - II SIGERA, vol. II. Foz do Iguaçu, Brazil.

Galvez-Sola, L., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Bustamante, M.A., Paredes, C. 2009. Effectiveness of near infrared reflectance spectroscopy in the quick evaluation of nitrogen content in sewage sludge. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 40: 726-735.

González-Corrochano, B., Alonso-Azcárate, J., Rodas, M., Barreneche, J.F., Luque, F.J. 2011. Microstructure and mineralogy of lightweight aggregates manufactured from mining and industrial wastes. Constr. Build. Mater. 25: 3591–3602.

Hernandez, A.B., Ferrasse, J.H., Chaurand, P., Saveyn, H., Borschneck, D., Roche, N. 2011. Mineralogy and leachability of gasified sewage sludge solid residues. J. Hazard. Mater. 191: 219–227.

Jaynes, W.F., Zartman, R.E. 2005. Origin of talc, iron phosphates, and other minerals in biosolids. Soil Sci. Soc. Am. J., 69: 1047–1056.

Khan, M.H.I., Ueno, K., Horimoto, S., Komai, F., Someya, T., Inoue, K., Tanaka, K., Ono Y. 2009. CIELAB color variables as indicators of compost stability. Waste Manage. 29: 2969-2975.

Kitson, R.E. y Mellon, M.G. 1944. Colorimetris determination of P as molybdovanadate phosphoric acid. Ind. Eng. Chem. Anal. Ed. 16: 379-383.

MAGRAMA. 2011. Perfil Ambiental de España 2010. Informe basado en indicadores. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/informacion-ambiental-indicadores-ambientales/indicadores-ambientales-perfil-ambiental-de-espana/

MAPA. 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ed. Secretaría General Técnica. Madrid.

Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A. y Bernal, M.P. 1991. An automatic microanálisis method for the determination of organic carbon in wastes. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 22: 2137-2144.

Paradelo, R., Prieto, B., Moldes, A.B., Barral, M.T. 2010. Monitoring winery waste composting by means of colour measures. Óptica Pura y Aplicada, 43: 235-243.

Paredes, C., Bernal, M.P., Roig, A., Cegarra, J., Sánchez-Monedero, M.A. 1996. Influence of the bulking agent on the degradation of olive-mill wastewater sludge during composting. Inter. Biodeter. Biodegr. 38: 205-210.

Pérez Murcia, M.D., Moreno Caselles, J. 2008. Residuos urbanos. En Moreno, J. y Moral, R. (editores). Compostaje. Mundi-Prensa. Madrid. España. pp. 467-488.

Peruzzi. E., Masciandaro, G., Macci, C., Doni, S., Mora Ravelo, S.G., Peruzzi, P., Ceccanti, B. 2011. Heavy metal fractionation and organic matter stabilization in sewage sludge treatment wetlands. Ecol. Eng. 37: 771–778.

Ramírez W.A., Domene X., Ortiz O., Alcañiz J.M. 2008. Toxic effects of digested, composted and thermally-dried sewage sludge on three plants. Bioresour. Technol. 99: 7168-7175.

Sánchez-Marañón, M., Delgado, G., Melgosa, M., Hita, E., Delgado, R. 1997. CIELAB color parameters and their relationship tos oil characteristics in Mediterranean red soils. Soil Sci. 162: 833-842.

Sánchez-Marañón, M., Soriano, M., Melgosa, M., Delgado, G., Delgado, R. 2004. Quantifying the effects of aggregation, particle size and components on the colour of Mediterranean soils. Eur. J. Soil Sci. 55: 551-565.

Singh R.P., Agrawal M. 2010. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. Ecotox. Environ. Safe. 73: 632-641.

Spielvogel, S., Knicker, H., Kögel-Knaber, I. 2004. Soil organic matter composition and soil ightness. J. Plant Nutr. Soil Sci. 164: 545-555.

DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN SUELOS VITIVINÍCOLAS DE LA D.O. PROTEGIDA ALICANTE Y ESTIMACIÓN DE NECESIDADES DE REPOSICIÓN

Paredes, C.*; Martínez-Sabater, E.; Agulló Ruíz, E.; Pérez-Murcia, M.D.; Pérez Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Parra, G.; García-González, A.

Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández. Ctra. Beniel, km 3,2, 03312, Orihuela (Alicante), ESPAÑA

**Correo electrónico: c.paredes@umh.es*

Resumen

En este estudio se seleccionaron 61 parcelas de muestreo distribuidas en diferentes zonas de la D.O. Protegida de Alicante. Para llevar a cabo el muestreo de suelo, cada parcela se dividió en zonas de características uniformes y de superficie inferior a 2 hectáreas. Se tomó el número de submuestras de suelo necesarias en cada zona, para que la muestra fuera lo más representativa posible de toda esta zona. En cada muestreo se tomaron muestras con una sonda entre: 0-30 cm de profundidad. Los parámetros determinados en los suelos fueron: granulometría, textura, pH, conductividad eléctrica, porcentajes de caliza activa y de materia orgánica, y capacidad de intercambio catiónico. Todos los suelos presentaron un predominio de arena frente a las fracciones de limo y arcilla, observándose tres clases texturales: arenosa, arenofranca y francoarenosa. La mayoría de los suelos estudiados presentaron valores de pH < 8,5, valores bajos de conductividad eléctrica y altos porcentajes de caliza activa. Finalmente, en la mayor parte de los suelos muestreados el contenido de materia orgánica (MO) fue muy bajo MO < 1,25 %) o bajo (MO entre 1,25-2,00 %), con capacidades de intercambio catiónico también bajas. Los bajos valores de estos parámetros indicaron la necesidad de reposición de materia orgánica para contrarrestar los factores que la reducen en el suelo.

Palabras clave: suelos vitivinícolas, Denominación de Origen Protegida de Alicante, propiedades físicas, físico-químicas y químicas del suelo.

INTRODUCCIÓN

La mayor parte de los suelos vitivinícolas están muy degradados en función de los siguientes factores; su bajo contenido y pérdida progresiva de materia orgánica, que contribuye al aumento de la erosión y la disminución de nutrientes para la planta (Le Bissonnais et al., 2007; Martinez-Casasnovas y Ramos, 2009), acumulación de metales y de compuestos orgánicos potencialmente tóxicos (Chaignon et al., 2003; Komarek et al., 2010) y la compactación del suelo debido al empleo de maquinaria pesada, de forma frecuente en las labores mecánicas de cultivo (Coulouma et al., 2006). Además, en la producción de vino, el suelo es considerado, junto con el clima, como un componente clave del "terroir" (Van Leeuwen et al., 2004), que puede influir en la calidad del vino (Van Leeuwen y Seguin, 2006). La calidad del suelo generalmente es evaluada por la interpretación de indicadores físicos, químicos o biológicos. Entre estos indicadores los más empleados por los viticultores son la densidad aparente, el pH, la disponibilidad de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg) y el contenido de materia orgánica (Coll et al., 2011). De este modo, el aumento de la materia orgánica de los suelos vitivinícolas es de gran importancia para la mejora de la calidad del suelo, debido a que se aportan al suelo elementos nutritivos que necesita la planta en baja concentración y de lenta asimilación, mejora la estructura del suelo, aumenta su capacidad de retención de agua y la aireación y posibilita el desarrollo y la acción de la flora microbiana responsable de las indispensables transformaciones biológicas (Morlat y Chaussod, 2008; Bustamante et al., 2011).

Se estima que el viticultor deberá alcanzar y mantener durante el período productivo del viñedo un nivel mínimo de materia orgánica de aproximadamente un 2% (Hidalgo, 2002). Sin embargo, los suelos del sureste español, donde se encuentra la Denominación de Origen (D.O.) Protegida Alicante, se caracterizan por tener bajos contenidos de materia orgánica (< 2% (Zdruli et al., 2004)). Por otra parte, el actual interés por el cambio climático unido a la emisión de gases efecto invernadero, acentúa la importancia del secuestro de carbono en el suelo. Lal (2004) indicó que anualmente son emitidos a la atmósfera 1,14 Pg de C procedente del suelo. Esta pérdida de C del suelo se acentúa en los suelos vitivinícolas de la D. O. Protegida Alicante, los cuales son generalmente de textura gruesa, sin cubierta vegetal, con una reposición de materia orgánica baja y con laboreo intenso. De esta manera, una gestión racional de la materia orgánica de los suelos vitivinícolas es muy importante para mantener o mejorar las propiedades del suelo, sin efectos sobre el medio ambiente o la calidad del vino (Morlat y Chaussod, 2008). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la composición físico-química y química de los suelos de la Denominación de Origen Protegida de Alicante, y particularmenteel nivel de materia orgánica, con el fin de estimar las necesidades de reposición de la misma.

MATERIAL Y MÉTODOS

Lugar de estudio y muestreo de suelos

Para este estudio se seleccionaron 61 parcelas vitivinícolas distribuidas en diferentes zonas incluidas dentro de la Denominación de Origen Protegida Alicante, en la proporción que se muestra en la **Tabla 1**. La localización de estas parcelas se muestra en la **Figura 1**. Para llevar a cabo el muestreo de suelo, cada parcela se dividió en zonas de características uniformes y de superficie inferior a 2 hectáreas. Se tomó el número de submuestras de suelo (a una profundidad de 0 - 30 cm) necesarias en cada zona para que la muestra fuera lo más representativa posible de toda esta zona. Todas las submuestras se mezclaron bien y posteriormente se tomaron de 2 a 3 kg de suelo, que se metieron en una bolsa bien cerrada y etiquetada. Los parámetros determinados en los suelos fueron: granulometría, textura, pH, conductividad eléctrica, porcentajes de caliza activa y de materia orgánica, y capacidad de intercambio catiónico.

Métodos analíticos

Las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente y posteriormente se tamizaron (Ø < 2 mm). La granulometría se determinó mediante el método del densímetro de Bouyoucos (Moreno-Caselles et al., 2003). Para la determinación de la clase textural se utilizó el diagrama triangular de texturas (criterio USDA) (Moreno-Caselles et al., 2003). El pH y la conductividad eléctrica (CE) se midieron en los extractos acuosos 1:2,5 and 1:5 (p/v), respectivamente (MAPA, 1994). El porcentaje de caliza activa se determinó mediante su extracción con oxalato amónico, dando un precipitado de oxalato de calcio. El oxalato de amonio en exceso, que no ha reaccionado con la caliza activa del suelo, se valoró con $KMnO_4$ en caliente (MAPA, 1994). El carbono oxidable del suelo se determinó mediante el método Walkley-Black, (1934) modificado por Yeomans y Bremner (1989).El contenido de materia orgánica se calculó multiplicando el porcentaje de carbono orgánico por el coeficiente de Van Bemmelen (1,724). Para el cálculo del porcentaje de carbono orgánico se multiplicó el porcentaje de carbono oxidable por el factor de recuperación de la técnica seguida, que en este caso es de 1,29 (MAPA, 1994). La determinación de tras desplazamiento con acetato de amonio (MAPA, 1994). la capacidad de intercambio catiónico se basó en la saturación del suelo con sodio y su posterior medida

Tabla 1. Zonas y parcelas muestreadas en la Denominación de Origen Protegida Alicante.

Zona	Parcelas muestreadas
Carretera de El Puerto-Salinas	20
Carretera de Yecla	16
Benajama	5
Sax-Castalla- Paraje La Torre	10
Almansa-Los Almendros	10

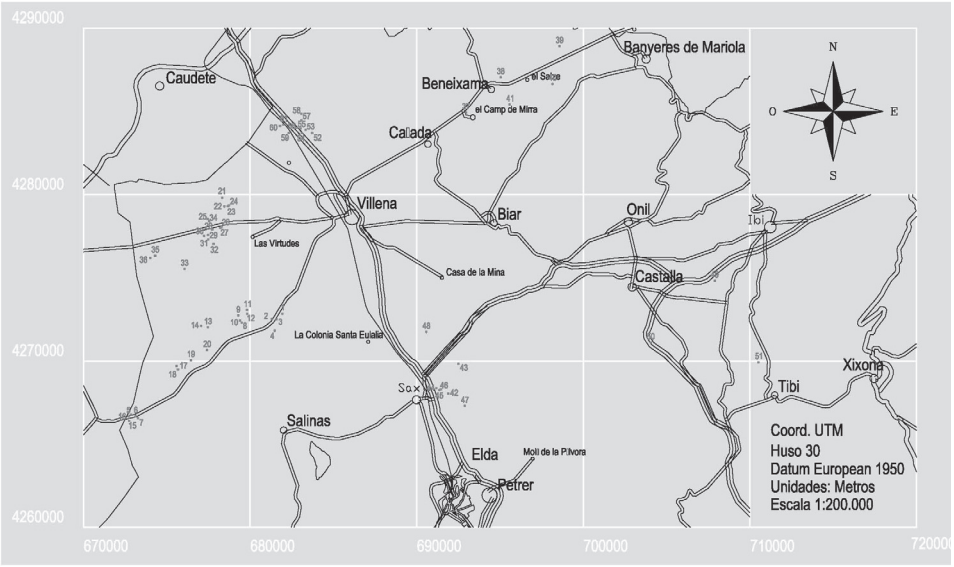


Figura 1. Localización de las parcelas muestreadas incluidas dentro de la Denominación de Origen Protegida Alicante.

Métodos estadísticos

En los suelos muestreados se realizó un análisis de la varianza de una vía (ANOVA), para comprobar si existían diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de cada parámetro estudiado entre las distintitas zonas de estudio de la Denominación de Origen Protegida Alicante. En dicho ANOVA el factor considerado como independiente fue la zona. En el caso en el que la F-ANOVA mostró cierta significación, se empleó la prueba Tukey-b como prueba post-hoc para evaluar las diferencias entre las medias específicas, mostrándose en los resultados mediante el empleo de letras para una probabilidad del 95% ($P < 0,05$). Para el análisis de datos procedentes del estudio se usó el Programa estadístico SPSS Statistics versión 20.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todos los suelos presentaron un predominio de arena frente a las fracciones de limo y arcilla (**Tabla 2**), observándose tres clases texturales: Arenosa, Areno-franca y Franco-arenosa (datos no mostrados). Por lo tanto, estos suelos son suelos sueltos de poca cohesión, con una organización particulada, escasa capacidad de retención de agua y nutrientes, con una elevada porosidad y permeabilidad, que facilita el drenaje y de este modo su desecación; son fácilmente penetrables por el sistema radicular y de fácil laboreo. Además, son suelos calientes que adelantan la maduración de la uva. Los terrenos más adecuados para el cultivo de la vid son los suelos areno-francos, así como los suelos arenosos, teniendo estos últimos una gran resistencia filoxérica (Hidalgo, 2002). La materia orgánica de estos suelos se mineraliza muy fácilmente, lo cual puede relacionarse con su textura gruesa. Diferentes autores han observado que el contenido de arcilla influye en la mineralización de la materia orgánica del suelo, protegiéndola de la degradación (Hernández et al., 2002; Bustamante et al., 2007). Respecto al estudio conjunto de estos parámetros en las distintas zonas estudiadas, se puede observar que se encontraron diferencias estadísticas entre los porcentaje medios de arena, limo y arcilla entre las diferentes zonas de estudio (**Tabla 2**).

Tabla 2. Valores medios, intervalo de valores y coeficiente de variación (CV) del porcentaje de arena, limo y arcilla según la zona estudiada.

Zona	% arena			% limo			%.arci-lla		
	Media	CV (%)	Intervalo	Media	CV (%)	Intervalo	Media	CV (%)	Intervalo
Ctra. El Puerto-Salinas	84,4 ab	5,3	76,6-90,8	6,0 ab	65,1	1,3-13,9	9,6 ab	21,1	6,3-14,2
Ctra. Yecla	84,2 ab	6,9	75,7-93,3	6,3 ab	39,4	2,0-9,0	9,5 ab	40,0	4,5-15,7
Benajama	79,4 a	7,2	75,3-86,5	7,9 ab	47,5	3,1-13,0	12,7 b	22,2	9,9-16,2
Sax-Castalla-Paraje de La Torre	82,9 a	9,4	72,6-92,4	10,0 b	72,7	1,8-22,9	7,1 a	57,1	1,8-13,0
Almansa-Los Almendros	89,9 b	5,5	81,0-95,1	3,1 a	38,6	0,9-4,5	7,0 a	69,3	3,6-14,8
F-Anova	3,521*			3,854**			3,134*		

**,*: significativo a P< 0,01, P<0,05, respectivamente.

Valores medios seguidos de la misma letra no son significativos (P < 0,05) entre zonas.

La mayoría de los suelos estudiados presentaron valores de pH < 8,5, clasificándose como básicos (**Figura 2**). Sin embargo, algunos suelos de las zonas Ctra. El Puerto-Salinas, Sax- Castalla-Paraje La Torre y Almansa-Los Almendros tuvieron valores de este parámetro mayores de 8,5, pasando de este modo a clasificarse como ligeramente alcalinos (Porta et al., 2003). Para el cultivo de la vid es recomendable que el pH del suelo no sea excesivamente alto, ya que conforme aumenta el pH del suelo disminuye la disponibilidad de Cu, Mn, Fe y Zn, produciéndose la llamada “clorosis férrica” (carencia de hierro) que aparece en vides cultivadas en suelos básicos (White, 2009). En la **Tabla 3** se muestran los valores medios de pH en las distintas zonas estudiadas. No se encontraron diferencias significativas en los valores de este parámetro según la zona muestreada. Este hecho puede deberse a que estos suelos se encontraban dentro del diapiro salino triásico que se sitúa entre Villena y Sax. Este diapiro es una estructura geológica intrusiva, formada por masas de evaporitas (sales, anhidrita y yesos) que proceden de niveles estratigráficos muy plásticos (sobre todo del Keuper).. En relación a los valores medios de este parámetro en las zonas estudiadas, se observó que no se encontraron diferencias significativas en estos valores entre las zonas Ctra. El Puerto-Salinas, Ctra. Yecla, Benajama y Almansa-Los Almendros (**Tabla 3**), teniendo todas estas zonas valores de conductividad eléctrica óptimos para el cultivo de la vid. Sin embargo, la zona de Sax-Castalla-Paraje de La Torre presentó los valores más altos de salinidad, encontrándose un coeficiente de variación también muy alto, debido a que los suelos cercanos a Sax

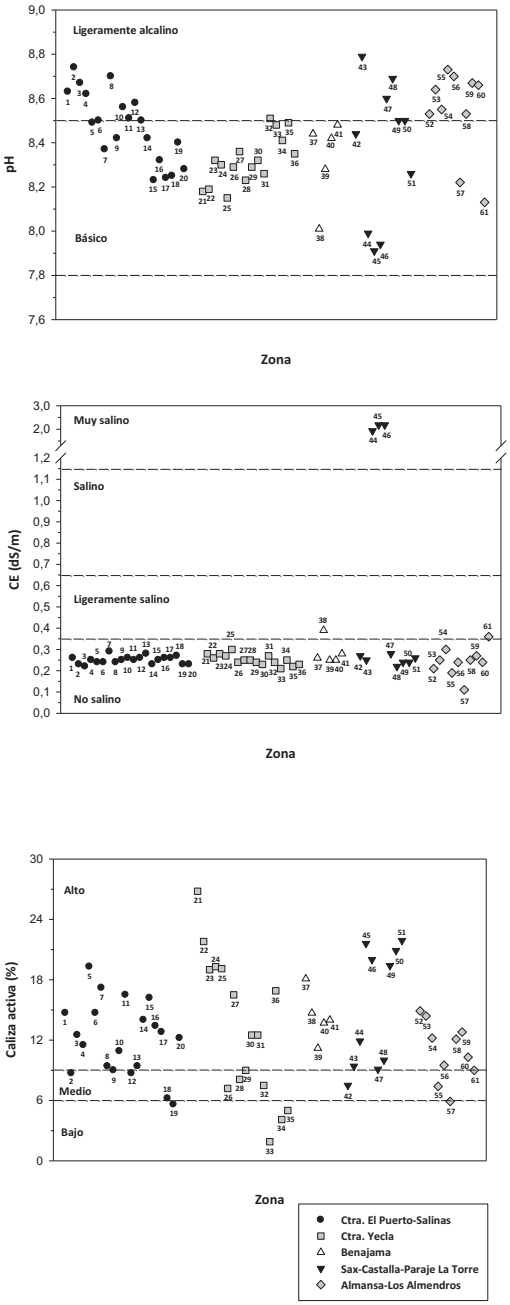


Figura 2. Valores de pH, conductividad eléctrica (CE) y porcentaje de caliza activa de las parcelas muestreadas dentro de las diferentes zonas de la Denominación de Origen Protegida Alicante.

tuvieron un contenido salino elevado en comparación con el resto de suelos muestreados dentro de esta zona. A pesar de ello, ninguno de los suelos estudiados presentó un contenido en sales limitante para el cultivo de la vid (CE>2,5 dS/m) (Hidalgo, 2002).

La mayoría de los suelos estudiados mostraron un contenido alto de caliza activa > 9% (Yánez, 1989) (**Figura 2**).Un exceso de carbonato cálcico total equivalente y específicamente de caliza activa (fracción de carbonatos susceptible de solubilizarse en la disolución acuosa de CO_2 que existe en el suelo) produce un gran debilitamiento de los viñedos no resistentes, como consecuencia de una acusada clorosis (Hidalgo, 2002). En la **tabla 4** se muestran los porcentajes medios de caliza activa de las zonas estudiadas, no encontrándose diferencias significativas en los porcentajes medios de este parámetro entre las diferentes zonas de estudio.

Tabla 3. Valores medios de pH, conductividad eléctrica (CE), caliza activa, intervalo de valores y coeficiente de variación (CV) según la zona estudiada.

Zona	pH			CE (dS/m)			Caliza activa (%)		
	Media	CV (%)	Intervalo	Media	CV (%)	Intervalo	Media	CV (%)	Intervalo
Ctra. El Puerto-Salinas	8,5 a	1,9	8,2-8,7	0,25 a	7,2	0,22-0,29	12 a	30,4	6-19
Ctra. Yecla	8,3 a	1,3	8,2-8,5	0,25 a	9,6	0,21-0,30	13 a	55,6	2-27
Benajama	8,3 a	2,3	8,0-8,5	0,29 a	20,8	0,25-0,39	14 a	17,3	11-18
Sax-Castalla-Paraje de La Torre	8,4 a	3,8	7,9-8,8	0,81 b	111,1	0,22-2,18	15 a	39,7	8-22
Almansa-Los Almendros	8,5 a	2,4	8,1-8,7	0,24 a	27,3	0,11-0,36	11 a	27,2	6-15
F-Anova	$2{,}801^{NS}$			$4{,}935^{**}$			$1{,}096^{NS}$		

**, ^{NS}: significativo a P<0,01; no significativo, respectivamente.

Valores medios seguidos de la misma letra no son significativos (P < 0.05) entre zonas.

En la mayoría de los suelos los contenidos de MO fueron muy bajos (MO< 1,25 %) o bajos (MO entre 1,25-2,00 %) (Yánez, 1989) (**Figura 3**). Este hecho puede ser debido a que en los suelos de texturas gruesas la materia orgánica se mineraliza muy fácilmente, y a que son suelos sin cubierta vegetal, con una reposición de materia orgánica baja y con laboreo, como se ha comentado anteriormente. La materia orgánica mejora la fertilidad del suelo y en el caso del cultivo de la vid, los suelos deben de tener un mínimo porcentaje de MO estimado sobre un 2%. Sin embargo, los suelos ricos en materia orgánica (MO> 3%) son menos aptos para este cultivo, ya que esto aunque favorece la obtención de grandes producciones, las calidades del fruto y del mosto obtenidas son bajas (Hidalgo, 2002). Las necesidades de reposición de materia orgánica en los suelos vitivinícolas han sido observadas por varios autores. Bustamante et al. (2011), en un experimento a largo tiempo de aplicación de estiércol y compost a suelos vitivinícolas calizos, estimaron que la materia orgánica del viñedo debería de reponerse cada tres años como mínimo para mejorar la fertilidad del suelo, lo cual reportará también beneficios para la planta. De acuerdo con estos autores, la dosis de aplicación del abonado orgánico debería de ser de unas 18t/ha de estiércol o de compost cada tres años. Morlat y Chaussod (2008) en un experimento de adición de abonado orgánico a suelos vitivinícolas, con estiércol, poda de vid o sustrato post-cultivo de hongos comestibles en las dosis de 2 t/ha a 20 t/ha al año, observaron que las dosis bajas de abonado mejoraron o mantuvieron durante más tiempo los contenidos de materia orgánica del suelo

sin producir efectos adversos al medio ambiente, derivados de la lixiviación de nutrientes o la emisión de gases efecto invernadero. En relación con los porcentajes medios de materia orgánica de los suelos de las zonas estudiadas, no se encontraron diferencias significativas en los valores de este parámetro en los suelos de las zonas Ctra. El Puerto-Salinas, Ctra. Yecla, Benajama y Almansa-Los Almendros (**Tabla 5**). Sin embargo, los suelos de la zona de Sax-Castalla-Paraje de La Torre mostraron los valores más altos de materia orgánica. Este hecho podría estar relacionado con los diferentes programas de fertilización orgánica llevados a cabo según la bodega o el viticultor. La mayoría de los suelos estudiados presentaron una capacidad de intercambio catiónico (CIC) débil (CIC entre 5-10 meq/100g) (Saña et al., 1996) (**Figura 3**). Estos bajos valores de CIC posiblemente se debieron a que el contenido de arcillas y de materia orgánica de los suelos también fue bajo, como se ha comentado anteriormente. En la **Tabla 5** se muestran los valores medios de CIC de las zonas estudiadas. Los suelos de las zonas de Ctra. Yecla y Sax-Castalla-Paraje de La Torre tuvieron valores medios de CIC intermedios en comparación con aquellos de las zonas de Ctra. El Puerto-Salinas, Benajama y Almansa-Los Almendros.

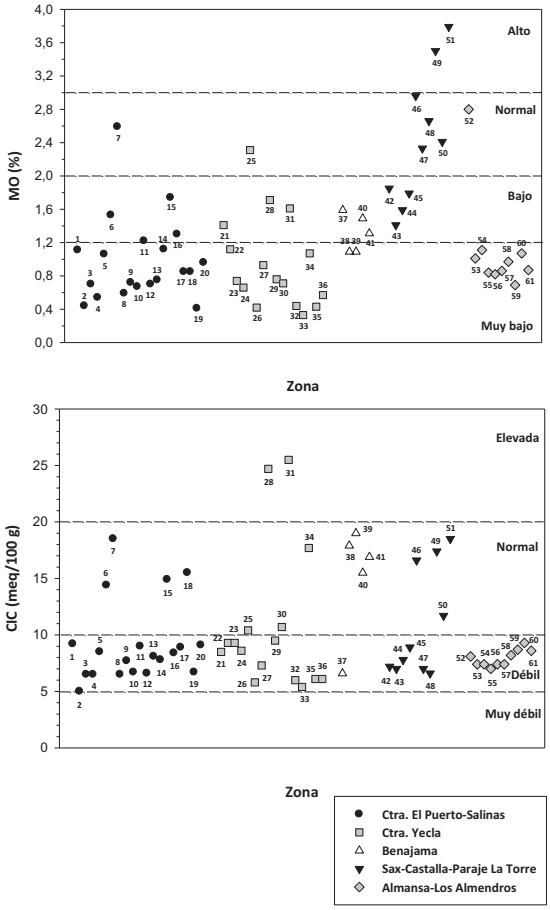


Figura 3. Porcentaje de materia orgánica (MO) y valores de capacidad de intercambio catiónico (CIC) de las parcelas muestreadas dentro de la Denominación de Origen Protegida Alicante.

Tabla 5. Porcentajes medios de materia orgánica (MO), valores de capacidad de intercambio catiónico (CIC) intervalo de valores y coeficiente de variación (CV) según la zona estudiada.

Zona	MOC (%)			CIC(meq/100g)		
	Media	CV (%)	Intervalo	Media	CV (%)	Intervalo
Ctra. El Puerto-Salinas	0,99 a	51,9	0,41-2,59	9,2 a	39,4	5,0-18,5
Ctra. Yecla	0,95 a	58,7	0,33-2,31	10,7 ab	59,6	5,4-25,5
Benajama	1,31 a	17,3	1,09-1,59	15,2 b	32,7	6,6-19,0
Sax-Castalla-Paraje de La Torre	2,43 b	33,1	1,41-3,79	10,9 ab	44,3	6,6-18,5
Almansa-Los Almendros	1,10 a	55,2	0,69-2,80	8,0 a	9,4	7,0-9,3
F-Anova	12,372***			2,412*		

***, *: significativo a P<0,001, P<0,05, respectivamente.
Valores medios seguidos de la misma letra no son significativos (P < 0.05) entre zonas.

CONCLUSIONES

De los datos obtenidos se puede concluir que los suelos estudiados de la Denominación de Origen Protegida Alicante tuvieron una granulometría y textura adecuada para el cultivo de la vid, ya que la mayoría de los suelos se clasificaron como areno-francos y arenosos. Este tipo de suelos reduce la proliferación de hongos fitopatógenos debido a que son suelos con escasa capacidad de retención de agua y con una elevada porosidad y permeabilidad que facilita el drenaje. También, el contenido de sales de los suelos estudiados fue bajo y no se alcanzó en ninguna zona valores de conductividad eléctrica limitante para el cultivo de la vid. Sin embargo, los valores de pH y el porcentaje de caliza activa de estos suelos fueron altos, como es normal en los suelos calcáreos que predominan en el sureste español. Estos factores conllevan a la necesidad de la fertilización del suelo con sales de hierro para reducir la llamada “clorosis férrica” (carencia de hierro) que aparece en vides cultivadas en este tipo de suelos. Finalmente, la mayoría de los suelos estudiados presentaron un contenido de materia orgánica y valores de capacidad de intercambio catiónico no adecuados para el cultivo de la vid. Estos parámetros fueron muy bajos, indicando la necesidad de reposición de materia orgánica para contrarrestar los factores que la reducen en el suelo tales como, la ausencia de cubierta vegetal, la alta mineralización de la fracción orgánica debido a que son suelos con textura gruesa y con laboreo y la toma de nutrientes por parte del cultivo.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Denominación de Origen Protegida Alicante mediante un Contrato para Actividades de Asesoramiento y Asistencia técnica entre la Universidad Miguel Hernández de Elche y esta entidad.

REFERENCIAS

Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J. 2007. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. Bioresource Technology 98: 3269-3277.

Bustamante, M.A., Said-Pullicino, D., Paredes, C., Moral, R. 2011. Application of winery and distillery waste composts to a Jumilla (SE Spain) vineyard: Effects on the characteristics of a calcareous sandy-loam soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 140: 80-87.

Chaignon, V., Sanchez-Neira, I., Herrmann, P., Jaillard, B., Hinsinger, P. 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. Environ. Pollut. 123: 229–238.

Coll, P., Le Cadrea, E., Blanchartb, E., Hinsingerc, P., Villenaveb, C. 2011. Organic viticulture and soil quality: A long-term study in Southern France. Applied Soil Ecology 50: 37– 44.

Coulouma, G., Boizard, H., Trotoux, G., Lagacherie, P., Richard, G. 2006. Effect of deep tillage for vineyard establishment on soil structure: a case study in Southern France. Soil Tillage Res. 88: 132–143.

Cros, S.A. 1983. Manual de suelos vegetales y aguas de riego. Servicio Agronómico.

Hernández, T., Moral, R., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., García, C. 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. Bioresource Technology 83: 213-219.

Hidalgo, L. 2002. Tratado de viticultura. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Komarek, M., Cadkova, E., Chrastny, V., Bordas, F., Bollinger, J.C. 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: a review of environmental and toxicological aspects. Environment International 36: 138–151.

Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123: 1-22.

Le Bissonnais, Y., Blavet, D., De Noni, G., Laurent, J.Y., Asseline, J., Chenu, C. 2007. Erodibility of Mediterranean vineyard soils: relevant aggregate stability methods and significant soil variables. Eur. J. Soil Sci. 58: 188–195.

MAPA 1994. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ed. Secretaría General Técnica, Madrid.

Martinez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C. 2009. Soil alteration due to erosion, ploughing and levelling of vineyards in north east Spain. Soil Use Manage. 25: 183–192.

Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., Moral Herrero, R., Pérez Espinosa, A. Paredes Gil, C. 2003. Manual de técnicas de laboratorio para análisis de aguas, suelos, residuos orgánicos y plantas. Editorial Universidad Miguel Hernández, Elche.

Morlat, R., Chaussod, R. 2008. Long-term additions of organic amendments in a Loire Valley vineyard. I. Effects on properties of a calcareous sandy soil. American Journal of Enology and Viticulture 59: 353-363.

Porta J., López-Acevedo, M, Roquero, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Saña, J., More, J. C., Cohí, A. 1996. La gestión de la fertilidad del suelo. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica, Madrid.

Van Leeuwen, C., Friant, P., Chone, X., Tregoat, O., Koundouras, S., Dubourdieu, D. 2004. Influence of climate, soil, and cultivar on terroir. Am. J. Enol. Vitic. 55: 207–217.

Van Leeuwen, C., Seguin, G. 2006. The concept of terroir in viticulture. J. Wine Res. 17: 1–10.

Walkley, A., Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.

White, R.E. 2009. Understanding vineyard soils. Oxford University Press, New York.

Yanez, J. 1989. Análisis de suelos y su interpretación. Horticultura, 49: 75-89.

Yeomans, J., Bremner, J.M. 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Comunications in Soil Science and Plant Analysis 19: 1467-1476.

Zdruli, P., Jones, R.J.A., Montanarella, L. 2004. Organic matter in the soils of Southern Europe. European Soil Bureau Research Report Nº 15. OOP EC, EUR 21083 EN, Luxembourg.

ESTIMACIÓN DE FRACCIONES NITROGENADAS EN SUELOS ENMENDADOS CON BIOSOLIDOS MEDIANTE ESPECTROSCOPÍA EN EL INFRARROJO CERCANO (NIRS)

Gálvez Sola, L.[1]; Paredes Gil, C.[1]; Pérez Murcia, M.D.[1]; Pérez Espinosa, A.[1]; Moreno Caselles, J.[1]; Marhuenda-Egea, F.C.[*2]; Moral Herrero, R.[1]

[1]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Escuela Politécnica Superior de Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312 Orihuela (Alicante), España.

[2]Departamento de Agroquímica y Bioquímica, Universidad de Alicante. Ap. 99, E-03080 Alicante, España

[*]Correo electrónico: frutos@ua.es

RESUMEN

La agricultura demanda cada vez más cantidad de materia orgánica como enmienda de los suelos cultivados. Una forma de incorporar materia orgánica al suelo agrícola es mediante la aplicación de lodos de depuradora, siendo éste el destino de más del 80% de los lodos de depuradora generados en España. Su aplicación y dosificación está mediatizada por la entrada de nitrógeno total al sistema agrícola, con el fin de prevenir potenciales contaminaciones de las capas freáticas. En este sentido y debido a la composición heterogénea de los lodos, y al diferente comportamiento de estos residuos en función del tipo de suelo, seria necesario conocer la dinámica de mineralización del N presente en el lodo mediante experimentos de incubación en condiciones controladas, constituyendo este tipo de ensayos el rango máximo de mineralización. Adicionalmente, la rápida estimación de las fracciones orgánicas e inorgánicas del N en un suelo enmendado con lodo mediante espectroscopia en el infrarrojo cercano (NIRS) podría contribuir de forma significativa al estudio de la dinámica nitrogenada en el suelo y por tanto a las decisiones de dosificación y gestión agronómica de los lodos de depuradora. En este experimento se estudió la dinámica de mineralización del nitrógeno en 14 sistemas distintos suelo-lodo, obtenidos mediante la combinación de siete lodos de distinta procedencia, y dos tipos de suelo de diferente textura. Estos sistemas fueron incubados durante 240 días y muestreados en 6 ocasiones, obteniéndose al final del experimento datos relativos al contenido en nitrógeno total, orgánico, amónico y nítrico. En paralelo, cada muestra de suelo incubado fue escaneada mediante NIRS. En este estudio, se obtuvieron modelos de estimación NIRS para los contenidos de N total, orgánico y las fracciones de N (nitrato y amonio). Se consiguieron coeficientes de iguales o cercanos a 0,90 en la mayoría de los casos propuestos, por lo que se puede considerar la espectroscopía NIRS como una buena herramienta predictiva de las fracciones de nitrógeno en suelos enmendados, con la ventaja de su rapidez y de no tener que recurrir a técnicas tradicionales de laboratorio.

Palabras clave: lodos, suelo, NIRS, estimación, nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

La promoción de los procesos de depuración de aguas residuales ha agravado los problemas de almacenamiento y gestión de los lodos generados después del tratamiento de las aguas residuales. Tras la reducción del contenido de humedad y el tratamiento de los lodos de depuradora, los principales destinos de estos residuos son el uso agrícola, la incineración con recuperación de energía y la

eliminación en vertedero. En España, la producción de lodos de depuradora en 2009 fue de 1205125 toneladas (en materia seca). El 82,6% de esta cantidad fue destinada a aplicación agrícola (MAGRAMA, 2011).

La incorporación de estos biosólidos a los suelos agrícolas debe ser llevada a cabo de una forma adecuada, con especial atención a la forma y periodos de aplicación con el objetivo de mejorar las propiedades del suelo, como su estructura y contenido en nutrientes, así como de su actividad microbiana. Los microorganismos del suelo tienen un papel clave en el movimiento de nutrientes para las plantas y la materia orgánica en el mantenimiento de la estructura del suelo (Odlare et al., 2011). Pero a pesar de estos beneficios, existen ciertas desventajas, como el riesgo para la salud de seres humanos y animales debido a la presencia de xenobióticos y microorganismo patógenos (Gaspar y Schwatzbrod, 2003). Por otra parte, los problemas de contaminación pueden surgir por la presencia de metales pesados tóxicos que se movilizan a la solución del suelo y son tanto absorbidos por las plantas como transportados en el agua de drenaje (Dai et al., 2006). Después de la separación de los biosólidos de las aguas residuales, los lodos cuyo destino sea la aplicación agrícola deben ser tratados, entre otras cosas para reducir su contenido en microorganismos patógenos y estabilizar la materia orgánica, a través de una serie de procesos que pueden incluir entre ellos la digestión anaerobia o el compostaje. Cada uno de estos procesos afecta tanto a patógenos como a los contaminantes orgánicos presentes en los lodos (Rogers et al., 1996), por lo que el potencial contaminante es menor después de un tratamiento adecuado. Previamente a la aplicación agrícola del biosólido, es conveniente disponer de una detallada caracterización analítica del material y del medio receptor con el fin de calcular la dosis de aplicación idónea y hacer un uso eficiente de los mismos en agricultura, cumpliendo los requisitos sanitarios y ambientales (Ramírez et al., 2008; Fernández et al., 2009; Singh y Agrawal, 2010).

En este sentido, los ensayos de mineralización del lodo en condiciones controladas de laboratorio aportan información muy valiosa sobre la dinámica y evolución de diferentes parámetros, tasas de mineralización, etc. Pero llevar a cabo este tipo de ensayos supone el empleo de un elevado periodo de tiempo, tanto para llevar a cabo la incubación de las muestras de suelo enmendado como para analizar todas las muestras. Es por esto que se hace necesario desarrollar metodologías más efectivas en cuanto a costes y tiempo en el campo del análisis de suelos. Existe una demanda de obtención rápida de datos para ser usados en estudios de monitorización ambiental, de evaluación de calidad de suelos agrícolas o forestales. Por esta razón, la espectroscopía en el infrarrojo cercano (NIRS) está considerada como un complemento (a veces incluso un sustituto) de los métodos de análisis convencionales.

Esta técnica relaciona la composición química de la muestra a analizar con su absorción de energía por parte de los enlaces covalentes presentes en la materia orgánica en la zona del infrarrojo cercano (780-2500 nm, rango equivalente a 12500-4000 cm^{-1}, expresados como número de onda), por lo que se hacen necesarios análisis de regresión para obtener una ecuación de calibración con la que extraer la información espectral relacionada con el analito considerado. Una vez desarrollada una calibración para el parámetro de nuestro interés, se puede llevar a cabo una estimación de dicho parámetro de forma rápida (1 minuto aproximadamente), muy sencilla y sin recurrir a las técnicas clásicas de laboratorio y por tanto, sin consumir reactivos químicos, lo que supone un beneficio tanto ambiental como económico. Hoy en día, la técnica NIRS así como sus posibles combinaciones con otras técnicas espectroscópicas similares, está siendo muy utilizada en el campo de los análisis ambientales, por ejemplo, el la estimación del carbono en suelos (Cozzolino y Morón, 2006; Ludwig et al., 2002; Reeves et al., 2006; Fuentes et al., 2012), del nitrógeno en suelos (Fuentes et al., 2012), y en lodos de depuradora (Galvez-Sola et al., 2009) y en la estimación de diversos parámetros relacionados con la materia orgánica en compost de residuos orgánicos (Albrecht et al., 2008; Vernoux et al., 2009; Galvez-Sola et al., 2010).

Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar la posibilidad de estimar el contenido de diversas fracciones nitrogenadas, concretamente del contenido en nitrógeno total, nitrógeno de las formas nitrato y amonio y el nitrógeno orgánico, mediante la espectroscopía en el infrarrojo cercano en muestras de suelos enmendados con lodos de depuradora procedentes de un ensayo de incubación en condiciones controladas con la finalidad de utilizar esta técnica en labores de monitorización en este tipo de experimentos sin recurrir a las técnicas clásicas de laboratorio.

MATERIALES Y METODOS

Muestras de suelo incubado

El experimento consistió en la realización de un ensayo de incubación de suelos enmendados con lodos de depuradora para estudiar el comportamiento de los distintos parámetros relacionados con la materia orgánica, los nutrientes y la calidad edáfica. Para ello, se aplicaron 7 lodos diferentes procedentes de dos tipos de tratamiento: 4 lodos obtenidos por tratamiento por fangos activos de las estaciones depuradoras de aguas residuales de Benidorm, Torrevieja y Altea (Alicante) y de Molina de Segura (Murcia) y 3 lodos obtenidos por tratamiento de aireación prolongada procedentes de las estaciones depuradoras de Beniarrés, Gata de Gorgos y Lliber-Jalón (Alicante). Estos lodos se aplicaron en dos suelos de distinta textura, uno de textura franco-arcillosa, tomado de la finca experimental de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (Alicante), y otro de textura arenosa tomado de una finca situada en Guardamar del Segura (Alicante).

Respecto a la dosis de aplicación del biosólido, se estableció una dosis única de 5 gramos de lodo por 200 gramos de suelo tamizado con una malla de 2 mm de luz, en función de la bibliografía consultada (Bustamante et al., 2010), la cual es intermedia a nivel cuantitativo, con el fin de obtener respuestas significativas para la heterogeneidad de variables. El ensayo de incubación se realizó mediante un estudio cinético, durante el cual se tomaron muestras de los suelos enmendados y del tratamiento control (sin ningún tipo de enmienda) a diferentes tiempos expresados en días (t=0, t=8, t=24, t=60, t=120 y t=240 días) con el fin de poder evaluar el proceso de degradación de los residuos en el tiempo. Teniendo en cuenta el número de tratamientos y los 6 muestreos tomados en dos tipos de suelo diferentes, el número total de muestras fue de 96 (48 para el suelo de textura franco-arcillosa y 48 para el suelo de textura arenosa). Cada muestra de suelo enmendado se colocó en recipientes de plástico de 0,6 litros de capacidad tapados parcialmente para permitir una aireación correcta. Las muestras fueron incubadas en condiciones aerobias con temperatura y humedad controladas. La temperatura se mantuvo a 25ºC y la humedad al 50% de la capacidad de retención hídrica según el tipo de suelo. Una vez por semana se reponía el agua necesaria hasta alcanzar las condiciones de humedad necesarias. Durante cada uno de los muestreos, se retiraban los recipientes correspondientes, separándose su contenido en dos fracciones, una húmeda que se almacenaba en frigorífico a 4ºC y otra secada al aire.

Análisis de las formas de N en el suelo incubado

El análisis de nitrógeno total se realizó mediante el método Kjeldahl (MAPA, 1994) tras destilar y valorar con HCl 0,05N la digestión con H_2SO_4 de la muestra, obteniendo de esta forma el valor de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) de la muestra de suelo incubado. Los valores de nitrógeno en forma de nitrato ($N\text{-}NO_3$) se obtuvieron tras analizar el contenido en nitratos mediante espectrometría visible-ultravioleta a 220 nm, previa extracción con $CaSO_4$ (Sempere et al., 1993). Los valores de nitrógeno presente en forma de amonio ($N\text{-}NH_4$) se calcularon tras el análisis del amonio del suelo incubado mediante extracción con KCl y posterior determinación espectrofotométrica visible-ultravioleta a 636 nm (Dorich y Nelson, 1983). El cálculo del nitrógeno orgánico (N_{org}) por diferencia entre el NTK y el amonio de las muestras de suelo.

Obtención de espectros NIRS y calibración

La obtención de espectros de absorbancia en el infrarrojo cercano se realizaron usando un espectrofotómetro NIR equipado con transformada de Fourier (MPA, Bruker Optik GMBH, Alemania) en el rango de números de onda comprendidos entre 12000 y 3800 cm^{-1}. Cada una de las 96 muestras de suelo incubado con lodo de depuradora se escaneó tres veces usando el software Opus 6.0 (© Bruker Optik), registrando los valores de absorbancia. Posteriormente, los tres espectros de cada muestra se promediaron obteniendo un espectro promedio el cual se utilizó en el proceso de calibración. En la **Figura 1** se muestra la imagen de los espectros obtenidos.

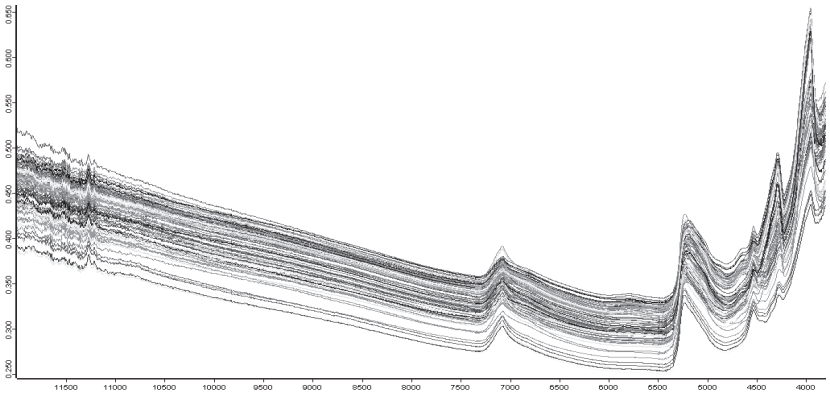


Figura 1. Espectros NIR de las muestras de suelo incubado con lodo (número de onda en abscisa y absorbancia en ordenada).

El modelo de regresión utilizado durante el paso de calibración fue el PLSR (Partial Least Square Regression). Con el fin de mejorar la correlación entre los datos espectrales y los valores analíticos obtenidos mediante técnicas estandarizadas, se llevó a cabo un proceso de optimización de datos, donde los espectros fueron sometidos a diversos pretratamientos de señal (o combinaciones de ellos). Tales pretratamientos fueron: normalización vectorial, normalización de mínimo-máximo, corrección de dispersión multiplicativa, primera derivada, segunda derivada, eliminación de desnivel constante y sustracción de línea recta.

El paso de validación se llevó a cabo usando el método de validación cruzada. En dicho proceso, las muestras son usadas tanto para calibrar como para validar. Una muestra se elimina del conjunto de calibración y se calibra el modelo sin dicha muestra, donde el valor de dicha muestra eliminada es estimado con la calibración resultante y comparado con el valor obtenido mediante técnicas clásicas. El mismo proceso se repite con el resto de muestras. Al final del proceso, los valores de las diferencias entre el valor real y el estimado se computan para obtener el RMSECV (error cuadrático medio de la estimación en el paso de validación cruzada). Para evaluar la validez de la metodología aplicada, se utilizaron varios parámetros estadísticos: R^2: coeficiente de determinación para la calibración; RMSEE: error cuadrático medio de estimación en el paso de calibración; R^2: coeficiente de determinación para la validación; RMSECV: error cuadrático medio de la estimación en el paso de validación cruzada; RPD: se calcula como la desviación típica dividido por el error estándar de predicción; F: número de factores o componentes principales; Bias: es la diferencia entre el valor de la media real y la media estimada en la validación. Normalmente, se considera como útil una calibración cuyo R^2 sea mayor a 0,75 pero será mejor cuanto más se aproxime a 1. Los errores obtenidos tanto en calibración como en la validación han

de ser lo más pequeños posibles, decidiendo el observador si son aceptables o no. A ser posible, no han de ser mayores al error que se comete en los métodos estandarizados de análisis. El RPD es otro parámetro estadístico a considerar a la hora de evaluar las estimaciones obtenidas. Un RPD mayor o igual a 2,25 nos indica una calibración válida.

RESULTADOS Y DISCUSION

A continuación se muestran los resultados obtenidos en el análisis de los suelos utilizando métodos estandarizados (**Tabla 1**), mostrando los valores mínimos y máximos obtenidos para cada parámetro (rango), así como su valor medio y desviación estándar.

Tabla 1. Rango de concentración y valores medios de los parámetros estudiados (sobre peso seco) en el conjunto total de suelos utilizados (n=96).

Parámetro	Rango	Valor medio	DE
NTK (mg/kg)	454,67-2785	1323	506,74
$N\text{-}NO_3$ (mg/kg)	2,21-60,39	29,92	15,34
$N\text{-}NH_4$ (mg/kg)	0,33-182,79	116,31	60,42
N_{org} (mg/kg)	454,76-2638,28	1208,01	484,24

NTK: nitrógeno total Kjeldahl; $N\text{-}NO_3$: nitrógeno contenido en la forma nitrato; $N\text{-}NH_4$: nitrógeno contenido en la forma amonio; N_{org}: nitrógeno orgánico; DE: desviación estándar.

Como notas generales sobre la dinámica del nitrógeno apreciada en este ensayo, los niveles de nitrógeno orgánico oscilaron en un rango de valores amplio al principio de la incubación, observándose variaciones significativas para los distintos tratamientos, que son el reflejo de los procesos de mineralización, humificación, fijación biológica del nitrógeno y asimilación microbiana. Al final de la incubación, los valores de este parámetro disminuyeron, como resultado de los procesos de mineralización de la materia orgánica y a las pérdidas por desnitrificación y posibles volatilizaciones (Amlinger et al., 2003). Tras la aplicación de los residuos, la concentración de nitrógeno en forma amónica fue alta, disminuyendo a lo largo del tiempo y alcanzando valores menores a 5 mg/kg al final del ensayo, debido a la inmovilización del nitrógeno en la biomasa microbiana (Sorensen y Amato, 2002), a la volatilización en forma amoniacal y a su transformación en nitrógeno en forma de nitrato (Amlinger et al., 2003), cuya concentración fue mayor que al inicio del experimento. Los resultados obtenidos en las diferentes calibraciones y validaciones para cada parámetro obtenidas mediante NIRS en los diferentes conjuntos se pueden comprobar en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Resultados obtenidos en la calibración y validación con NIRS para el conjunto total de muestras de suelo incubado (n=96).

Parámetro	Calibración			Validación				F	PT
	R^2	RMSEE	RPD	r^2	RMSECV	RPD	Bias		
NTK (mg/ kg)	0,90	159	3,15	0,82	200	2,35	2,00	9	1D+CDM
$N\text{-}NO_3$ (mg/ kg)	0,85	6,42	2,62	0,65	9,05	1,68	0,01	16	SLR
$N\text{-}NH_4$ (mg/ kg)	0,90	20,05	3,11	0,83	24,4	2,46	0,37	10	2D
N_{org} (mg/kg)	0,87	171	2,76	0,83	184	2,47	3,55	6	1D+CDM

NTK: nitrógeno total Kjeldalh; $N\text{-}NO_3$: nitrógeno contenido en la forma nitrato; $N\text{-}NH_4$: nitrógeno contenido en la forma amonio; Norg: nitrógeno orgánico; R_2: coeficiente de determinación en la calibración; RMSEE: error cuadrático medio de estimación en el paso de calibración; RPD: desviación estándar dividida por el error estándar de la predicción; R^2: coeficiente de determinación en la validación; RMSECV: error cuadrático medio de la estimación en el paso de validación cruzada; Bias: diferencia entre la media del valor real y la media del valor estimado en las muestras de validación; F: número de factores o componentes principales; PT: pretratamiento; 1D: primera derivada; 2D: segunda derivada; CDM: corrección de dispersión multiplicativa; SLR: sustracción de linea recta.

Nitrógeno Total Kjeldhal

Para la estimación de este parámetro, los valores de los datos estadísticos obtenidos nos indican que tanto la calibración obtenida fue buena, según el R2 y el RPD, cuyos valores fueron 0,90 y 3,15 respectivamente (**Tabla 2**). No obstante, se observó que los valores de estos parámetros en el paso de validación cruzada fueron menores. Dada esta situación, es conveniente aumentar el conjunto de muestras hasta alcanzar valores estadísticos similares en los dos procesos. Al no haber muchas muestras, el peso específico de cada una en el conjunto de calibración es muy alto, de manera que al ir eliminando cada una de ellas en el paso de validación cruzada, el valor medio de estos parámetros descendió en comparación con los resultantes del proceso de calibración. El pretratamiento que mejores resultados generó fue la combinación entre la primera derivada de la señal y la corrección de dispersión multiplicativa. En otros estudios en suelos naturales, Chang et al. (2001) obtuvieron un coeficiente de correlación de 0,85 para este parámetro, al igual que Fuentes et al. (2012).

Nitrógeno en forma de nitrato

En el caso del contenido de nitrógeno en forma de nitrato, los resultados obtenidos en la calibración indicaron que fue de tipo moderadamente útil, atendiendo como en todos los casos a los R^2 y al RPD obtenidos. Se pudo comprobar un comportamiento similar al caso del NTK, donde en el paso de validación cruzada se obtuvieron resultados inferiores. Este fenómeno se debe a que el número de muestras utilizadas es pequeño para realizar la estimación y se obtienen calibraciones “sobreestimadas”, donde el número de factores o componentes principales es más alto que el que es aconsejable obtener, que según He et al. (2007) ha de ser como mucho de una décima parte del número de muestras que forman el conjunto de calibración. Conviene entonces reducir el número de componentes principales y aumentar el número de muestras para conseguir resultados de calibración y validación acordes entre unos y otros. Al reducirse el número de componentes principales con este número de muestras, el coeficiente R^2 obtenido fue 0,72, por lo que la calibración con menos factores no fue válida. A pesar de este hecho, con el modelo mostrado en la **Tabla 2**, se puede estimar el contenido de nitrógeno de los nitratos de suelos enmendados con lodo de depuradora en estudios de monitorización.

Nitrógeno en forma de amonio

La estimación del nitrógeno en forma de amonio mediante NIRS resultó buena, como se puede comprobar en la **Tabla 2** (R^2=0,90, RPD=3,11), siendo los resultados muy similares a los conseguidos para el NTK. No obstante, se apreció una disminución en los valores estadísticos de los resultados obtenidos en la validación con respecto a la calibración. Por otra parte, el número de factores o componentes principales fue adecuado. Es muy importante conseguir un número adecuado de factores. Se consiguió una calibración teóricamente mejor para este parámetro, con R^2=0,97 y RDD=6,25, pero el número de factores fue 14, valor alto teniendo en cuenta el número de muestras del conjunto de calibración. Aunque a priori parezca una calibración más precisa que la mostrada en la **Tabla 2**, a la hora de estimar el N-NH_4 mediante NIRS, pueden encontrarse errores más altos ya que seria una calibración "sobreestimada". Es por esta razón por la que es preferible aceptar una calibración donde el número de factores sea el adecuado antes que otra con mayor número de factores aparentemente más precisa (He et al., 2007).

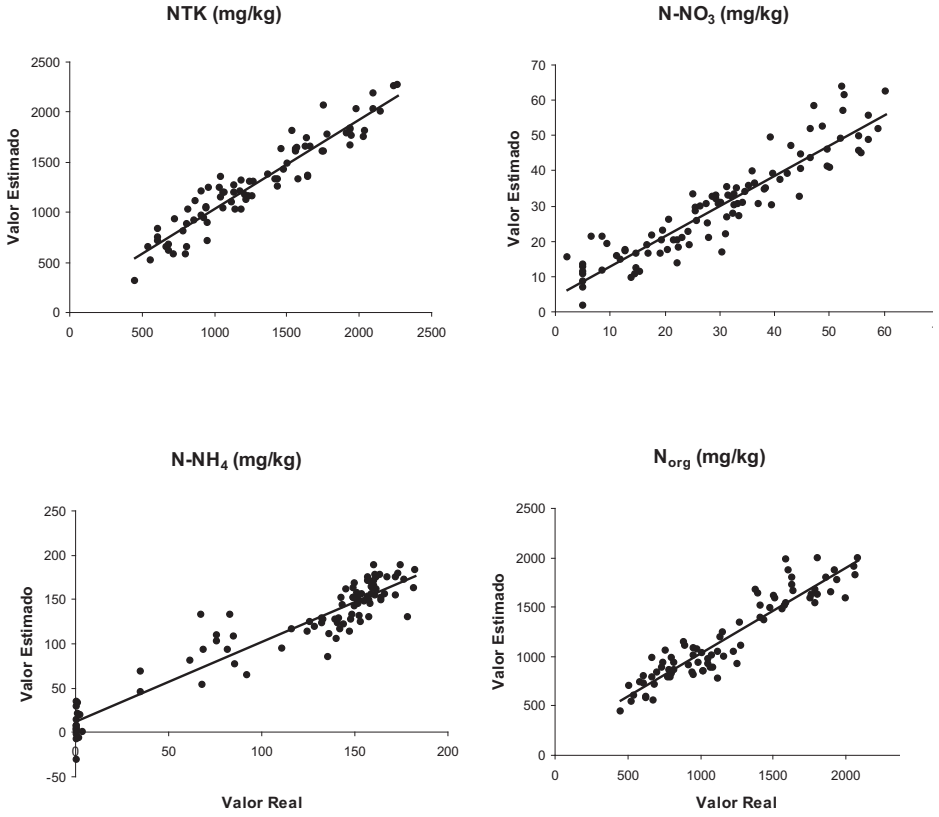


Figura 2. Gráficas de calibración para las formas de nitrógeno estudiadas.

Nitrógeno orgánico

La estimación del nitrógeno orgánico mediante es NIRS en suelos enmendados con lodos de depuradora es posible, ya que se obtuvo un coeficiente de determinación R^2=0,87, con RPD=2,76, por lo que podemos considerar la calibración como moderadamente útil. En este caso, los parámetros estadísticos obtenidos en el paso de validación cruzada son similares a los del proceso de calibración. Además, el número de factores obtenido fue adecuado (F=6). En la **Figura 2** se pueden observar las gráficas de calibración, tanto de este parámetro como de los otros comentados anteriormente. En dichas gráficas se muestran los valores de los parámetros analizados mediante técnicas estandarizadas frente a los valores estimados obtenidos mediante la técnica NIRS.

Por otra parte, la región de números de onda donde se encontró la información espectral relacionada con las diferentes formas de nitrógeno estudiadas fue la comprendida entre 7502 y 4247 cm^{-1}, equivalente al rango de longitudes de onda entre 1333 y 2355 nm.

CONCLUSIONES

A la vista de los resultados presentados, la espectroscopía en el infrarrojo cercano puede ser usada para estimar las diferentes fracciones nitrogenadas en muestras de suelo incubado con lodo de depuradora como enmendante orgánico. Esta herramienta tiene importantes aplicaciones que pueden ser utilizadas en monitorización, control de experimentos o comparaciones de resultados. A pesar de ello, son necesarios más estudios de este tipo y con conjuntos de calibración mayores, en vista a confirmar la buena capacidad predictiva de los modelos de calibración con suelos de diferentes tipos de textura y tipos de lodo empleado como enmendante.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economia y Competitividad (antiguo Ministerio de Ciencia e Innovación, AGL2009-12371-C02-01), cofinanciado por el Plan E y por la Generalitat Valenciana (ACOMP/2010/177).

REFERENCIAS

Albrecht, R., Joffre, R., Gros, R., Le Petit, J., Terrom, G., Périssol, C. 2008. Efficiency of near-infrared reflectance spectroscopy to assess and predict the stage of transformation of organic matter in the composting process. Bioresour. Technol. 99: 448-455.

Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C. 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability. A review. Eur. J. Soil Biol. 39: 107-116.

Bustamante, M.A., Said-Pullicino, D., Paredes, C., Cecilia, J.A., Moral, R. 2010. Influences of winery-distillery waste compost stability and soil type on soil carbon dynamics in amended soils. Waste Manage. 30: 1966-1975.

Chang, C.W., Laird, D.A., Mausbach, M.J., Hurburgh, C.R. 2001.Near-infrared refectance spectroscopy-Principal components regression analyses of soil properties. Soil Sci.Soc.Am. J. 65: 480-490.

Cozzolino, D., Morón, A. 2006. Potential of near-infrared reflectance spectroscopy and chemometrics to predict soil organic carbon fractions. Soil Tillage Res. 85: 78-85.

Dai, J.Y., Chen, L., Zhao, J.F., Ma, N. 2006. Characteristics of sewage sludge and distribution of heavy metal in plants with amendment of sewage sludge. J. Environ. Sci. 18: 1094-1100.

Dorich, R.A., Nelson, DW. 1983. Direct colorymetric measurements of ammonium in potasium chloride of soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 833-836.

Fernández J.M., Plaza C., García-Gil J.C., Polo A. 2009. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. Appl. Soil Ecol. 42: 18-24.

Fuentes, M., Hidalgo, C., González-Martín, I., Hernández-Hierro, J.M., Govaerts, B., Sayre, K.D., Etchevers, J. 2012. NIR spectroscopy: an alternative for soil análisis. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 43: 346-356.

Galvez-Sola, L., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Bustamante, M.A., Paredes, C. 2009. Effectiveness of near infrared reflectance spectroscopy in the quick evaluation of nitrogen content in sewage sludge. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 40: 726-735.

Galvez-Sola, L., Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Bustamante, M.A., Martinez-Sabater, E., Paredes, C. 2010. The potential of near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) for the estimation of agroindustrial compost quality. Sci. Total Environ. 408: 14114-1421.????

Gaspard, P.G., Schwartzbrod, J. 2003. Parasite contamination (helminth eggs) in sludge treatment plants: definition of a sampling strategy. Int. J. Hyg. Environ. Health 206: 117–122.

He Y., Min H., García A., Hernandez A., Song H. 2007. Prediction of soil macronutrients content using near-infrared spectroscopy. Comput. Electron. Agric. 58: 144-153.

Ludwing, B., Khanna, P.K., Bauhus, J., Hopmans, P. 2002. Near infrared spectroscopy of forest soils to determine chemical and biological properties related to soil sustainability. For. Ecol. Manage. 171: 121-132.

MAGRAMA. 2011. Perfil Ambiental de España 2010. Informe basado en indicadores. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/informacion-ambiental-indicadores-ambientales/indicadores-ambientales-perfil-ambiental-de-espana/

MAPA. 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ed. Secretaría General Técnica. Madrid.

Odlare, M., Arthurson, V., Pell, M., Svensson, K., Nehrenheim, E., Abubaker, J. 2011. Land application of organic waste – Effects on the soil ecosystem. Appl. Energy 88: 2210-2218.

Ramírez W.A., Domene X., Ortiz O., Alcañiz J.M. 2008. Toxic effects of digested, composted and thermally-dried sewage sludge on three plants. Bioresour. Technol. 99: 7168-7175.

Reeves, J.B., Follet, R.F., McCarty, W.C., Kimble, J.M. 2006. Can near or mid reflectance spectroscopy be used to determine soil carbon pools? Commun. Soil Sci. Plant Anal. 37: 2307-2325

Rogers, HR. 1996. Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludges. Sci. Total Environ. 185: 3–26.

Sempere, A., Oliver, J., Ramos, C. 1993. Simple determination of nitrate in soils by second-derivative spectroscopy. J. Soil Sci. 44: 633-639.

Singh R.P., Agrawal M. 2010. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. Ecotox. Environ. Safe. 73: 632-641.

Sorensen, P., Amato, M. 2002. Remineralisation and residual effects of nitrogen after application of pig slurry to soil. Eur. J. Agron. 16: 81-95.

Vergnoux, A., Guiliano, M., Le Dréau, Y., Kister, J., Dupuy, N., Doumenq, P. 2009. Monitoring of the evolution of an industrial compost and prediction of some compost properties by NIR spectroscopy. Sci. Total Environ. 407: 2390-2403.

EVOLUCIÓN DE LAS DISTINTAS FRACCIONES CARBONADAS DURANTE UN PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESTOS HORTÍCOLAS

Suárez-Estrella, F.*; Vargas-García, M.C.; López, M.J.; López-González, J.A.; Jurado, M.M.; Cervera, O.; Moreno, J.

Dpto. Biología Aplicada, Área de Microbiología, Universidad de Almería, La Cañada de San Urbano s/n, Almería, España

**Correo electrónico: fsuarez@ual.es*

Resumen

Los términos estabilidad y madurez definen el grado de descomposición de la materia orgánica que se ha producido durante un proceso de compostaje, así como la idoneidad del producto para ser aplicado desde un punto de vista agronómico. Para determinar tales índices se utilizan multitud de parámetros de naturaleza tanto fisicoquímica como biológica, o incluso organoléptica. En este trabajo, se evaluó la idoneidad de un proceso de compostaje así como la calidad del producto final, mediante el seguimiento de las distintas fracciones carbonadas.

Las muestras analizadas procedieron de un proceso de compostaje llevado a cabo con los restos hortofrutícolas de mayor representatividad en la zona del sureste peninsular. La duración del proceso fue de 6 meses, llevándose a cabo un total de 19 muestreos en los que se analizaron los siguientes parámetros: carbono total (C), materia orgánica (MO), relación C/N, fracciones solubles del carbono, azúcares y fracciones lignocelulósicas.

Como era de esperar, se observó un notable descenso en los valores de C, C/N, MO, azúcares totales y celulosa, descenso que se manifestó con mayor intensidad en los muestreos de maduración (4-6 meses). En contra de lo esperado, no se detectaron cambios significativos en la evolución de la lignina y hemicelulosa. Las fracciones solubles del carbono, mostraron una clara tendencia descendente a lo largo del proceso de compostaje, a excepción del inicio, momento en el que se produjo un importante aumento, sobre todo, de la fracción de carbono orgánico soluble.

Para algunos autores la madurez del compost hace referencia al grado de descomposición de las sustancias orgánicas fitotóxicas que se producen durante la fase activa del proceso de compostaje. En este sentido, los resultados aquí obtenidos muestran la importancia de utilizar determinados parámetros fisicoquímicos para controlar las distintas fases por las que transcurre un proceso de compostaje y, de este modo, asegurar la estabilidad del producto final así como un periodo óptimo de maduración del mismo.

Palabras clave: compost, estabilidad, madurez

INTRODUCCIÓN

La evaluación de la madurez de un compost se considera actualmente como uno de los problemas más importantes concernientes a su aplicación agronómica, ya que el uso de compost inmaduros es una de las causas más frecuentes de fracaso a la hora de cuantificar el rendimiento de los cultivos. La determinación correcta del grado de madurez de la materia orgánica, teniendo en cuenta tanto estabilidad

biológica como grado de humificación, es uno de los principales objetivos a la hora de obtener un compost de máxima calidad. Para ello, se han propuesto numerosos criterios físicos, químicos y biológicos que, de forma aislada no pueden considerarse válidos. Algunos de los criterios propuestos para determinar el grado de madurez de un compost se basan en indicadores sensoriales de tipo físico, como son el test de autocalentamiento (Brinton et al., 1995; Sullivan y Miller, 2005) o parámetros relacionados con la evolución de la biomasa y actividad microbianas (Iglesias Jiménez, 1991; Díaz-Burgos et al., 1993; García et al., 1993; Ayuso et al., 1996; Mondini et al., 2003). Otros indicadores químicos de la madurez hacen referencia a la Relación C/N, el estudio de la evolución de las fracciones humificadas del compost, la cuantificación de las fracciones de carbono solubles en agua o la evolución de las distintas fracciones lignocelulósicas a lo largo del proceso de compostaje. No existe, sin embargo, un único método que sirva para determinar el grado de madurez de un compost (Chikae et al., 2006), sino que es imprescindible considerar varios parámetros de forma simultánea, con el objeto de de evitar los serios riesgos fitotóxicos que conlleva la aplicación en suelos de compost inmaduros.

En este trabajo, con el objeto de establecer la idoneidad de un proceso de compostaje de restos vegetales, se llevó a cabo, durante un periodo de 6 meses, el estudio combinado de los siguientes parámetros de naturaleza química relacionados con el grado de madurez de un compost: Carbono, Nitrógeno, Relación C/N, Fracciones Solubles del Carbono, Azúcares totales y reductores y fracciones lignocelulósicas, incluyendo en este caso, Lignina, Hemicelulosa y Celulosa.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras analizadas procedieron de un proceso de compostaje llevado a cabo con los restos vegetales procedentes de diferentes explotaciones dedicadas a la producción de tomate. Dada la composición de esta especie vegetal, fue necesario adicionar un material acondicionante con elevado contenido en C para mejorar el balance de nutrientes, incrementando el valor de la relación C/N. El material elegido fueron virutas de madera de pino que, añadidas en cantidad necesaria, permitieron alcanzar una relación C/N = 25-30. Con objeto de proporcionar el adecuado tamaño de partícula para el desarrollo del proceso, todos los materiales utilizados en la constitución de las pilas fueron molidos a un tamaño comprendido entre 5 y 15 mm. La humedad fue ajustada a un valor próximo al 50%, teniendo en cuenta el propio contenido en agua de los materiales de partida. Las dimensiones de las pilas, montadas con la ayuda de un dumper con pala autocargable, fueron de 1,0 m x 1,5 m x 1,2 m (ancho x largo x alto). Se constituyeron tres pilas de idénticas características a modo de réplicas, para verificar la reproducibilidad del proceso que fueron aireadas por presión, manteniéndose los niveles de oxígeno siempre en el rango demandado por la población microbiana.

La duración del proceso fue de 6 meses, llevándose a cabo un total de 19 muestreos (**Tabla 1**) en los que se analizaron los siguientes parámetros: carbono total (C), materia orgánica (MO), relación C/N, fracciones solubles del carbono, azúcares y fracciones lignocelulósicas. En todo momento se llevó a cabo un control exhaustivo de la temperatura de las pilas.

Tabla 1. Código y escala de tiempo de las distintas fases del proceso de compostaje en las que se llevó a cabo la toma de muestras.

Código	Fases del Proceso	Tiempo (días)
MPR	Materias primas iniciales	0
MESA	Fases de ascenso térmico	1, 8, 15, 28
TER	Fases termófilas	2, 5, 9, 12, 16
MESD	Fases de descenso térmico	7, 14, 26
MES	Fases de enfriamiento	42, 56, 65
MAD	Fases de maduración	119, 168
PRF	Producto final	189

El estudio del contenido en Carbono y Nitrógeno de las muestras secas se llevó a cabo en un analizador de elementales LECO 923 CNHS y posteriormente, mediante el cociente de ambos parámetros, se calculó la Relación C/N.

La determinación del contenido en cenizas se realizó según el método descrito por Kakezawa et al., (1992). La muestra seca se pesó en crisoles de porcelana, previamente tarados.

Las distintas fracciones de carbono solubles (Total, Orgánico e inorgánico) se determinaron siguiendo el protocolo de fumigación extracción (Vance et al., 1987; ISO 14240-2:1997; Hofman y Dusek, 2003). Se tomaron 10 g de muestra fresca y se incubaron con 40 ml de 0,5 M K_2SO_4 durante 30 minutos en agitación a 200 rpm. Transcurrido ese tiempo la muestra se filtró y se procedió al análisis del filtrado mediante combustión, en un analizador de carbono Modelo TOC-V CSN (Shimadzu) con detector de infrarrojos de tipo NDIR. Los resultados fueron expresados en mg/l.

Con respecto al análisis de azúcares totales fue necesario llevar a cabo una hidrólisis previa del material de partida siguiendo el protocolo de Safarik y Santructova (1992). Una vez obtenido el hidrolizado de la muestra se determinó la concentración de azúcares totales según lo descrito por Dubois et al., (1956). Finalmente, la determinación de este parámetro se llevó a cabo mediante lectura colorimétrica en un espectrofotómetro SHIMADZU UV-160A a 485 nm. Se cuantificaron además los azúcares reductores con el objeto de detectar sólo aquellos azúcares solubles, que no forman parte de polisacáridos u otros polímeros complejos. La extracción de la muestra en este caso, se llevó a cabo de igual modo que en el caso de las fracciones solubles de carbono. Un ml del extracto, previamente neutralizado a pH 7, se mezcló con 3 ml de Reactivo DNS y se calentó a 100ºC en baño maría durante 15 minutos. La absorbancia de la muestra se midió en espectrofotómetro a una longitud de onda de 550 nm frente al blanco correspondiente.

Finalmente, las distintas fracciones lignocelulósicas (Lignina, Hemicelulosa y Celulosa) se determinaron mediante los protocolos de análisis de Fibra Neutro Detergente, Fibra Ácido Detergente, Lignina Ácido Detergente. Se utilizó para ello un analizador de fibras ANKOM 200/220, bolsas de filtración F57 ANKOM Technology, un sellador de calor ANKOM Technology 1915/1920 y bolsas antihumedad F39 ANKOM Technology. Los protocolos para el seguimiento de las muestras fueron los descritos en el manual de operaciones de ANKOM Technology A200-A200I (2052 O'Neil Rd Macedon NY 14502).

El análisis de los datos se llevó a cabo mediante un análisis de correlación de Pearson con un intervalo de confianza del 95 y 99%, estableciéndose de este modo relaciones estadísticamente significativas entre las distintas parejas de parámetros.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis elemental: Carbono, Nitrógeno y C/N

Las curvas obtenidas para el carbono y la relación C/N mostraron un perfil similar, en el que las modificaciones durante la etapa bio-oxidativa fueron mínimas, aunque con tendencia general al descenso, en oposición a lo observado en la etapa de maduración, en la que los niveles cayeron de forma importante (**Figura 1**). Así, hasta el muestreo MES6, la disminución en el carbono fue próxima al 15%, mientras que en el mismo periodo la relación C/N descendió casi un 21%. En el producto final, los valores respectivos se situaron en valores cercanos al 18,17% y 13,97%. En el caso del nitrógeno, los mayores cambios también tuvieron lugar durante la etapa de maduración, aunque, al contrario de lo sucedido con el Carbono y la Relación C/N, el signo de la evolución fue positivo, pasándose de un valor inicial de 0,96% hasta una concentración final de 1,30%.

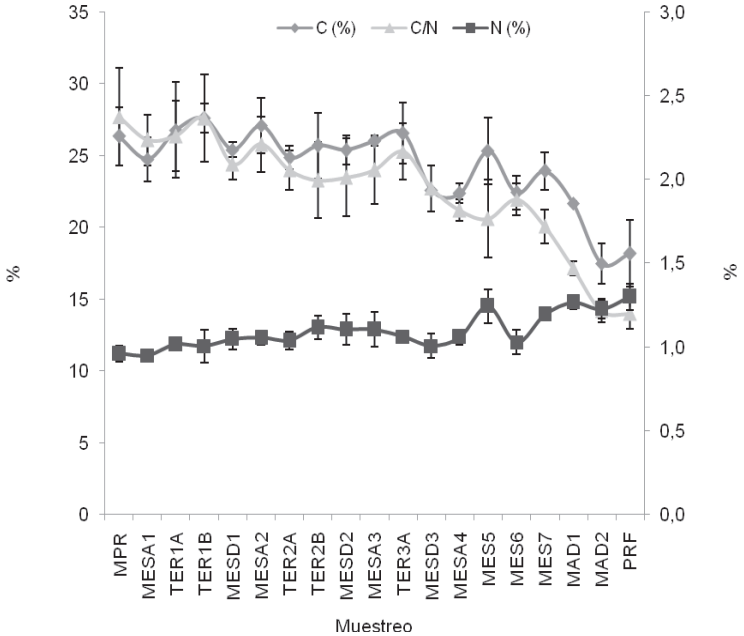


Figura 1. Evolución del carbono, nitrógeno y la relación C/N a lo largo del proceso de compostaje.

En términos absolutos, los resultados obtenidos son los típicos esperados para cualquier proceso de compostaje que transcurra de forma adecuada, coincidiendo con lo descrito por otros autores en ensayos realizados con diferentes materiales residuales (Said-Pullicino et al., 2007a; Gigliotti et al., 2012). De forma genérica, tanto el carbono total como la relación C/N descienden a medida que el proceso biotransformativo avanza, lo cual es indicativo del nivel de actividad biológica y, por tanto, de la estabilización del material (Said-Pullicino y Gigliotti, 2007). Sin embargo, el patrón evolutivo puede diferir de forma importante, de manera que en determinados procesos los cambios más acusados se producen durante la fase bio-oxidativa (Zhu, 2007; Tejada et al., 2009), mientras que en otros, como los aquí descritos, tienen lugar en la etapa de maduración (Canet et al., 2008; Gigliotti et al., 2012). Tales diferencias pueden ser ocasionadas por la naturaleza del material de partida y la composición específica que este tenga, sobre todo en relación con la disponibilidad de fracciones carbonadas fácilmente asimilables o no. Tales diferencias generan diversidad en cuanto a los perfiles evolutivos del carbono y de la relación C/N (Francou et al., 2008; Leconte et al., 2009). En lo que respecta al nitrógeno total, el incremento observado puede resultar algo contradictorio si se tienen en cuenta las pérdidas que este elemento experimenta en forma de NH_3 y N_2O (Fukumoto e Inubushi, 2009). Dicho efecto se basa, en parte, en la disminución de materia orgánica, lo que conlleva a un incremento relativo de materia mineral y de nitrógeno en la materia seca. Adicionalmente, la fijación de nitrógeno desarrollada por la microbiota diazotrófica puede compensar tales pérdida ya que, aunque no se considera como una de las actividades predominantes en el compostaje, ha sido asociada con anterioridad a este proceso (Beauchamp et al., 2006; Alburquerque et al., 2009; Cayuela et al., 2009; Saber et al., 2011).

Cenizas y Materia Orgánica

Durante toda la fase bio-oxidativa, los valores de cenizas y materia orgánica se mantuvieron más o menos estables, con porcentajes de variación entre las materias primas y el final de esta fase en torno

al 6% y el 3%, para cenizas y materia orgánica, respectivamente, aunque de forma puntual se observaron modificaciones superiores (**Figura 2**). Por el contrario, en la parte final del proceso, enfriamiento y maduración, los cambios fueron tan acusados que los porcentajes de variación del producto generado con respecto a las materias de inicio fueron superiores al 64% y al 33%, respectivamente. Los valores absolutos detectados en cada caso fueron 56,07% (cenizas) y 43,93% (materia orgánica).

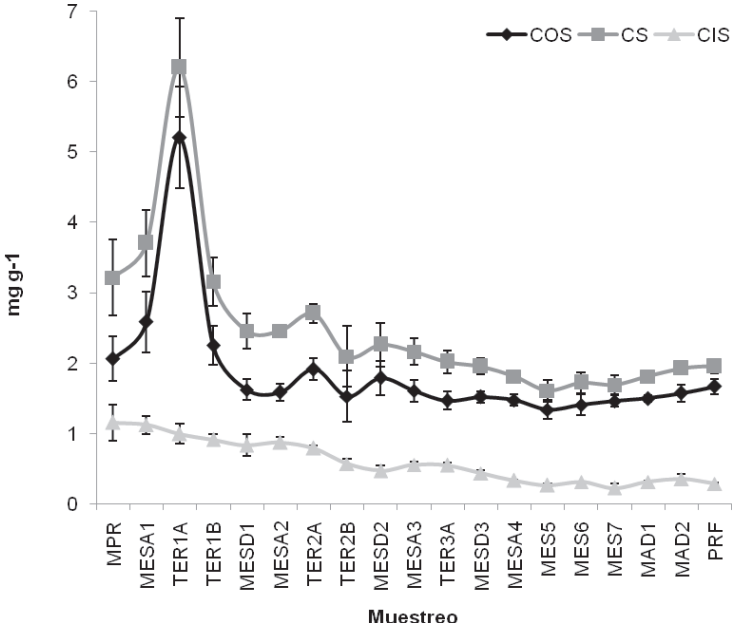


Figura 2. Evolución de las cenizas y la materia orgánica a lo largo del proceso de compostaje.

En otros procesos de compostaje, la mayor evolución de la materia orgánica tiene lugar durante la fase-bio-oxidativa (Benito et al., 2009, Hachicha et al., 2009). En este tipo de procesos, la disponibilidad de contenidos relativamente altos de materia orgánica fácilmente asimilable favorece una rápida transformación. Por el contrario, el proceso aquí descrito parte de un material con una elevada proporción de fracciones recalcitrantes, lo que requiere un periodo de tiempo más largo de transformación, lo que se traduce en un retraso en cuanto a la pérdida de la materia orgánica (Bernal et al., 2009; Gigliotti et al., 2012). Otros autores han descrito estas diferencias en cuanto a la evolución de los niveles de materia orgánica en función a la naturaleza de los materiales residuales utilizados en el proceso (Yáñez et al., 2009).

Fracciones Carbonadas: Carbono Total Soluble, Carbono Orgánico Soluble y Carbono Inorgánico Soluble

El carbono soluble, en su mayor parte de naturaleza orgánica, mostró una clara tendencia descendente a lo largo del proceso de compostaje, a excepción del inicio del proceso, etapa en la que se produjo un importante repunte que promovió un incremento superior al 150% en el caso del carbono orgánico soluble (desde 2,06 a 5,20 mg g^{-1}) (**Figura 3**). En el caso del carbono total soluble, si bien el ascenso fue también destacado (superior al 92%), no alcanzó un nivel tan elevado como consecuencia de que

el carbono inorgánico disminuyó desde el inicio del proceso. En etapas posteriores, y tras el brusco descenso experimentado por el carbono orgánico soluble en la primera etapa termófila del proceso, los niveles de este parámetro se mantuvieron en valores estables, lo que, unido a la ligera pero constante disminución de la fracción inorgánica, provocó una moderada caída del carbono soluble total hasta el final de la fase bio-oxidativa y un ligero repunte en la parte final del proceso. En el producto final, los niveles de carbono total soluble, carbono orgánico soluble y carbono inorgánico soluble cayeron en relación a los niveles de inicio en torno al 39%, 19% y 75%, respectivamente.

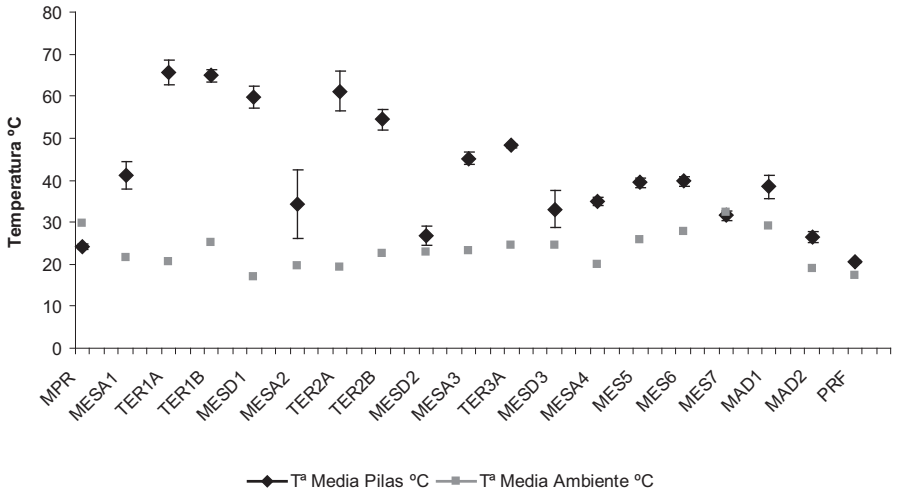


Figura 3. Evolución de las diferentes fracciones carbonadas solubles a lo largo del proceso de compostaje (CS: Carbono Soluble; COS: Carbono orgánico Soluble; CIS: Carbono Inorgánico Soluble).

Los valores absolutos para las fracciones de carbono soluble ofrecen una gran variabilidad. Dos son los factores que contribuyen mayoritariamente a este hecho. Por un lado, la amplia gama de materiales compostables, cuya diversa naturaleza propicia que los valores referenciados abarquen valores muy dispersos (Mondini et al., 2006) y, por otro, la existencia de numerosas metodologías, en cuanto a condiciones de extracción y técnicas de cuantificación. Con respecto a este último aspecto, las analíticas realizadas en el presente proyecto se ajustan a la normativa del protocolo de fumigación/extracción establecido más de dos décadas atrás (Vance et al., 1987) y que se encuentra suficientemente reconocido. No obstante, se han ensayado diferentes tiempos de extracción y se ha comprobado la existencia de un incremento en los niveles de carbono extraído en función de dichos tiempos de extracción (hasta un 33%), lo que podría ser aplicado en futuros ensayos.

Los dos factores mencionados impiden alcanzar un grado de homogeneidad suficientemente adecuado que permita el establecimiento de comparaciones entre diferentes procesos. En relación con la naturaleza del material compostado, residuos de origen animal o procedentes de actividades humanas, tales como los residuos sólidos urbanos o lodos de depuradora, así como restos vegetales de fracciones no leñosas suelen contener niveles superiores de carbono soluble (Leconte et al., 2009; Liu et al., 2011), llegando incluso a superar los 30 mg g^{-1}. En cambio, los materiales de origen vegetal altamente lignificados, como el utilizado en el presente ensayo, difícilmente sobrepasan los 5 mg g^{-1} (Benito et al., 2003, Benito et al., 2009). Pero independientemente de los valores absolutos registrados, la evolución

suele ser similar en todos los casos: tendencia descendente, con mayor o menor aparición de dientes de sierra. Los incrementos en los niveles de carbono soluble, mayoritariamente orgánico, coincidiendo con valores termófilos de temperatura (**Figura 4**) probablemente sean debidos a la degradación de celulosa y hemicelulosa, mientras que los descensos posteriores sean consecuencia de la utilización de dichos compuestos por parte de los microorganismos (Leconte et al., 2009). Por otra parte, también es necesario considerar la posibilidad de que exista cierta contribución microbiana a la concentración de carbono soluble (Castaldi et al., 2008), aunque nunca en proporción suficiente como para invertir la tendencia descendente final. La concentración presente en el producto final, inferior al 0,5%, garantiza su madurez para ser utilizado en suelos agrícolas, según Eggen y Vethe (2001).

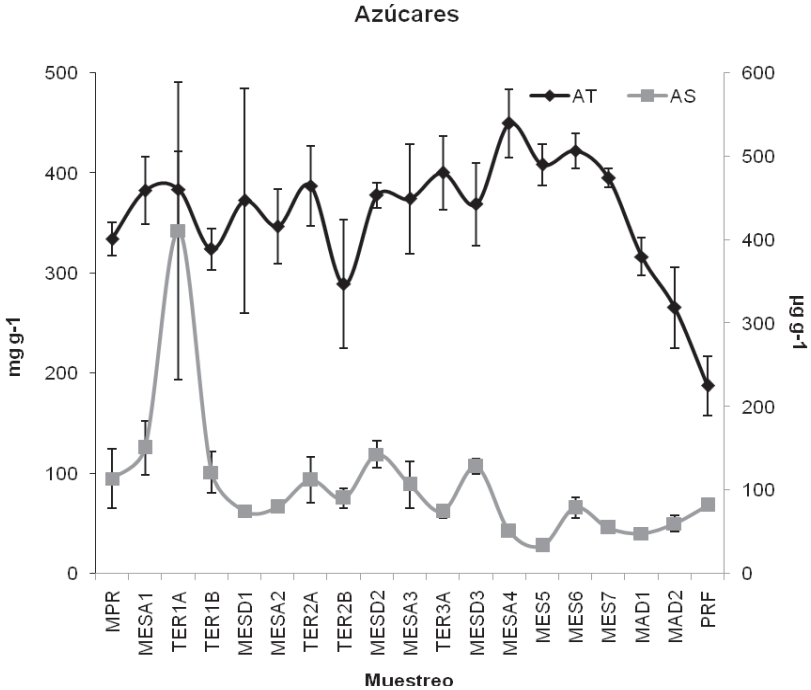


Figura 4. Evolución de la temperatura de las pilas a lo largo del proceso de compostaje.

Azúcares Totales y Solubles

Los valores correspondientes a azúcares, tanto totales como solubles, quedan registrados en la **Figura 5**. En el caso de los azúcares totales, la evolución durante la fase bio-oxidativa no generó un patrón concreto, dado que se alternaron etapas de incremento con otras de descenso. Las primeras coincidieron de forma mayoritaria con muestreos de valores térmicos mesófilos o de inicio de valores termófilos (**Figura 4**), mientras que los segundos correspondieron siempre a muestreos termófilos. Durante esta etapa, el rango de variación osciló mayoritariamente entre los 300 y los 400 mg g^{-1}. Finalizada la etapa de mayor actividad biológica, y tras un incremento inicial, los azúcares totales cayeron bruscamente, tendencia que se mantuvo hasta el final del proceso, momento en el que se alcanzó el nivel más bajo registrado para este parámetro, ligeramente superior a 187 mg g^{-1}. Los azúcares solubles, al igual que los totales, dieron lugar a un perfil dentado que no mostró una tendencia clara de variación. Con

excepción del valor correspondiente al primer muestreo termófilo, que alcanzó los 410 µg g^{-1}, los niveles de azúcares solubles oscilaron entre los 150 y los 33 µg g^{-1}. Los valores mínimos se observaron al final de la etapa bio-oxidativa, mientras que los más elevados se detectaron en la parte central de esa misma fase. En la parte final de proceso se produjo un repunte de los bajos niveles medidos previamente a las etapas de enfriamiento y maduración, aunque los 81 µg g^{-1}del producto final no superaron los encontrados durante la etapa bio-oxidativa ni los correspondientes a las materias primas.

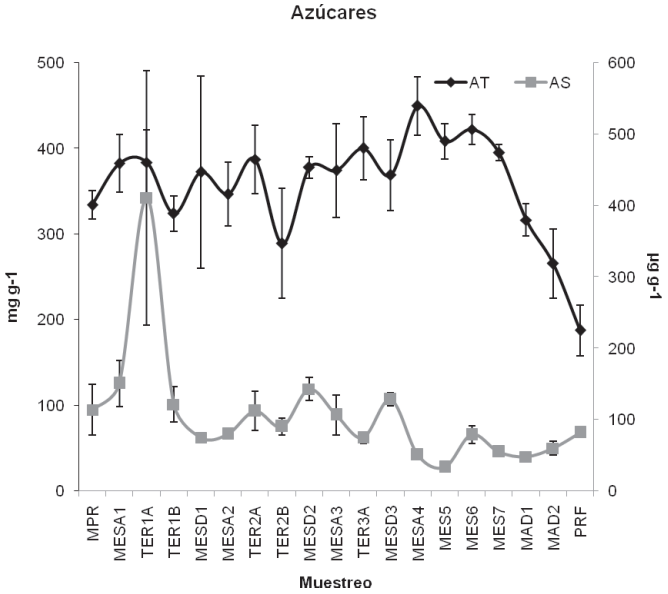


Figura 5. Evolución de los azúcares totales y solubles a lo largo del proceso de compostaje (AT: Azúcares Totales; AS: Azúcares Solubles).

Los azúcares son los compuestos carbonados mayoritariamente utilizados por los microorganismos para su desarrollo, además de los principales componentes de los macropolímeros carbonados presentes en los materiales compostados. Teniendo esto en cuenta, la irregular evolución de este parámetro a lo largo de la fase bio-oxidativa del proceso probablemente sea reflejo de este carácter dual que muestra la relación entre microorganismos y azúcares. Por un lado, hongos, bacterias y actinobacterias tienen capacidad para actuar sobre los polisacáridos azucarados, propiciando la liberación de las unidades monoméricas y oligoméricas que los componen y, por tanto, el incremento de los niveles de azúcares. Sin embargo, esos azúcares suponen la fuente carbonada preferente de la mayor parte de especies microbianas asociadas al compostaje. La actividad dominante en cada una de las etapas del proceso determina el signo evolutivo de los azúcares presentes, lo que origina en ocasiones una evolución irregular de este parámetro, coincidiendo con lo descrito por otros autores (Liu et al., 2011). En ese sentido, la disminución observada en los niveles de azúcares cuando las condiciones termófilas se prolongan durante cierto tiempo podría ser atribuida al descenso de la población microbiana total que tiene lugar en tales condiciones. El patrón de distribución de azúcares también es indicativo del proceso evolutivo que muestra este parámetro, especialmente la relación entre hexosas y pentosas. Las primeras tienen origen tanto vegetal como microbiano, mientras que las segundas proceden fundamentalmente de la descomposición vegetal (Hayes et al., 2008). Estas últimas son menos demandadas por las poblaciones microbianas, por lo que una elevada proporción de pentosas en el contenido de azúcares

propicia un incremento de este último parámetro. La escasa actividad biológica típica de la parte final de proceso, correspondiente a la etapa de maduración y producto final, y la estabilización de la materia orgánica explicaría, por otra parte, la brusca caída observada, ya que no se producirían nuevos aportes de oligosacáridos y azúcares, tal y como ha sido descrito por otros autores (Said-Pullicino et al., 2007b).

Fracciones Lignocelulósicas.

En oposición a lignina y hemicelulosa, cuya concentración en el producto final apenas varió con respecto a la materia prima o incluso se incrementó, la celulosa experimentó un fuerte descenso, mayoritariamente asociado a la fase de maduración y al producto final (**Figura 6**). El porcentaje de degradación superó el 74%, pasando de un nivel inicial del 28,19% a una concentración presente en el producto final del 7,22%. Entre ambos materiales, la evolución mostró un perfil bastante irregular en el que se sucedieron ascensos y descensos notables. Gran parte de los primeros, se registraron en los muestreos asociados a valores termófilos de temperatura (**Figura 4**). La evolución de la hemicelulosa también generó un perfil bastante cambiante, con niveles máximos, en torno al 10%, en la parte intermedia de la fase bio-oxidativa, y mínimos, del 3,12%, en la fase de enfriamiento. Las concentraciones iniciales y finales respectivas fueron del 4,44% y 6,45%. La lignina permaneció en niveles estables a lo largo de todo el proceso, entre el 13% y el 15%, registrando un único incremento al comienzo del proceso, que fue compensando con el descenso observado en la fase de maduración.

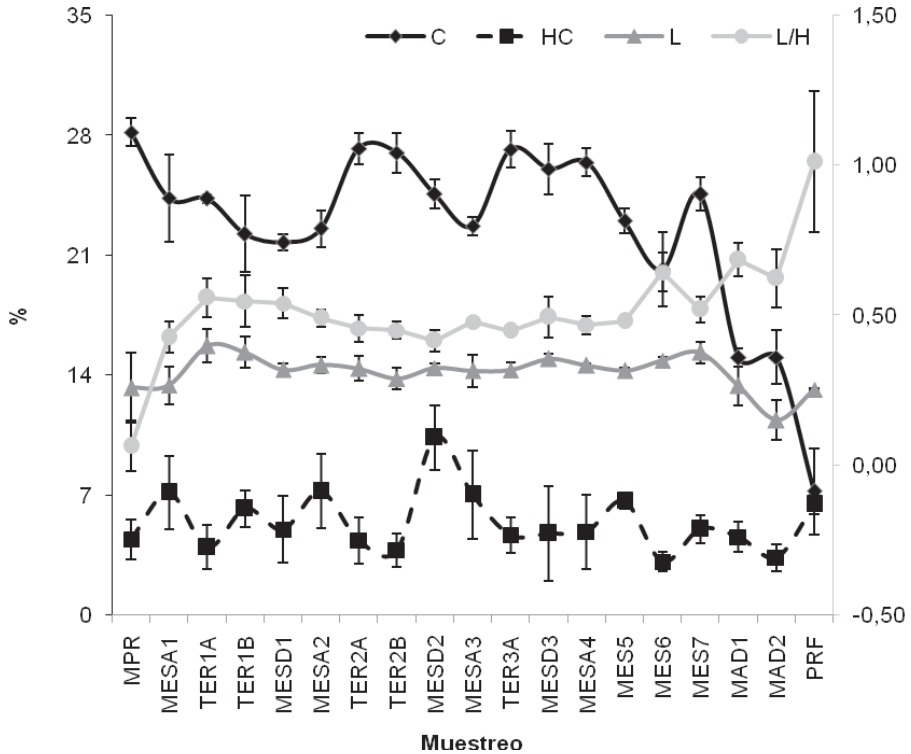


Figura 6. Evolución de las distintas fracciones lignocelulósicas a lo largo del proceso de compostaje.

Los resultados registrados en bibliografía en referencia a la degradación de las fracciones lignocelulósicas ofrecen una amplia variedad. En algunos trabajos se describen altos porcentajes de degradación para las tres fracciones (Wang et al., 2011), en otros para dos de las fracciones (Haddadin et al., 2009), y en otros sólo para una de ellas (Vargas García et al., 2007). Dada la gran diversidad de materiales susceptibles de ser compostados, y las diferentes concentraciones de partida que muestran en relación con las fracciones lignocelulósicas, no es de extrañar que los resultados ofrezcan una elevada heterogeneidad (Francou et al., 2008). De forma general, la lignina suele ser la fracción menos degradada, actuando además este polímero como factor protector para las otras fracciones, especialmente la hemicelulosa. Entre estos dos polímeros se establece una fuerte asociación, favorecida por los compuestos fenólicos (Malherbe y Cloete, 2002), que obstaculiza el acceso de las enzimas a su lugar de actuación. Son, por tanto, los materiales altamente lignificados los que muestran una mayor resistencia a la degradación microbiana (Barrington et al., 2002) y lignina y hemicelulosa las fracciones más refractarias. En este sentido, y con objeto de alcanzar una visión más acertada del grado de afectación de la lignocelulosa en procesos biotransformativos como el compostaje, se han desarrollado distintos índices relacionados con la evolución relativa de las distintas fracciones. Es el caso de la relación Lignina/Holocelulosa (Celulosa+Hemicelulosa), cuyo valor tiende a incrementar a medida que el proceso avanza (**Figura 5**). En este caso, y partiendo de valores iniciales entre 0,1 y 0,5, se concluyó con una relación igual a la unidad en el producto final, incrementos similares a los descritos por otros autores (Francou et al., 2008; Serramiá et al., 2010).

Análisis de Correlación

La correlación pareada de los distintos parámetros analizados (**Tabla 2**) confirió relevancia estadística a relaciones que, aunque totalmente lógicas en muchos casos, no siempre se dan en el sentido y con la intensidad esperada. Así, los azúcares solubles se encuentran directamente relacionados con todas las fracciones del carbono solubles, además de con la relación C:N, mientras que los totales presentan igual relación con los niveles de celulosa, lignina, materia orgánica y relación C:N. La materia orgánica se relaciona positivamente con el carbono soluble, la relación C:N, la celulosa, la lignina, y, como ya se ha comentado, los azúcares totales. Especialmente llamativo resulta el hecho de que la hemicelulosa no se correlacione prácticamente con ningún otro parámetro. Sin duda, el irregular perfil evolutivo encontrado para esta fracción lignocelulósica imposibilita el establecimiento de cualquier tipo de relación significativa. Por el contrario, celulosa y lignina, además de estar directamente interconectadas, mostraron también relación estadísticamente positiva con los azúcares totales, la materia orgánica y la relación C:N.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto CICYT AGL2009-08405.

Tabla 2. Matriz de correlaciones de Coeficientes de Pearson (*Correlación significativa al nivel 0,05; **Correlación significativa al nivel 0,01).

	AS	AT	Cel.	Cen.	C:N	CIS	COS	CS	Hem.	Lig.	MO
AS		0,073	0,157	-0,184	0,333*	**0,405****	**0,877****	**0,831****	0,020	0,135	0,184
AT	0,073		**0,552****	**-0,562****	0,325*	0,045	0,049	0,027	0,058	**0,433****	**0,562****
Cel.	0,157	**0,552****		**-0,840****	**0,707****	**0,366****	0,113	0,198	-0,18	0,275*	**0,840****
Cen.	-0,184	**-0,562****	**-0,840****		**-0,654****	**0-430****	-0,188	-0,277*	-0,176	**-0,385****	**-1,000****
C:N	**0,333***	**0,325***	**0,707****	**-0,654****		**0,652****	0,301*	**0,433****	0,097	0,333*	**0,654****
CIS	**0,405****	-0,045	**0,366****	**0,430****	**0,652****		**0,539****	**0.727****	0,047	0,106	**-0,430****
COS	**0,877****	0,049	0,113	-0,188	0,301*	**0,539****		**0,970****	-0,024	0,241	0,188
CS	**0,831****	0.027	0,198	-0,277*	**0,433****	**0,727****	**0,970****		-0,006	0,226	0,277*
Hem.	0,020	0,058	-0,018	-0,176	0,097	0,047	-0,006	-0,024		0,037	0,176
Lig.	0,135	**0,433****	0,275*	**-0,385****	0,333*	0,106	0,241	0,226	0,037		**0,385****
MO	0,184	**0,562****	**0,840****	**-1,000****	**0,654****	**0,430****	0,188	0,277*	0,176	**0,385****	

AS: Azúcares Solubles; AT: Azúcares Totales; Cel.: Celulosa; Cen.: Cenizas; C:N: Relación Carbono:Nitrógeno; CIS: Carbono Inorgánico Soluble; COS: Carbono Orgánico Soluble; CS: Carbono Soluble; Hem.: Hemicelulosa; Lig.: Lignina; MO: Materia Orgánica.

REFERENCIAS

Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., Tortosa, G., Baddi, G.A., Cegarra, J. 2009. Evaluation of “alpeorujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. Biodegradation, 20: 257-270.

Ayuso, M., Hernández, T., García, C., Pascual, J.A. 1996. Biochemical and chemical structural characterization of different organic materials used as manures. Biores. Technol. 57:201-207.

Barrington, S. Choiniere, D. Trigui, M., Knight, W. 2002. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. Biores. Technol. 83: 189-194.

Beauchamp, C.J., Lévesque, G., Prévost, D.,Chalifour, F.P. 2006. Isolation of free-living dinitrogen-fixing bacteria and their activity in compost containing de-inking paper sludge. Biores. Technol. 97: 1002-1011.

Benito, M., Masaguer, M., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R.M. 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. Biol. Fertil. Soils, 37: 184-189.

Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Hontoria, C., Almorox, J. 2009. Dynamics of pruning waste and spent horse litter co-composting as determined by chemical parameters. Biores. Technol. 100: 497-500.

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R. 2009. Composting of animal manure and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. Biores. Technol. 100: 5444-5453.

Brinton, W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B. 1995. Standardized test for evaluation of compost self-heating. Biocycle 36: 64-69.

Canet, R., Pomares, F., Cabot, B., Chaves, C., Ferrer, E., Ribó, M., Albiach, M.R. 2008. Composting olive mil pomace and other residues from rural southeastern Spain. Waste Management, 28: 2585-2592.

Castaldi, P., Garau, G., Melis, P. 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. Waste Management, 28: 534-540.

Cayuela, M.L., Mondini, C., Insam, H., Sinicco, T., Franke-Whittle, I. 2009. Plant and animal wastes composting: Effects of the source on process performance. Biores. Technol. 100: 3097-3106.

Chikae, M., Ikeda, R., Kerman, K., Morita, Y., Tamiya, E. 2006. Estimation of maturity of compost from Wood wastes and agro-residues by multiple regression analysis. Biores. Technol. 97: 1979-1985.

Díaz-Burgos, M.A., Ceccanti, B., Polo, A. 1993. Monitoring biochemical activity during sewage sludge composting. Biol. Fertil. Soils 16:145-150.

Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.A., Rebers, P.A., Smith, F. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. Anal. Chem. 28: 350–356.

Eggen, T., Vethe, Ø. 2001. Stability indices for different composts. Compost Sci. Util. 9: 19-26.

Francou, C., Linères, M., Derenne, S., Le Villo-Poitrenaud, M., Houot, S. 2008. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. Biores. Technol. 99(18): 8926-34.

Fukumoto, Y., Inubushi, K. 2009. Effect of nitrite accumulation on nitrous oxide emission and total nitrogen loss during swine manure composting. Soil Sci. Plant Nutr. 55: 428-434.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Ciardi, C. 1993. A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. Biores. Technol. 44: 17-23.

Gigliotti, G., Proietti, P., Said-Pullicino, D., Nasini, L., Pezzolla, D., Rosati, L. Porceddu, P.R. 2012. Co-composting of olive husks with high moisture contents: Organic matter dynamics and compost quality. Int. Biodeter. Biodegrad. 67: 8-14.

Hachicha, S, Cegarra, J., Sallemi, F., Hachicha, R., Drira, N., Medhioub, K. Ammar, E. 2009. Elimiation of polyphenols toxicity from olive mill wastewater sludge by its co-composting with sesame bark. J. Hazard. Mat. 161: 1131-1139.

Haddadin, M.Y.S., Haddadin, J., Arabiyat, O.I. Hattar, B. 2009. Biological conversion of olive pomace into compost by using *Trichoderma harzianum* and *Phanerochaete chrysosporium*. Biores. Technol. 100: 4773-4782.

Hayes, T.M., Hayes, M.H.B., Skjemstad, J.O., Swift, R. S. 2008. Compositional relationships between organic matter in a grassland soil and its drainage waters. Eur. J. Soil Sci, 59: 603-616.

Hofman, J., Dusek, L. 2003. Biochemical analysis of soil organic matter and microbial biomass composition - a pilot study. Eur. J. Soil Biol. 39 (4): 217-224

Iglesias-Jiménez, E. 1991. Estudio del compostaje termófilo y aerobio de los residuos sólidos urbanos de Tenerife. Poder fertilizante del compost y dinámica de los nutrientes aportados en un sistema suelo-planta. Tesis Doc. Secr. Public. Int. Cient. Univ. La Laguna. ETD. S.A., Barcelona. 514 pp. (ISBN: 84-7756-269-5).

ISO 14240-2:1997. Soil quality -- Determination of soil microbial biomass -- Part 2: Fumigation-extraction method. Pp. 12.

Kakezawa, M., Nishida, T., Takahara, Y. 1992. Structural characteristics of humic acids extracted from woody composts by two-step composting process. Soil Sci. Plant Nutr. 38(1): 85–92.

Leconte, M.C., Mazzarino, M.J., Satti, P., Iglesias, M.C., Laos, F. 2009. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. Waste Management, 29: 2446-2453.

Liu, D., Zhang, R., Wu, H., Xu, D., Tang, Z., Yu, G., Xu, Z., Shen, Q. 2011. Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff. Biores. Technol. 102: 9040-9049.

Malherbe, S., Cloete, T.E. 2002. Lignocelullose biodegradation: fundamentals and applications. Environ. Sci. Biotechnol. 1: 105-114.

Mondini, C., Dell'Abate, M.T., Leita, L., Benedetti, A. 2003. An integrated chemical, termal and microbiological approach to compost stability evaluation. J. Environ. Qual. 32: 2379-2386.

Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Sinicco, T., Leita, L. 2006. Evaluation of extracted organic carbón and microbial biomass as stability parameters in ligno-cellulosic waste composts. J. Environ. Qual. 35: 2313-2320.

Saber, M., Mohammed, Z., Badr-el-Din, S., Awad, Z. 2011. Composting certain agricultural residues ti potting soils. J. Ecol. Nat. Environ. 3: 78-84.

Said-Pullicino, D., Erriquens, F.G., Gigliotti, G. 2007a. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. Biores. Technol. 98: 1822-1831.

Said-Pullicino, D., Gigliotti, G. 2007. Oxidative biodegradation of dissolved organic matter during composting. Chemosphere 68: 1030-1040.

Said-Pullicino, D., Kaiser, K., Guggenberger, G., Gigliotti, G. 2007b. Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: Distribution between stable and labile organic matter pools. Chemosphere, 66: 2166-2176.

Safarik, I., Santruckova, H. 1992. Direct determination of total soil carbohydrate content. Plant and Soil 143: 109–114

Serramiá, N., Sánchez-Monedero, M.A., Fernández-Hernández, A., García-Ortiz Civantos, C., 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 Manag. 30: 1939-1947.

Sullivan, D.M., Miller, R.O. 2005. Propiedades cualitativas, medición y variabilidad de los composts. Pp. 95-119. En: Stofella, P.J., Kahn, B.A. (Eds.). Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola. Ediciones Mundiprensa. Madrid.

Tejada, M., García-Martínez, A.M., Parrado, J. 2009. Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste. Biores. Technol. 100: 4062-4065.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C, Soil Biol. Biochem. 19: 703–707.

Vargas García, M.C., Suárez Estrella, F., López, M.J., Moreno, J. 2007. Effect of inoculation in composting processes: Modifications in lignocellulose fraction. Waste Manag. 27: 1099-1107.

Wang, H.Y., Fan, B.Q., Hu, Q.X., Yin, Z.W. 2011. Effect of inoculation with *Penicillium expansum* on the microbial community and maturity compost. Biores. Technol. 102: 11189-11193.

Yáñez, R., Alonso, J.L., Díaz, M.J. 2009. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. Biores. Technol. 100: 5827-5833.

Zhu, N. 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. Biores. Technol. 98: 9-13.

USOS AGRÍCOLAS DEL COMPOST

DINÁMICA DE MINERALIZACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA EN SUELOS CALIZOS: INFLUENCIA DEL TIPO DE SUELO Y NATURALEZA DEL LODO

Medina, E.[1]; Paredes, C.[*1]; Galvez-Sola, L.[1]; Marín-Martínez, A.J.[1]; Bustamante, M.A.[1,2], Moral, R.[1]

[1]Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández. Ctra. Beniel, km 3,2, 03312, Orihuela (Alicante), ESPAÑA

[2]Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. Campus Universitario de Espinardo 30100, Espinardo (Murcia), ESPAÑA

[*]Correo electrónico: c.paredes@umh.es

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de la naturaleza del lodo y el tipo de suelo sobre la mineralización del carbono en el suelo, realizándose este estudio en dos suelos con diferente textura. Para ello, se emplearon dos tipos de suelo uno con textura franco-arcillosa y otro con areno-franca, se mezclaron con 7 lodos de procedencia diferente, en los que el tratamiento del agua residual y la estabilización del lodo fue también diferente (25 g lodo kg^{-1} suelo, respecto a materia seca) y se incubaron en condiciones aerobias durante 240 días. Se estableció un tratamiento control para cada tipo de suelo, como referencia basal del comportamiento de los suelos enmendados, en el cual no se aplicó ninguna enmienda. A lo largo del tiempo que duró la experiencia se estudió la evolución del contenido de carbono orgánico oxidable (Coox) y la mineralización del carbono orgánico añadido al suelo.

La adición de estos lodos a ambos suelos produjo un aumento de sus contenidos de Coox al final del periodo de incubación, en comparación con los suelos control, siendo mayor la oxidación de la materia orgánica lábil en el caso de suelo con textura gruesa. La mineralización en el suelo del carbono orgánico añadido con los lodos osciló entre un 11 y 36% y entre un 23 y 33% para el suelo franco-arcilloso y areno-franco, respectivamente.

Palabras clave: lodos; depuración; aguas residuales urbanas; mineralización del carbono.

INTRODUCCIÓN

España presenta una gran producción anual de lodos procedentes del tratamiento de las aguas residuales urbanas, siendo la producción de estos residuos de unas 1.205.124 toneladas en el año 2009. En el periodo 2000-2009, la generación de lodos se incrementó un 41,3%, siendo la utilización agrícola el único destino que aumentó (119,2%). El resto de los destinos han experimentado descensos. Así, el depósito en vertedero se ha reducido en dicho periodo un 37,3% y la incineración con recuperación de energía lo ha hecho un 11,4% (Perfil Ambiental de España, 2010). Este aumento de la utilización agrícola de los lodos radica principalmente en que es una de las prácticas más comunes, eficientes y baratas de gestión de estos residuos (Suhadolc et al., 2010). Además, el empleo agrícola de los lodos proporciona materia orgánica al suelo y esta adición puede representar una alternativa para prevenir su degradación (Roldan et al., 1996), así como la mejora de propiedades físicas de los suelos, tales como la estabilidad de agregados (Ojeda et al., 2003) y la capacidad de retención de agua (Nielsen et al., 2003). También, la aplicación de estos residuos al suelo ofrece la posibilidad de reciclar nutrientes con efectos beneficiosos sobre la fertilidad del suelo y la nutrición de planta (Casado-Vela et al., 2006; Gascó y Lobo, 2007). Sin

embargo, los lodos de depuración de aguas residuales muestran un origen y composición heterogénea, lo cual hace necesario que se tengan en cuenta una serie de factores antes de su adición al suelo tales como, el grado de estabilidad y madurez del producto final o tasa de descomposición de la materia orgánica (Jin et al., 2011; Huang y Chen, 2009). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia del tipo de lodo sobre la mineralización del carbono en el suelo, realizándose este estudio en dos suelos con diferente textura.

MATERIAL Y MÉTODOS

Muestreo y preparación de los suelos

Los dos tipos de suelos empleados en la experiencia se tomaron de dos zonas diferentes y presentaron distinta textura (**Tabla 1**). El suelo (S1) tenía textura franco-arcillosa, clasificado como Xerofluvent (Soil Survey Staff, 2006), tomado de la finca experimental perteneciente a la Escuela Politécnica Superior de Orihuela-Universidad Miguel Hernández (Alicante). Sin embargo, el suelo (S2) tenía textura areno-franca, clasificado como Calciorthid Camborthid Haplargid (Soil Survey Staff, 2006), procedente de una finca situada en Guardarmar del Segura (Alicante). Los suelos se recogieron de la capa arable (0-25 cm) y se secaron al aire y una vez secos se tamizaron (Ø < 2 mm).

Tabla 1. Principales características de los suelos empleados en el experimento.

	Suelo Franco-Arcilloso	Suelo Areno-Franco
pH	8,20	8,53
CE (dS/m)	0,44	0,36
Arena (%)	26,18	79,60
Limo (%)	37,26	9,89
Arcilla (%)	36,56	10,52
$CaCO_3$ activo (%)	13,59	9,94
Capacidad de retención hídrica (%)	47,0	25,2
Coox (g/kg)	8,76	5,39
Nt (g/kg)	1,41	0,88
C/N	6,21	6,13

CE: conductividad eléctrica; Coox: carbono orgánico oxidable; Nt: nitrógeno total

Lodos empleados

En este estudio se utilizaron siete tipos de lodos de diferentes estaciones depuradoras, situadas en el sureste español, cuyas características principales se muestran en la **Tabla 2**. En todos los lodos se tomó una muestra, que se secó a 60ºC en estufa de aire forzado y se molió y tamizó a través de una malla de luz de 0,5 mm. En la muestra así preparada se determinaron las principales características de estos lodos, las cuales se presentan en la **Tabla 3**.

Diseño experimental

Las mezclas de suelo-lodo se prepararon de forma que hubieran 5 g de lodo seco/200 g de suelo, equivalente a una adición de lodo de 60 t/ha en materia seca. Esta dosis de aplicación de lodo al suelo está dentro de la permitida por el Real Decreto 1310/1990, ya que los contenidos de metales pesados en los lodos (**Tabla 3**) y en suelos (datos no mostrados) estaban muy por debajo de los valores máximos establecidos en la legislación para suelos con pH > 7. Asimismo, se estableció un tratamiento control para cada tipo de suelo, como referencia basal del comportamiento de los suelos enmendados, en el cual no se aplicó ninguna enmienda. Para llevar a cabo la experiencia planteada, las mezclas de suelo+lodo se introdujeron en recipientes de plástico de 500 mL de capacidad, realizándose triplicados por cada tratamiento y tiempo de muestreo. Las muestras fueron incubadas en condiciones aerobias y de temperatura y humedad controladas durante 240 días. La temperatura ambiente se mantuvo en torno a los 25ºC y las mezclas se mantuvieron al 50 % de su capacidad de retención hídrica, mediante la adición del agua desionizada necesaria. El contenido de carbono orgánico oxidable (Coox) y la tasa de mineralización de carbono se determinaron a lo largo del periodo de incubación en los días 0, 8, 24, 60, 120 y 240.

Tabla 2. Características de las estaciones depuradoras de los lodos utilizados (Información facilitada por las estaciones de depuración de aguas).

Lodo	Tratamientos del agua residual			Estabilización del Lodo	Caudal (m^3/día)	Población servida (he)
	1ª	2ª	3ª			
1	Decantación	Fangos activados	Ultra filtración y ósmosis inversa	anaerobia	37.045	216.759
2	Decantación	Fangos activados. Aireación prolongada	-	aerobia	17.303	151.143
3	Decantación	Fangos activados	-	aerobia	9.811	33.684
4	-	Aireación prolongada	-	-	257	1.327
5	-	Aireación prolongada	-	-	535	3.152
6	-	Aireación prolongada	-	-	1.843	1.901
7	Decantación	Fangos activados	Coagulación, floculación y filtración	anaerobia	25.000	290.000

he: habitante equivalente**.** Un habitante equivalente tiene una carga orgánica biodegradable con una demanda química de oxígeno de cinco días equivalente a 60 gramos de oxígeno por día.

Tabla 3. Características de los lodos de depuradora utilizados en el ensayo (sobre materia seca).

Parámetro	Lodos						
	L1	**L2**	**L3**	**L4**	**L5**	**L6**	**L7**
pH	6,24	6,01	5,99	7,03	5,95	6,08	6,19
CE (dS/m)	2,40	3,64	2,46	4,25	3,16	1,99	3,28
MOT (%)	62,6	67,2	66,6	60,7	72,1	64,4	71,3
C_{OT} (%)	18,1	21,4	17,3	17,0	18,3	17,4	17,9
N_T (%)	3,45	4,79	4,87	4,24	6,38	4,51	6,67
C/N	9,85	6,52	7,29	7,09	6,25	7,24	6,05
P (g/kg)	16,9	19,1	16,7	17,0	19,0	17,1	19,2
K (g/kg)	1,83	4,39	4,32	3,54	6,11	3,93	9,90
Fe (g/kg)	4,87	38,60	54,26	16,99	4,11	5,33	6,23
Mn (mg/kg)	32	119	72	147	59	46	58
Cd (mg/kg)	0,51	0,52	0,75	0,81	0,87	1,12	0,84
Cr (mg/kg)	21	24	35	42	30	41	37
Cu (mg/kg)	521	472	625	177	545	481	363
Pb (mg/kg)	61	50	89	68	103	94	73
Zn (mg/kg)	794	741	728	596	950	1546	704
Ni (mg/kg)	16	16	21	38	24	39	29
Hg (mg/kg)	0,22	0,21	0,22	0,36	0,31	0,20	0,16

CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica; C_{OT}: carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total

Métodos analíticos y estadísticos

En las muestras de lodo secas al aire y molidas, la conductividad eléctrica y el pH se determinaron en el extracto acuoso 1:10 (p/v), mientras que la materia seca se determinó después de secar las muestras 12 h a 105 ºC. La materia orgánica fue evaluada por calcinación a 430 ºC durante 24 h (Navarro y col., 1993). El nitrógeno total y el carbono orgánico total fueron determinados en un macroanalizador elemental C/N, según la técnica modificada de Navarro y col. (1991). Los nutrientes (macro y micro) así como los metales pesados fueron determinados en el extracto de digestión nítrico-perclórica (2:1) por ICP-masas y el fósforo se determinó por medida espectrofotométrica de la intensidad de coloración amarilla producida por el complejo fosfovanadato molibdato amónico (Kitson y Mellon, 1944), obtenida sobre una fracción del extracto de mineralización.

La granulometría de los suelos se determinó mediante el método del densímetro Bouyoucos (Moreno-Caselles et al., 2003). Para la determinación de la clase textural se utilizó el diagrama triangular de texturas (criterio USDA) (Moreno-Caselles et al., 2003). El pH y la conductividad eléctrica (CE) de los suelos se midieron en los extractos acuosos 1:2,5 and 1:5 (p/v), respectivamente (MAPA, 1994). El porcentaje de caliza activa se determinó mediante su extracción con oxalato amónico, dando un precipitado de oxalato de calcio. El oxalato de amonio en exceso, que no ha reaccionado con la caliza activa del suelo, se valoró con $KMnO_4$ en caliente (MAPA, 1994). El carbono oxidable del suelo se determinó mediante el método Walkley-Black (1934) modificado por Yeomans y Bremner (1989). El

nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl. La capacidad de retención hídrica se calculó a partir de la diferencia entre el suelo saturado en aguay el suelo seco al aire (López-Ritas y López Melida, 1978). La tasa de mineralización del carbono procedente de los lodos en el suelo se calculó restando la cantidad de CO_2 producida por el suelo enmendado a la procedente del suelo control y expresada como porcentaje de carbono orgánico añadido.

Los datos relativos a la evolución del C-CO_2 se ajustaron a una ecuación cinética mediante el método no lineal de mínimos cuadrados (algoritmo de Marquardt–Levenberg), empleando para ello el programa SigmaPlot. La mineralización en el suelo del carbono orgánico añadido con los lodos se ajustó a la siguiente ecuación cinética de primer orden (Bernal et al., 1998):

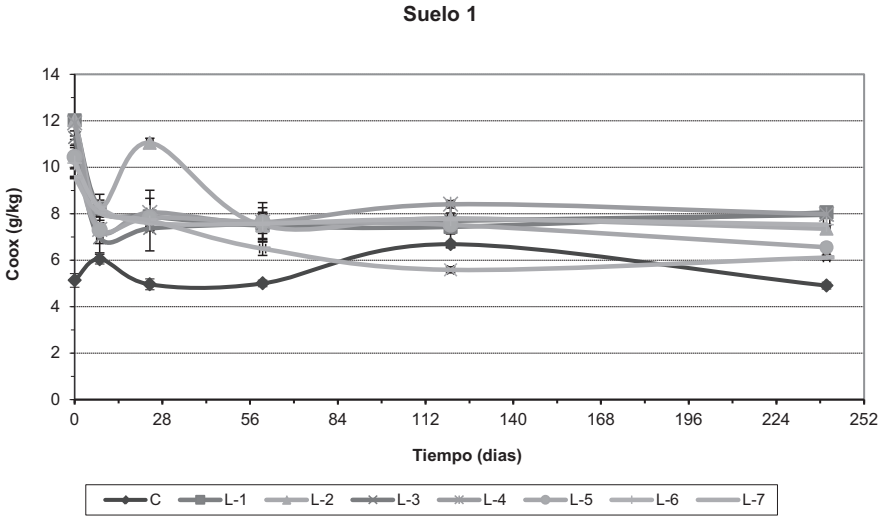
$$C_m = C_o(1-e^{-Kt})$$

donde C_m es el carbono orgánico mineralizado (%C) a tiempo t (días) y C_o y *K* el carbono orgánico potencialmente mineralizable (%C) y la constante de la velocidad de mineralización (días^{-1}), respectivamente. R^2 ajustada, *F*-valor y el error estándar de la estimación (SEE) fueron calculados para comparar el ajuste de diferentes funciones y conocer la significación estadística de las curvas ajustadas a los datos experimentales. También, se calculó la desviación del estándar de los datos obtenidos en el triplicado realizado en cada análisis y el intervalo de confianza para un α = 0,05 de los datos obtenidos, lo cual se reflejó en las figuras mediante las barras de error. El programa informático empleado para ello fue Hoja de cálculo Microsoft® Excel 2010.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La adición de los lodos produjo un aumento del contenido de Coox de ambos suelos a lo largo de la mayor parte del experimento (**Figura 1**). La disminución inicial de Coox en la mayoría de los suelos enmendados se debió posiblemente a la existencia de un mayor contenido de materia orgánica lábil al inicio del experimento y a la mayor actividad de los microrganismos del suelo, que generalmente se produce cuando inicialmente se humedece un suelo seco (Fierer y Schimel, 2002). Una vez que esta fracción orgánica fácilmente degradable fue descompuesta los microorganismos empezaron a degradar la materia orgánica más compleja y resistente transformándola en materia orgánica fácilmente oxidable, explicando este hecho los aumentos del Coox observados durante el experimento. La evolución del Coox al inicio de la incubación fue diferente de un suelo a otro, siendo el comportamiento de este parámetro más similar al final del experimento en ambos suelos. Al final de la incubación el contenido de carbono disminuyó como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica exógena y endógena de esos suelos. En relación a la mejora del contenido de materia orgánica del suelo con la aplicación de los lodos, solo los suelos franco arcillosos enmendados presentaron unos contenidos de Coox finales que hicieron que los suelos pudieran pasar de ser clasificados como suelos con contenido muy bajo a contenido bajo de materia orgánica, en comparación con el suelo control, especialmente en el caso de los suelos con los lodos L1, L3 y L4. Sin embargo, en el caso de los suelos areno-francos, ningún lodo aumentó el contenido de Coox para que el suelo pudiera cambiar su clasificación de suelo con un contenido muy bajo en materia orgánica (Yanez, 1989). Los contenidos de Coox fueron menores para la mayoría de tiempos y tratamientos en el suelo areno-franco (S2) que en el suelo franco–arcilloso (S1). Esto fue debido a que el suelo franco-arcilloso mostró mayor contenido de materia orgánica que el areno-franco, ya que los suelos de textura gruesa, como los areno-francos, fomentan la mineralización de los compuestos orgánicos, que en este caso se tradujo en una menor persistencia de materia orgánica después de la incubación.

S1



S2

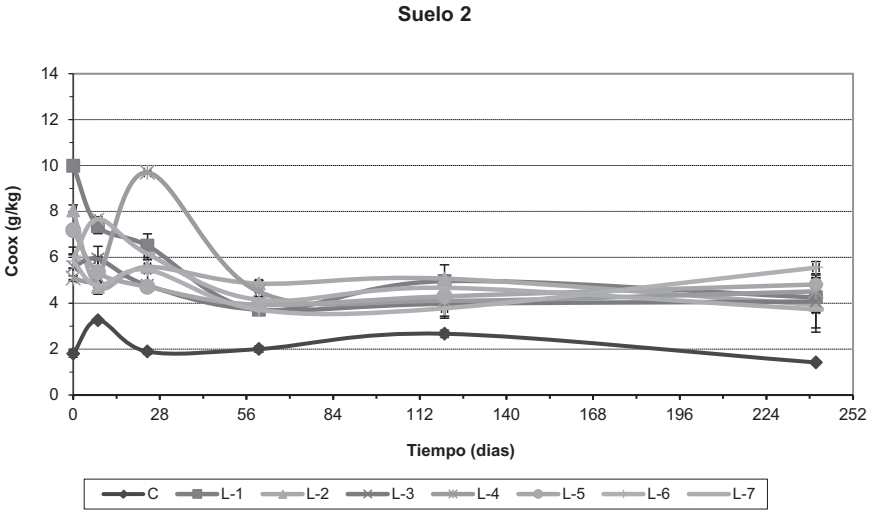


Figura 1. Evolución temporal del carbono orgánico oxidable (g Coox/kg m.s.) en el suelo franco-arcilloso (S1) y suelo areno-franco (S2).

La evolución del C-CO_2 acumulado durante el tiempo de incubación siguió un modelo cinético de primer-orden en los dos tipos de suelos (**Figura 2**). Los valores de los parámetros obtenidos del ajuste de este modelo cinético a los datos experimentales se muestran en la **Tabla 4**.

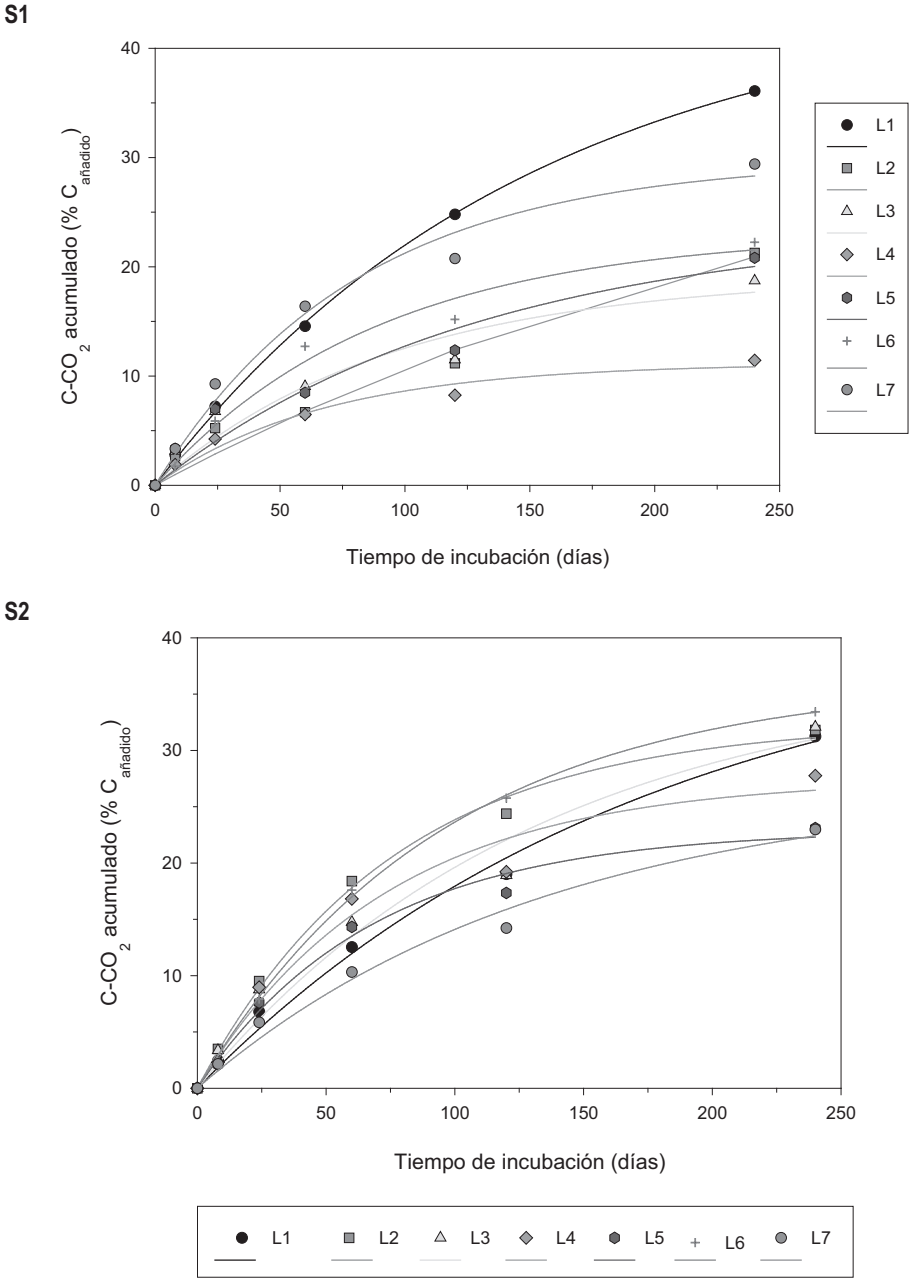


Figura 2. Evolución temporal de la mineralización de C (C-CO_2 acumulado (% $C_{añadido}$)) en el suelo franco-arcilloso (S1) y suelo areno-franco (S2). (Las líneas representan las curvas ajustadas)

Tabla 4. Carbono orgánico mineralizado después de 240 días de incubación (%C), carbono orgánico potencialmente mineralizable (C_o) (%C), constante de la velocidad de mineralización (*K*) (días^{-1}), velocidad de mineralización del carbono orgánico (C_o x *K*), media cuadrada de los residuales ajustada (R^2 adj), *F*-valor y el error estándar de la estimación (SEE) de la mineralización del carbono de los lodos en los suelos enmendados.

Suelo	Tratamiento	C_{240} (%C)	C_o (%C)	*K* (días^{-1})	C_0 x K	R^2 adj	*F*	SEE
Suelo franco-arcilloso	**L1**	36,04 (0,14)	45,15 (1,28)	0,0067 (0,0003)	0,30	0,9992	6616***	0,383
	L2	20,92 (0,23)	39,56 (2,06)	0,0031 (0,0023)	0,12	0,9562	110***	1,588
	L3	17,66 (0,55)	19,15 (3,24)	0,0106 (0,0041)	0,20	0,9141	54**	1,933
	L4	10,84 (0,74)	11,16 (0,97)	0,0148 (0,0033)	0,17	0,9630	131***	0,810
	L5	20,03 (0,38)	23,86 (5,57)	0,0076(0,0035)	0,18	0,9193	58**	2,077
	L6	21,54 (0,56)	23,10 (1,99)	0,0112 (0,0022)	0,26	0,9785	229***	1,259
	L7	28,31 (0,69)	29,80 (2,22)	0,0125 (0,0023)	0,37	0,9796	241***	1,585
Suelo areno-franco	**L1**	30,79 (0,39)	41,34 (5,01)	0,0057 (0,0012)	0,24	0,9904	515***	1,146
	L2	31,14 (0,72)	32,50 (1,23)	0,0132 (0,0012)	0,43	0,9944	883***	0,931
	L3	31,01 (0,47)	37,12 (6,33)	0,0075 (0,0025)	0,28	0,9614	125***	2,296
	L4	26,46 (0,69)	27,50 (2,43)	0,0136 (0,0030)	0,37	0,9685	155***	1,894
	L5	22,30 (0,71)	22,96 (1,34)	0,0148 (0,0022)	0,34	0,9845	318***	1,128
	L6	33,39 (0,05)	36,28 (1,05)	0,0105 (0,0007)	0,38	0,9979	2400***	0,614
	L7	22,41 (0,46)	27,00 (3,46)	0,0074 (0,0018)	0,20	0,9793	238***	1,223

***, **: Significativo a P<0,001, P<0,01, respectivamente; Error estándar entre paréntesis

Aunque todas las ecuaciones fueron significativas a P<0,001 ó P<0,01, la mayoría de los resultados de los suelos areno-francos enmendados se ajustaron a esta ecuación mejor que los resultados obtenidos en los suelos franco-arcillosos con lodo, como se pudo observar en el menor valor del error estándar de la estimación y en el valor de la R^2 ajustada más cercano a 1,0000, de los primeros suelos (**Tabla 4**). Los valores más bajos de mineralización de C orgánico después de 240 días de incubación y de velocidad de mineralización de este carbono se observaron en los suelos franco-arcillosos en todos los tratamientos, excepto en el caso del L1 y L7 (donde estos parámetros fueron mayores que los obtenidos en los suelos areno-francos). Este hecho indicó que el tipo de suelo influyó sobre la mineralización de la materia orgánica del lodo. Otros autores también han encontrado que el contenido de arcilla influía en la mineralización de la materia orgánica del suelo, la arcilla protege de la degradación a la fracción orgánica del suelo (Hernández et al., 2002; Bustamante et al., 2007). Sin embargo, en el caso de los lodos L1 y L7, los cuales procedían de una estabilización anaerobia, mostraron que su fracción lábil de la materia orgánica presentó una débil adsorción sobre los minerales del suelo. Kaiser y col. (2002) encontraron que las diferentes fracciones solubles de carbono de la materia orgánica del suelo presentaron diferentes asociaciones con los minerales presentes en el suelo. Después de 240 días de incubación, la mineralización en el suelo del carbono orgánico añadido con los lodos osciló entre un 11 y 36% y entre un 23 y 33% para el suelo franco-arcilloso y areno-franco, respectivamente. Sin embargo, el carbono orgánico potencialmente mineralizable del lodo en el suelo fue del 11-45 % y del 23-41 %

para el suelo franco-arcilloso y areno-franco, respectivamente. Esto indicó que el valor mínimo del C añadido con los lodos que potencialmente permanecerá en el suelo será aproximadamente de un 43%, mejorándose de esta forma su contenido de materia orgánica y reduciéndose así la degradación del suelo. Sin embargo, estos resultados fueron más bajos que los encontrados por Huang y Chen (2009), quienes encontraron que entre el 84-94 % del C de compost de lodo permaneció en el suelo después de 112 días de incubación. Este hecho indicó que el lodo fresco no se puede considerar un material estable, presentado una mayor cantidad de C lábil que aquel del lodo una vez compostado. En el caso de los suelos franco-arcillosos, el porcentaje de C potencialmente mineralizable de los lodos fue menor en los suelos con L4<L3<L6<L5<L7<L2<L1, mientras que este parámetro fue menor en los suelos con L5<L7<L4<L2<L6<L3<L1, en los suelos areno-francos. En ambos suelos se observó que el L1 sufrió una mayor mineralización de su C orgánico en el suelo.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos han mostrado que la adición de los lodos estudiados al suelo puede aumentar las reservas de C de los suelos de textura franco-arcillosa y areno-franca, tal y como se observó en el aumento de carbono orgánico oxidable del suelo. Sin embargo, en los suelos con textura areno-franca este aumento de la materia orgánica del suelo no fue suficiente para mejorar la clasificación del suelo respecto a su contenido en materia orgánica. También se observó que la mineralización del carbono orgánico estuvo influenciada por las características del suelo, incrementándose esta mineralización cuando menor era el contenido de arcilla. Finalmente, se observó que el tipo de estabilización del lodo no influyó en gran medida en la evolución de la dinámica de mineralización del C añadido con estos residuos ni en el contenido de carbono orgánico oxidable del suelo.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (antiguo Ministerio de Ciencia e Innovación, AGL2009-12371-C02-01), cofinanciado por el Plan E y por la Generalitat Valenciana (ACOMP/2010/177).

REFERENCIAS

Bernal M.P., Navarro A.F., Sanchez-Monedero M.A., Roig A., Cegarra J. 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. Soil Biol. Biochem. 30: 305-313.

Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J. 2007. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. Biores Technol 98: 3269-3277.

Casado-Vela, J., Sellés, S., Navarro, J., Bustamante, M.A., Mataix, J., Guerrero, C., Gomez, I. 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. Waste Manage 26: 946-952.

Fierer, N., Schimel, J.P. 2002. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations. Soil Biol. Biochem. 34: 777-787.

Gascó, G., Lobo, M.C. 2007. Composition of a Spanish sewage sludge and effects on treated soil and olive tres. Waste Manage 27: 1494-1500.

Hernández, T., Moral, R., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., García, C. 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. Biores Technol 83: 213-219.

Huang, C., Chen, Z. 2009. Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH. Soil Sci and Plant Nutr 55: 715-724.

Jin, V.L., Johnson, M.V., Haneyc, R.L., Arnoldc, J.G. 2011. Potential carbon and nitrogen mineralization in soils from a perennial forage production system amended with class B biosolids. Agriculture, Ecosystems and Environment 141: 461- 465.

Kaiser, K., Guggenberger, G., Haumaier, L., Zech, W. 2002. The composition of dissolved organic matter in forest soil solutions: changes induced by seasons and passage through the mineral soil. Org. Geochem. 33: 307-318.

Kitson, R.E., Mellon, M.G. 1944. Colorimetric determination of P as molybdovanadato phosphoric acid. Ind. Eng. Chem. Anal. Ed. 16: 379-383.

MAPA. 1994. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ed. Secretaría General Técnica, Madrid.

López-Rita, J., López Melida, J. 1978. El diagnóstico de suelos y plantas. Métodos de campo y laboratorio. Ed. Mundi-Prensa.

Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., Moral Herrero, R., Pérez Espinosa, A. Paredes Gil, C. 2003. Manual de técnicas de laboratorio para análisis de aguas, suelos, residuos orgánicos y plantas. Editorial Universidad Miguel Hernández, Elche.

Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P. 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. Comm in Soil Sci and Plant Anal 22: 2137-2144.

Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. Bioresource Technology 44: 203-207.

Nielsen, G.H., Hogue, E.J., Forge, T., Nielsen, D. 2003. Surface application of mulches and biosolids affect orchard soil properties after 7 years. Can. J. Soil Sci. 83: 131-137.

Ojeda, G., Alcaniz, J.M., Ortiz, O. 2003. Runoff and loses by erosion in soils amended with sewage sludge. Land Degrad. Dev. 14: 563-573.

Perfil Ambiental de España 2010. Datos disponibles en la página web: http://www.magrama.gob.es. Consulta hecha el 12 de mayo del 2012.

Roldán, A., Querejeta, I., Albaladejo, J., Castillo,V. 1996. Survival and growth of *Pinus halepensis* Mill.

seedlings in a semiarid environment alter forest soil transfer, terracing and organic amendments. Ann Sci For 53: 1099-1122.

Soil Survey Staff 2006. Keys to Soil Taxonomy - 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

Suhadolc, M., Schroll, R., Hagn, A., Dorfler, U., Schloter, M.,Lobnik, F. 2010. Single application of sewage sludge – Impact on the quality of an alluvial agricultural soil. Chemosphere 81: 1536-1543.

Walkley, A., Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.

Yanez, J. 1989. Análisis de suelos y su interpretación. Horticultura 49, 75-89.

Yeomans, J., Bremner, J.M. 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Com in Soil Sci and Plant Anal 19: 1467-1476.

RESULTADOS DE LA APLICACIÓN DE UN RESIDUO URBANO BIOESTABILIZADOS EN CULTIVOS DE REGADÍO

Grande, M.; Peña, S.; Rad, C.*; Navarro, M.; López, J.I.; Arribas, Y.; Alonso, B.; González, S.

Grupo de Investigación en Compostaje (UBUCOMP), Universidad de Burgos, EPS, Av. Cantabria s/n, 09006 Burgos

**Correo electrónico: crad@ubu.es*

Resumen

La agricultura intensiva practicada en la mayoría de los países desarrollados conduce a una elevada entrada de insumos en el suelo en forma de fertilizantes y energía con una progresiva pérdida de materia orgánica, lo que conduce irreversiblemente a una degradación del suelo al perder éste parcialmente su estructura, su capacidad de retención de nutrientes y su actividad como elemento filtrante y de retención del agua en el suelo. La aplicación agronómica de residuos orgánicos de muy diferente origen, agrícola, ganadero, agroindustrial o urbano, es una forma de restituir las condiciones de calidad inicial del suelo, si bien debe existir un control sobre la cantidad aplicada así como la posible presencia de elementos potencialmente tóxicos para las plantas, la salud humana o la calidad ambiental. En el presente trabajo se estudia la aplicación de un residuo urbano bioestabilizado (RUBS) en una rotación de patata y remolacha en regadío. La experiencia ha supuesto en la aplicación de dosis de RUBS de 10, 20 y 30 Mg ha^{-1}, así como dos controles, uno con fertilización inorgánica optimizada y otro sin ella.

Los resultados de producción obtenidos para los dos cultivos no reflejaron diferencias estadísticamente significativas entre parcelas, dada la fuerte variación en los valores de producción que presentaba el terreno; no obstante, los menores valores de producción se encontraron en las parcelas control sin fertilizar y los mayores en aquellas con fertilización inorgánica optimizada. En las parcelas tratadas con RUBS se obtuvieron valores intermedios que en el caso de la remolacha, mostraron una respuesta creciente a la dosis empleada. El análisis de metales pesados en las muestras de remolacha sólo mostró diferencias significativas con respecto al control para el Zn y el Cu, los cuales sí evidencian una acumulación de metal en el tubérculo proporcional a la dosis de RUBS añadida, si bien los valores obtenidos están lejos de los umbrales de toxicidad. Tampoco las concentraciones de metales en el suelo tras la experiencia muestran diferencias estadísticamente significativas entre las parcelas tratadas con RUBS y las parcelas control. Como conclusión del trabajo se puede afirmar que los residuos urbanos bioestabilizados pueden ser valorizados agronómicamente utilizando las mismas restricciones que las formuladas en la legislación vigente para los fertilizantes orgánicos.

Palabras clave: material bioestabilizado, compostaje, metales pesados, patata, remolacha

INTRODUCCIÓN

La aplicación al suelo del compost de residuos urbanos es una opción que ha sido ampliamente utilizada en numerosos países, bajo muy diferentes cultivos, en una amplia variedad de aplicaciones agronómicas y de condiciones edáficas y climáticas dada su concentración de nutrientes y el efecto beneficioso para el suelo que supone su alto contenido en materia orgánica (Hortenstine y Rothwell, 1973; Maynard, 1995; Tambone et al., 2007; Hargreaves et al., 2008; Farrell y Jones, 2009). Sin embargo, no hay que olvidar que los residuos orgánicos generados en los centros urbanos, pueden llevar en su contenido,

concentraciones variables de contaminantes de naturaleza orgánica o inorgánica con una elevada persistencia en el suelo, lo que puede comprometer a medio y largo plazo su calidad así como afectar de forma negativa a la salud ambiental o humana (García-Gil et al., 2000; Brändli et al., 2005; Slack et al., 2007). De todos estos elementos potencialmente contaminantes, son los metales pesados, los que por su persistencia y su acumulación en el suelo, mayores riesgos plantean en suelos agrícolas dado el potencial riesgo de su paso a la cadena alimentaria (Pinamonti et al., 1997; Baldwin y Shelton, 1999; Ramos y López Acevedo, 2004; Madrid et al., 2007).

En la mayor parte de los países desarrollados existe una legislación que restringe su utilización dependiendo de las concentraciones de metales pesados, las condiciones del suelo y del cultivo. En el Estado Español, la legislación vigente actualmente es el RD 824/2005 de 18 de julio sobre productos fertilizantes, el que en su Anexo V fija las concentraciones límite que deben llevar los fertilizantes orgánicos elaborados a partir de residuos orgánicos. No obstante, la entrada en vigor de la ley 22/2011 de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, donde se define claramente el compost como "*aquellas enmiendas orgánicas obtenidas a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente*", plantea numerosos interrogantes sobre la posible valoración agronómica de los residuos urbanos de recogida mixta, que constituyen un 85% de los recogidos en la actualidad, y que pasarán a denominarse residuos urbanos bioestabilizados, independientemente de los criterios establecidos en el RD de productos fertilizantes, donde muchos de ellos, especialmente aquellos a los que se aplica un buen sistema de afino, obtienen una clasificación como compost tipo B, la cual no presenta restricciones para su aplicación agronómica según la actual ley de productos fertilizantes.

En el presente trabajo se estudiado el efecto de la aplicación agronómica de diferentes dosis de residuos urbanos bioestabilizados (RUBS) a una rotación de dos cultivos en regadío localizados en la comarca del Arlanza (Burgos) y su comparación con la fertilización inorgánica optimizada. El objetivo del trabajo es la evaluación de la capacidad fertilizante del RUBS para cultivos de regadío así como una evaluación de la posible acumulación de metales pesados en el suelo al final de cada campaña.

DESARROLLO EXPERIMENTAL

Localización y diseño experimental

La experiencia se ha desarrollado en una finca experimental de regadío localizada en la comarca del Arlanza (Burgos), término municipal de Santa Cecilia, cuyas coordenadas son 42º 3' 12'' N y 3º 46' 49'' W. El suelo es un *Cambisol calcáreo* (*Ck*) de acuerdo con la clasificación de la FAO, situado en la ribera del tramo medio del Arlanza, con una altitud de 843 m.s.n.m., una pendiente media del 10% y un clima clasificado de acuerdo con Papadakis como Templado cálido según su régimen término y Mediterráneo seco según su régimen de humedad. La textura del suelo es franco-arcillosa y sus propiedades físico-químicas del muestreo inicial realizado en marzo de 2010, se recogen en la **Tabla 1**.

El residuo urbano bioestabilizado (RUBS) empleado fue el obtenido en el Centro de Tratamiento de Residuos (CTR) de Aranda de Duero. En dicha planta, la basura urbana es sometida a un proceso de triaje que permite una primera selección de su fracción orgánica; dicha fracción es sometida a una fase de fermentación en túneles durante 15 días, para posteriormente ser sometida a un proceso de maduración en pilas volteadas durante otras 4 semanas, finalmente se la somete a un proceso de afino para obtener el producto final cuyas características físico-químicas se recogen en la **Tabla 1**.

La finca experimental, que tuvo como cultivo precedente remolacha, se acondicionó mediante pase de cultivador y se subdividió en parcelas de 6 *x* 7 m, con 1 m de pasillo entre parcelas. En marzo de 2010

se introdujeron cinco tratamientos: control (SCC), sin ningún tipo de fertilización, fertilización mineral optimizada (SCI), donde se aplicaron 1.800 kg ha^{-1} de NPK (6-8-20) como fertilización de fondo de liberación lenta y dos coberteras de 400 y 200 kg ha^{-1} nitrato amónico cálcico (NAC) al 27%, tres dosis de compost de 10, 20 y 40 Mg ha^{-1} denominadas SCRU1, SCRU2 y SCRU3, respectivamente. Cada uno de los tratamientos se repitió por quintuplicado con una distribución aleatorizada en la finca (**Figura 1**). La aplicación del RUBS se realizó en marzo manualmente y en mayo de 2010 fue sembrada con patata (*Solanum tuberosum* L. var. Lady Rosetta) manteniendo una distancia de 0,75 m entre surcos y 0,3 m entre plantas (densidad de siembra 40.400 plantas ha^{-1}), realizando los habituales tratamientos de herbicidas y antifúngicos, así como un defoliante antes de la cosecha que se realizó en octubre de 2010.

El segundo año se cultivó remolacha (*Beta vulgaris* L. var. Sandrina), con una distancia entre surcos de 0,5 m y de 0,15 m entre planta (133.333 plantas ha^{-1}), repitiéndose en las diferentes parcelas los mismos tratamientos que en el año precedente. En el caso de la fertilización inorgánica optimizada se aplicaron 1.200 kg ha^{-1} de NPK (8-15-15) de liberación lenta como fertilización de fondo y 500 kg ha^{-1} con NAC al 27% de cobertera.

La evaluación de la producción en el caso de la patata se realizó recolectando 3 m^2 de los surcos intermedios de cada parcela, determinando el peso de tubérculo, tomándose a continuación una muestra de las mismas sobre las que se determinó el peso y el diámetro medios; también se recogió muestra de la parte aérea. En el caso de la remolacha, se recolectaron 4 m lineales de planta por parcela determinándose el peso de raíz, su diámetro y longitud, así como el peso de parte aérea. Durante ambas campañas se muestreó el suelo del caballón mezclando 4 muestras de suelo por parcela. Al final de cada campaña se realizó también un muestreo de suelo a 2 profundidades: 0-20 cm y 20-40 cm de idéntica forma.

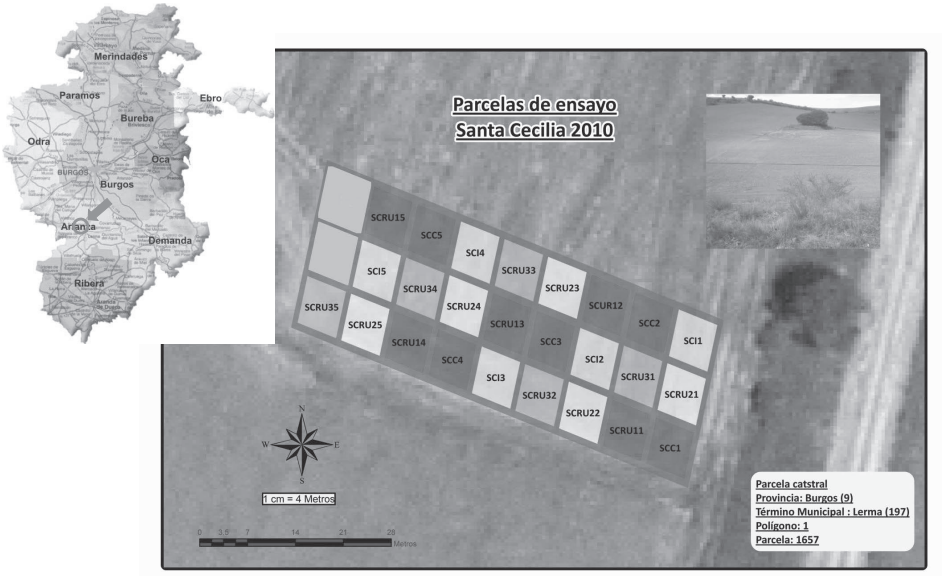


Figura 1. Localización y esquema de distribución de las parcelas experimentales en la finca en regadío localizada en Santa Cecilia (Burgos). Imagen obtenida del SIGPAC.

Metodología experimental

Las muestras de tubérculo o raíz se trituraron inicialmente mediante el empleo de un homogeneizador de cuchillas; en el caso de la muestra de remolacha se obtuvo un volumen de zumo y se determinó en él su contenido en azúcar mediante polarímetro. Dichas muestras trituradas, así como las muestras de parte aérea se secaron en estufa a 60°C hasta pesada constante y se trituraron posteriormente en molino de bolas de ágata. Las muestras de suelo fueron homogeneizadas, secadas al aire y posteriormente tamizadas a 2 mm previo a su análisis físico-químico.

Sobre las muestras de suelo se analizaron en los siguientes parámetros mediante métodos normalizados (MAPA, 1983): pH en agua (1:2,5 p/v), conductividad eléctrica en agua (1:5 p/v), MO mediante digestión ácida con dicromato potásico, C y N totales mediante combustión seca en analizador LECO TruSpec. El análisis de nutrientes se realizó mediante extracción con KCl 1 N (1:20 p/v) para N-NH_4^+ y N-NO_3^- y con bicarbonato sódico 0,5 M a pH 8,5 (1:100 p/v) para P asimilable (P-Olsen), con posterior determinación de estos analitos en autoanalizador de flujo segmentado SKALAR. Los cationes de cambio se realizaron mediante extracción con acetato amónico 1 M a pH 7 y posterior determinación de Na y K por espectroscopía de llama de emisión atómica (FAES) o de absorción atómica (FAAS) para Ca y Mg.

El contenido metálico se determinó mediante FAAS tras digestión ácida en horno microondas y en vaso cerrado de 0,5 g de muestra y 10 mL de ácido nítrico (1:1 v/v). En el caso de muestras de plantas se realizó una predigestión de la muestra con H_2O_2 durante 1 h a temperatura ambiente determinándose su contenido metálico de la forma ya descrita. Todas las analíticas se procesaron por triplicado obteniéndose finalmente un conjunto de 15 datos por cada valor (3 réplicas de medida *x* 5 réplicas de tratamiento).

Análisis estadístico

Los diferentes valores fueron sometidas a un análisis de la varianza ANOVA de un factor, previa comprobación de la asunción de la normalidad mediante el test de Kolmogorov y la homogeneidad de la varianza mediante el test de Levene, no siendo en ningún caso necesaria la transformación de los datos; posteriormente se realizó una comparación de medias con un 95% de probabilidad mediante el test LSD. El análisis de datos se realizó utilizando el paquete estadístico STAGRAPHICS plus 5.1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades del RUBS utilizado en estas experiencias, cuyos valores medios se muestran en la **Tabla 1**, lo caracterizan como un residuo orgánico de alto contenido en materia orgánica y un buen aporte nutricional, especialmente en macroelementos como N, P y K, así como otros microelementos de notable interés agronómico como Mg o Fe. El análisis de metales pesados permite asimilarlo a un compost de clase B, según el vigente RD 824/2005 de 18 de julio sobre productos fertilizantes, el cual no plantea ninguna restricción para su aplicación agronómica. El suelo sobre el que se ha desarrollado la experiencia tiene unas características que son predominantes en la comarca del Arlanza; su cultivo precedente fue remolacha y su historial de fertilización al ser un suelo de regadío y la rotación empleada en la zona (remolacha-patata-remolacha-cereal) le han dotado de unos buenos niveles de nutrientes iniciales, especialmente P y K.

Tabla 1. Variación de las propiedades físico-químicas del residuo urbano bioestabilizado (RUBS) y de la muestra de suelo inicial (0-20 cm).

Parámetros químicos	RUBS	Suelo inicial
pH (agua)	7,42 ± 0,01	8,07 ± 0,11
CE 25ºC (dS m^{-1})	8,36 ± 0,32	0,291 ± 0,041
CT (% sobre m.s.)	21,90 ± 1,37	1,05 ± 0,04
NT (% sobre m.s.)	1,85 ± 0,12	0,15 ± 0,01
P_2O_5 (% sobre m.s.) / P Olsen (mg kg^{-1} m.s.)	2,91 ± 0,01	41,76 ± 1,54
K_2O (%) / K^+ cambiable ($cmol_+$ kg^{-1} m.s.)	2,88 ± 0,03	280,3 ± 14,3
Ca (g Kg^{-1}) / Ca^{2+} cambiable ($cmol_+$ kg^{-1} m.s.)	80,39 ± 1,28	37,34 ± 1,43
Mg (g kg^{-1} ms) / Mg^{2+} cambiable ($cmol_+$ kg^{-1} m.s.)	7,398 ± 0,034	0,828 ± 0,009
Na (g kg^{-1} ms) / Na^+ cambiable ($cmol_+$ kg^{-1} m.s.)	9,147 ± 0,090	1,651 ± 0,115
Fe (mg kg^{-1} m.s.)	5.267 ± 442	9.207 ± 597
Cd (mg kg^{-1} m.s.)	1,482 ± 0,072	1,038 ± 0,064
Cr (mg kg^{-1} m.s.)	73,45 ± 13,39	10,51 ± 0,73
Cu (mg kg^{-1} m.s.)	102,5 ± 0,136	12,81 ± 1,29
Mn (mg kg^{-1} m.s.)	542,2 ± 8,528	210,2 ± 4,6
Ni (mg kg^{-1} m.s.)	49,85 ± 6,802	12,68 ± 0,18
Pb (mg kg^{-1} m.s.)	97,03 ± 2,308	12,07 ± 2,09
Zn (mg kg^{-1} m.s.)	378,8 ± 6,65	40,56 ± 4,01

Tabla 2. Variación de las propiedades físico-químicas del suelo en ambas campañas en el muestreo intermedio realizado en el caballón del cultivo. Valores con diferente letra en cada columna presentan diferencias estadísticamente significativas (p<0,05).

Tratamiento	pH	CE (dS m^{-1})	MO (% sobre m.s.)	Nt (% sobre m.s.)	Pasim (mg kg^{-1} m.s.)
Cultivo de patata – Campaña 2010					
SCC	8,53 ± 0,06 ^{ab}	0,222 ± 0,020 ^{a}	2,15 ± 0,18 ^{a}	0,16 ± 0,01 ^{a}	24,91 ± 1,63 ^{a}
SCI	8,55 ± 0,02 ^{ab}	0,234 ± 0,016 ^{ab}	2,40 ± 0,15 ^{b}	0,15 ± 0,01 ^{a}	27,68 ± 1,24 ^{b}
SCRU1	8,54 ± 0,04 ^{b}	0,236 ± 0,006 ^{ab}	2,02 ± 0,13 ^{a}	0,15 ± 0,01 ^{a}	23,94 ± 0,69 ^{a}
SCRU2	8,50 ± 0,03 ^{a}	0,231 ± 0,018 ^{ab}	2,36 ± 0,11 ^{b}	0,17 ± 0,01 ^{b}	31,18 ± 2,18 ^{c}
SCRU3	8,59 ± 0,05 ^{b}	0,254 ± 0,019 ^{b}	2,68 ± 0,08 ^{c}	0,19 ± 0,01 ^{c}	32,15 ± 1,40 ^{c}
Cultivo de remolacha – Campaña 2011					
SCC	8,21 ± 0,03 ^{a}	0,239 ± 0,010 ^{a}	0,98 ± 0,04 ^{ab}	0,16 ± 0,01 ^{a}	20,99 ± 1,47 ^{a}
SCI	8,17 ± 0,04 ^{a}	0,283 ± 0,008 ^{c}	0,93 ± 0,03 ^{a}	0,17 ± 0,01 ^{ab}	32,59 ± 3,05 ^{c}
SCRU1	8,33 ± 0,04 ^{c}	0,255 ± 0,009 ^{b}	1,02 ± 0,03 ^{b}	0,16 ± 0,01 ^{a}	22,40 ± 2,38 ^{ab}
SCRU2	8,31 ± 0,06 ^{bc}	0,272 ± 0,016 ^{c}	1,13 ± 0,02 ^{c}	0,18 ± 0,01 ^{bc}	25,85 ± 1,15 ^{b}
SCRU3	8,24 ± 0,07 ^{ab}	0,316 ± 0,014 ^{d}	1,15 ± 0,06 ^{c}	0,18 ± 0,01 ^{c}	32,02 ± 3,14 ^{c}

Efecto sobre la productividad del cultivo

Los efectos de la aplicación de RUBS sobre el suelo durante las fases finales desarrollo del cultivo se muestran en la **Tabla 2**. En ella se observa cómo la aplicación de la enmienda orgánica con una elevada salinidad produce un claro incremento en la conductividad eléctrica del suelo, el cual presenta proporcionalidad con la dosis aplicada y que en las dosis más altas, supera los valores de las parcelas que han recibido la fertilización mineral optimizada. La adición de RUBS también tiene un claro efecto sobre el contenido de materia orgánica en el suelo y sobre los niveles de macronutrientes totales del suelo, especialmente de P, con valores que superan los de la fertilización inorgánica en ambas campañas.

El análisis de los rendimientos del cultivo, el cual se recoge en la **Figura 1**, muestra un comportamiento diferente obteniéndose la máxima productividad en las parcelas SCI. En el caso del cultivo de patata, los resultados de producción no muestran respuestas significativas con el tratamiento, debido a una alta variabilidad en los resultados atribuible al efecto desigual de una helada tardía en mayo que afectó de forma desigual a la finca experimental; no obstante, las parcelas SCRU1, fertilizadas con la dosis más baja de RUBS, fueron las que alcanzaron un valor medio mayor que las parcelas con dosis más altas. En el caso de la remolacha, sí aparecen diferencias estadísticamente significativas entre las parcelas SCI y el resto de tratamientos. En lo que respecta a las parcelas tratadas con RUBS, estas sí muestran un incremento de productividad con la dosis de residuo orgánico adicionada.

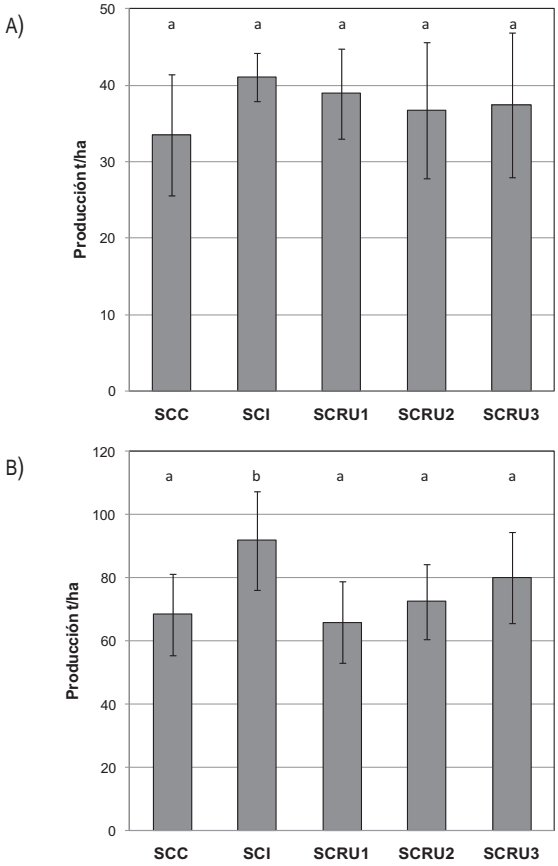


Figura 2. Respuesta de la producción de los cultivos de patata (**A**) y remolacha (**B**) a los diferentes tipos de fertilización. Valores con diferente letra en cada columna presentan diferencias estadísticamente significativas (p<0,05).

Esta aparente contradicción entre los rendimientos encontrados, tanto en patata como en remolacha y los niveles de nutrientes del suelo puede estar causada por las diferencias en movilidad de dichos nutrientes, especialmente el N, cuyo contenido total en las parcelas enmendadas, no tiene porqué suponer un incremento en formas disponibles para la planta; también se debe tener en cuenta la concentración de otros elementos, como es el caso del K en remolacha, cuyo aporte en fundamental en las fases finales de engrose de la raíz, aporte que es suministrado en la fertilización optimizada, pero que puede no ser suficiente o no estar fácilmente disponible en el caso de las parcelas tratadas con RUBS. En un ensayo comparado en un cultivo de patata, Warman et al. (2011) utilizando dosis de compost de residuos urbanos (CRU) entre las 10 y 65 Mg ha^{-1}, encuentran rendimientos del cultivo proporcionales a la dosis de CRU empleada, pero siempre inferiores a la fertilización mineral optimizada, lo mismo que Montemurro y Maiorana (2007) en un cultivo de remolacha. Similares resultados fueron obtenidos en otros trabajos por Abad Berjón et al. (1997) y Ghaly y Alkoaik (2010) para diferentes cultivos de hortalizas, entre ellos patata, encontrando siempre que los mayores rendimientos se obtenían en aquellas parcelas donde fue aplicada fertilización mineral, o bien mezclas

de enmiendas orgánicas y fertilización mineral. En cultivos como la patata, existen otras propiedades del suelo, como la capacidad de retención de agua o la porosidad que dependen del contenido de materia orgánica, que influyen en el rendimiento del cultivo de forma indirecta ya sea mediante una mejora de las propiedades físicas, como mediante el estímulo de la actividad biológica, propiedades que están directamente influidas por la adición al suelo de una materia orgánica exógena como es el RUBS (Carter et al., 2004).

Efectos residuales sobre el suelo

El efecto que la aplicación de RUBS durante dos campañas seguidas ha tenido sobre la calidad del suelo se ha analizado mediante el seguimiento de la concentración de metales traza en muestras de suelo a dos profundidades dado que se trata de cultivos en regadío, lo que puede suponer un lavado y una acumulación en profundidad de los elementos más solubles. Los datos de concentración de metales en muestras de suelo tomadas al final de cada campaña, aparecen recogidos en la **Tabla 3**. En ella se observan variaciones en el contenido metálico, que en algunos metales presentan significación estadística, no obstante no siguen un patrón claro ni en cuanto a la dosis, ni la profundidad, ni la campaña, atribuyéndose más a diferencias en la propia heterogeneidad de las muestras y su variabilidad en el terreno, que al efecto propio de la aplicación de RUBS. El contenido metálico del RUBS utilizado es equivalente a un compost clase B, lo que supone que los valores de metales no son suficientes como para restringir su uso agronómico por lo que su aplicación en dosis moderadas como las empleadas en este trabajo no manifestarán efecto residual en un suelo, al menos tras sólo dos aplicaciones agronómicas. Bartl et al. (2002) encuentran también que la aplicación de un compost de residuos urbanos con dosis de 32 Mg ha^{-1} no encuentra el contenido metálico del suelo al cabo de cinco años de aplicaciones consecutivas, si bien todo depende de la calidad del producto final, el tipo de suelo y las condiciones de cultivo, encontrándose en bibliografía una amplia casuística de aplicaciones (Hargreaves et al., 2008). La reciente ley 22/2011 de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, limitando el nombre de compost a aquellos productos originados de la recogida selectiva de la fracción orgánica de los residuos urbanos, puede tener un efecto positivo en el fomento de prácticas que faciliten la obtención de enmiendas orgánicas de alta calidad, si bien, dejan en el aire la aplicación agronómica de otros residuos como el presente RUBS, donde un buen triaje, combinado con un afino del producto final bastante exhaustivo, no presentan especiales problemas para su aplicación agronómica, lo que supone un evidente problema dada la baja salida de un producto solo aplicable en restauración ambiental y una pérdida notable de elementos fertilizantes en una coyuntura de demanda creciente de los mismos y una constante elevación en los precios de los fertilizantes minerales.

Contenido metálico en el cultivo

La concentración metálica en el tubérculo de patata y en la raíz de remolacha aparece recogida en las **Figuras 3 y 4** respectivamente para los elementos metálicos con valores por encima de los límites de detección de la metodología empleada. En el caso del cultivo de patata, se observa una tendencia a la acumulación de metales como Cd, Cu, Zn, Pb y Mn en las muestras tratadas con la dosis más baja de RUBS, en algunos casos dichas diferencias con respecto al control, si bien pequeñas, son estadísticamente significativas. Dosis más altas de RUBS muestran una concentración metálica inferior que disminuye ligeramente según la dosis; dicho comportamiento no aparece cuando se analizan oligoelementos como el Fe, el cual tiene una respuesta en el cultivo proporcional a la dosis de RUBS empleada. En el citado artículo de Bartl et al. (2002) la aplicación de un compost de residuos urbanos a un cultivo de patata que no mostraba efectos residuales en el suelo, sí mostraba mayores contenidos en Cu y Zn en los cultivos, si bien dicha acumulación también aparecía en las parcelas con fertilización mineral.

A. Campaña 2010: Cultivo patata.

Tabla 3. (Esta página y la anterior) Variación de la acumulación de metales en el tubérculo de patata (en mg kg^{-1} m.s.) para Cd (**A**), Cu (**B**), Zn (**C**), Pb (**D**), Mn (**E**) y Fe (**F**). Valores con diferente letra en cada columna presentan diferencias estadísticamente significativas (p<0,05).

Tratamiento	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Profundidad 0 – 20 cm								
SCC	1,287 ± 0,071 ^{c}	14,02 ± 0,95 ^{c}	10,66 ±0,64 ^{bc}	9.343 ± 620 ^{f}	223,0 ± 7,6 ^{d}	10,96 ± 0,26 ^{bc}	14,94 ± 0,64 ^{e}	38,86 ± 3,02 ^{a}
SCI	1,041 ± 0,177 ^{c}	14,46 ± 0,66 ^{c}	10,16 ±0,61 ^{ab}	9.371 ± 509 ^{f}	217,0 ± 12,1 ^{d}	11,09±0,76 ^{bc}	12,98 ± 0,74 ^{b}	38,79 ± 2,09 ^{a}
SCRU1	1,012 ± 0,112 ^{bc}	12,77 ± 1,07 ^{b}	11,30 ±0,58 ^{cd}	8.300 ± 811 ^{cde}	210,6 ±12,7 ^{cd}	10,57±0,66 ^{b}	12,70 ±0,66 ^{ab}	35,28±3,97 ^{a}
SCRU2	0,715 ± 0,127 ^{b}	12,16 ± 0,74 ^{c}	9,60 ± 0,51 ^{a}	8.853 ± 303 ^{def}	181,1 ± 3,8 ^{a}	9,00±0,80 ^{a}	11,09 ± 0,37 ^{a}	37,88±3,16 ^{a}
SCRU3	0,418 ± 0,201 ^{a}	14,33 ±0,91 ^{c}	11,07 ±0,57 ^{cd}	9.053 ± 483 ^{ef}	210,4 ±19,6 ^{cd}	9,17 ±0,92 ^{c}	13,16 ±0,86 ^{bc}	35,69±2,97 ^{a}
Profundidad 20 – 40 cm								
SCC	1,109 ± 0,268 ^{c}	10,56 ± 0,64 ^{a}	11,81 ± 0,49 ^{d}	9.275 ± 694 ^{ab}	190,2 ± 3,2 ^{ab}	11,42 ±0,60 ^{bc}	14,63 ±1,50 ^{cde}	32,07 ± 2,68 ^{a}
SCI	1,713 ± 0,222 ^{d}	10,41 ± 0,46 ^{a}	10,57 ± 0,99 ^{bc}	8.060 ± 494 ^{bcd}	178,7 ± 10,8 ^{a}	11,65 ± 0,88 ^{c}	13,30 ± 0,96 ^{bcd}	29,55 ± 2,06 ^{a}
SCRU1	1,053 ± 0,163 ^{c}	9,72 ± 0,78 ^{a}	11,63 ± 0,44 ^{d}	6.972 ± 925 $^{ca\,a}$	188,9 ± 12,9 ^{ab}	11,67 ± 0,53 ^{c}	14,79 ± 1,04 ^{de}	32,77 ± 3,55 ^{a}
SCRU2	1,210 ± 0,361 ^{c}	10,45 ± 0,66 ^{a}	11,33 ± 0,59 ^{cd}	8.700 ± 421 ^{cdef}	188,5 ± 6,4 ^{ab}	11,03 ±0,73 ^{bc}	14,97 ± 1,61 ^{e}	29,30 ± 1,68 ^{a}
SCRU3	1,196 ± 0,203 ^{c}	11,99 ± 1,13 ^{b}	11,55 ± 0,59 ^{d}	7.929 ± 484 ^{bc}	199,6 ± 11,9 ^{bc}	11,79 ± 0,77 ^{c}	16,02 ± 1,51 ^{e}	33,57 ± 3,60 ^{a}

B. Campaña 2011: Cultivo remolacha.

Tratamiento	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Profundidad 0 – 20 cm								
SCC	0,570 ± 0,127 [a]	13,28 ± 0,73 [cd]	8,65 ± 0,88 [ab]	9.981 ± 587 [ab]	191,7 ± 9,9 [ab]	10,11 ± 0,44 [bc]	8,66 ± 0,56 [ab]	40,44 ± 2,49 [ab]
SCI	0,590 ± 0,097 [a]	13,22 ± 0,67 [cd]	9,01 ± 1,07 [ab]	9.877 ± 813 [ab]	192,7 ± 10,8 [ab]	10,66 ± 0,88 [bc]	10,11 ± 0,58 [c]	44,93 ± 4,29 [bcd]
SCRU1	0,530 ± 0,148 [a]	12,82 ± 0,88 [bcd]	8,73 ± 1,12 [ab]	9.284 ±759 [ab]	191,3 ± 9,4 ab	10,51 ± 0,93 [bc]	9,90 ± 1,22 [bc]	50,70 ± 7,15 [de]
SCRU2	0,535 ± 0,081 [a]	12,24 ± 0,81 [bcd]	9,53 ± 0,98 [bc]	9.235 ± 598 [a]	187,6 ± 9,4 [a]	9,52 ± 1,11 [ab]	10,03 ± 0,66 [c]	43,17 ± 3,33 [b]
SCRU3	0,595 ± 0,177 [a]	15,32 ± 1,72 [e]	9,73 ± 1,05 [bc]	9.478 ± 412 [ab]	204,6 ± 14,6 [abc]	11,48 ± 1,97 [c]	10,91 ± 1,37 [c]	50,18 ± 5,37 [cde]
Profundidad 20 – 40 cm								
SCC	0,805 ± 0,092 [a]	12,08 ± 0,93 [bc]	11,73 ± 1,31 [d]	11.378 ± 476 [c]	207,7 ± 13,5 [bc]	9,95 ± 0,52 [c]	12,63 ± 0,38 [d]	51,78 ± 7,87 [e]
SCI	0,690 ± 0,105 [a]	12,64 ± 0,96 [bcd]	11,73 ± 0,86 [d]	11.751 ± 656 [cd]	212,0 ± 9,9 [c]	9,73 ± 0,96 [ab]	14,16 ± 0,89 [e]	43,71 ± 3,93 [bc]
SCRU1	0,740 ± 0,212 [a]	11,56 ± 0,74 [ab]	7,72 ± 1,08 [a]	11.342 ± 808 [c]	211,5 ± 16,4 [c]	9,60 ± 0,53 [ab]	10,01 ± 1,08 [c]	39,19 ± 4,76 [ab]
SCRU2	0,775 ± 0,112 [a]	13,52 ± 0,75 [d]	11,04 ± 1,34 [d]	12.581 ± 829 [cd]	213,4 ± 16,6 [c]	10,52 ± 0,51 [bc]	12,18 ± 0,72 [d]	43,93 ± 3,80 [bcd]
SCRU3	0,635 ± 0,158 [a]	10,34 ± 0,16 [a]	12,46 ± 0,76 [d]	10.254 ± 708 [b]	188,7 ± 15,7 [a]	8,43 ± 0,86 [a]	7,52 ± 0,76 [a]	34,41 ± 3,18 [a]

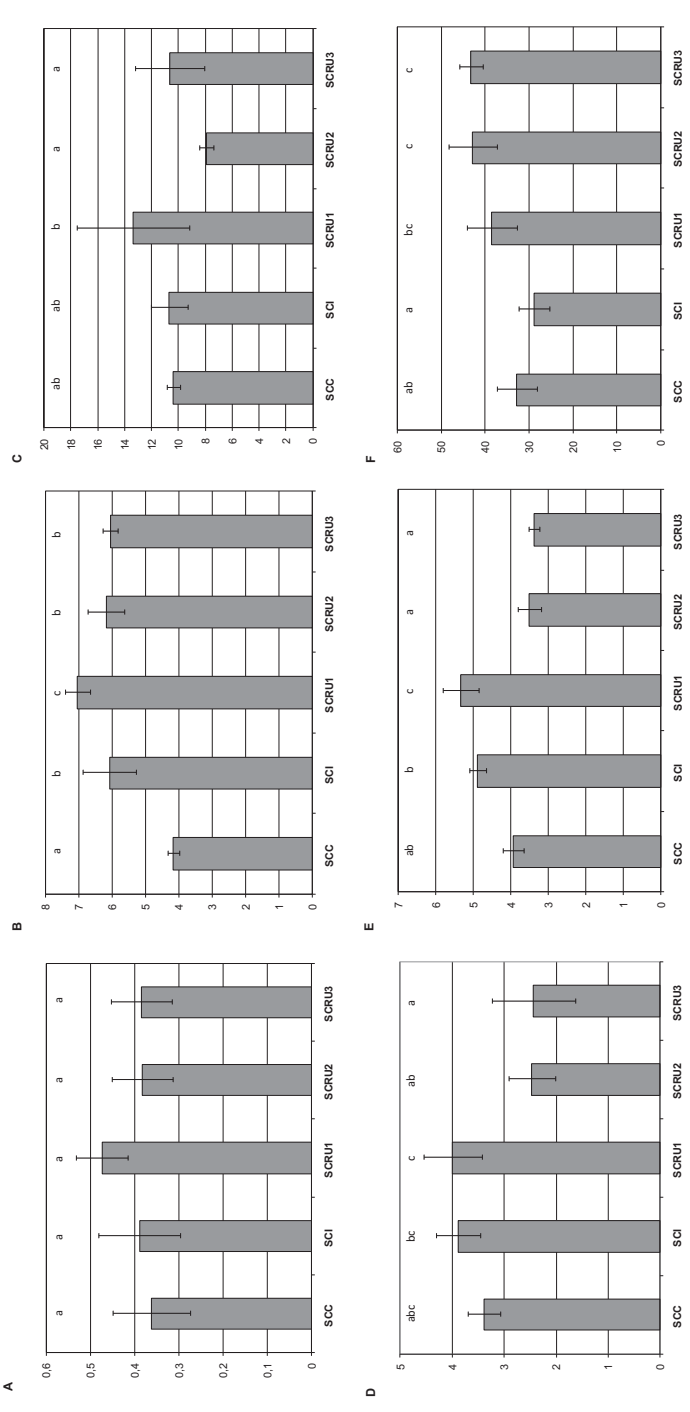


Figura3. Variación de la acumulación de metales en el tubérculo de patata (en mg kg^{-1} m.s.) para Cd (**A**), Cu (**B**), Zn (**C**), Pb (**D**), Mn (**E**), y Fe (F). Valores con diferente letra en cada columna presentan diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$).

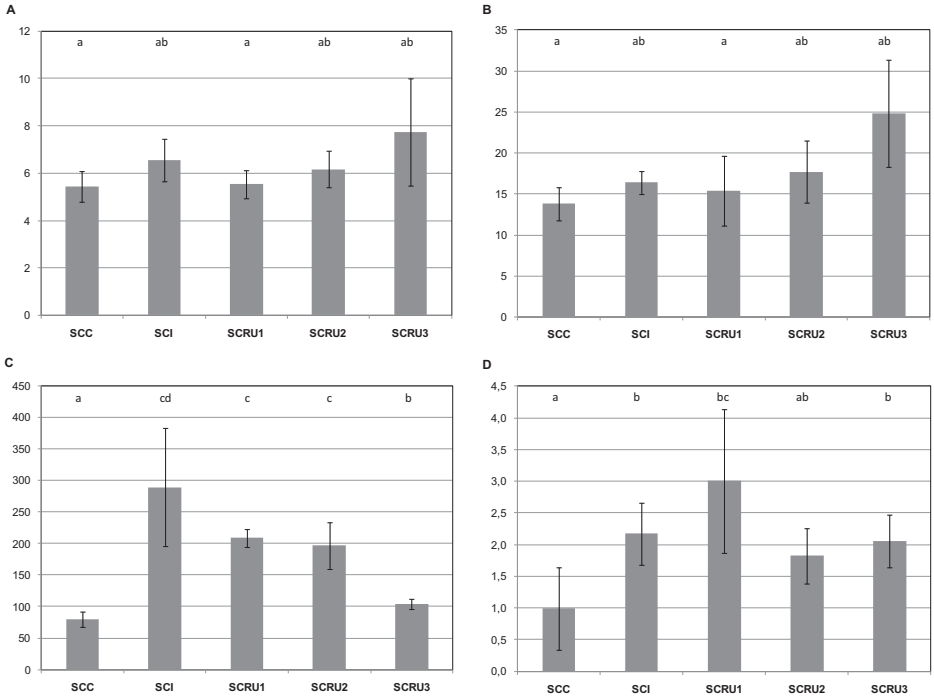


Figura 4. Variación de la acumulación de metales en la raíz de la remolacha (en mg kg^{-1} m.s.) para Cu (**A**), Zn (**B**), Fe (**C**) y Pb (**D**). Valores con diferente letra en cada columna presentan diferencias estadísticamente significativas (p<0,05).

En el caso del contenido metálico de la remolacha, sí aparece una mayor concentración metálica en la raíz de Cu y Zn con las dosis más altas de RUBS, que responden proporcionalmente a la dosis aplicada, si bien con una baja significación estadística dada la mayor variabilidad de los resultados obtenidos. En el caso del Fe, existe una disminución del contenido en raíz con la dosis aplicada, si bien es siempre mayor que el control y algo inferior al contenido en las parcelas con fertilización optimizada.

La posible acumulación metálica en el producto final que se introduce en la cadena alimentaria es siempre la mayor preocupación y el elemento limitante para la posible valoración agronómica de un residuo orgánico; dicha acumulación no depende sólo de los contenidos metálicos en de la enmienda orgánica sino que también influyen notablemente el tipo de cultivo, el suelo o las condiciones agronómicas, siendo por tanto imposible la generalización. En el presente trabajo se ha observado un comportamiento diferenciado en la patata, donde concentraciones bajas de RUBS suponen un ligero incremento metálico, algo que también se produce con la fertilización mineral y dosis más altas conducen a una disminución de su presencia, algo que está en relación con la producción, que es ligeramente más alta en el tratamiento con 10 Mg ha^{-1} de RUBS que con dosis más altas. Warman et al. (2011) encuentran que el uso de similares dosis de compost de RU en patata no incrementa significativamente los contenidos metálicos en el tubérculo aunque sí el de Cu en la parte aérea de la planta, si bien sin llegar a mostrar síntomas de deficiencia o toxicidad.

CONCLUSIONES

• La fertilización orgánica mediante el uso exclusivo de RUBS consigue incrementos de rendimiento en patata y remolacha superiores a los controles en un suelo de regadío con unos niveles altos de nutrientes, si bien la producción no llega a igualar la fertilización mineral optimizada.

• El análisis del suelo realizado durante el periodo de cultivo para las dos campañas experimentales, muestra cómo la aplicación del RUBS tiene un claro efecto sobre la conductividad eléctrica del suelo, así como sobre el nivel de algunos nutrientes como en N o el P, superiores incluso a los que presentan las parcelas con fertilización mineral, sin embargo, la ausencia o baja disponibilidad de algunos elementos como el K en las fases de desarrollo del tubérculo o del rizoma, tiene un marcado efecto en el rendimiento final de la cosecha.

• La aplicación de RUBS en las dosis empleadas, entre 10 y 30 Mg ha^{-1}, incrementa la producción tanto de patata como de remolacha, si bien no alcanza el nivel encontrado con una fertilización mineral optimizada. No aparece acumulación significativa de metales ni en el suelo ni en la planta.

• La aplicación de RUBS es perfectamente homologable a un compost tipo B por lo que no debiera aplicársele ninguna restricción legislativa adicional basada en el origen del residuo inicial, debiendo ser la concentración de metales pesados (u otros posibles contaminantes) el criterio final que posibilite su uso agronómico.

Agradecimientos

El presente trabajo ha sido financiado mediante el convenio firmado entre el Consorcio Provincial de Residuos de Burgos (CONRESBUR) y el grupo de investigación UBUCOMP de la Universidad de Burgos. Los autores agradecen a Santiago Elena Sánchez su colaboración en el desarrollo de las labores de campo.

REFERENCIAS

Abad Berjón, M., Climent Morató, M.D., Aragón Revuelta, P., Camarero Simón, A. 1997 The influence of solid urban waste compost and nitrogen-mineral fertilizer on growth and productivity in potatoes. Commun. Soil Sci. Plant 28: 1653-1661.

Baldwin, K.R., Shelton, J.E. 1999. Availability of heavy metals in compost-amended soil. Bioresour. Technol. 69: 1-14.

Bartl, B., Hartl, W., Horak, O. 2002 Long-term application of biowaste compost versus mineral fertilization: Effects on the nutrient and heavy metal contents of soil and plants. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165: 151-159.

Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Furrer, R., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J. 2005. Persistent organic pollutants in source-separated composts and its feedstock materials – A review of field studies. J. Environ. Qual. 34: 735-760.

Carter, M.R., Sanderson, J.B., MacLeod, J.A. 2004 Influence of compost on the physical properties and organic matter fractions of a fine sandy loam throughout the cycle of a potato rotation. Can J. Soil Sci. 84: 211-218.

Farrell, M., Jones, D.L. 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. Bioresour. Technol. 100: 4301-4310.

García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 32: 1907-1913.

Ghaly, A.E., Alkoaik, F.N. 2010 Effect of Municipal Solid Waste Compost on the growth and production of vegetable crops. Am. J. Agri. Biol. Sci. 5: 274-281.

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 123: 1-14.

Hortenstine, C.G., Rothwell, D.F. 1973. Pelletized municipal refuse compost as a soil amendment and nutrient source for sorghum. J. Environ. Qual. 2: 343-345.

Madrid, F., López, R., Cabrera, F. 2007. Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. Agric. Ecosyst. Environ. 119: 249-256.

Maynard, A.A. 1995. Cumulative effect of anual additions of MSW compost on the yield of field grown tomato. Compost Sci. Util. 3: 47-54.

Montemurro, F., Maiorana, M. 2007 Nitrogen utilization, yield, quality and soil properties in a sugarbeet crop amended with municipal solid waste compost. Compost Sci. Util. 15: 84-92.

Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., Zorizi, G. 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. Resour. Conserv. Recy. 21: 129-143.

Ramos, M.C., López Acevedo, M. 2004. Zinc levels in vineyard soils from the Alt Penedès-Anoia region (NE Spain) after compost application. Adv. Environ. Res. 8: 687-696.

Slack, R.J., Bonin, M., Gronow, J.R., Van Santen, A., Voulvoulis, N. 2007. Household hazardous waste data for the UK by direct sampling. Environ. Sci. Technol. 41: 2566-2571.

Tambone, F., Genevini, P., Adani, F. 2007. The effects of short-term compost application on soil chemical properties and on nutritional status of maize plant. Compost Sci. Util. 15: 176-183.

Warman, P.R., Rodd, A.V., Hicklenton, P. 2011 The effect of MSW Compost and fertilizer on extractable soil elements, tuber yield, and elemental composition in plant tissue of potato. Potato Res. 54: 1-11.

APLICACIÓN DE COMPOST DE ALPERUJO COMO ENMIENDA ORGÁNICA A UN SUELO CALIZO: POTENCIAL NUTRICIONAL Y EFECTO SOBRE UN CULTIVO DE ALFALFA

Jaramillo, C.X.[1]; García de la Fuente, R.[2]; Lidón, A.[3]; Fornes, F.[*2]; Belda, R.M.[2]; Bautista, I.[3]; Abad, M.[2]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Colombia, Palmira, Colombia

[2]Instituto Agroforestal Mediterráneo, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n, 46020 Valencia, España

[3] Grupo Re-Forest, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n, 46020 Valencia, España

*Correo electrónico: *ffornes@bvg.upv.es*

Resumen

Se realizó un experimento de dos años de duración en el que se ensayaron cinco dosis (0, 12, 24, 48 y 96 toneladas de materia orgánica seca por hectárea) de un compost de alperujo añadido como enmienda orgánica a un suelo calizo sin fertilizar. Las mezclas se incubaron en contenedores (6 por tratamiento) de 4,5L de capacidad durante un año a una humedad comprendida entre capacidad de campo y el 50% de la misma. Transcurrido este periodo se tomaron muestras de 3 contenedores por tratamiento para las determinaciones de pH, conductividad eléctrica y contenido en N mineral, P y K. Los 3 contenedores restantes fueron sembrados con alfalfa (25 semillas por contenedor) y regados regularmente evitando pérdidas por lixiviación. Transcurrido el segundo año de experimento se determinaron los mismos parámetros en el suelo, la biomasa producida por las plantas y la formación de nódulos por *Sinorhizobium meliloti*. Los resultados obtenidos mostraron tras un año de incubación un aporte neto de P, K y N, producto éste último de la mineralización del N orgánico aportado por el compost. El aumento en nutrientes registrado fue lineal con la cantidad de enmienda aportada al suelo en el caso del K pero no así para el N y el P. Durante el segundo año de experimentación, la alfalfa absorbió la práctica totalidad de nutrientes disponibles en el suelo, acumulando una biomasa (parte aérea) mayor cuanto mayor fue la dosis de compost presente en el suelo. Además, se observó una estimulación de la nodulación por *Sinorhizobium meliloti* en las raíces mayor cuanto mayor fue la dosis de enmienda de compost añadida, sobre todo en el caso de la dosis de 96 t ha^{-1}, lo que sin duda contribuyó a la fertilización nitrogenada del cultivo.

Palabras clave: conductividad eléctrica, *Medicago sativa*, nodulación, N-P-K, pH, *Sinorhizobium meliloti*

INTRODUCCIÓN

El alperujo es el residuo sólido, de consistencia pastosa y difícil manejo, obtenido en el proceso de extracción del aceite de oliva por el sistema de centrifugación de dos fases. Se estima que la producción de alperujo en España está alrededor de las 4 Mt/año (López-Piñero et al., 2008). Entre sus características, los elevados niveles de lípidos y fenoles que contiene le confieren propiedades fitotóxicas y antibacterianas que desaconsejan su aplicación directa al suelo (Alburquerque et al., 2004). Por otra parte, en diversos estudios se ha puesto de manifiesto que su elevada relación C/N provoca desequilibrios nutricionales por modificación del ciclo del nitrógeno (inmovilización de nitrógeno mineral y reducción de la actividad bacteriana relacionada con este ciclo) obligando a la incorporación al suelo de cantidades adicionales de fertilizante nitrogenado (Ordóñez et al., 1999; Thomson y Nogales, 1999).

El tratamiento del alperujo mediante compostaje es una alternativa de gran interés a la hora de gestionar este residuo (Montemurro et al., 2009). Sin embargo, su bajo contenido en nitrógeno y elevada relación C/N, junto con su efecto antimicrobiano y sus consistencia viscosa que limita la difusión de oxígeno necesaria en un proceso bio-oxidativo aerobio como es el compostaje obligan a mezclarlo (co-compostarlo) con agentes estructurantes que, además, aporten formas de nitrógeno fácilmente degradable (Cegarra y Paredes, 2008). El resultado de este co-compostaje ofrece materiales (composts de alperujo) con un buen grado de humificación, no fitotóxicos, libres de patógenos y con niveles aceptables de nutrientes (Alburquerque et al., 2006b, 2009; Roig et al., 2006), aunque suelen presentar un pH fuertemente alcalino y una conductividad eléctrica de moderada a alta.

Debido a que la producción industrial de alperujo es relativamente reciente y se limita principalmente a las almazaras españolas, no se han llevado a cabo todavía suficientes estudios sobre los usos del compost de alperujo en el área de la producción vegetal. De entre los estudios publicados se desprende que este compost puede mejorar las propiedades de los suelos agrícolas (Cayuela et al., 2004; Alburquerque et al., 2006a) aportando materia orgánica más recalcitrante a la degradación que la aportada por otras enmiendas orgánicas.

La alfalfa es uno de los cultivos forrajeros con mayor contenido de proteínas y por consiguiente con alto requerimiento en nitrógeno (Bickoff et al., 1972). La planta tiende a obtener una parte importante del nitrógeno que requiere (entre el 43% a 64%, según Heichel et al., 1983) a través de una relación simbiótica con la bacteria *Sinorhizobium meliloti* que conduce a un proceso de fijación biológica del nitrógeno atmosférico. Se ha determinado que el cultivo puede fijar entre 50 y 740 kg de N_2 por hectárea y año (Heichel et al., 1983, 1984). Aquellos factores que afecten el proceso de nodulación, necesario para el funcionamiento de esta simbiosis, afectarán sin duda tanto a la disponibilidad de nitrógeno para la planta como a la fertilidad general del suelo. Entre estos factores se han citado la cepa del rizobio y su interacción con el genotipo de la planta, las condiciones ambientales (pH, contenido de P y K del suelo, disponibilidad de agua, radiación, temperatura, etc.) así como las operaciones de cultivo (Vance et al., 1988).

Con objeto de determinar el potencial nutricional y el efecto a largo plazo de diversas enmiendas (dosis) de compost de alperujo sobre algunas propiedades de un suelo agrícola calizo (típicamente mediterráneo) se ha realizado un experimento durante dos años en el que el suelo enmendado se mantuvo sin cultivar durante el primer año, permitiendo la evolución de la materia orgánica añadida, implantándose en el mismo durante el segundo año un cultivo de alfalfa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo, compost y material vegetal

Para la evaluación del compost como enmienda o mejorador del suelo se utilizó un suelo calizo (37,7% $CaCO_3$) sin cultivar, procedente de Lliria (Valencia), de textura franco-arcillosa, con pH alcalino (8,49) y conductividad eléctrica (CE) de 0,15 dS m^{-1}. Su contenido en carbono orgánico (7,4 g kg^{-1}), nitrógeno total (0,76 g kg^{-1}), fósforo (8,1 mg kg^{-1}) y potasio (120 mg kg^{-1}) asimilables fue bajo.

El compost utilizado se preparó en el CEBAS-CSIC de Murcia mezclando 85% (peso seco) de alperujo (subproducto generado durante la extracción de aceite de oliva mediante el sistema de centrifugación de dos fases) y 15% de cama con estiércol de caballo fresco, y siguiendo un sistema al aire libre con volteos y riegos periódicos. La duración del compostaje fue de 195 días para la fase bio-oxidativa más

66 días para la fase de maduración. El compost resultante presentó un pH de 9,2, una CE de 3,65 dS m^{-1}, un contenido de carbono orgánico de 400 g kg^{-1}, nitrógeno total 38 g kg^{-1}, fósforo 8 g kg^{-1} y potasio 36 g kg^{-1}.

La especie vegetal utilizada en el ensayo agronómico fue la alfalfa (*Medicago sativa*, ecotipo Aragón) cuyas semillas fueron sembradas directamente sobre el suelo depositado en contenedor.

Descripción del experimento. Diseño experimental

Se estudiaron cuatro dosis de enmienda de compost de alperujo (CA) de 12, 24, 48 y 96 toneladas de materia orgánica seca por hectárea, en comparación con el suelo sin enmendar (control). Suelo y compost tamizados a través de 10 mm y 6 mm, respectivamente, se mezclaron, se determinó el pH, CE y contenido en N-P-K iniciales de las mezclas, y colocaron en macetas de 4,5L de capacidad (4,5 kg por contenedor) perforadas en el fondo para drenaje. Se prepararon 6 macetas por cada nivel de enmienda o tratamiento. Durante el primer año de incubación las macetas se mantuvieron sobre bandejas de plástico para, mediante subirrigación, mantener la humedad del suelo entre el 50% y el 100% de la capacidad de campo. Al final del primer año se retiraron 3 macetas (repeticiones) por tratamiento para el análisis físico-químico y de contenido en nutrientes del suelo. Con objeto de evaluar agronómicamente el nivel de fertilidad del suelo con los diferentes niveles de enmienda orgánica a largo plazo, las tres macetas restantes de cada tratamiento fueron sembradas con 25 semillas de alfalfa por maceta. El cultivo se mantuvo durante el segundo año sin añadir fertilizante mineral y regando periódicamente en superficie las macetas evitando pérdidas por lixiviación. Al final del segundo año se procedió a cortar la parte aérea del cultivo determinándose el peso fresco y seco de biomasa aérea producida por contenedor. Las raíces fueron cuidadosamente separadas del suelo que se recogió para su posterior análisis. Se determinó la biomasa fresca y seca de raíces producida por contenedor y se contaron, separaron y pesaron los nódulos desarrollados por *Sinorhizobium meliloti* en las raíces. Durante los dos años de duración del experimento las macetas se mantuvieron en un invernadero de cristal con calefacción dentro de unos rangos de temperatura de 10 a 20ºC en invierno y 20 a 35ºC en verano.

Determinaciones analíticas

pH y conductividad eléctrica (CE) se determinaron sobre los extractos 1/2,5 y 1/5 (p/v), respectivamente, siguiendo la metodología recogida en MAPA (1994).

El nitrógeno mineral (N_{min}) es la suma del nitrógeno en forma amoniacal y el nitrógeno nítrico, extraídos con una solución de KCl 2M y determinados de acuerdo con Keeney y Nelson (1982) utilizando un sistema automatizado de inyección de flujo (FIAstar 5000 Analyzer FOSS TECATOR).

El fósforo asimilable se determinó siguiendo el método colorimétrico de Olsen (Olsen y Sommers, 1982).

El potasio asimilable se extrajo con acetato amónico 1N, pH 7, según metodología del MAPA (1994) y se determinó por ICP-AES.

Análisis estadístico

Los factores “dosis de compost de alperujo” y “tiempo de incubación” se analizaron separadamente mediante análisis de varianza monofactorial. Cuando hubo diferencias entre medias se aplicó el test de Student-Newman-Keuls, considerando un nivel de significación de $P \leq 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la **Tabla 1** se presentan los valores de pH y de conductividad eléctrica (CE) en el suelo enmendado con diferentes dosis de compost de alperujo (CA) en el momento inicial del experimento y después de un año sin cultivo y otro año adicional en el que se realizó un cultivo de alfalfa.

Hay que distinguir el efecto de la dosis de CA y el efecto de la evolución del suelo a lo largo del tiempo. Inicialmente el CA provocó una disminución del pH, desde 8,49 en el suelo control sin enmendar hasta 8,15 de media en el suelo enmendado con las dosis de 48 y 96 t ha^{-1}. Tras un año de incubación el pH del suelo disminuyó del orden de 0,2 unidades en todos los tratamientos. Durante el segundo año de incubación, con un cultivo de alfalfa implantado, el pH no se modificó con respecto al del primer año en ninguno de los tratamientos realizados salvo en la dosis de 96 t ha^{-1} en que aumentó ligeramente.

Tabla 1. Efecto de las diferentes dosis de compost de alperujo sobre el pH y la conductividad eléctrica (CE) del suelo. Comparación entre los valores iniciales y tras 1 y 2 años de la aplicación del compost. Letras minúsculas distintas dentro de la misma columna indican diferencias significativas entre dosis. Letras mayúsculas distintas entre Inicial, I año (sin cultivo) y II año (con cultivo) indican diferencias significativas a $P \leq 0{,}01$.

Compost (t ha^{-1})	pH			CE (dS m^{-1})		
	Inicial	I año	II año	Inicial	I año	II año
12	8,28cB	8,10dA	8,10abA	0,26bA	1,04bB	1,56abB
24	8,23bB	8,06cA	8,07aA	0,33cA	1,13cB	1,67abB
48	8,14aB	8,02bA	8,07aAB	0,43dA	1,39dB	2,00bB
96	8,16aB	7,96aA	8,13bB	0,66eA	1,54eB	2,08bB
Control	8,49dB	8,22eA	8,14bA	0,15aA	0,75aB	1,11aB
P	*	*	*	*	*	*

* indica diferencia significativa a $P \leq 0{,}05$

La CE del suelo aumentó inicialmente de forma escalonada en relación a la dosis de CA añadida, desde 0,15 dS m^{-1} en el control hasta 0,66 dS m^{-1} en el suelo enmendado con 96 t ha^{-1}. Durante el primer año de incubación se observó un marcado incremento –casi 1 dS m^{-1}– de la CE en todos los tratamientos manteniéndose, asimismo, las diferencias entre dosis. En el segundo año se observó un incremento adicional de la CE, de menor magnitud que el ocurrido durante el primer año, que no tuvo significación estadística.

En la **Tabla 2** se presenta el contenido de los principales nutrientes –nitrógeno mineral, fósforo y potasio asimilables– tanto en las muestras de suelo recién enmendado con CA como después de uno y dos años de incubación. Inicialmente, la dosis creciente de enmienda de CA aportó una cantidad, asimismo creciente, de P y de K al suelo. El contenido de K y P en el suelo enmendado con la dosis de 96 t ha^{-1} fue 8 y 10 veces mayor, respectivamente, que en el suelo control. Sin embargo, el CA aportó cantidades pequeñas de N_{min} al suelo que no representaron un cambio significativo respecto al control.

Tabla 2. Efecto de las diferentes dosis de compost de alperujo sobre el contenido en nitrógeno mineral (N_{min}=N-NO_3^- + N-NH_4^+), fósforo (P) y potasio (K) asimilables del suelo. Comparación entre los valores iniciales y tras 1 y 2 años de la aplicación del compost. Letras minúsculas distintas dentro de la misma columna indican diferencias significativas entre dosis. Letras mayúsculas distintas entre inicial, I año (sin cultivo) y II año (con cultivo) indican diferencias significativas a $P \leq 0{,}01$.

Alperujo (t ha^{-1})	N_{min} (mg kg^{-1})			P (mg kg^{-1})			K (mg kg^{-1})		
	Inicial	I año	II año	Inicial	I año	II año	Inicial	I año	II año
12	29B	83bC	5,9A	8,4bB	13bC	0,3bA	499bB	583bC	326bA
24	33B	95bC	4,4A	14bcB	15bB	0,3bA	807cB	912cC	478cA
48	31B	171cC	4,4A	18cB	24cC	0,7cA	1045dB	1358dC	684dA
96	29B	229dC	4,9A	28dB	31dB	1,3dA	2012eB	2476eC	1021eA
Control	18B	53aC	6,0A	2,7aB	7,9aC	0,2aA	262aB	271aB	210aA
P	ns	*	ns	*	*	*		*	*

ns, * indican no diferencia y diferencia significativa a $P \leq 0{,}05$ respectivamente.

Durante el primer año de incubación del suelo, en el que no hubo cultivo, se observó un aumento significativo en la concentración de potasio en todas las muestras de suelo enmendadas que fue mayor a mayor dosis de enmienda, pero no en el suelo control sin enmendar. El fósforo, por su parte, aumentó en el suelo sin enmendar de forma significativa y en una cantidad igual o mayor que en los suelos enmendados con CA que no presentaron un aumento escalado con el incremento de dosis de enmienda aportada. Por último, el contenido en N_{min} aumentó tanto en el suelo sin enmendar, en el cual se triplicó, como en el suelo enmendado siendo el incremento mayor en este caso cuanto mayor fue la dosis de enmienda aplicada hasta la dosis de 96 t ha^{-1} en la que el contenido en N_{min} se multiplicó por 8 al final del primer año.

Los resultados indicaron que el suelo utilizado en el experimento contenía alguna fuente de nitrógeno y de fósforo insolubles que pasaron a formas asimilables con el transcurso del tiempo de incubación. Por otra parte, el aporte de materia orgánica en forma de compost de alperujo supuso una fuente de nitrógeno que se mineralizó con el tiempo, y de potasio que también paso a formas asimilables, posiblemente intercambiado en el complejo de cambio por otros cationes.

Al final del primer año el tratamiento más rico en nutrientes fue el correspondiente al suelo enmendado con 96 t ha^{-1} de CA seguido de forma secuencial y decreciente por el suelo enmendado con las dosis de 48, 24 y 12 t ha^{-1} y, finalmente, por el suelo control sin enmendar.

Durante el segundo año del experimento se cultivó alfalfa en el suelo enmendado con las diferentes dosis de CA. La biomasa acumulada en la parte aérea y en las raíces de las plantas desarrolladas en cada contenedor se presenta en la **Tabla 3**. En comparación con el suelo control, se observó en los suelos enmendados una estimulación en el crecimiento de la parte aérea de las plantas que fue mayor conforme aumentó la dosis de enmienda aplicada. En las dosis de 48 y 96 t ha^{-1} la biomasa acumulada fue del orden de 2,5 veces mayor que en el suelo control. Sin embargo, no se observó un aumento significativo de la biomasa radicular para ninguna de las dosis aplicadas.

Tabla 3. Efecto de las diferentes dosis de compost de alperujo sobre el peso fresco y seco de la parte aérea y radicular, y sobre la nodulación por *Sinorhizobium meliloti* en un cultivo de alfalfa. Comparación con el control. Los valores de cada parámetro están referidos a contenedor. Letras distintas dentro de la misma columna indican diferencias significativas entre dosis.

Alperujo ($t\ ha^{-1}$)	Parte aérea		Raíces		Nódulos	
	Peso fresco (g)	Peso seco (g)	Peso fresco (g)	Peso seco (g)	Número	Peso fresco (g)
12	50,04b	15,39b	53,65	14,67	375ab	0,73a
24	62,42c	18,79c	65,76	13,58	568bc	1,13a
48	74,64d	22,86d	70,333	13,33	650c	1,30a
96	83,54d	26,21d	64,937	12,93	493bc	10,95b
Control	32,37a	10,15a	47,64	11,23	183a	0,38a
P	*	*	ns	ns	*	*

ns, * indican no diferencia y diferencia significativa a $p \leq 0{,}05$ respectivamente.

El sistema radicular se desarrollo, por tanto, en todos los casos de manera suficiente para garantizar la absorción de los nutrientes que necesita la planta. Las plantas crecieron más o menos en su parte aérea en función de los nutrientes que tuvieron disponibles. Dado que en el experimento no se utilizó fertilización mineral los nutrientes disponibles procedieron en todos los casos de los aportes directos y de la mineralización de la materia orgánica aportada con cada dosis de CA. De ahí la relación encontrada entre dosis de enmienda orgánica añadida al suelo, concentración de nutrientes (**Tabla 2**) al final del primer año, disponibles para el cultivo que prosiguió durante el segundo año, y la biomasa producida por las plantas (**Tabla 3**). La confirmación de esta aseveración la encontramos en el hecho de que al final del segundo año −al final del cultivo de la alfalfa− en los suelos sólo quedaban niveles traza de N_{min} y de P aunque todavía quedaron cantidades elevadas de K dada la magnitud del contenido de partida de este elemento (**Tabla 3**).

El caso del nitrógeno merece mención aparte. La alfalfa es una especie forrajera con alto contenido proteico y, por tanto, con elevado requerimiento en nitrógeno. Esta especie satisface gran parte de sus necesidades en nitrógeno a través de un proceso de fijación biológica estableciendo una simbiosis específica con la bacteria *Sinorhizobium meliloti* (Heichel et al., 1983). La **Tabla 3** recoge los resultados del recuento y tamaño (peso fresco) de los nódulos formados por *Sinorhizobium meliloti* en su relación simbiótica con las raíces de la alfalfa. Se observó un efecto favorable del CA como estimulador de la formación de nódulos (**Figura 1**). El número de nódulos formados en las raíces de cada contenedor (25 plantas) aumentó desde 183 en el suelo control hasta 650 en el suelo enmendado con 48 t ha^{-1}, aunque no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre esta dosis y las de 24 y 96 t ha^{-1}. En cuanto al tamaño y morfología de los nódulos formados se observó que en el tratamiento de 96 t ha^{-1} los nódulos eran de tipo ramillete (**Figura 2**) y de tamaño mucho mayor que la media de los demás tratamientos (22 mg y 2 mg de peso fresco por nódulo, respectivamente) que correspondieron al tipo unilobulado o palmeado (**Figura 2**). Los nódulos recién formados son de pequeño tamaño y unilobulados evolucionando con el tiempo a diversas formas palmeadas de mayor tamaño y finalmente a formas en ramillete cada vez más ramificadas y más grandes. El hecho de que en el suelo enmendado con la dosis de CA de 96 t ha^{-1}aparecieran fundamentalmente nódulos en ramillete y de gran tamaño significa que en este ambiente el proceso de nodulación presentó mayor precocidad y eficiencia que en

los otros tratamientos estudiados. Esto contribuyó marcadamente a la mejora en la nutrición nitrogenada y al aumento en la biomasa producida por las plantas observado en nuestro experimento (**Tabla 3**). Aquellos factores que afecten el proceso de nodulación, necesario para el funcionamiento de esta simbiosis, afectarán sin duda tanto a la disponibilidad de nitrógeno para la planta como a la fertilidad general del suelo. Una estimulación del desarrollo de nódulos puede significar un aumento en la fertilidad nitrogenada del suelo y una mejora de la productividad no sólo de la propia alfalfa sino de los cultivos que la sigan en rotación, disminuyendo la necesidad de fertilizantes químicos con el beneficio económico y medioambiental que esto representa.

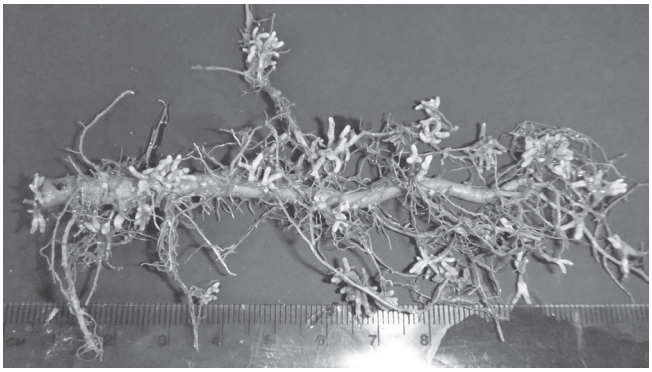


Figura 1. Nodulación de una raíz en el tratamiento de suelo enmendado con 96 t ha^{-1} de compost de alperujo.

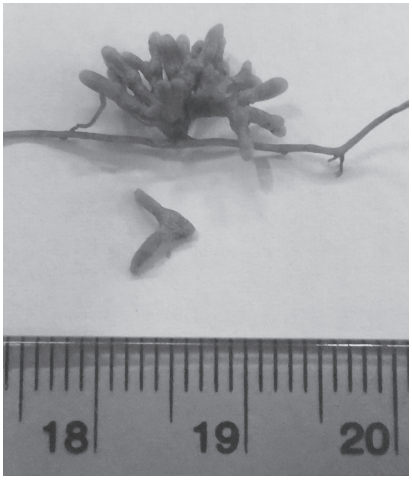


Figura 2. Comparación del desarrollo de un nódulo en el tratamiento de suelo enmendado con la dosis de compost de alperujo de 96 t ha^{-1} (arriba; nódulo en ramillete) con un nódulo promedio desarrollado en los demás tratamientos de enmienda al suelo de 0, 12, 24, y 48 t ha^{-1}.

Conclusiones

La enmienda orgánica compost de alperujo aporta al suelo P y K de forma directa. La posterior mineralización de la materia orgánica aporta cantidades adicionales de P, K y, sobre todo, de nitrógeno. La magnitud de estos efectos está relacionada con la dosis de enmienda orgánica añadida al suelo.

Las plantas crecen en función de la capacidad nutricional de los suelos enmendados, más crecimiento a mayor dosis de compost de alperujo aplicada.

El compost de alperujo estimula la formación de nódulos en las raíces por simbiosis con *Sinorhizobium meliloti*. La magnitud de este efecto está en relación con la dosis de enmienda aplicada.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto PETRI de referencia PTR1995-0894-OP-02-02. Rosana García de la Fuente recibió una Ayuda Predoctoral de Formación de Personal Investigador de la Consellería de Educación de la Generalitat Valenciana. Claudia Ximena Jaramillo González ha disfrutado de una Beca de Intercambio financiada por COOPEN – EM ECW – European Commission.

REFERENCIAS

Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., García, D., Cegarra, J. 2004. Agrochemical characterization of “alperujo”, a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. Bioresource Technology 91:195-200.

Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., García, D., 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., 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., Baddi, G.A., Cegarra, J. 2009. Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. Biodegradation 20: 257-270.

Bickoff, E.M., Kohler, G.O., Smith, S. 1972. Chemical composition of herbage. p. 247-282. En: Hanson, C.. (Ed.), Alfalfa Science and Technology. Agronomy Series Nº15, Amer. Soc. Agronomy, Madison, Wisconsin.

Cayuela, M.L., Bernal, M.P., Roig, A. 2004. Composting olive mill waste and sheep manure for orchard use. Compost Sci. Util. 12:130-136.

Cegarra, J., Paredes, C. 2008. Residuos agroindustriales. p. 519-551. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.), Compostaje, Ediciones Mundiprensa, Madrid.

Heichel, G.H., Vance, C.P., Barnes, D.K. 1983. Symbiotic nitrogen fixation of alfalfa, birdsfoot trefoil red clover. p. 336-339. En: Smith, J.A. and Hays, V.W. (Eds.), Proc. 14 Int. Grassl. Congress, Westview Press, Boulder, Colorado.

Heichel, G.H., Vance, C.P., Barnes, D.K., Henjum, K.I. 1984. Dinitrogen fixation, and N and dry matter partitioning during a four year alfalfa stand. Crop Sci. 25:101-105.

Keeney, D.R., Nelson, D.W. 1982. Nitrogen-inorganic forms. p. 643-698. En: Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed. Chemical and Microbiological Properties, Agron. Monogr. 9, Amer. Soc. Agronomy, Madison, Wisconsin.

López-Pilero, A., Albarrán, A., Rato Nunes, J.M., Barreto, C. 2008. Short and medium-term effects of two-phase olive mill waste application on olive grove production and soil properties under semiarid Mediterranean conditions. Bioresource Technology 99: 7982-7987.

MAPA-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo II. Secretaría General Técnica, Madrid.

Montemurro, F., Diacono, M., Vitti, C., Debiase, G. 2009. Biodegradation of olive husk mixed with other agricultural wastes. Bioresource Technology 100:2969-2974.

Olsen, S.R., Sommers, L.E. 1982. Phosphorus. p. 403-430. En: Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed. Chemical and Microbiological Properties, Agron. Monogr. 9, Amer. Soc. Agronomy, Madison, Wisconsin.

Ordóñez,. R., González, P., Giráldez, J.V., García-Ortíz, A. 1999. Efecto de la enmienda con alperujo sobre los principales nutrientes en un suelo agrícola. p. 123-126. En: Muñoz-Carpena, R., Ritter, A. y Tascón, C. (Eds.), Actas de las IV Jornadas sobre Investigación en la Zona no Saturada. Vol. 4., Estudios de la Zona no Saturada, Instituto Canario de Investigaciones Agrarias, Gobierno de Canarias.

Roig, A., Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A. 2006. An overview on olive mill wastes and their valorization methods. Waste Management 26:960-969.

Thomson, R.B., Nogales, R. 1999. Nitrogen and carbon mineralization in soil of vermicomposted and unprocessed dry olive cake ("orujo seco") produced from two-stage centrifugation for olive oil extraction. J. Environ. Sci. Health B 34: 917-928.

Vance, C.P., Heichel, G.H., Phillips, D. 1988. Nodulation and symbiotic dinitrogen fixation. p. 229-257. En: Hanson, A.A., Barnes, D.K. and Hill Jr., R.R. (Eds.), Alfalfa and Alfalfa Improvement. Agronomy Series Nº29, Amer. Soc. Agronomy, Madison, Wisconsin.

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD MICROBIANA EN SUELOS NO ADICIONADOS Y ADICIONADOS CON RESIDUOS ORGÁNICOS

Barreiro, A.[1*]; Lombao, A.[1]; Martín, A.[1]; Carballas, T.[1]; Basanta, R.[1, 2]; De Varennes, A.[2]; Díaz-Raviña, M.[1]

[1]Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Apartado 122, Avda. de Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, España

[2]Instituto Superior de Agronomía, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal

**Correo electrónico: anabarreiro@iiag.csic.es*

Resumen

Se analizó la estructura o diversidad de la comunidad microbiana de suelos no adicionados y adicionados con residuos orgánicos mediante el análisis de biomarcadores moleculares (ácidos grasos de los fosfolípidos, PLFA). El estudio fue realizado con muestras de suelos procedentes de una mina, adicionadas con compost de residuos sólidos urbanos, y muestras de suelos forestales, no quemadas y quemadas, adicionadas con paja. Los resultados demostraron claramente que el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos permite diferenciar, por una parte, las muestras de los suelos forestales de las de los suelos de la mina y, por otra, las muestras de los suelos de la mina no adicionados y adicionados con compost; por lo que respecta a la adición de paja no se observó ningún efecto significativo sobre la estructura de la comunidad. Los resultados también indicaron que la adición de paja no modificó significativamente la biomasa microbiana de los suelos, mientras que la adición de compost incrementó notablemente la biomasa total y la biomasa de los grupos específicos de los microorganismos del suelo (bacterias, hongos, bacterias Gram-negativas y Gram-positivas). Los resultados demostraron que la respuesta de la población microbiana a la adición de los dos residuos orgánicos ensayados, paja y compost, difiere notablemente, debiendo prestarse especial atención a la adición de compost al suelo debido a sus efectos sobre la biomasa y diversidad microbianas y, por consiguiente, a su efecto sobre el funcionamiento del ecosistema edáfico.

Palabras clave: degradación, suelos quemados, suelos de mina, compost, paja, biomarcadores moleculares (PLFA).

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas está aumentando de forma muy significativa el número de suelos degradados a causa de los incendios forestales y de la contaminación química con metales pesados. Esta degradación tiene consecuencias muy graves para los ecosistemas edáficos tales como la pérdida de la cubierta vegetal, la erosión del suelo y el descenso de la productividad. Es necesario combatir esta degradación ya sea protegiendo el suelo frente a la erosión, fijando la capa de cenizas y recuperando sus propiedades físicas, químicas y biológicas (suelos quemados) o reduciendo la disponibilidad de los metales y mejorando las propiedades del suelo para favorecer así el desarrollo vegetal (suelos contaminados). Con el fin de minimizar los daños en el ecosistema edáfico, distintos residuos orgánicos pueden utilizarse para frenar la erosión post-incendio (Díaz-Raviña et al., 2012) o para favorecer y acelerar la recuperación de suelos contaminados (Alvarenga et al., 2008) y, de esta forma, restaurar la vegetación. Este proceso de degradación afecta también a la diversidad microbiana, tanto en los suelos quemados (Díaz-Raviña et al., 2006; Barreiro et al., 2010; Fontúrbel et al., 2012), como en los suelos contaminados

(Bååth et al., 1998a, 1998b; Díaz-Raviña et al., 1994, 2007; Bååth et al., 2005; Fernández-Calviño et al., 2010). Así pues, dado que los microorganismos son los principales agentes responsables de la fertilidad del suelo, los cambios producidos en la diversidad microbiana pueden utilizarse como indicadores de los cambios producidos en la calidad del mismo y, por consiguiente, del estado de degradación y/o recuperación del suelo. Tradicionalmente la diversidad microbiana edáfica se ha estudiado mediante el recuento de viables, que sólo cuantifica el 1-5% de la totalidad de los microorganismos que viven en el suelo. Actualmente la estructura o diversidad de la comunidad microbiana se puede analizar mediante técnicas de biología molecular, como el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA), que, al no conllevar el uso de un medio de cultivo, proporcionan información sobre la totalidad de la comunidad microbiana (Frostegård et al., 2011). Sin embargo, a pesar de su interés, la aplicación de estas técnicas para evaluar el efecto de diversas prácticas agrícolas y silvícolas sobre la microbiota edáfica todavía es poco frecuente.

El objetivo de este estudio es comparar el efecto de la adición de diferentes enmendantes orgánicos (compost y paja) sobre la estructura de la comunidad microbiana de distintos suelos degradados (un suelo de mina contaminado y dos suelos forestales quemados), mediante el análisis de biomarcadores moleculares (ácidos grasos de los fosfolípidos).

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo con tres suelos diferentes, un suelo de mina y dos suelos forestales. El primero se obtuvo de la mina de São Domingos en el sureste de Portugal, que cesó su actividad en 1966, presentando un pH ácido (3,7-5,0) y bajo contenido en materia orgánica (0,6-1,1 %), además de elevadas cantidades de Cu (91-583 mg kg^{-1}), Pb (7570-33500 mg kg^{-1}), As (2360-8250 mg kg^{-1}) y Zn (47-1230 mg kg^{-1}). Se recogió suelo de la mina en tres zonas (M1, M2 y M3) y se realizó una experiencia de invernadero colocando el suelo en macetas y cultivando una mezcla de plantas herbáceas (*Briza maxima, Chaetopogon fasciculatus,* y *Spergularia purpurea*) en M1, y Ryegrass (*Lollium perenne spp.*) en M2 y M3. Cada muestra de suelo recibió, por triplicado, dos tratamientos: fertilizante inorgánico (MI: 200 mg N, 125 mg P, 420 mg K y 25 mg Mg kg^{-1} de suelo) y fertilizante inorgánico más compost (MI+C: 200 mg N, 125 mg P, 420 mg K, 25 mg Mg y 15 g de un compost de residuos sólidos urbanos kg^{-1} de suelo). Cinco meses después de la aplicación de los tratamientos se analizó la fracción de suelo menor de 2 mm. Los suelos forestales proceden de Laza (F1), en Ourense, donde se produjo un incendio forestal de alta intensidad en Septiembre del 2010; y de A Estrada (F2), en Pontevedra, donde se realizó una quema controlada de baja intensidad en Septiembre del 2009. Ambos suelos tienen un pH ácido (3,6-4,5) y elevado contenido en materia orgánica (14-23 %), como ocurre en la mayoría de los suelos forestales gallegos (Carballas et al., 2009). En ambos suelos, para frenar la erosión post-incendio, se aplicó, por triplicado, paja (Q+P) en una concentración de 250 g m^{-2} y se comparó este tratamiento con los suelos quemados sin añadir ninguna enmienda (Q) y con los suelos no quemados de zonas adyacentes a las quemadas (NQ). Las muestras de suelo se recogieron del horizonte A (0-2 cm), 1 año después de las quemas, analizándose la fracción menor de 2 mm.

La biomasa total y específica de determinados grupos microbianos (bacterias, hongos, bacterias Gram-positivas y bacterias Gram-negativas), así como la diversidad y la estructura de la comunidad microbiana fueron determinadas mediante el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA), según el método descrito por Frostegård et al. (1993), que identifica de 30 a 35 ácidos grasos distintos con 14-20 átomos de C. En síntesis, los PLFA fueron extraídos del suelo con una mezcla de cloroformo, metanol y tampón citrato, separados en la fase orgánica (cloroformo) y fraccionados en columnas de ácido salicílico para separar los fosfolípidos (lípidos polares) de los restantes lípidos (lípidos neutros y glicolípidos).

Finalmente, estos fosfolípidos fueron sometidos a metanolisis para obtener ésteres metílicos de los ácidos, que se cuantificaron por cromatografía de gases en base a sus tiempos de retención, relativos al de un estándar interno (19:0). La biomasa microbiana total se determinó como la suma de todos los PLFA; la suma de los PLFA considerados de origen bacteriano (i15:0, a15:0, i16:0, 16:1ω9, 16:1ω7c, i17:0, a17:0, 17:0, cy17:0, 18:1ω7 y cy19:0) se usó como índice de biomasa bacteriana; la cantidad de 18:2ω6, 18:1ω9 y 16:1ω5 como índice de biomasa fúngica; los PLFA i14:0, a15:0 y i16:0 como indicadores de bacterias Gram-positivas; y los PLFA cy17:0, cy19:0, 16:1ω7c y 18:1ω7 como índices de bacterias Gram-negativas (Díaz-Raviña et al., 2006). Para estimar la diversidad de los ácidos grasos se calculó: la riqueza (R), el índice de diversidad de Shannon (H) y el índice de uniformidad de Shannon (E):

$$E = \frac{H}{\ln (R)} \qquad H = -\sum_{i=1}^{R} pi \ln pi$$

Siendo R el número de ácidos grasos detectados en cada muestra y pi la abundancia relativa de cada ácido graso son respecto a la suma total. Los valores de los PLFA, expresados en nmoles (%), se trataron estadísticamente por análisis de componentes principales, usando el programa SPSS 15.0, con el fin de determinar las principales diferencias en el perfil de los PLFA en función del tratamiento de rehabilitación aplicado al suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la **Tabla 1** se muestra la cantidad de biomasa total y de grupos específicos (bacterias, hongos y bacterias Gram-positivas y Gram-negativas) y las relaciones hongos/bacterias, G^-/G^+, de todas las muestras de suelo, en base a los valores de los ácidos grasos de los fosfolípidos.

Se observó que las muestras de los suelos forestales tienen una cantidad de biomasa total, bacteriana, fúngica, bacterias $Gram^-$ y $Gram^+$ mucho mayor que las muestras de los suelos de mina; esto puede ser debido a que los suelos contaminados presentan factores limitantes para el desarrollo de la microbiota edáfica, tales como la presencia de altas concentraciones de metales pesados, la acidez, el bajo contenido en materia orgánica y en nutrientes, o la pérdida de la estructura del suelo. Sin embargo, las relaciones biomasa fúngica/biomasa bacteriana indican que las muestras del suelo de mina tienen una mayor proporción de hongos que las muestras de los suelos forestales. El incremento de los hongos en suelos contaminados con metales pesados ha sido también observado por otros autores (Rajapaksha et al., 2004; Stefanowicz et al., 2008), lo que se explica en base a la mayor tolerancia de los hongos, en comparación con las bacterias, frente al estrés causado por este tipo de contaminación química. También se observó que el quemado tiende a reducir la biomasa microbiana, particularmente la de los hongos y la de las bacterias $Gram^-$, observándose también una disminución de las relaciones hongos/bacterias y $Gram^-/Gram^+$. Los resultados también indicaron que la adición de paja no modifica, o reduce ligeramente, la biomasa microbiana de los suelos, mientras que la adición de compost incrementa notablemente tanto la biomasa total como la de los grupos específicos (bacterias, hongos, bacterias $Gram^+$ y $Gram^-$) y tiende a aumentar la relación $Gram^-/Gram^+$, lo que es indicativo de un incremento en la disponibilidad del sustrato. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en estudios previos realizados en suelos degradados de la misma zona en los que se evaluaban los efectos de la paja (Díaz-Raviña et al., 2012; Fontúrbel et al., 2012) y de la gallinaza (Díaz-Raviña et al., 1996; Villar et al., 2004) sobre la microbiota edáfica utilizando otra metodología diferente, la técnica de fumigación-extracción, para la biomasa microbiana total.

Tabla 1. Biomasa total y de grupos específicos (bacterias, hongos, bacterias Gram-negativas y bacterias Gram-positivas en nmol g^{-1} suelo) y relación hongos/bacterias y $Gram^-/Gram^+$ de las distintas muestras de los suelos forestales (F1, Laza y F2, A Estrada) y de la mina (M1, M2 y M3). Tratamientos: NQ (suelo no quemado); Q (suelo quemado); Q+P (suelo quemado adicionado con paja); I (suelo de mina adicionado con fertilizante inorgánico); I+C (suelo de mina adicionado con fertilizante inorgánico más compost). Media de las réplicas de campo ± error estándar.

	Biomasa total	Bacterias	Hongos	$Gram^+$	$Gram^-$	Hongos/Bacterias	G^-/G^+
F1NQ	396 ± 91,7	133 ± 32,9	93,8 ± 25,3	40,2 ± 9,05	72,4 ± 19,6	0,71 ± 0,04	1,82 ± 0,11
F1Q	375 ± 81,7	142 ± 32,6	67,4 ± 13,1	49,2 ± 10,9	73,3 ± 13,9	0,48 ± 0,03	1,50 ± 0,07
F1Q+P	215 ± 62,2	81,2 ± 23,3	36,9 ± 13,4	28,1 ± 6,13	42,1 ± 13,5	0,45 ± 0,04	1,47 ± 0,17
F2NQ	478 ± 60,1	218 ±30,2	65,8 ± 6,20	50,4 ± 10,3	129 ± 12,7	0,30 ± 0,02	2,61 ± 0,33
F2Q	337 ± 107	146 ± 39,6	43,7 ± 16,8	38,1 ± 11,9	80,1 ± 21,9	0,29 ± 0,04	2,13 ± 0,22
F2Q+P	251 ± 74,1	114 ± 35,8	28,4 ± 10,3	31,5 ± 9,56	60,4 ± 21,0	0,25 ± 0,02	1,91 ± 0,29
M1I	6,21 ± 0,70	2,47 ± 0,30	1,58 ± 0,17	0,68 ± 0,13	1,19 ± 0,10	0,64 ± 0,20	1,78 ± 0,50
M1I+C	20,7 ± 3,10	8,07 ± 1,20	4,59 ± 0,40	2,73 ± 0,40	2,33 ± 0,20	0,57 ± 0,17	0,99 ± 0,40
M2I	2,12 ± 0,52	0,62 ± 0,35	0,52 ± 0,07	0,15 ± 0,15	0,26 ± 0,05	0,84 ± 0,20	1,74 ± 3,21
M2I+C	25,2 ± 2,08	7,12 ± 0,85	4,64 ± ,035	1,27 ± 0,26	3,35 ± 0,02	0,65 ± 0,41	2,65 ± 1,73
M3I	3,42 ± 0,59	0,92 ± 0,16	0,55 ± 0,13	0,14 ± 0,02	0,63 ± 0,11	0,60 ± 0,79	4,38 ± 0,16
M3I+C	26,2 ± 2,12	6,86 ± 1,07	5,00 ± 0,18	0,51 ± 0,01	2,79 ± 0,49	0,73 ± 0,17	5,52 ± 0,23

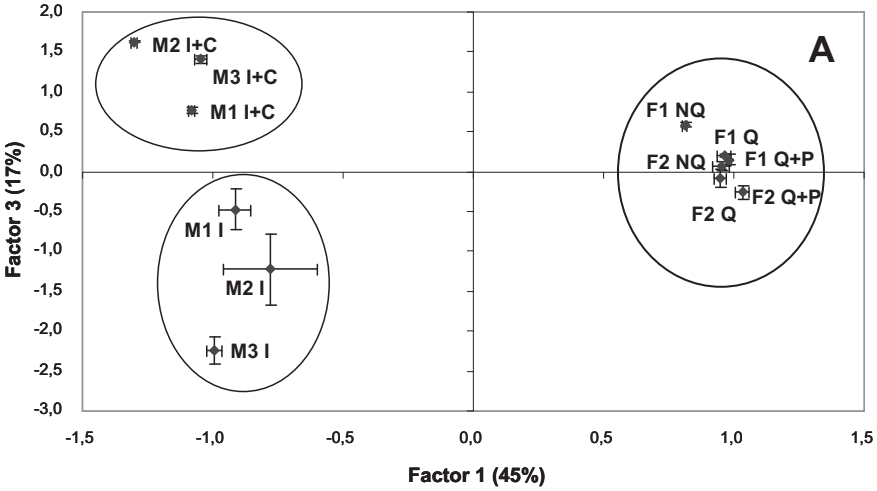
En la **Tabla 2** se muestran los valores de riqueza (R) de los ácidos grasos y los índices de diversidad (H) y uniformidad (E) de Shannon, de todas las muestras de suelo. Se observó que el índice de diversidad de Shannon es mayor en las muestras forestales que en las de la mina, lo que implica que tienen una mayor diversidad de ácidos grasos. En los suelos forestales se detectaron 32 ácidos grasos distintos, mientras que en los suelos de mina aparecen como máximo 25; hay 8 ácidos grasos que solo se detectaron en las muestras forestales y faltan en las de la mina. Dentro de estas últimas muestras se observaron valores un poco mayores del índice H en las muestras adicionadas con compost, lo que coincide con un incremento en el número de ácidos grasos en las mismas. Los suelos adicionados solo con fertilizante inorgánico presentaron entre 7 y 20 ácidos grasos, mientras que en los suelos adicionados también con compost se detectaron entre 23 y 25 ácidos grasos distintos. Este comportamiento se atribuye tanto al aporte de microorganismos del propio compost, como a su efecto sobre las propiedades del suelo ya que ejerce una influencia positiva sobre la microbiota edáfica (Díaz-Raviña et al., 1989). Los valores más altos del índice H se observaron en las muestras con mayores valores de biomasa microbiana; este hecho también fue observado por Zhong et al. (2010) en suelos adicionados con fertilizantes y enmiendas orgánicas. Los resultados parecen indicar que la adición de compost provoca un incremento en la riqueza y en la diversidad de los ácidos grasos, mientras que la adición de paja no modifica estos parámetros. En cuanto al índice de uniformidad de Shannon, se observó que los valores más altos aparecen en las muestras de mina adicionadas con fertilizante inorgánico, que presentan la riqueza y diversidad más bajas, mientras las muestras de suelos forestales y la muestra M1 de la mina adicionada con compost, que tienen valores de riqueza y diversidad más altos, presentan valores de E menores que los anteriores. Esto puede ser debido a que cuando hay menor riqueza y diversidad, los grupos microbianos están representados de manera más equitativa (Zornoza et al., 2009). En las muestras de la mina M2 y M3, adicionadas con compost, se observó un comportamiento diferente, presentando valores de E mucho más bajos que la muestra M1. Esta diferencia puede ser explicada por el tipo de vegetación implantada en cada una. En las muestras M2 y M3 se había implantado ryegrass, mientras

que en la M1 se implantó una mezcla de vegetación herbácea natural de la zona del muestreo. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Nsabimana et al. (2004), quienes analizando la diversidad metabólica de la microbiota edáfica, mediante la medida de patrones de utilización de distintos sustratos carbonados, también observaron una disminución significativa en el índice E al comparar suelos con ryegrass y suelos con vegetación herbácea nativa.

Tabla 2. Número de ácidos grasos (R), índice de Shannon (H) e índice de uniformidad de Shannon (E) de las distintas muestras de suelos forestales (F1, Laza y F2, A Estrada) y de mina (M1, M2 y M3). Tratamientos: NQ (suelo no quemado); Q (suelo quemado); Q+P (suelo quemado adicionado con paja); I (suelo de mina adicionado con fertilizante inorgánico); I+C (suelo de mina adicionado con fertilizante inorgánico más compost). Media de las réplicas de campo ± error estándar.

	R	H	E
F1 NQ	32±0	2,89±0,02	0,83±0,00
F1 Q	32±0	2,93±0,02	0,85±0,00
F1 Q+P	32±0	2,94±0,01	0,85±0,00
F2 NQ	32±0	2,95±0,01	0,85±0,00
F2 Q	32±0	2,95±0,02	0,85±0,01
F2 Q+P	32±0	2,93±0,01	0,85±0,00
M1 I	20±2	2,58±0,10	0,87±0,01
M1 I+C	23±0	2,65±0,03	0,85±0,01
M2 I	7±1	1,79±0,07	0,90±0,00
M2 I+C	23±0	2,48±0,02	0,79±0,01
M3 I	16±2	2,48±0,03	0,89±0,02
M3 I+C	25±1	2,52±0,04	0,78±0,02

En la **Figura 1** se muestran los resultados del análisis de componentes principales, realizado con la matriz de los datos de los ácidos grasos de los fosfolípidos, en el plano definido por los factores 1 y 3 que juntos explican un 62 % de la varianza. La **Figura 1A** representa la distribución de las muestras y la **Figura 1B** la distribución de las variables. El factor 1, que explica el 45% de la varianza, separa las muestras de los suelos forestales (parte positiva del factor 1) de las muestras del suelo de mina (parte negativa del factor 1). Los suelos forestales se caracterizaron por presentar elevadas concentraciones de los ácidos grasos saturados i16:0, i14:0, 16:0, 10Me16:0b, 14:0, el 10Me16:0a, característico de las actinobacterias, y los ácidos grasos monoinsaturados 16:1ω7c, 18:1ω7 y 18:1; estos ácidos grasos aparecen con frecuencia en suelos forestales (Díaz-Raviña et al., 2006)., como consecuencia tanto de la adición de fertilizantes como de la composición de la vegetación herbácea.



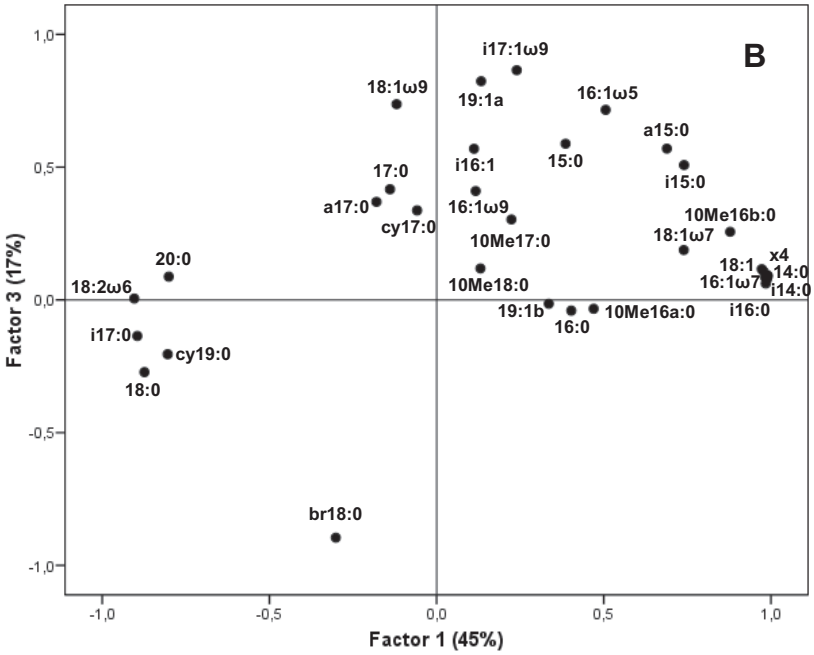


Figura 1. Análisis de componentes principales realizado con los datos de la estructura de la comunidad (patrón PLFA), obtenidos en las muestras de suelos forestales (F1, Laza y F2, A Estrada) y de mina (M1, M2 y M3). Tratamientos: NQ (suelo no quemado); Q (suelo quemado); Q+P (suelo quemado adicionado con paja); I (suelo de mina adicionado con fertilizante inorgánico); I+C (suelo de mina adicionado con fertilizante inorgánico + compost). Media de las réplicas de campo ± error estándar. A: Distribución de muestras. B: Distribución de variables.

Los suelos de mina se caracterizaron por presentar elevadas concentraciones del ácido graso 18:2ω6, característico de los hongos, confirmando así lo observado previamente en base a los valores de la biomasa, y por los ácidos grasos i17:0, cy19:0, característicos de las bacterias, además de por los ácidos grasos 18:0 y 20:0. En cuanto al factor 3, que explica un 17 % de la varianza, se observó que separa las muestras del suelo de mina adicionadas con fertilizante inorgánico (parte negativa del factor 3), de las muestras adicionadas con fertilizante inorgánico y compost (parte positiva del factor 3). Las muestras adicionadas con fertilizante inorgánico presentaron elevadas concentraciones del ácido graso saturado br18:0, característico de las bacterias, y las muestras con compost se caracterizaron por presentar elevadas concentraciones de los ácidos grasos 16:1ω9 y cy17:0, característicos de las bacterias, 10Me18:0, característico de las actinobacterias, 18:1ω9, característico de los hongos, y por los ácidos grasos no específicos 19:1a y i16:1. Bååth et al. (1998b) también encontraron elevadas cantidades de cy17:0, indicativo de la presencia de bacterias Gram-negativas, en muestras contaminadas con Zn y Ni. Cambios en la composición de la microbiota edáfica, determinada mediante recuento de viables, fueron también observados en estudios previos tras la aplicación de purín de vacuno y diversos compost de residuos sólidos urbanos a un suelo ácido de la misma zona templado húmeda (Acea et al., 1986). El factor 4 sólo explica un 9% de la varianza pero dentro de las muestras de mina, independientemente del enmendante añadido, separó las muestras de las zonas M2 y M3, sembradas con ryegrass, de las muestras de la zona M1 sembradas con una mezcla de plantas herbáceas (resultados no mostrados). Esto coincide con los resultados de Liliensiek et al. (2012) quienes observaron cambios en la estructura de la comunidad, determinada mediante análisis de ADN, como consecuencia tanto de la adición de fertilizantes como de la composición de la vegetación herbácea.

La **Figura 2** muestra los resultados del análisis de componentes principales, realizado con la matriz de datos de los ácidos grasos de los fosfolípidos de las muestras de suelos forestales, en el plano definido por los factores 1 y 2. El factor 1, que explica el 41 % de la varianza, separó claramente las muestras de A Estrada (parte positiva del factor 1) de las de Laza (parte negativa del factor 1), mostrando la importancia del tipo de suelo en la diversidad microbiana. En cuanto al factor 2, que explica un 21 % de la varianza, separó las muestras quemadas de Laza (parte positiva del factor 2) de sus correspondientes muestras no quemadas (parte negativa del factor 2). En los dos suelos las comunidades microbianas de las muestras quemadas se diferencian de las no quemadas, pero el efecto del fuego fue mucho más acusado tras el incendio no controlado de alta intensidad (Laza) que tras la quema controlada de baja intensidad (A Estrada). Las muestras no quemadas de ambos suelos presentaron elevadas concentraciones de ácidos grasos que son indicativos de los hongos y las bacterias Gram-negativas (resultados no mostrados), lo que coincide con los datos previos de biomasa. También se observó que las muestras del mismo suelo no adicionadas y adicionadas con paja aparecen agrupadas, lo que indica que el aporte de este enmendante orgánico no modifica la diversidad o estructura de la microbiota edáfica.

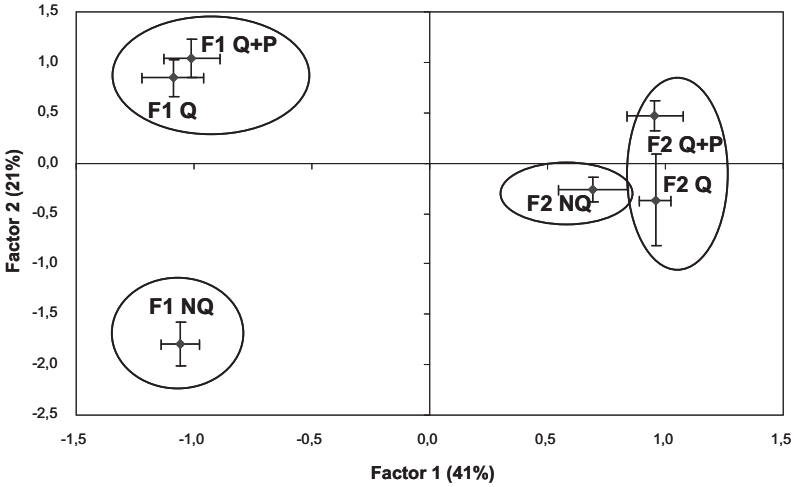


Figura 2. Análisis de componentes principales realizado con los datos de la estructura de la comunidad (patrón PLFA), obtenidos en las muestras de los suelos forestales (F1, Laza y F2, A Estrada). Tratamientos: NQ (suelo no quemado); Q (suelo quemado); Q+P (suelo quemado adicionado con paja). Media de las réplicas de campo ± error estándar. Distribución de muestras.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demostraron claramente que la adición de compost modificó de forma muy significativa tanto la biomasa como la estructura o diversidad de la comunidad microbiana, mientras que la paja no mostró ningún efecto sobre estos parámetros microbianos. Estos resultados ponen de manifiesto que: a) es necesario prestar especial atención a los efectos que genera la adición de compost sobre el principal agente responsable de la fertilidad del suelo, la microbiota edáfica, y, por consiguiente, sobre el funcionamiento del ecosistema edáfico; y b) el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos es muy útil para comparar la eficacia de distintos métodos de restauración de suelos afectados por distintos impactos ambientales.

Agradecimientos

El estudio fue financiado por la Consellería de Educación y Ordenación Universitaria de la Xunta de Galicia (08MRU002400PR) y por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL2008-02823), España.

REFERENCIAS

Acea, M. J., Díaz-Raviña, M., Carballas, T. 1986. Evolución de la microflora total y de los microorganismos nitrificantes de un suelo abonado con purín de vacuno, en periodo de 33 meses. An. Edafol. Agrobiol. 45: 721-728.

Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., De Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., Cunha-Queda, A.C. 2008. Evaluation of compost and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. Sci. Total Environ. 406: 43-56.

Bååth, E., Díaz-Raviña, M., Frostegård, Å., Campbell, C.D. 1998a. Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. Appl. Environ. Microb. 64(1): 238-245.

Bååth, E., Frostegård, Å., Díaz-Raviña, M., and Tunlid, A. 1998b. Microbial community-based measurements to estimate heavy metal effects in soil: the use of phospholipid fatty acid patterns and bacterial community tolerance. Ambio 27: 58-61.

Bååth, E., Díaz-Raviña, M., Bakken, L.R. 2005. Microbial biomass, community structure and metal tolerance of a naturally Pb-enriched forest soil. Microb. Ecol. 50: 496-505.

Barreiro, A., Martín, A., Carballas, T., Díaz-Raviña, M. 2010. Response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals. Sci. Total Environ. 408: 6172-6178.

Carballas, T., Martín, A., Díaz-Raviña, M. 2009. Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia. p. 269-301. En: A. Cerdá, J. Mataix-Solera (eds.). Efectos de los incendios forestales en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de Valencia, Valencia. ISBN: 978-84-370-7653-9.

Díaz-Raviña, M., Acea, M. J., Carballas, T. 1989. Microbiological characterization of four composted urban refuses. Biol. Wastes 30: 89-100.

Díaz-Raviña, M., Bååth, E., Frostergård, Å. 1994. Multiple heavy metal tolerance of soil bacterial communities and its measurement by a thymidine incorporation technique. Appl. Environ. Microb. 60: 2238-2247.

Díaz-Raviña, M., Prieto, A., Bååth, E. 1996. Bacterial activity in a forest soil after soil heating and organic amendments measured by thymidine and leucine incorporation techniques. Soil Biol. Biochem. 28: 419-426.

Díaz-Raviña, M., Bååth, E., Martín, A., Carballas, T. 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. Biol. Fert. Soils 42: 465-471.

Díaz-Raviña, M., Calvo De Anta, R., Bååth, E. 2007. Tolerance (PICT) of the bacterial communities to Cu in vineyards soils from Spain. J. Environ. Qual. 36: 1760-1764.

Díaz-Raviña, M., Martín, A., Barreiro, A., Lombao, A., Iglesias, L., Díaz-Fierros, F. and Carballas, T. 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire stabilisation in N.W. Spain: short-term effects and effectiveness. Geoderma, 191: 31-39.

Fernández-Calviño, D., Martín, A., Arias-Estévez, M., Bååth, E., Díaz-Raviña, M. 2010. Microbial community structure of vineyard soils with different pH and copper content. Appl. Soil Ecol. 46: 276-282.

Fontúrbel, M.T., Barreiro, A., Vega, J.A., Martín, A., Jiménez, E., Carballas, T., Fernández, C., Díaz-Raviña, M. 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. Geoderma 191: 51-60

Frostegård, Å., Tunlid, A., Bååth, E. 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. Appl. Environ. Microb. 59: 3605-3617.

Frostegård, Å., Tunlid, A., Bååth, E. 2011. Use and misuse of PLFA measurements in soils. Soil Biol. Biochem. 43:1621-1625.

Liliensiek, A.K., Thakuria, D., Clipson, N. 2012. Influences of plant species composition, fertilisation and *Lollium perenne* ingression on soil microbial community structure in three Irish grasslands. Microb. Ecol. 63: 509-521.

Nsabimana, D., Haynes, R. J., Wallis, F. M. 2004. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. Appl. Soil Ecol. 26: 81-92.

Rajapaksha, R.M.C.P., Tobor-Kaplon, M.A., Bååth, E. 2004. Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. Biol. Fert. Soils 29: 111-129.

Stefanowicz, A.M., Niklinska, M. and Laskowski, R. 2008. Metals affect soil bacterial and fungal functional diversity differently. Environ Toxicol. Chem. 27 (3): 591-598.

Villar, M. C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M., Carballas, T. 2004. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. Geoderma 122: 73-82.

Zhong, W., Gu, T., Wang, W., Zhang, B., Lin, X., Huang, Q., Shen, W. 2010. The effects of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. Plant Soil 326: 511-522.

Zornoza, R., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Scow, K. M., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. 2009. Changes in soil microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain. Appl. Soil Ecol. 42: 315-323.

PERSISTENCIA DE LOS PCBS APORTADOS POR EL USO DE TRES TIPOS DE BIORRESIDUOS COMO FERTILIZANTES EN SUELOS AGRÍCOLAS

Sánchez Báscones, M.[1*]; Antolín Rodríguez, J.M.[1]; Bravo Sánchez, C.T.[1]; Gallardo Calvo, T.[1]

Departamento de Ciencias Agroforestales. Universidad de Valladolid, Escuela Técnica y Superior de Ingenierías Agrarias (ETSIIAA), Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, España.

**Correo electrónico: msanchez@agro.uva.es*

Resumen

La meta de este estudio es evaluar la persistencia de los PCBs aportados por la utilización de biorresiduos como fertilizantes orgánicos en suelos agrícolas. Un ensayo de campo en dos suelos agrícolas, en la provincia de Palencia, se llevó a cabo en un periodo de 4 años, estudiando el efecto del regadío y la utilización de diferentes biorresiduos. Las cantidades añadidas de los biorresiduos fueron calculadas acorde a las necesidades de nitrógeno del cultivo. Las concentraciones de PCBs en los suelos fueron determinadas antes y después de la aplicación de los biorresiduos. La persistencia de los PCBs en los suelos es dependiente del tipo de biorresiduo que los contiene, así como, del tipo de regadío del suelo agrícola. Los porcentajes de PCBs totales que permanecen en los suelos agrícolas se encuentran entre el 27 y 90%. El valor inferior de 27% se obtuvo en suelos de regadío tratados con compost de RSU (BC) y el valor superior de 90% en suelos de secano tratados con lodo compostado (LC). Además, se observó que la persistencia es superior en los PCBs de mayor grado de cloración que en los PCBs de menor grado de cloración (PCB 28 y 52), con una mayor probabilidad de solubilizarse y volatilizarse. La volatilización es el proceso más importante implicado en la perdida de PCBs en ambos suelos, y los procesos de lixiviación y el movimiento de partículas son también importantes, sobre todo en los suelos de regadío y en los suelos tratados con el compost de residuos sólidos urbanos.

Palabras clave: Suelos agrícolas, PCBs, compost, lodo residual.

INTRODUCCIÓN

Las directivas comunitarias 91/271/CEE y la 98/15/CEE concernientes sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas ha incrementado el número de plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR) que operan en la Unión Europea, y consecuentemente las cantidades de lodos residuales (biorresiduos), originándose un problema en la gestión de la eliminación de los mismos. Por otra parte, el aumento de los precios de los fertilizantes minerales utilizados en la agricultura, muestra un escenario ideal para la aplicación de estos biorresiduos en suelos agrícolas, reduciendo la utilización de fertilizantes químicos (Tideström, 1997). Los biorresiduos aplicados en suelos agrícolas son beneficiosos debido a que mejoran las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos aumentando el rendimiento de los cultivos (Beck et al., 1996). Estos compuestos son ricos en materia orgánica y nutrientes, por lo que el reciclado a través de la aplicación como fertilizantes en suelos agrícolas ha sido propuesta como la medida más correcta para evitar el coste económico y medioambiental de su eliminación. Sin embargo, estos biorresiduos presentan el inconveniente de tener una amplia variedad de contaminantes (como los PCBs) que pueden afectar negativamente al medioambiente, así como, a las plantas y a la salud humana y animal (Langenkamp y Marmo, 2000).

Los PCBs son uno de los grandes contaminantes medioambientales del siglo XX, debido a su persistencia en el medioambiente y su impacto negativo en la biota como carcinógeno y disruptor endocrino. En 2001, fueron incluidos en la lista de contaminantes orgánicos persistentes aprobada en el Convenio de Estocolmo para prevenir la contaminación medioambiental (UNEP, 2001). Aunque su fabricación ha sido prohibida en la mayoría de países entre los años 1970 y 1980, todavía son detectados en todo el mundo, incluso en lugares tan remotos y alejados de fuentes de contaminación industrial como en la Antártida y en el Ártico (Larsson et al., 1993). Se ha estimado que se generaron más de 1 millón de toneladas de PCBs y sobre un tercio de esta cantidad continua todavía dispersa en el medioambiente (Birkett y Lester, 2003). Respecto a la aplicación de los lodos residuales en agricultura, la directiva 86/278/CEE establece unos valores límites de concentración en metales pesados, no existiendo ninguna restricción para los contaminantes orgánicos. La Unión Europea está actualmente, estudiando la promulgación de una legislación que limite la concentración de PCDDs (dioxinas), PCDFs (furanos) y PCBs (policlorobifenilos) en biorresiduos para su aplicación en campos de cultivos. Aunque la directiva 86/278/CEE no obliga a un control de los contaminantes orgánicos persistentes existen países como Alemania que desde 1992, la ordenanza en lodos residuales establece un límite de 200 ngg^{-1} de lodo (sobre masa seca o s.m.s.) para 6 congéneres de PCBs (28, 52, 101, 138, 153 y 180).

El suelo es un compartimento medioambiental heterogéneo, con una amplia variedad de propiedades que influyen en la persistencia de contaminantes orgánicos, como los PCBs. Los mecanismos por los que los compuestos orgánicos contaminantes se enlazan al suelo siguen pobremente entendidos. Propiedades del suelo como la textura, el contenido de materia orgánica, la humedad, la estructura y la porosidad influyen en la persistencia de los compuestos orgánicos, siendo la materia orgánica la variable más influyente (Cousins et al., 1997; Backe et al., 2004). La persistencia de los PCBs en el medioambiente no puede representarse mediante ensayos de laboratorio con muestras dopadas de PCBs, más susceptibles de perderse que los PCBs incluidos en los biorresiduos en condiciones reales de campo (Wilson et al., 1997). Por este motivo, se hacen necesarias experiencias en campo que cuantifiquen de una forma más específica el comportamiento de los diferentes PCBs en condiciones reales. También, la persistencia de los PCBs, después de la aplicación de los biorresiduos en los suelos, depende de procesos como la volatilización, biodegradación, lixiviación y procesos de transporte físicos (Alcock et al., 1993; Wilson et al., 1997; Bi et al., 2002; Backe et al., 2004; Umlauf et al., 2010). La importancia de cada proceso depende de las propiedades físico-químicas de cada compuesto y de las condiciones medioambientales. Existen previos trabajos que han determinado la posible acumulación de PCBs por la utilización de biorresiduos como fertilizantes o enmendantes (McLachlan et al., 1994; Folch et al., 1996; Alcock et al., 1996; Eljarrat et al, 1997, Antolín et al., 2010). Estos trabajos no han evaluado el porcentaje real de PCBs que persisten en los suelos, así como la influencia del tipo de biorresiduo y del tipo de irrigación del suelo. Este estudio se llevó a cabo en un periodo de 4 años, con 3 tipos diferentes de biorresiduos en dos tipos de suelos (secano y regadío).

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

El ensayo de campo fue realizado siguiendo un diseño experimental aleatorio en dos parcelas agrícolas diferentes (suelo de secano y de regadío). Cada parcela se dividió en 8 subparcelas de 12x8 m ($96m^2$). En los campos de ensayo se aplicaron, durante 4 años, tres tipos diferentes de biorresiduos, compost de lodos (LC), lodo deshidratado (LD) y compost de RSU (BC). Los factores estudiados fueron el tratamiento de fertilización (4 niveles) y el tipo de regadío (secano o regadío) del suelo (2 niveles) con dos replicas. Una subparcela que no recibió ningún tipo de fertilización se utilizó como muestra control,

las otras tres subparcelas fueron tratadas con biorresiduos como fertilizantes (diferente biorresiduo por subparcela) con dos replicas por tratamiento. El número de subparcelas por año fue de 16 (2 suelos x 4 tratamientos x 2 réplicas). El cultivo experimental fue cebada (*Hordeum vulgare*) plantada como cultivo anual en suelos de secano y regadío. Las muestras de suelo para análisis fueron recogidas al final de la cosecha, posteriormente se aplicaron los biorresiduos. Estas parcelas se laborean como siembra directa, con una profundidad de trabajo del suelo máxima de 5 cm. Las cantidades añadidas de cada biorresiduo fueron calculadas de acuerdo a las necesidades de nitrógeno del cultivo (**Tabla 1**). Las diferencias entre las cantidades adicionadas de los diferentes biorresiduos son debidas a los diferentes contenidos de nitrógeno de cada biorresiduo y a las necesidades de gestión del cultivo en cada parcela. Las dosis fueron calculadas estimando un 50% de mineralización del nitrógeno total de los biorresiduos en un ciclo agrícola. Así, el lodo deshidratado (LD) con el contenido más elevado de nitrógeno requirió cantidades menores de aplicación. Las dosis comúnmente aplicadas en agricultura están en una rango comprendido entre 5 y 10 t ha^{-1} $año^{-1}$ (bs).

Tabla 1. Cantidad de fertilizante orgánico adicionado en cada subparcela (t ha^{-1} $año^{-1}$).

	Lodo compostado (LC)	Lodo deshidratado (LD)	Compost de RSU (BC)
Secano	6,3	2,1	6,8
Regadío	10,3	3,5	-11,4

Dosis de fertilizante orgánico (kg) a aplicar en cada subparcela diferenciando cada uno de los tres biorresiduos y el tipo o manejo de cultivo llevado a cabo en cada caso (secano o regadío).Cultivo cebada necesidades de nitrógeno 24 kg t^{-1}; Producción de cultivo (3000 kg ha^{-1} en secano y 5000 kg ha^{-1} en regadío).

Muestras de suelos

Los dos suelos agrícolas están localizados cerca de la ciudad de Palencia, en áreas agrícolas lejos de grandes centros urbanos e industriales. El suelo S1 es de secano y el suelo S2 es de regadío. Las muestras de suelos se tomaron a una profundidad entre 0 y 5 cm. Tres muestras independientes fueron recogidas de cada subparcela para su posterior análisis después de la cosecha. Todas las muestras de suelos se secaron al aire, tamizadas a través de un tamiz de 2 mm y se guardaron en recipientes de vidrio. Algunas características de los suelos se detallan en la **Tabla 2**. El contenido de materia orgánica está comprendido entre 1,35 y 1,77% con un pH~8,5.

Tabla 2. Propiedades físico-químicas antes de la aplicación de biorresiduos.

Parámetros (1)	**S1**	**S2**
Localidad	Villamediana	Villamediana
	N 42º 2´ W 4º 21´	N 41º 59´ W 4º 22´
Área	Cerrato	Cerrato
Tipo	Secano	Regadío
Tierra (%)	21,8	13,8
Limo (%)	53,9	28,9
Arcilla (%)	24,3	57,3
pH	8,43	8,58
C.E.	340	310
Materia orgánica (%)	1,77	1,35
Fósforo asimilable (mg kg-1)	18,8	17,5
CaCO3 (%)	36,8	17,8
Total nitrógeno (%)	0,16	0,16
Total carbono (%)	7,15	4,13
C/N	17,1	12,3

(1) Variables expresadas en suelos secados al aire.

Muestras de Biorresiduos

Todos los biorresiduos utilizados fueron comerciales. El primero fue un lodo deshidratado (LD), el cual se obtuvo de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de Valladolid, el segundo fue un compost de residuos sólidos urbanos (BC) de Valladolid y, el último fue un compost de lodo residual (LC) de una planta de tratamiento de residuos urbanos de Burgos. Estas plantas tratan aguas residuales y residuos sólidos de carácter urbano. Las características físico-químicas de los biorresiduos se muestran en la **Tabla 3**. El contenido medio de materia orgánica de estas muestras fue de un 50%. La composición del lodo compostado (LC) en su proceso de compostaje fue de 50% corteza de pino, 3% paja y el resto lodo residual. La composición del compost de residuos sólidos urbanos (BC) no pudo ser facilitada por la empresa suministradora. Estos materiales cumplen con la legislación nacional vigente, derivada de la Directiva 86/278 CEE.

Tabla 3. Propiedades Físico-Químicas de los biorresiduos.

Parámetros(1)	Lodo compostado (LC)	Lodo Deshidratado (LD)	Compost de RSU (BC)
Humedad (%)	36,8	26,5	36,9
pH	7,4	7,1	7,3
C.E. (mS cm^{-1})	1713	1636	2059
Materia Orgánica (%)	54,4	56,0	44,9
Total carbono (%)	17,5	19,6	19,5
Total nitrógeno (%)	2,54	3,09	1,89

(1) Variables expresados en biorresiduos secados al aire.

Análisis cromatográfico de PCBs en biorresiduos y suelos

Reactivos y patrones utilizados

Hexano y acetona grado análisis de residuos por cromatografía gases, n-heptano y diclorometano grado HPLC, ácido sulfúrico (98%), cobre purísimo, nitrato de plata, sílice gel neutra de 0,063-0,200 mm, el sulfato de sodio anhidro granular de 12-60 mesh y lana de vidrio fueron suministrados por Scharlau Chemie, S.A (España). Multipatrón de PCB-Mix 3 conteniendo a los PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180 en concentración 10 ng/µL y PCB-209 en concentración 10 ng/µL, fueron obtenidos de Scharlau chemie, S.A (España). Sílice neutra activada. Sílica gel 60, con tamaño de partícula 60 µm a 200 µm, calentada a 450ºC durante 24 horas, se enfría y se almacena en un desecador. Sílice modificada con ácido sulfúrico (44%), preparada con 18,3 mL de ácido sulfúrico y 40 g de sílice activada. Sílice modificada con nitrato de plata, una disolución de 2,5 gramos de $AgNO_3$ en 30 mL de agua desionizada se mezcla con 22,5 g de sílice neutra activada, activada a 150ºC, durante 24 horas. Sulfato de sodio anhidro granular, calentado a 450ºC durante 24 horas, se enfría y se almacena en un desecador. La lana de vidrio utilizada en el proceso de extracción, se lavó con diclorometano durante 24 horas en un equipo de extracción Soxhlet. Para la eliminación de la contaminación cruzada del material de vidrio este se lavó con el último disolvente utilizado, en el mismo. Posteriormente se realizó un lavado con detergente y con agua destilada, secándose durante 24 horas a una temperatura superior a 150ºC.

Instrumentación

Los equipos utilizados en el proceso de homogeneización fueron un molino de bola Retsch HM302 (Biometa) y un tamiz de 2 mm de tamaño de poro. Los equipos utilizados para el proceso de extracción fueron un equipo Soxhlet de 250 mL, cartucho de vidrio con placa porosa nº2 para Soxhlet 250 mL y una manta eléctrica (Selecta). Los equipos utilizados para el proceso de purificación fueron columnas de vidrio para cromatografía y con placa porosa nº0 de 15x300 mm, un evaporador 6 BarVap (CE-600) (Zanntek), un rotavapor RE300B (Stuart) y una estufa de secado (Memmert). Los equipos de análisis utilizados fueron un cromatógrafo Autosystem XL (Perkin Elmer) equipado con un detector de captura electrónica y un cromatógrafo de gases masas GP2100 (Shimadzu).

Metodología

Las muestras a analizar corresponden a tres tipos de bio-residuos comerciales, lodo deshidratado (LD), compost de residuos sólidos urbanos (BC) y lodo compostado (LC) y a los diferentes suelos agrícolas donde se ha realizado la experimentación. Todas las muestras fueron secadas al aire, posteriormente se sometieron a molienda para su homogeneización.

El método de extracción de las muestras se realizó en un Soxhlet tradicional utilizando una disolución de hexano-acetona (1:1), siguiendo el método estandarizado 3540 (EPA-3540, 1996). La disolución obtenida se concentró para su purificación en columna con sílica-ácida para los biorresiduos y con sílica-ácida y sílica modificada con $AgNO_3$ para los suelos. La identificación y cuantificación se realizó mediante la adición de patrón interno con un equipo de cromatografía de gases con detector de captura electrónica (ECD). El análisis con cromatografía de gases con detector de masas se utilizó para certificar la identificación de los PCBs en nuestras muestras, como requiere el método estandarizado 8082 de la EPA (EPA-8082, 1996). (Más detalles de la metodología de análisis se encuentran descritas en Antolín et al., 2010).

Relación entre las concentraciones de PCBs calculadas teóricamente y experimentalmente

Al final de los 4 años de experimentación, la acumulación de los PCBs en los suelos fue evaluada. El suelo muestreado al principio del experimento en el año 2004, y cada subparcela fue muestreada después de la cosecha desde 2005 a 2008. Las muestras de suelos fueron analizadas para determinar la concentración de PCBs. La concentración teórica de PCBs en suelo después de la aplicación de los biorresiduos esta descrita por la ecuación 1 (Jackson y Eduljee, 1994):

(Ecuación 1)

$$C_{suelo(t+1)} = C_{suelo(t)} + \frac{C_{bioresiduo(t)} \times AR_y}{D \times S_z \times CF}$$

$C_{suelo\ (t)}$ concentración de suelo en el año *t* (ng g^{-1}); $C_{biorresiduo}$ concentración de biorresiduo (ng g^{-1}); AR_y cantidad de biorresiduo aplicada (kg ha^{-1}); S_z profundidad de suelo (cm) = 5 cm; *D* es la densidad del suelo (kg cm^{-3}); and CF es un factor de conversión de unidades (cm^2 ha^{-1}) = 1 x 108 cm^2 ha^{-1}.

Análisis Estadístico

El análisis estadístico fue realizado mediante un modelo lineal general para el análisis de la varianza. La comparación de medias post hoc se realizó mediante el test de rango múltiple de Tukey con un nivel de significación del 5%. Todos los análisis se realizaron con el software SAS 9.2 (SAS Institute Inc.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cálculo de los PCBs añadidos en los suelos agrícolas

La concentración de PCBs en los biorresiduos se encuentra comprendida entre los valores de 34,08 ± 4,08 ng g^{-1}, para el compost de residuos sólidos urbanos (BC) (valor inferior) en 2006 y 118,93 ± 14,02 ng g^{-1} para BC (valor superior) en 2004, con un valor medio de 63,16 ng g^{-1}. En el documento

publicado por la Unión Europea "*EC Working Document on Sludge, 3rd Draft*" (CEE, 2000) se propuso una concentración límite de 800 ng g^{-1} para ∑PCBs(7) en lodos, las concentraciones analizadas en los biorresiduos están por debajo de este valor, siendo la concentración máxima obtenida de 118,93 ± 14,02 ng g^{-1}. El porcentaje de la composición de los diferentes congéneres en los lodos residuales LC y LD, fue elevado en hexaclorados (PCBs 153 y 138) y heptaclorados (PCB 180), con un valor de hasta un 75%. Mientras, en el compost de residuos sólidos urbanos (BC) se encuentran comprendidos entre un 35% (2004) hasta un 65% (2007). El biorresiduo BC tuvo un porcentaje significativo de congéneres de bajo grado de cloración (PCBs 28 y 52) en un intervalo (25-46%) mientras que LC y LD (5-14%) (Antolín et al., 2010).

Las cantidades de los congéneres de PCBs, aportados en cada subparcela, se calculan utilizando la concentración media de los PCBs de cada biorresiduo y la cantidad aplicada de cada biorresiduo según el tipo de suelo, en los 4 años de duración de la experiencia (**Tabla 4**).

Tabla 4. PCBs aportados por cada biorresiduo en cada tipo de suelo (10^{-4} g).

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 138	PCB 180	∑PCBs(7)
Suelos de secano								
Compost de lodo (LC)	10,9	8,7	18,1	4,1	50,3	30,6	54,8	177,5
Lodo deshidratado (LD)	2,3	2,5	4,6	1,5	15,4	9,3	14,4	50,0
Compost RSU (BC)	59,3	25,7	20,5	13,5	29,2	22,7	45,1	216,0
Suelos de regadío								
Compost de lodo (LC)	6,6	5,3	10,9	2,5	30,5	18,5	33,2	107,5
Lodo deshidratado (LD)	1,4	1,5	2,7	1,0	9,0	5,5	8,5	29,6
Compost RSU (BC)	35,4	15,3	12,2	8,0	17,4	13,6	26,9	128,8

La cantidad de PCBs totales aportados en los suelos agrícolas, se encuentra comprendido entre 29,6 10^{-4} g (valor inferior), en las subparcelas de suelo de secano tratadas con lodo deshidratado (LD) y 216,0 10^{-4} g (valor superior), en las subparcelas de suelos de regadío tratados con compost de RSU (BC). Las cantidades aportadas de PCBs son diferentes entre suelos (secano y regadío). En este estudio se realiza una fertilización orgánica mediante biorresiduos teniendo en cuenta las necesidades de nitrógeno del cultivo. En los suelos de regadío se estimó una producción de cebada de 5000 kg, mayor que la obtenida en los suelos de secano de 3000 kg. Por este motivo, las cantidades aportadas de PCBs totales fueron superiores en los suelos de regadío (50,0-216,0 10^{-4} g), al utilizarse cantidades superiores de biorresiduos, que en los suelos de secano (29,6-128,8 10^{-4} g). Respecto a las cantidades de PCBs totales aportadas por cada biorresiduo, estas fueron superiores cuando se aplica en los suelos agrícolas compost de RSU (BC), seguido de lodo compostado (LC) y por último lodo deshidratado (LD). La composición de los PCBs aportados por los biorresiduos es diferente, el mayor aporte de PCBs de bajo grado de cloración se realizó en las subparcelas donde se aplicó compost de RSU (BC), sobre todo del PCB 28 (35,4-59,3 10^{-4} g) y del PCB 52 (15,3-25,7 10^{-4} g), mientras que con los otros dos biorresiduos se añadieron cantidades inferiores de PCB 28 (1,4-10,9 10^{-4} g) y de PCB 52 (1,5-8,7 10^{-4} g). El mayor aporte de PCBs de alto grado de cloración se realizó en los suelos donde se utilizó lodo compostado (LC), seguido del lodo deshidratado (LD) y por último del compost de residuos solidos (BC).

Concentración of PCBs en suelos

Los PCBs se encontraron en todas las muestras de suelos, tanto en la muestra control como en las muestras de suelos tratados con biorresiduos. Las concentraciones de PCBs en los suelos se detallan en la **Tabla 5**, encontrándose los valores de concentración inferiores en los suelos control respecto a los suelos tratados con biorresiduos. Las concentraciones de PCBs fueron significativamente diferentes dependiendo del tipo de biorresiduo añadido en cada subparcela, mientras que el tipo de suelo no implicaba diferencias significativas. Las concentraciones de PCBs del suelo control fueron significativamente diferentes respecto a las concentraciones de PCBs totales de los suelos tratados con LC (lodo compostado) y BC (compost de RSU).

La concentración total de PCBs en suelo con y sin tratamiento de biorresiduos estuvo comprendida entre 0,130 y 1,994 $ng \cdot g^{-1}$. Las concentraciones medidas en este estudio denotan la baja contaminación de los suelos analizados (Antolín et al., 2010). La concentración de PCBs totales en suelos tratados con biorresiduos estuvo comprendida entre (0,521-1,994 $ng \cdot g^{-1}$). La concentración de PCBs totales fue superior en los suelos tratados con compost de lodos, seguido por el compost de RSU y finalmente por el lodo deshidratado. Además, las concentraciones de PCBs totales fueron superiores en los suelos de regadío que en los suelos de secano, a excepción de los suelos tratados con compost de RSU. Este resultado, puede deberse a la posible existencia de procesos de pérdidas de PCBs en suelos de regadío. Los PCBs tienen baja solubilidad en agua, lo cual limita su transporte por lixiviación, por lo que su concentración máxima se encuentra en las capas de suelo superiores (Bi et al., 2002). Esto no quiere decir que no existan movimientos de flujo vertical debido a procesos de osmosis y movimiento de partículas a través de canales (Thao et al., 1993), lo que explica las diferencias existentes en las concentraciones de PCBs entre los suelos de regadío y secano tratados con compost de RSU.

Tabla 5. Valores medios de PCBs y materia orgánica en los suelos agrícolas tratados con biorresiduos y en el suelo control (ng g^{-1}).

Muestra	PCB28	PCB52	PCB 101	PCB118	PCB 153	PCB 138	PCB 180	∑PCBs[7]	MO
Regadío									
Suelo Control	0,015	0,015	0,018	0,012	0,026	0,026	0,014	0,130	1,280
	0,005	0,004	0,003	0,002	0,005	0,006	0,004	0,020	0,052
LC	0,072 *	0,101 *	0,165 *	0,125 *	0,523 *	0,492 *	0,518 *	1,994 *	1,884
	0,037	0,071	0,080	0,021	0,157	0,129	0,078	0,554	0,020
LD	0,049	0,043	0,053	0,041	0,132	0,135	0,125	0,577	1,657
	0,020	0,011	0,020	0,012	0,054	0,053	0,065	0,214	0,234
BC	0,098 *	0,088 *	0,116 *	0,094 *	0,204	0,220	0,177 *	0,997 *	1,720
	0,048	0,043	0,061	0,049	0,097	0,112	0,094	0,499	0,147
Secano									
Suelo Control	0,023	0,026	0,031	0,020	0,042	0,045	0,025	0,231	2,035
	0,006	0,007	0,004	0,002	0,004	0,004	0,003	0,054	0,071
LC	0,051	0,082 *	0,140 *	0,091 *	0,459 *	0,411 *	0,437 *	1,670 *	2,639
	0,013	0,029	0,047	0,025	0,162	0,139	0,156	0,538	0,008
LD	0,031	0,044	0,054	0,031	0,129	0,130	0,103	0,521	1,988
	0,007	0,015	0,013	0,005	0,032	0,034	0,037	0,136	0,116
BC	0,110 *	0,138 *	0,180 *	0,145 *	0,317 *	0,366 *	0,251 *	1,507 *	2,447
	0,021	0,018	0,076	0,065	0,141	0,197	0,050	0,550	0,117

Todas las concentraciones de PCBs están expresadas en ng g^{-1} ± desviación estandar en cursiva de tres réplicas para dos muestras. (*) Valor medio diferente significativamente respecto a los valores medios del suelo control (Test de Tukey, $p<0,05$).

Cálculo de la persistencia de los PCBs

Las concentraciones teóricas de PCBs en los suelos agrícolas (**Figura 1**) se han calculado utilizando la ecuación 1, teniendo en cuenta la concentración de PCBs del suelo control, la concentración media de cada congénere de PCB en los diferentes biorresiduos, las cantidades aplicadas de cada biorresiduo según el tipo de suelo, la superficie de suelo de cada subparcela y la densidad del suelo en los 4 años de duración de la experiencia.

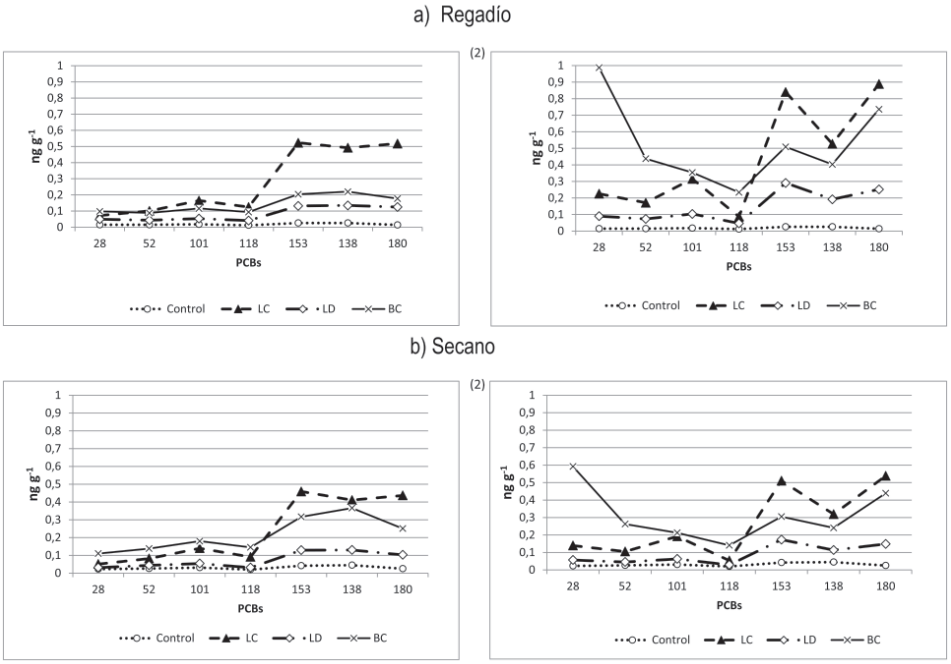


Figura 1: Valores medios de PCBs en suelos tratados con biorresiduos y suelo control (ng·g^{-1}). (a) Regadío; (b). Secano. (1) Concentraciones experimentales; (2) Concentraciones teóricas.

Las concentraciones calculadas teóricamente de los PCBs (**Fig. 1.a.2** y **1.b.2**) respecto a las concentraciones determinadas experimentalmente (**Fig. 1.a.1** y **1.b.1**) presentan una suficiente similitud. Por este motivo, el cálculo teórico de las concentraciones de PCBs mediante la ecuación 1, puede ser utilizado como una aproximación para determinar la concentración de PCBs por la utilización de biorresiduos como fertilizantes en suelos agrícolas. Las concentraciones de PCBs calculadas teóricamente, sin embargo, presentan pequeñas diferencias respecto a las concentraciones experimentales. Entre suelos, los datos experimentales obtenidos de concentraciones de PCBs en los suelos de secano (**Fig 1.b.1**) son más similares a las obtenidas teóricamente (**Fig 1.2.b**) que en suelos de regadío. La concentración de PCBs es máxima en la superficie, aunque los PCBs (sobre todo los de menor grado de cloración) podrían migrar a capas de suelo más profundas (Bi et al., 2002). Además, entre los diferentes biorresiduos, la concentración experimental de PCBs de los suelos tratados con compost de RSU muestra menor similitud que las obtenidas con los otros biorresiduos, debido fundamentalmente al elevado contenido de

los PCBs 28 y 52. Los PCBs de menor grado de cloración como el PCB 28 y 52, tienen una mayor capacidad de volatilización, menor capacidad de adsorción por la materia orgánica y mayor solubilidad en agua, estas propiedades determinan que estos PCBs presenten una menor persistencia que PCBs con mayor grado de cloración. También, es importante destacar que el compost de RSU tiene un menor estado de agregación que los otros biorresiduos, por lo que es más susceptible de sufrir procesos de dispersión, que justifican la pérdida de PCBs de alto grado de cloración en los suelos de regadío.

El cálculo del porcentaje de persistencia de los diferentes PCBs, en función del tipo del suelo y del biorresiduo (**Tabla 6**), se estima mediante la relación entre la concentración de cada PCB determinada experimentalmente y la concentración teórica de cada PCB. Los valores de concentración utilizados en el cálculo de la persistencia son valores medios. La utilización de muestras en condiciones medioambientales reales, valores de concentración media de los diferentes PCBs a niveles de trazas y la dispersión no homogénea de los biorresiduos, pueden generar valores de persistencia superiores al 100%, datos completamente asumibles teniendo en cuenta las circunstancias utilizadas en su determinación.

Tabla 6. Porcentaje de persistencia de los congéneres de PCBs según el suelo (regadío y secano) y el biorresiduo.

Muestra	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 138	PCB 180	∑PCBs(7)
Regadío								
Lodo compostado	32%	59%	52%	143%	62%	93%	58%	65%
Lodo deshidratado	54%	58%	51%	88%	45%	70%	50%	55%
Compost RSU	10%	20%	33%	40%	40%	55%	24%	27%
Secano								
Lodo compostado	36%	77%	73%	169%	90%	129%	81%	90%
Lodo deshidratado	55%	97%	85%	108%	4%	14%	70%	83%
Compost RSU	19%	53%	84%	103%	104%	152%	57%	69%

Los porcentajes de persistencia de los PCBs totales se encuentran comprendidos entre el 27 y 90%. En los suelos de secano los valores de persistencia son superiores (69-90%) respecto a los valores

obtenidos en los suelos de regadío (27-65%). Varios son los factores que pueden influir en este resultado como el contenido de materia orgánica, superior en los suelos de secano, y la menor probabilidad de que existan procesos de lixiviación y movimiento de partículas a través de canales que en suelos de regadío. Entre los diferentes biorresiduos, los valores más elevados de persistencia de PCBs se obtuvieron en los suelos tratados con el lodo compostado, seguido del lodo deshidratado y por último el compost de RSU. El valor de persistencia de PCBs inferior en los suelos tratados con compost de residuos sólidos urbanos está influido en parte por la baja persistencia de los PCBs de menor grado de cloración que contiene, y por su estado de agregación menor que posibilita una dispersión mayor de este material. Siendo el mayor contenido de PCBs aportado por el compost de RSU, el aumento de la concentración de PCBs en suelo fue superior en los suelos tratados con lodo compostado. La mayor persistencia de los PCBs en el compost de lodos y en el lodo deshidratado puede ser debida a una mayor adsorción de los compuestos orgánicos en estos biorresiduos (Alcock et al., 1996). Entre los diferentes congéneres de PCBs la persistencia es superior en los congéneres de mayor grado de cloración, debido a su menor solubilidad y mayor capacidad de adsorción en la materia orgánica. La baja persistencia de los PCBs de bajo grado de cloración está bien demostrada (Alcock et al., 1993; Wilson et al., 1997; Backe et al., 2004; Umlauf et al., 2010). La concentración de PCBs no es significativamente diferente debido al tipo de regadío del suelo, por el aporte de biorresiduos como fertilizantes en suelos agrícolas, aunque sí que existen diferencias respecto a la persistencia de los mismos. Los procesos más comunes de pérdidas de PCBs en suelos agrícolas son la volatilización, lixiviación y biodegradación. Siendo la volatilización el proceso fundamental de la desaparición de PCBs (Alcock et al., 1996, Wilson et al., 1997). Las velocidades de volatilización varían entre los congéneres y dependen de la temperatura, humedad y la fuerza de las interacciones con la materia orgánica (Ryan et al., 1988). Los PCBs menos clorados con una mayor solubilidad y presión de vapor son más susceptibles a procesos como la volatilización y la lixiviación. Además, la volatilización depende de la concentración ambiental de los PCBs, siendo está mucho mayor cuando menor concentración de estos existe en el medioambiente. El comportamiento de los PCBs está gobernado por una cinética entre la partición de las concentraciones aire-suelo, debido a una reducción de los PCBs en el medioambiente (Alcock et al., 1996). Las concentraciones finales en el suelo tienden a equilibrarse con el tiempo siendo esta menor, debido a la reducción continua de la concentración de estos en el medioambiente. Las condiciones de laboreo agrícola que dejan en las capas superiores del suelo los biorresiduos, permiten una mayor volatilización, más en tiempos cálidos y de sequía (Wilson et al., 1997), los procesos de migración de PCBs a capas inferiores no son muy importantes (McLachlan et al., 1996; Wilson et al., 1997), encontrándose la mayoría de los PCBs en la zona arable (Umlauf et al., 2010). Aunque los cultivos con riego posibilitan una mayor concentración de PCBs menos clorados a mayor profundidad (Bi et al., 2002).

CONCLUSIONES

El efecto de usar biorresiduos como fertilizantes en suelos agrícolas en términos de contaminación por PCBs es insignificante (Antolín et al., 2010). La persistencia de los PCBs es dependiente del tipo de regadío del suelo (secano o regadío), así como, del tipo de biorresiduo. La variable más influyente en la retención de los PCBs, en los suelos agrícolas, es el contenido de materia orgánica, pero en esta experiencia se ha demostrado que existen otros parámetros a tener en cuenta como la existencia de regadío en las tierras de labor. En los suelos de secano se observa una mayor persistencia de PCBs, que puede alcanzar el valor del 90%, después de 4 años de experimentación, frente al valor del 65% obtenido en suelos de regadío. La persistencia de los PCBs también depende del tipo de biorresiduo que los contiene, influenciada por el estado de agregación de dichos biorresiduos, así como, por la

adsorción de los PCBs en dichos materiales. Los procesos más relevantes que intervienen en la pérdida de PCBs en suelos agrícolas, son la volatilización, la lixiviación y el movimiento de partículas a través de canales (Alcock et al., 1993; Thao et al., 1993). De estos procesos la volatilización genera una pérdida más elevada, la cual depende del equilibrio de la partición de la concentración de PCBs entre el aire-suelo, encontrándose en continuo cambio, debido a la reducción de la concentración ambiental de los PCBs. Los congéneres de menor grado de cloración, presentan unas presiones de vapor más elevadas, menor capacidad de adsorción en la materia orgánica y mayor solubilidad en agua, por lo que los procesos de volatilización y lixiviación en el suelo influyen mayoritariamente en los PCBs de bajo grado de cloración que en el resto de congéneres. La persistencia de los PCBs aportados por la utilización de biorresiduos como fertilizantes orgánicos en suelos agrícolas es dependiente de varios factores siendo exclusivos de cada experiencia. El aumento de la concentración final en el suelo dependerá del tipo de suelo, el tipo de biorresiduo y el contenido de PCBs. Siendo el aporte menor en suelos de regadío, con biorresiduos con estados de agregación menor y con un mayor contenido de PCBs menor grado de cloración.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León a través de diversos convenios para el desarrollo de proyectos de investigación sobre el reciclado de residuos orgánicos en la fertilización agraria, reforestación y recuperación de suelos degradados.

REFERENCIAS

Alcock, R.E., Bacon, J., Bardget, R.D. 1996. Persistence and fate of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sewage sludge-amended agricultural soils. Environmental Pollution, 93: 83-92.

Alcock, R.E., Johnston, A.E., McGrath, S.P. 1993. Long-term changes in the polychlorinated biphenyl content of United Kingdom soils. Environmental Science Technology, 27: 1918-1923.

Antolín, J.M., Sánchez, M., Pando, V. 2010. Influence on Polychlorinated Biphenyls content using three types of biowastes as fertilizers in agricultural soils. Compost Science & Utilization, 19: 205-213.

Backe, C., Cousins, I.T., Larsson, P. 2004. PCB in soils and estimated soil-air exchange fluxes of selected PCB congeners in the south of Sweden. Environmental Pollution, 128: 59-72.

Beck, A.J., Johnson, D.L., Jones, K.C. 1996. The Form and Bioavailability of Non Ionic Organic Chemicals in Sewage Sludge Amended Agricultural Soils. The Science of the Total Environment, 185: 125-149.

Bi, X., Chu, S., Meng, Q. 2002. Movement and retention of polychlorinated biphenyls in a paddy field of WenTai area in China. Agriculture, Ecosystems and Environment, 89: 241-252.

Birkett, J.W., Lester, J.N. (Eds.), 2002. Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge Treatment Processes. Lewis Publishers and IWA Publishing, London, UK.

CEE., 2000. EC Working Document on Sludge, 3rd draft.

Cousins, I. T., Hartlieb, N., Teichmann, C. 1997. Measured and predicted volatilisation fluxes of PCBs from contaminated sludge-amended soils. Environmental Pollution, 97: 229-238.

Eljarrat, E., Caixach, J., Rivera, J. 1997. Effects of sewage sludges contaminated with Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins, Dibenzofurans, and Biphenyls on agricultural soils. Environ. Sci. Technol. 31: 2765-2771.

EPA 8082, 1996. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) by Gas Chromatography.

EPA 3540, 1996. Method 3540 Soxhlet Extraction.

Folch, I., Vaquero, M.T., Comellas, L. 1996. Extraction and clean-up methods for improvement of the chromatographic determination of polychlorinated biphenyls in sewage sludge-amended soils: elimination of lipids and sulphur. Journal of Chromatography. A, 719: 121-130.

Jackson, A.P., Eduljee, G.H. 1994. An assessment of the risks associated with PCDDs and PDDFs following the application of sewage sludge to agricultural land in the UK. Chemosphere, 29: 2523-2543.

Langenkamp, H., Marmo, L. 2000. Workshop on Problems Around Sewage Sludge-Proceedings. European Commission, Joint Research Centre. EUR 19657 EN (2000).

Larsson, P., Okla, L., Collvin, L. 1993. Reproductive status and lipid content as factors in PCB, DDT and HCH contamination of a population of pike (Esox-lucius L.). Environmentall Toxicological Chemistry, 12: 855-861.

McLachlan, M., Horstmann, M., Hinkel, M. 1996. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sewage sludge: Sources and fate following sludge application to land. Sci. Total Environ. 185: 109-123.

McLachlan, M.S., Hinkel, M., Reissinger, M. 1994. A study of the influence of sewage sludge fertilization on the concentrations of PCDD/F and PCB in soil and milk. Environmental Pollution, 85: 337-343.

Ryan, J.A., Bell, R.M., Davidson, J.M. 1988. Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soil. Chemosphere, 17: 2299-2323.

Thao, V.D., Kawano, M., Tatsukawa, R. 1993. Persistent Organochlorine Residues In Soils From Tropical And Sub-Tropical Asian Countries. Environmental Pollution, 81: 61-71.

Tideström, H. 1997. Swedish Regulation on the Use of Sewage Sludge in Agriculture. Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may 1997.

Umlauf, G., Christoph, E., Lanzini, L. 2011. PCDD/F and dioxin-like PCB profiles in soils amended with sewage sludge, compost, farmyard manure, and mineral fertilizer since 1962. Environ. Sci. Pollution Res. 18: 461-470.

UNEP. 2001. Conference of Plenipotentiaries for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Information Kit, Stockholm 2001.

Wilson, S.C., Alcock R.E., Sewart A.P. 1997. Organic Chemicals in the Environment. Journal of Environmental Quality. 26: 1467-1477.

EVALUACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN POR MERCURIO EN SUELOS FERTILIZADOS CON RESIDUOS ORGÁNICOS

Sánchez Báscones, M.*; González González, A.; Bravo Sánchez, C.T.; Antolín Rodríguez, J.M.

Departamento de Ciencias Agroforestales. Universidad de Valladolid, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias (ETSIIAA), Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, España. Email:

**Correo electrónico: msanchez@agro.uva.es*

Resumen

En la actualidad hay una tendencia creciente a generar residuos orgánicos con un elevado contenido en materia orgánica. Por un lado, está aumentando la fracción orgánica procedente de los residuos sólidos urbanos separados en origen, en detrimento de lo que iba a vertedero y por otro lado cada vez se generan mayores cantidades de lodos de depuradora, porque según la Directiva 91/271/CCE del Consejo de 21 de mayo, los municipios de más de 2000 habitantes están obligados al tratamiento de aguas residuales urbanas. Estos residuos, que podrían generar problemas si no se los diera un uso, se pueden transformar en un recurso por su elevado contenido en materia orgánica y porque son una alternativa a los fertilizantes minerales, que hoy en día son muy caros. Además presentan multitud de ventajas como fertilizantes, mejoran la estructura del suelo, estabilizan la materia orgánica, con lo cual la cantidad de metales disponibles para la planta y el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas disminuye, ya que son adsorbidos por las sustancias húmicas. Pero presentan inconvenientes como su contenido en metales pesados y la posible contaminación de la cadena trófica. En concreto, en este estudio se ha realizado un seguimiento del contenido de mercurio en suelos fertilizados con residuos orgánicos en una experiencia de campo de cinco años de duración, observándose un incremento del contenido total en el suelo aunque sin sobrepasar los valores límites establecidos por la legislación española R.D. 1310/1990, de 29 de octubre, referente a la utilización de lodos de depuradora en el sector agrario y el RD 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes.

Palabras clave: mercurio, compost, lodos depuradora y RSU

INTRODUCCIÓN

El aprovechamiento agrícola de residuos orgánicos es una alternativa cada vez más creciente debido a las buenas propiedades agronómicas de los mismos; la carencia generalizada de materia orgánica de los suelos hace más necesaria e interesante la aplicación de estos residuos.

La utilización de residuos orgánicos, lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) deshidratados, compost de estos lodos y compost de residuos sólidos urbanos, como enmiendas a suelos dedicados al cereal, produce un incremento, entre otras características, del contenido de materia orgánica, un efecto positivo en la agregación del suelo, y un mayor aporte de micronutrientes, que puede inducir un aumento de la producción agrícola (Albiach et al., 2001; Zheljazkov y Warman, 2003). De esta manera, se pueden considerar dichos residuos, no como el eslabón final de la cadena, sino como el principio de otra, cambiando así el concepto de residuo por el de recurso.

No se debe de olvidar, sin embargo, que tanto los lodos residuales de EDAR, como los residuos sólidos urbanos, contienen sustancias que pueden ser nocivas y cuyo contenido condiciona su uso. Presentan

contaminantes orgánicos y metales pesados, que limitan la cantidad que se puede adicionar sin suponer un riesgo de contaminación para el suelo y para la salud humana y, por lo tanto, disminuye los efectos beneficiosos de las enmiendas orgánicas (Sánchez-Monedero et al., 2004). Debido a la presencia de ciertos contaminantes se hace necesario una legislación que regule el uso de residuos urbanos y lodos de depuradora como fertilizantes orgánicos (Real Decreto 824/2005, de 8 de Julio, sobre productos fertilizantes puestos en el mercado español para ser utilizados en agricultura, jardinería o restauración de suelos degradados y el Real Decreto 1310/1990, de 29 de Octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario).

Los metales pesados están presentes en el suelo como componentes naturales del mismo o como consecuencia de la actividad del hombre. Entre los impactos más graves que sufre el suelo destaca la contaminación por metales pesados, por su lenta y difícil restauración. Uno de los metales pesados más tóxicos que se conocen es el mercurio, considerado un contaminante a escala global. Por estos motivos, es necesario realizar un seguimiento de la contaminación por mercurio en suelos tratados con residuos orgánicos, ya que estos suelos se dedican a la actividad agrícola, pudiendo contaminar la cadena trófica y afectar al hombre y al animal.

En este contexto, el compostaje de los residuos juega un papel muy importante ya que reduce las cantidades de metales tanto solubles como extraíbles, por lo que será de vital importancia para disminuir la absorción de las plantas cultivadas en esos suelos (Nissen et al., 2000). Sin embargo, un factor muy importante a tener en cuenta y que puede limitar el uso de los compost de residuos sólidos urbanos como enmienda orgánica es su contenido en metales pesados Cd, Cr, Cu, Zn, Pb, Ni y Hg, ya que a partir de una determinada concentración pueden resultar tóxicos para las plantas, con los consiguientes riesgos para la cadena trófica y afectar al hombre, y por la posible contaminación por migración a las aguas subterráneas, (Puerta, 2007).

Aunque el Hg ocupa el número tres en la lista de sustancias tóxicas, por detrás del plomo y del arsénico, no ha sido objeto de importantes investigaciones. Algunos estudios en cuanto a compost formados por una mezcla 1:1 de biosólidos y residuos de jardín, aportan valores de Hg desde 368 hasta 5320 μg Kg^{-1}, con una media geométrica de 924 μg $Kg^{-1.}$ (Earle et al., 1999)

No obstante, debido a la pérdida de peso que experimenta la mezcla como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica, el proceso de compostaje a que se someten los residuos hace aumentar la concentración de metales pesados totales,. Si en vez del contenido total se estudia la fracción extraíble con DTPA, se observa como para algunos metales pesados no se extrae más conforme aumenta el compostaje sino que se aprecia una cierta insolubilización. Este hecho se puede achacar, por una parte, a fenómenos de oxidación ocurridos durante la fase de compostaje; pero además este proceso hace aumentar, en condiciones normales, el contenido en grupos funcionales de los productos, como consecuencia de su materia orgánica más evolucionada, lo que puede contribuir a la formación de complejos con los metales y a su consiguiente insolubilización (Costa et al., 1991).

La Directiva fija valores límite para las concentraciones de metales en el suelo y los lodos y las cantidades máximas anuales de metales que pueden ser introducidos en el suelo. La aplicación a suelos agrícolas supone para estos subproductos la salida más importante de Europa, que representa alrededor del 50% de la producción de lodos, lo que eleva el porcentaje hasta un 65% en nuestro país. (Carbonell et al., 2009). Otros datos indican que en Europa aproximadamente el 30% de los lodos de depuradora se utilizan para ser añadidos a las tierras de cultivo como fertilizantes. En algunos países estos porcentajes son mayores como es el caso de Francia con un 60 % y Bélgica con un 57%. (Wang et al., 2008).

Los lodos resultantes del tratamiento de aguas residuales constituyen una valiosa fuente de nutrientes esenciales para el cultivo agrícola. Además, la materia orgánica de los lodos mejora algunas propiedades físicas y químicas del suelo, lo que lleva a un mejor crecimiento de las plantas. Junto con esto, la aplicación de lodos a los suelos se considera un método útil para su disposición final (Han et al., 2001). Sin embargo, es de todos conocido que los lodos pueden contener grandes cantidades de trazas de elementos potencialmente tóxicos que pueden sobrepasar la concentración natural del suelo por dos o más órdenes de magnitud (Epstein, 2003; Oliver et al., 2005). En los países donde la aplicación de lodos de aguas residuales se han llevado a cabo por un largo tiempo, la acumulación de metales pesados en los suelos es considerable (Nicholson et al., 2003; Ozores-Hampton et al., 2005) y, en algunos casos en los cultivos sembrados en ellos (Wei and Liu, 2005).

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño Experimental

Las parcelas experimentales en las que se ha realizado la experiencia están situadas en el término municipal de Villamediana (Palencia), una corresponde a regadío (VR) y otra a secano (VS), ambas con un cultivo de cebada (*Hordeum vulgare*). Cada una de las 2 parcelas de las que consta este estudio de investigación se han dividido en subparcelas de 96 m^2 de superficie (12m x 8m), dejando pasillos de separación entre las mismas de 2 m de anchura para evitar efectos cruzados debidos a las parcelas vecinas. La parcela se dividió siguiendo un diseño de 4 bloques y dentro de cada bloque se realizó una distribución aleatoria de cada uno de los cinco tratamientos.

Las experiencias se iniciaron en el año 2004 y se extendieron hasta octubre de 2009. En el inicio de la experiencia se tomaron muestras del suelo testigo (previas a la aplicación de residuos), de cada una de las parcelas. La profundidad de muestreo comprende los 15 cm superficiales, ya que al ser suelos agrícolas no se tuvo en cuenta los posibles horizontes sino la “capa arable” (Theocharopoulos et al., 2001). Además, en la zona superficial es donde tienden a acumularse los metales pesados, puesto que su movilidad suele ser muy baja y, al ser la parte más activa biológicamente, los metales pueden estar fácilmente accesibles para los cultivos (Nriagu, 1990).

Se aplicaron anualmente tres tipos diferente de biorresiduos: lodos EDAR deshidratados (LD), compost de lodos EDAR (CL) y compost de residuos sólidos urbanos (RSU) que fueron evaluados frente a una fertilización exclusivamente mineral (M) y un tratamiento control (T), en el que no se ha aplicado ningún tipo de fertilizante. Tanto el compost de residuos urbanos, como los lodos de EDAR deshidratados provienen del centro de tratamiento de residuos de Valladolid, mientras que el compost de lodo de EDAR es suministrado por la planta SUFI de Burgos. Los cálculos sobre la dosis de fertilizante (tanto orgánico como mineral) a añadir a los suelos, se han basado en las necesidades de nitrógeno por parte del cultivo que, en la zona considerada y por término medio, se estiman por hectárea y tonelada de producción en 24 kg de nitrógeno. Asimismo, se ha tenido en cuenta, además de la composición inicial del suelo y de los residuos (humedad, nitrógeno total, P_2O_5 y K_2O), la producción esperada en cada parcela, establecida como media de las producciones obtenidas durante los últimos 5 años correspondientemente (5 t ha^{-1} para regadío mientras que para secano se han estimado 3 t/ha) y las limitaciones establecidas por la ley (R.D. 1310/1990). Todo ello dio lugar a una aplicación anual de 3.5 t ha^{-1} de lodos deshidratados (LD), 10.3 t ha^{-1} de compost de lodos EDAR (CL) y 11.4 t ha^{-1} de compost de residuos sólidos urbanos. En el caso de las parcelas que solo llevan fertilización mineral (T2) se añadirán las cantidades necesarias de fertilizante mineral hasta llegar a esas necesidades que tiene el cultivo. En el caso de las parcelas donde se añade compost de residuos urbanos, compost de lodos y lodos deshidratados de EDAR (T3, T4 y T5) se complementa con fertilizante mineral hasta cubrir las necesidades del cultivo y considerando una

eficacia para el nitrógeno contenido en el residuo del 50%. La dosis a aplicar de cada uno de los residuos objeto de estudio, diferenciando parcelas de secano y regadío y con el objetivo de cubrir las necesidades de nitrógeno, se puede observar en la siguiente **Tabla 1**.

Tabla 1. Fertilización orgánica y mineral por parcela de 96 m^2 (12 x 8) en función de los tratamientos efectuados (T1 testigo, T2 abonado mineral, T3 lodos EDAR deshidratados, T4 compost lodos EDAR y T5 compost de basuras urbanas).

	Abonado orgánico	Necesidades a cubrir con abonado mineral			Abonado mineral complementario			
Tratamiento	Residuo húmedo (kg)	N (kg)	P_2O_5 (kg)	K_2O (kg)	Nitrosulfato amónico 26% (g) Sementera	Fosfato 45% (g)	KCl 60% (g)	Nitrosulfato amónico 26% (g) Cobertera
				SECANO				
T 1 (Testigo)	0	0	0	0	0	0	0	0
T 2 (Mineral)	0	0,7	0,32	0,6	1900	700	1000	800
T 3 (LD)	20	0,4	0	0,5	800	0	800	800
T 4 (CL)	60	0,4	0	0,4	800	0	700	800
T 5 (CB)	65	0,4	0	0	800	0	0	800
				REGADIO				
T 1 (Testigo)	0	0	0	0	0	0	0	
T 2 (Mineral)	0	1,2	0,53	1,01	3200	1200	1700	1200
T 3 (LD)	34	0,6	0	0,85	1200	0	1400	1200
T 4 (CL)	99	0,6	0	0,56	1200	0	900	1200
T 5 (CB)	109	0,6	0	0	1200	0	0	1200

Métodos Analíticos

Las muestras de suelo se recogieron con una profundidad de 15 cm de cada una de las microparcelas de ensayo, cada otoño antes de extender los residuos. Una vez en el laboratorio, se secaron al aire durante 24h y se tamizaron (θ< 2mm), posteriormente fueron pulverizados en un molino de bolas para conseguir una muestra lo más homogénea posible.

Para determinar la concentración total de mercurio se ha utilizado instrumentación de última generación, las muestras han sido analizadas mediante un analizador de mercurio directo (Direct Mercury Analyser). La muestra se seca (200ºC), y se somete posteriormente a un proceso de incineración completa (750ºC, mín. 180 segundos), con lo que se libera, en forma de gas, todo el Hg que contiene.

Durante los pasos de secado y descomposición, todos los productos gas de la reacción son arrastrados por el flujo de oxígeno a través del catalizador (amalgama) que retine únicamente al Hg dejando pasar al resto de gases que se liberarán del sistema. La amalgama se calienta rápidamente, en 12 segundos, libera todo el Hg recogido el cuál se cuantifica mediante la medida en la celda de flujo de absorción.

Métodos Estadísticos

El tratamiento estadístico aplicado a los resultados obtenidos ha consistido en un análisis de la varianza de medidas repetidas utilizando la metodología de modelos lineales mixtos. Se ha aplicado este método, porque no se dieron las condiciones necesarias de normalidad y/u homogeneidad de varianzas en los datos para aplicar un modelo lineal general. Este método estadístico definirá la influencia de cada factor considerado (tipo, bloque, tratamiento y año), sobre cada uno de los parámetros a analizar en las muestras de suelo tomadas en campo; con ello se dará respuesta a la evolución de la concentración de mercurio en las diferentes subparcelas del estudio como consecuencia de la aplicación de residuos orgánicos (en condiciones ambientales reales). Este modelo lineal mixto permite compensar la falta de homogeneidad de varianzas, homocedasticidad ($p<0,05$). Todos el tratamiento se ha realizado utilizando el procedimiento MIXED del paquete estadístico SAS 9.1 (SAS Institute, 2002-2003).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Residuos orgánicos

El contenido de mercurio en los residuos utilizados en las experiencias se muestran en la **tabla 2**, donde puede observarse el cumplimiento con los contenidos máximos establecidos en la legislación, que para los lodos de EDAR se establece en 25 mg de Hg kg^{-1} de lodo seco (RD 1310/1990) y para el compost de residuos sólidos urbanos es de 2,5 mg de Hg. Kg^{-1} en la clase C (RD 824/2005).

Tabla 2. Contenido de Hg en los distintos residuos orgánicos utilizados (µg kg^{-1}).

	Residuos orgánicos		
AÑO	**CB (µg kg^{-1})**	**CL (µg kg^{-1})**	**LD (µg kg^{-1})**
2004	947,49	1219,56	1013,61
2005	966,43	1045,11	1062,10
2006	1394,63	1003,07	1155,81
2007	2490,36	1137,35	1411,51
2008	2500,00	811,22	1288,34

El RD 1310/1990, también limita los aportes de Hg al suelo en 100 g $ha^{-1}año^{-1}$, durante los cinco años de la experiencia se cumple con la legislación (**Tabla 3**).

Tabla 3. Aportes de Hg al suelo (g ha^{-1} $año^{-1}$).

	Aportes en secano			Aportes en regadío		
AÑO	**CB**	**CL**	**LD**	**CB**	**CL**	**LD**
2004	6,4	7,6	2,1	10,7	12,6	3,5
2005	6,5	6,5	2,2	10,9	10,7	3,7
2006	9,4	6,2	2,4	15,8	10,3	4,0
2007	16,8	7,1	2,9	28,2	11,7	4,9
2008	16,9	5,0	2,6	28,3	8,3	4,5

Suelos

Se analizaron las muestras de suelo de las parcelas, antes de la división y el aporte de biorresiduos, para determinar el contenido inicial de mercurio total que resultó ser de 0,033 mg kg^{-1} para la parcela de secano y 0,015 mg kg^{-1} para la parcela de regadío. Estos datos muestran que los suelos también cumplen con el RD 1310/1990, que especifica los contenidos de metales pesados en los suelos para ser aptos para aplicar lodos EDAR. Cuyo límite para un pH>7 es de 1,5 mg kg^{-1} de suelo seco y la propuesta de la Unión Europea es de 1 mg kg^{-1}.

Evolución del contenido de Hg en el suelo durante la experiencia

Para evaluar la evolución del contenido de Hg en el suelo durante la experiencia, se han tenido en cuenta una serie de factores y su posible influencia con dicho contenido. Teniendo en cuenta el diseño experimental utilizado, los cuatro factores seleccionados han sido: "tipo" (secano o regadío), "bloque" (cuatro bloques de parcelas en los que se repiten los tratamientos aplicados), "tratamiento" (cinco tratamientos distintos) y "año" (cinco años de duración de la experiencia).

Por lo que respecta al factor "tipo" se aprecia una influencia significativa de la aplicación de lodos EDAR y RSU sobre el valor del contenido de Hg total en el suelo, presentado mayor cantidad de Hg la parcela de secano a pesar de que los aportes son superiores en regadío debido probablemente a que dichos aportes no han sido suficientes como para compensar la diferencia de contenido inicial en los suelos (**Tabla 4**)

Tabla 4. Contenido en Hg de las parcelas de regadío y secano antes y después de la experiencia.

	Suelo original*		**Suelo tratado****	
	Secano	**Regadio**	**Secano**	**Regadio**
Hg total (ppm)	33,05	15,19	52,57 a	29.48 b

*Valor medio de las dos parcelas originales, considerando sólo el factor "tipo"; **Valor medio de las 20 subparcelas de cada ensayo, considerando sólo el factor "tipo"; Valores seguidos de diferente letra, dentro de una misma variable, son significativamente distintos ($p<0,05$)

En cuanto al factor "bloque", no se ha observado una influencia significativa en el contenido de Hg en el suelo, y, por tanto, los resultados obtenidos como valor medio entre tratamientos para secano y regadío son válidos para los cuatro bloques de subparcelas en los que se repite la experiencia.

Por el contrario, el factor "tratamiento" ha tenido una influencia significativa en el contenido de Hg en el suelo, obteniendo mayor contenido de mercurio aquellos suelos que ha recibido más aportes, es decir, de mayor a menor: compost de RU (5), compost de lodos (4) y lodos deshidratados (3), no tiendo ninguna influencia en el contenido de Hg en el suelo ni el tratamiento testigo sin fertilización (1) ni el realizado con fertilizante mineral (2) (**Figura 1**).

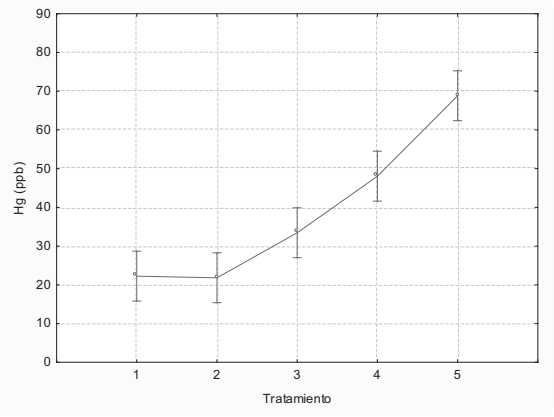


Figura 1. Influencia del tratamiento sobre el contenido de Hg total en el suelo.

Este resultado global se observa también cuando se considera separadamente la parcela de secano (mayor contenido de Hg en suelo con mayores aportes), sin embargo, es de destacar que en secano el aumento del Hg en el compost de RU (tratamiento 5) es mucho más acusado que en regadío (**Figura 2**) probablemente debido al mayor contenido en materia orgánica de los suelos de la parcela de secano (1,77 %) que los de regadío (1,35%) con lo que se producirá mayor absorción de Hg y, además , la ausencia de riego en el suelo de secano provocará menor lixiviación de las formas solubles de Hg. Algunos autores han encontrado que factores del suelo tales como el material parental (Kauranne, 1992; Rodrigues et al., 2006), el contenido en materia orgánica (Lee et al., 1994) y los microorganismos del suelo (Barkay y Wagner-Dobler, 2005), juegan un papel importante en la concentración y distribución del Hg en el suelo. Los minerales de arcilla y óxidos, en particular de hierro (Fe) y aluminio (hidróxidos), controlan la transferencia de mercurio a lo largo de los perfiles del suelo (Zheng et al., 2008). Por lo tanto, la alta variabilidad de las concentraciones de mercurio del suelo está estrechamente correlacionada con las características del suelo (Fernández - Martínez et al., 2005, Rodrigues et al., 2006).

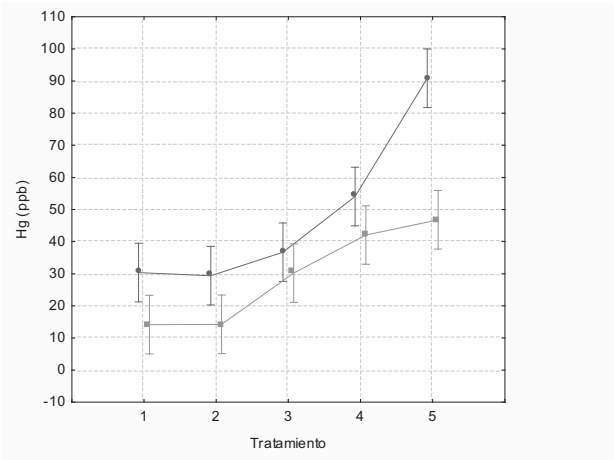


Figura 2. Influencia del tratamiento sobre el contenido de Hg total en el suelo para los distintos tratamientos en las parcelas de secano y regadío.

La aplicación de lodos EDAR y RU sobre el valor del Hg en suelo, en función del factor “año”, ha tenido una influencia significativa. Los tres primeros años no influyen en el contenido de Hg en suelo, pero a partir del cuarto y quinto año se producen aumentos significativos, lo que coincide con mayores aportes de Hg procedentes de los residuos los dos últimos años (**Figuras 3 y 4**). En secano el comportamiento es el mismo que forma global y en regadío el aumento se observa a partir del quinto año.

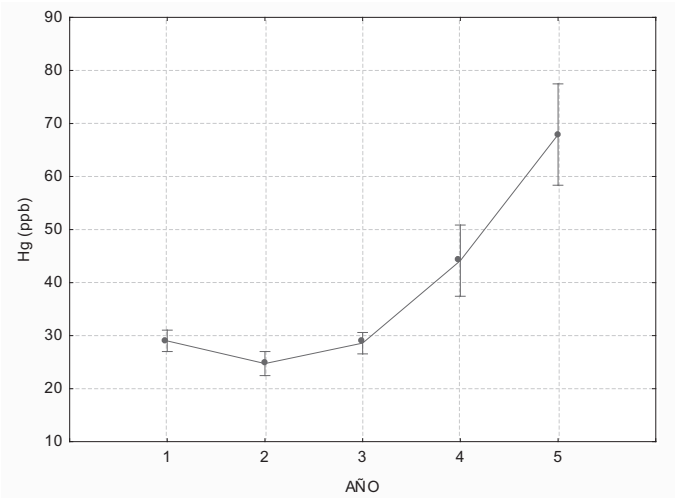


Figura 3. Evolución del contenido de Hg del suelo a lo largo de los años.

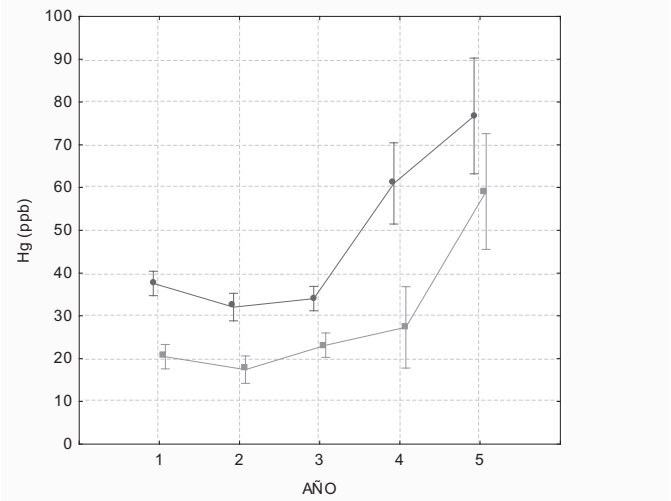


Figura 4. Evolución del contenido de Hg del suelo a lo largo de los años para las parcelas de secano y regadío.

Este resultado es lógico si se tienen en cuenta las aportaciones de Hg realizadas calculadas como valor medio para los cinco tratamientos en las dos parcelas de secano y regadío (**Tabla 5**).

Tabla 5. Aportes de Hg realizados durante los años de experiencia.

AÑOS	Aportes de Hg (g ha^{-1} $año^{-1}$)
2004	7,15
2005	6,75
2006	8,02
2007	11,93
2008	10,93

El estudio diferenciado de los diferentes tratamientos para los cinco años de experiencia arroja diferencias significativas en el contenido de de Hg en el suelo para los tratamientos con compost de lodos (T4) y compost de basura (T5) a partir del cuarto año, aumentando el quinto, de manera más acusada en el compost de basura. Por el contrario, no se aprecian diferencias en el tratamiento testigo y el mineral; el tratamiento con lodos deshidratados (T3) no influye en el contenido de Hg en el suelo hasta el quinto año (**Figura 5**).

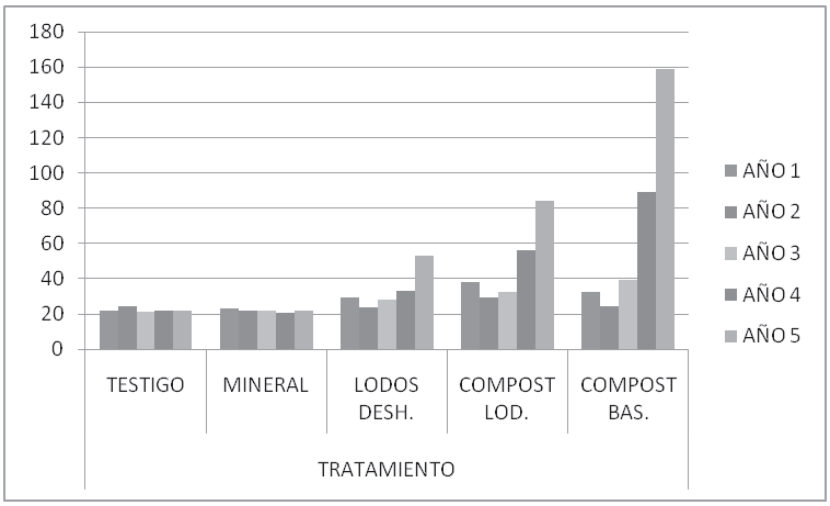


Figura 5. Evolución del contenido de Hg del suelo para los diferentes tratamientos a lo largo de los años.

Teniendo en cuenta los tres factores en los que se han observado variaciones (tratamiento, tipo y año), tanto para secano como para regadío los tratamientos testigo y mineral no influyen en el contenido de Hg en el suelo a lo largo de los años; en el tratamiento de lodos deshidratados, se observan aumentos significativos el quinto año; en el tratamiento con compost de lodos se observa un repunte el cuarto año en secano que se mantiene el quinto año y en regadío se produce un aumento significativo el quinto año. Finalmente, en el tratamiento con compost de basura, se producen aumentos a partir del cuarto año, siendo mucho más acusados en secano que en regadío (**Figura 6**)

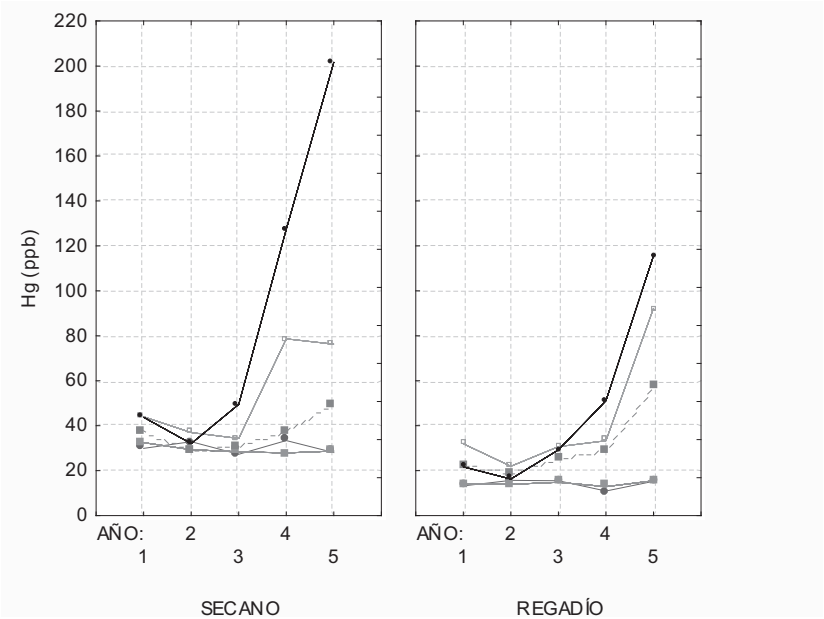


Figura 6. Evolución del contenido de Hg durante los cinco años de experiencia para los cinco tratamientos y en las parcelas de secano y regadío.

Sin embargo, a pesar de que con el tiempo aumenta el contenido de Hg en el suelo, en ningún caso se llega al límite de 1500 µg kg^{-1}, ni a la propuesta de la Unión Europea de 1000 µg kg^{-1}, establecido en El Real Decreto 1310/1990, siendo el contenido máximo de Hg en el suelo de secano de 201 µg kg^{-1} y en regadío de 115 µg Kg^{-1}.

CONCLUSIONES

Después de cinco años de duración de la experiencia, donde se han añadido lodos deshidratados, compost de lodos de depuradora de aguas residuales y compost de residuos sólidos urbanos a suelos de dos parcelas de la provincia de Palencia, una de secano y otra de regadío, se producen algunos cambios apreciables en el contenido de Hg, que se exponen a continuación:

La aplicación de los residuos orgánicos incrementó los contenidos totales de Hg. Así los contenidos de Hg se vieron influenciados por los tratamientos en el siguiente orden, de mayor a menor: compost de RU, compost de lodos EDAR y lodos deshidratados.

Aunque la aplicación de residuos orgánicos al suelo provocó un cierto incremento en el contenido de Hg, en ningún caso se sobrepasaron los valores límites establecidos por la legislación española R.D. 1310/1990 referentes a valores límite de metales pesados en suelos enmendados con residuos orgánicos.

Las diferencias en el contenido de Hg entre la parcela de secano y la de regadío, vienen motivadas por el contenido inicial de Hg en el suelo, por el contenido en materia orgánica y por la lixiviación. Siendo superior el contenido inicial, presentando mayor materia orgánica y menor lixiviación, el suelo de secano.

En secano, no se observan diferencias entre el tratamiento testigo, el mineral y el de lodos, promediando en años. Sí que hay diferencias significativas entre el tratamiento de compost de lodos y compost de residuos sólidos urbanos.

En regadío, promediando en años, no hay diferencias significativas entre el tratamiento testigo y el mineral. Sí que hay diferencias significativas con el tratamiento de lodos deshidratados, compost de lodos y compost de residuos sólidos urbanos.

Los tres primeros años, no influyen en el contenido de Hg en el suelo, promediando para secano y para regadío. El cuarto y quinto año, si que influyen en el contenido de Hg en el suelo. El aumento es más marcado en secano.

Analizando por tratamientos y años, promediando para secano y regadío, entre el tratamiento testigo y el mineral no hay diferencias a lo largo de los años. Para los lodos deshidratados, hay un incremento significativo del contenido de Hg en el suelo el quinto año. El compost de lodos tiene una influencia en el contenido de Hg en el suelo, a partir del cuarto año, al igual que el compost de basura.

En secano, el tratamiento testigo, mineral y lodos deshidratados, no influyen en el contenido de Hg en el suelo a lo largo del tiempo. Con el tratamiento de compost de lodos, hay un aumento significativo de Hg a partir del cuarto año, lo mismo sucede con el compost de basura.

En regadío, el tratamiento testigo y mineral, no influyen en el contenido de Hg en el suelo a lo largo del tiempo. El tratamiento de lodos deshidratados tampoco influye en el contenido de Hg en el suelo hasta el quinto año. Con el tratamiento de compost de lodos, hay un aumento significativo de Hg a partir del quinto año y con el compost de basura, a partir del cuarto año.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León a través de diversos convenios para el desarrollo de proyectos de investigación sobre el reciclado de residuos orgánicos en la fertilización agraria, reforestación y recuperación de suelos degradados.

REFERENCIAS

Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. Bioresource Technology, 76: 125-129.

Barkay, T., Wagner-Dobler, I. 2005. Microbial transformations of mercury: potentials, challenges, and achievements in controlling mercury toxicity in the environment. Adv. Appl. Microbiol. 57: 1–52.

Carbonell, G, Gómez, J., Babín M.M., Fernández, C., Alonso, E., Tarazona J.V.2009. Sewage sludge applied to agricultural soil: Ecotoxicological effects on representative soil organisms. Sciencie Direct, Ecotoxicology and Environmental Safety, 72: 1309-1319.

Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Centro de Edafología y Biología del Segura. Murcia.

Earle, C., Rhue, D, Earle, J. 1999. Mercury in a municipal solid waste landfill. Waste Manag Res. vol. 17, no. 4: 305-312.

Fernandez-Martinez, R., Loredo, J., Ordonez, A., Rucandio, M.I. 2005. Distribution and mobility of mercury in soils from an old mining area in Mieres, Asturias (Spain). Sci. Total Environ. 346: 200–212.

Han, F.X., Kingery, W.L., Selim, H.M. 2001. Accumulation, redistribution, transport and bioavailability of heavy metals in waste-amended soils. In: Iskandar, I.K., Kirkham, M.B. (Eds.), Trace Elements in Soil. Bioavailability, Flux and Transfer. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida. 145–173.

Kauranne, L.K. 1992. Soil types. In: Kauranne, K.; Salminen, R.; Eriksson, K. (Eds.), Regolith Exploration Geochemistry in Artic and Temperate Terrains, Handbook of Exploration Geochemistry. Elsevier, New York, USA, 77–92.

Lee, Y.H.; Borg, G.C.; Iverfeldt, A., Hultberg, H. 1994. Mercury Pollution: Integration and Synthesis. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 329–341.

Nicholson, F.A.; Smith, S.R.; Alloway, B.J.; Carlton-Smith, C., Chambers, B.J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. Sci. Total Environ. 311: 205–219.

Nissen, L.R.; Lepp N.W., Edwards, R. 2000. Synthetic zeolites as amendments for sewage sludge-based compost. Chemosphere. 41: 265-269.

Nriagu, J.O. and J.M. Pacyna. 1988. Quantiative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature (London), 333: 134-139.

Ozores-Hampton, M., Stansly, P.A., Obreza, T.A. 2005. Heavy metal accumulation in a sandy soil and in pepper fruit following longterm application of organic amendments. Compost. Sci. Util. 13: 60–64.

Puerta, S.M., (2007). Los residuos municipales como acondicionadores de suelos. Revista Lasallista de investigación. 1: 56-65.

Rodrigues, S., Pereira, M.E., Duarte, A.C., Ajmone-Marsan, F., Davidson, C.M., Grcman, H., Hossack, I., Hursthouse, A.S., Ljung, K., Martini, C., Otabbong, E., Reinoso, R., Ruiz-Cortes, E.; Urquhart, G.J., Vrscaj, B. 2006. Mercury in urban soils: a comparison of local spatial variability in six European cities. Sci. Total Environ. 368: 926–936.

Sánchez-Monedero, M.A., Mondini, C., de Nobili, M., Leita, L.y Roig, A. 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. Waste Management. 24: 325-332.

Theocharopoulos, S., Wagner, G., Sprengart, J., Mohr, M.E., Desaules, A., Muntau, H., Christou, M. y Quevauviller, P. 2001. European soil sampling guidelines for soil pollution studies. The Science of the Total Environment, 264: 51-62.

Wang, X., Chen, T., Ge, Y., Jia, Y. 2008. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. Journal of Hazardous Materials, 160: 554-558.

Wei, Y.J., Liu, Y.S., 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. Chemosphere, 59: 1257–1265.

Zheljazkov, V.D., Warman, P.R. 2003. Application of high Cu compost to Swiss chard and basil. The Science of the Total Environment. 302: 13-26.

Zheng, Y-M., Liu, Y-R., Hu, H-Q., He, J-Z. 2008. Mercury in soils of three agricultural experimental stations with long-term fertilization in China. ScienceDirect. Elsevier. Chemosphere, 72: 1274-1278.

EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN UN SUELO FERTILIZADO CON LODOS DE DEPURADORA Y RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Bravo, C.T.[1]; Díez, M.A.; Sánchez-Báscones, M.[1*]; Antolín, J.M.[1]; Sánchez, L.F.[2]

[1]Departamento de Ciencias Agroforestales. Universidad de Valladolid, [2]Departamento de Ingeniería Agroforestal. Universidad de Valladolid. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias (ETSIIAA), Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, España.

**Correo electrónico: msanchez@agro.uva.es*

Resumen

Uno de los factores que pueden limitar la utilización de estos residuos orgánicos, tanto residuos sólidos urbanos (RSU) como lodos de depuradora de aguas residuales (lodos EDAR), es la presencia de metales pesados como Cd, Cr, Cu, Zn, Pb y Ni. A partir de una determinada concentración pueden resultar tóxicos para las plantas, con los consiguientes riesgos para la cadena trófica y la posible contaminación de las aguas subterráneas (Singh y Agrawal, 2008). Los metales pesados más peligrosos son los que tienden a bioacumularse. Por esta razón, la legislación española a través del R.D 1310/1990 establece unos límites máximos tanto para los residuos orgánicos como los suelos receptores.

En esta línea, se ha llevado a cabo una experiencia en condiciones reales durante 7 años para determinar si existe acumulación de metales pesados tras la aplicación continuada de residuos orgánicos (compost de RSU, lodos EDAR deshidratados y compost de lodos EDAR) como fertilizantes, comparados frente a una fertilización mineral tradicional y un suelo testigo. El estudio se ha realizado en una parcela de la provincia de Palencia en condiciones agronómicas, es decir, se han calculado las dosis de residuo en función de las necesidades nutricionales de la planta cultivada y complementando con fertilización mineral, en el caso en que sea necesario. La disposición de las parcelas se ha realizado a través de un modelo aleatorio de 20 parcelas con 4 repeticiones de cada tratamiento.

Durante el tiempo transcurrido se observa un incremento generalizado en los metales analizados respecto al suelo testigo, incluso en los suelos abonados con fertilizante exclusivamente mineral. En muchos casos, los incrementos no son significativos, sobre todo, en relación con el tratamiento mineral y cabe destacar que en ninguno de los casos, el incremento detectado es importante, cumpliéndose con holgura las disposiciones del R.D. 1310/1990 y por tanto se puede constatar que son aptos para su empleo como fertilizantes orgánicos en campo.

Palabras clave: compost, metales pesados, lodos depuradora y RSU.

INTRODUCCIÓN

El incremento en la producción, y por tanto, la acumulación de lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos ha generado la necesidad de encontrarles una utilización alternativa, como puede ser la aplicación directa sobre suelos agrícolas, la incineración o someterlos a un proceso de compostaje, encaminado a mejorar sus propiedades agronómicas. Uno de los grandes inconvenientes de la aplicación de biorresiduos al suelo es la posible transferencia de metales pesados desde éstos mismos, al suelo y consecuentemente a la planta, lo cual podría generar un problema serio para el medio ambiente y para la salud (McBride et al., 1997; Bhogal et al., 2003). Los metales pesados pueden ser persistentes en el suelo, incluso pueden permanecer en el suelo sin degradarse durante cientos de años (Alloway, 1990).

Existen ciertos factores que acentúan estos tiempos de retención de metales pesados en el suelo, como son los suelos básicos con altos niveles de carbonatos (Raikhy and Takkar, 1983). En esta línea, algunos estudios han demostrado que la migración de estos elementos es prácticamente insignificante (Schiradoe et al., 1986; Dowdy et al.,1991; Camobreco et al., 1996), mientras que otros autores han demostrado que pequeñas cantidades de Zn, Cr, Cu y Cd se lixivian a través del suelo (Toribio y Romanya, 2006). Estos hechos parecen indicar que existen ciertas propiedades del suelo, tales como la materia orgánica y el pH, que afectan directamente sobre la movilidad de los metales pesados.

Por norma general, los suelos españoles muestran bajos contenidos de materia orgánica y la adición de biorresiduos parece ser la mejor alternativa para solventar estas carencias, aunque la respuesta de los suelos depende del conjunto de propiedades del suelo y de las características de los residuos aplicados. En cualquier caso, no todos los metales se comportan igual en un suelo, y por lo tanto no tienen la misma importancia. Mientras que el níquel presenta una gran movilidad, el zinc y el cobre apenas se lixivian, sobre todo en suelos básicos (Toribio y Romanya, 2006). Un estudio realizado por la Unión Europea, sobre la utilización agronómica del compost, indica que los metales pesados tienden a acumularse en los suelos y las plantas, de la siguiente manera: Zn > Cu > Pb = Cd > Ni > Cr (Pinamonti et al., 1997). No solo la aplicación de biorresiduos tiene influencia sobre la acumulación de metales, los fertilizantes minerales presentan cantidades variables de estos elementos. La presencia viene determinada principalmente por la composición de la roca fosfática de la que proceden y del proceso de producción. Los fertilizantes minerales pueden contener igualmente contenidos importantes de metales pesados que pueden transferirse al suelo, provocando procesos de bioacumulación (Frost y Ketchum, 2000).

El objetivo de este estudio es evaluar la acumulación de metales pesados en suelos agrícolas tras la aplicación de residuos orgánicos como fertilizantes. La experiencia se ha llevado a cabo durante 7 años y se han utilizado tres tipos diferentes de biorresiduos: lodos EDAR deshidratados, compost de lodos EDAR y compost de residuos sólidos orgánicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño Experimental

La parcela experimental se sitúa en el término municipal de Villamediana, Palencia, Castilla y León. Se trata de una comarca típicamente cerealista, que por el uso intensivo del suelo y los bajos niveles de materia orgánica de éste, la hacían una buena candidata para la experiencia.

La experiencia comenzó a finales de 2004 y se extendió hasta Octubre de 2011. Se aplicaron repetidamente tres tipos diferente de biorresiduos: lodos EDAR deshidratados (LD), compost de lodos EDAR (CL) y compost de residuos sólidos urbanos (RSU) que fueron evaluados frente a una fertilización exclusivamente mineral (M) y un tratamiento control (T), en el que no se ha aplicado ningún tipo de fertilizante. La parcela se dividió siguiendo un diseño de 4 bloques y dentro de cada bloque se realizó una distribución aleatoria de cada uno de los cinco tratamientos, lo que dio lugar a 20 subparcelas de 12 x 8 m (96 m^2). Cada una de las microparcelas de ensayo están separadas entre si por un pasillo de 2m para evitar efectos cruzados debidos a las parcelas vecinas.

Las cantidades de los diferentes biorresiduos fueron calculadas siguiendo las necesidades nutricionales de la planta instalada (*Hordeum vulgare*) y teniendo en cuenta las limitaciones establecidas por el R.D. 1310/1990. Se aplicaron finalmente en el suelo 3.5 t/ha de lodos deshidratados (LD), 10.3 t/ha

de compost de lodos EDAR (CL) y 11.4 t/ha de compost de residuos sólidos urbanos. Los nutrientes presentes en los residuos no cubrían todas las necesidades de las plantas, por lo que fue necesario añadir un complemento mineral (**Tabla 1**).

Tabla 1. Cantidades añadidas de residuo y complemento mineral.

	Cantidad residuo (t/ha)	Complemento mineral (kg/ha)		
		Nitrato amónico 27%	Fosfato 45%	Cloruro Potásico 60%
Tratamiento Mineral	0	510	125	177
Lodos EDAR deshidratado	3.5	230	0	145
Compost EDAR	10.3	230	0	95
Compost RSU	11.4	230	0	0

El suelo de la experiencia tiene un pH bastante básico debido principalmente a los altos niveles de carbonatos, que no influye en el crecimiento de la planta puesto que el contenido de caliza activa es bajo. Los niveles de materia orgánica son muy bajos, como ocurre en los suelos de la zona, el contenido de fosforo asimilable es igualmente escaso. Respecto a los metales pesados, presentes en el suelo, su concentración es bastante baja, siendo muy inferiores a los límites marcados por el R.D 1310/1990. Los datos analíticos del suelo se muestran en la **Tabla 2.**

Tabla 2. Análisis del suelo antes de la división en parcelas (datos expresados sobre suelos secados al aire).

VARIABLES	COMPOSICIÓN
Textura	Arcilloso Fino
pH	8,58
Conductividad eléctrica (mS/cm)	0,31
Materia orgánica (%)	1,35
Carbonatos (%)	17,8
Caliza activa (%)	11,2
Fósforo asimilable (mg/Kg)	17,5
Zinc (mg/Kg)	68,18
Cobre (mg/Kg)	21,56
Cadmio (μg/Kg)	116,7
Cromo (mg/Kg)	40,84
Plomo (mg/Kg)	7,68
Níquel (mg/Kg))	33,89
Mercurio (μg/Kg)	15

Los residuos empleados son de tipo comercial, tanto el compost de residuos sólidos urbanos (RSU), como los lodos deshidratados procedían del centro de tratamiento de residuos de Valladolid, mientras que el lodo compostado (CL) fue suministrado por el centro de tratamiento de residuos S.U.F.I de

Burgos. Los fertilizantes minerales empleados en la experiencia se adquirieron en una cooperativa local, que abastece prácticamente toda la zona. Los lodos de depuradora para su posible utilización con fines agronómicos deben cumplir el R.D. 1310/1990 y el compost de residuos sólidos urbanos, así como todos los productos fertilizantes, deben cumplir el R.D. 824/2005, por esta razón es imprescindible la realización de un análisis previo de los bio-residuos empleados, que se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Composición de los biorresiduos aplicados (expresada sobre materia seca).

Composicion	Lodos edar deshidratados (ld)	Compost de lodos edar (cl)	Compost de rsu (rsu)
humedad (%)	7.75	23.80	34.73
pH	7.58	6.6	7.87
Conductividad eléctrica (mS/m)	1.41	2.90	0.62
Materia orgánica (%)	45.94	38.39	38.07
%N [5]	3.30	2.6	1.67
Cobre (mg/Kg)	141.8	241.0	259.0
Zinc (mg/Kg)	1509	1195	591.5
Níquel (mg/Kg)	151.9	64.21	60.94
Cadmio (mg/Kg)	0.54	2.27	0.60
Cromo (mg/Kg)	68.19	496.0	26.77
Plomo (mg/Kg)	63.17	121.9	82.54
Mercurio (mg/kg)	1.18	1.04	1.90

Métodos Analíticos

Las muestras se recogieron con una profundidad de 15 cm de cada una de las microparcelas de ensayo, cada otoño antes de extender los residuos. Una vez en el laboratorio, se secaron al aire durante 24h y se tamizaron (θ< 2mm), posteriormente fueron pulverizados en un molino de bolas para conseguir una muestra lo más homogénea posible.

Previo a la medida, se realizó una digestión ácida con HNO_3 asistida por microondas (Ethos Touch control Advanced Microwave Labstation, Milestone) de las muestras de suelo mediante el método USEPA 3051a (Sandroni et al., 2003).

La cuantificación de los metales totales se realizó directamente sobre el extracto obtenido, Cu, Zn, Cr y Ni mediante espectroscopía de absorción atómica de llama (Varian AA-240FS, Fast Sequential Atomic Absorption Spectrometer), mientras Cd y Pb por espectroscopía de absorción atómica con cámara de grafito (Varian AA- 240Z Zeeman Atomic Absorption Spectrometer. GTA-120 Graphite Tube Atomizar).

Métodos Estadísticos

El estudio estadístico de los resultados obtenidos se realizó mediante el paquete estadístico STATISTICA

8 (StatSoft. Inc., 1984-2007). Se realizó un análisis de varianzas ($p<0.05$) de todos los parámetros implicados para determinar el grado de influencia de las variables estudiadas, y finalmente el test de comparación de medias de TUKEY.

Para estimar la validez del análisis se realizó el test de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y posteriormente se determinó la homogeneidad de varianzas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio estadístico realizado sobre los resultados obtenidos desvela que por lo general se produce un incremento en los niveles de metales pesados, pero en la mayoría de los casos este aumento no es significativo. Concretamente, los niveles de cobre obtenidos muestran que tanto el compost de RSU como el compost de lodos EDAR, producen un aumento similar entre ellos y significativo respecto al resto de tratamientos aplicados al suelo (**Figura 1**). Hargreaves et al. (2008) determinaron un incremento en el contenido de cobre en los suelos fertilizados con compost de RSU, superiores a los obtenidos por el compost de lodos y los lodos deshidratados. La **Tabla 4** muestra como los contenidos absolutos añadidos al suelo de cobre a través de ambos compost es muy similar, es por eso que no existen diferencias significativas entre ambos tratamientos.

Tabla 4. Cantidades absolutas, en gramos, de los distintos metales pesados añadidas a cada microparcela de ensayo de 96 m^2.

Cantidades absolutas (g) de metal pesados	Lodos edar deshidratados (ld)	Compost de lodos edar (cl)	Compost de rsu (rsu)
Cobre (g)	4,4	18,2	21,1
Zinc (g)	46,8	90,0	42,3
Níquel (g)	4,7	4,8	4,4
Cadmio(mg)	16,7	171	42,9
Cromo (g)	2,1	37,4	1,9
Plomo (g)	2,0	9,2	5,9
Mercurio (mg)	36,6	78	136

En la **Figura 2** se puede apreciar que los niveles de zinc en el suelo aumentan como consecuencia de la aplicación de biorresiduos (Warman y Termeer, 2005). Aunque no existen diferencias significativas entre los tratamientos orgánicos, la aplicación de lodos de depuradora deshidratados parece indicar un aumento superior al resto, que no se correlaciona con las cantidades añadidas a través del residuo. Si bien, los incrementos aún se encuentran muy por debajo del límite establecido por el R.D 1310/1990 y no ejerce ningún tipo de efecto fitotóxico sobre el cultivo.

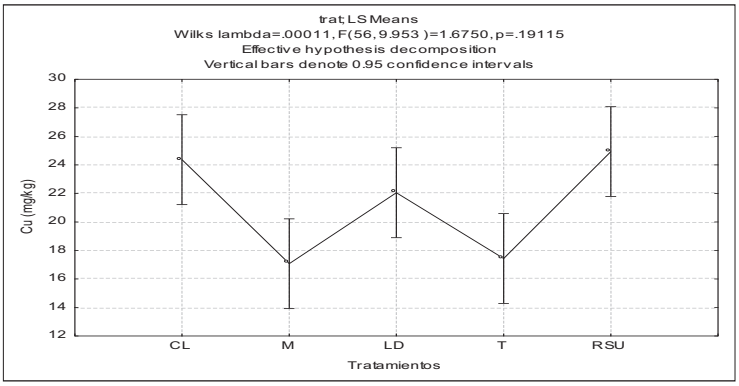


Figura 1. Concentración de Cu (mg/kg) en los suelos de estudio según el tratamiento aplicado.

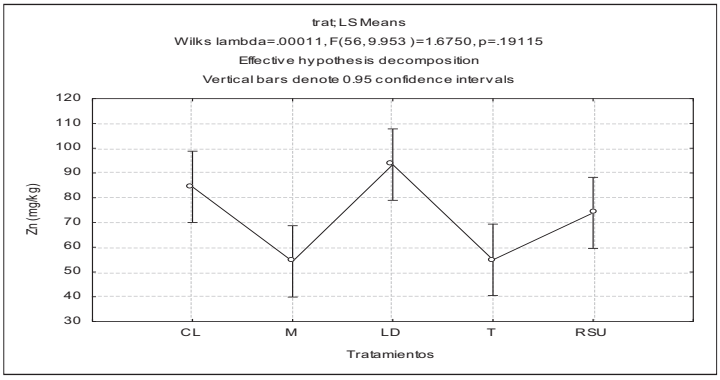


Figura 2. Concentración de Zn (mg/kg) en los suelos de estudio según el tratamiento aplicado.

Respecto a la concentración de cromo en los suelos de la experiencia (**Figura 3**), se observa un incremento significativo debido a la aplicación de compost de lodos EDAR. El resto de tratamientos experimentados no se difieren del tratamiento control. Este hecho, se correlaciona con la concentración de cromo en el compost de lodos EDAR utilizado, y más concretamente con las cantidades de Cr añadidas al suelos a través de este tratamiento, puesto que es muy superior al resto **(Tabla 6)**. Además, cabe resaltar que el cromo es de los metales que menos biodisponibles están para la planta, debido precisamente a su capacidad para enlazarse para la materia orgánica (Smith, 2009). Por tanto, cuanta más cantidad de este metal se añada a través de la aplicación de residuos, mayor cantidad aparecerá en el suelo.

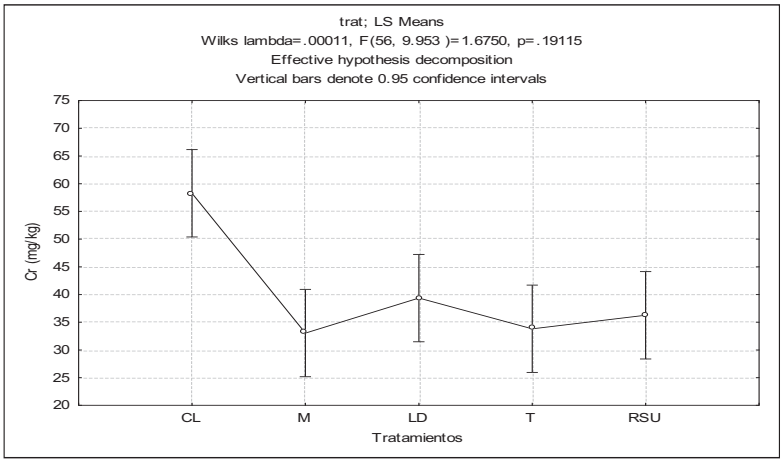


Figura 3. Concentración de Cr (mg/kg) en los suelos de estudio según el tratamiento aplicado.

Algunos autores (Pathack, 2009; Smith, 2009) han determinado disminuciones en los niveles de níquel respecto a los suelos no tratados con residuos, en esta experiencia, no se detectan diferencias significativas entre los niveles, siendo todos ellos muy parecidos. En lo relativo a los niveles de plomo (**Figura 4**), los datos obtenidos muestran una pequeña diferencia debida al tratamiento de compost de RSU. Sin embargo, las cantidades absolutas de este metal aplicadas al suelo (**Tabla 6**) son superiores en el caso del compost de lodos EDAR. Este hecho parece indicar que el Pb añadido a través del compost RSU se acumula más fácilmente en el suelo, probablemente se deba a la presencia de pequeños plásticos, vidrios y demás compuestos que disminuyen la calidad de este compost.

Cuando se emplean residuos orgánicos como fertilizantes, la presencia y su posible acumulación de cadmio en el suelo es uno de los detalles que más preocupan, debido precisamente a su carácter altamente tóxico. En este caso, los resultados obtenidos son muy esclarecedores, puesto que no existen diferencias significativas entre ninguno de los tratamientos experimentados (**Figura 5**)**.** A pesar de ello, la aplicación de compost de lodos EDAR parece aumentar el contenido en cadmio, aunque de manera muy lenta, por lo que es conveniente continuar vigilando este metal. Cabe resaltar el hecho de que los niveles de Cd procedente del fertilizante mineral son muy similares a los aportados por los lodos deshidratados, este incremento se debe principalmente al aporte de Cd, sobre todo por los fertilizantes fosforados (Kuo et al., 2004)

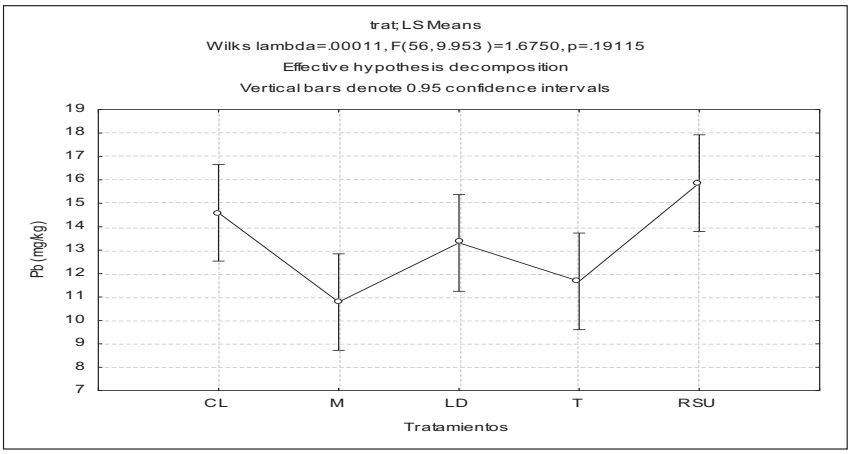


Figura 4. Concentración de Pb (mg/kg) en los suelos de estudio según el tratamiento aplicado.

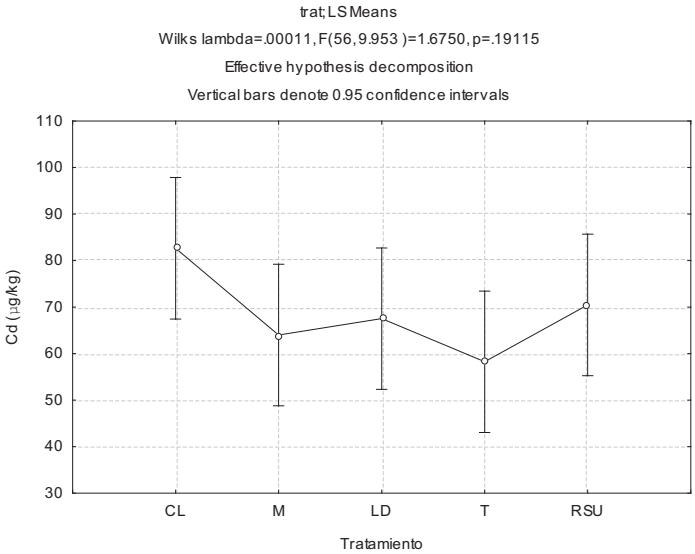


Figura 5. Concentración Cd (µg/kg) en los suelos de estudios según el tratamiento aplicado.

CONCLUSIONES

Durante estos 7 años de estudio se han producido diferencias en el suelo respecto al suelo original. Mientras que los niveles de Cu y Pb, aumentaron debido al compost de residuos sólidos urbanos, la utilización de compost de lodos EDAR deshidratados supuso un aumento en el contenido de Zn y los niveles de Cr aumentaron considerablemente debido a la aplicación de compost de lodos EDAR.

En relación al contenido de Ni y Cd, no se detectaron diferencias de ningún tipo entre los distintos tratamientos ensayados.

La aplicación de biorresiduos al suelo por norma general, supone un aumento de casi todos los metales pesados totales, a pesar de ello, en estos siete años de estudio los aumentos son pequeños y en ningún caso supone un riesgo para el medioambiente.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León a través de diversos convenios para el desarrollo de proyectos de investigación sobre el reciclado de residuos orgánicos en la fertilización agraria, reforestación y recuperación de suelos degradados.

REFERENCIAS

Alloway BJ. 1990. Heavy metals in soils. Glasgow: Blackie Academic & Professional.

Bhogal, A., Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Shepherd, M.A. 2003. Effects of past sewage sludge additions on heavy metals availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptakes. Environ Pollut. 121: 413–23.

BOE. 1990. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario. BOE nº 262 de 1 de Noviembre de 1990, Madrid.

Camobreco, V.J., Richards, B.K., Steenhuis, T.S., Peverly, J.H., McBride, M.B. 1996. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. Soil Science 161: 740–750.

Dowdy, R.H., Latterell, J.J.,Hinesly, T.D.,Grossman, R.B., Sullivan,D.L. 1991. Trace metal movement in an aericochraqualf following 14 years of annual sludge applications. Journal of Environmental Quality 20: 119–123.

Frost, H.L., Ketchum, L.H. 2000. Advances in Environmental Research 4: 347-355.

Hargreaves, J.C., Adl M.S., Warman P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment, 123: 1-14.

Kuo, S., Huang, B., Bembenek, R. 2004. The availability to lettuce of zinc and cadmium in a zinc fertilizer. Soil Science 169: 363-373.

McBride, M.B., Richards, B.K., Steenhuis, T., Russo, J.J., Sauvé, S. 1997. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. Soil Sci. 162: 487–500.

Pathak, A., Dastidar, M.G., Sreekrishnan, T.R. 2009. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review. Journal of Environmental Management 90: 2343–2353.

Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., Zorzi, G. 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. Resources, Conservation and Recycling 21-2: 129-143.

Raikhy, N.P. y Takkar PN. 1983. Zinc and copper adsorption by a soil with and without removal of carbonates. J Indian Soc Soil Sci. 31: 611–614. T.

Sandroni, V., Smith, C.M.M., Donovan, A. 2003. Microwave digestion of sediment, soils and urban particulate matter for trace metal analysis. Talanta 60: 715-723.

Schiradoe, T. Vergara, I., Schalska, E.B. y Pratt. P.F. 1986. Evidence for movement of heavy metals in a soil irrigated with untreated waste-water. Journal of Environmental Quality 15: 9–12.

Singh, R.P. y Agrawal M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. Waste Management 28: 347-358.

Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metal in municipal solid waste compost compared to sewage sludge. Environment International 35: 142-156.

Toribio, M. y Romanya, J. 2006. Leaching of heavy metals (Cu. Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. Science of the total environment 363: 11-21.

USEPA, 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Federal Register U.S. Gov. Office. Washington 58: 9248-9415.

Warman, P.R. y Termeer, W.C. 2005. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn and B content of crops and soils. Bioresource Technology 96: 1029-1038.

EVALUACIÓN AGRONÓMICA DE COMPOSTS DE ESTIÉRCOLES COMO ABONO ORGÁNICO EN UN CULTIVO DE LECHUGA EN SUELO NATURAL

Cáceres, R.[1]; Turet, J.[2]; Marfà, O.[1*]

[1]IRTA. Recerca i Tecnologia Agroalimentàries. Carretera de Cabrils km 2, 08348 Cabrils (Barcelona)

[2]Universitat de Vic. Masia Torre dels Frares. Vic

**Correo electrónico: oriol.marfa@irta.cat*

Resumen

Los composts de estiércol pueden utilizarse en el cultivo intensivo de especies hortícolas como fertilizantes orgánicos Pero es necesario establecer las dosis más adecuadas que aseguren un rendimiento suficiente del cultivo. Otro aspecto a evaluar, debido a la creciente preocupación por temas de seguridad alimentaria, es la concentración de nitratos en hoja. Efectivamente, los composts pueden presentar altas concentraciones de este ión que, especialmente en este tipo de cultivo hortícola, podría provocar un aumento en la concentración de nitrato en la hoja, que es la parte comestible.

Los objetivos de este trabajo son: a) determinar la dosificación óptima de dos composts de estiércoles (vacuno y porcino) para asegurar un crecimiento de la planta comparable con la utilización de abonos orgánicos comerciales y con fertirrigación. b) Evaluar el efecto de la utilización de estos composts (a diferentes dosis) sobre la concentración de nitrato en hoja y respecto de un tratamiento donde únicamente se utilizaba fertirrigación.

Los resultados muestran que los efectos en el rendimiento de las planta cultivadas en suelo natural utilizando dosis medias o altas de composts (2 y 4 $kg \cdot m^{-2}$, respectivamente) no son significativamente diferentes de los alcanzados utilizando un abono orgánico comercial aplicado a las dosis recomendadas. Por el contrario, cuando se utiliza una fertirrigación continua se obtienen mejoras significativas en los parámetros de rendimiento de cosecha, respecto del caso en que se utilice fertilizante orgánico comercial o los composts objeto de evaluación. En ningún caso se acumulan en las hojas concentraciones de nitratos que superen los límites admisibles establecidos por el Reglamento CE 1881/2006 (DOUE, 2006). No obstante, en el tratamiento Fertirrigación, la concentración de nitratos en hojas de lechuga es bastante más elevada que en los demás tratamientos.

Palabras clave: nitratos en hoja, compost de estiércol de porcino, compost de estiércol de vacuno, reglamento CE contaminantes alimentarios

INTRODUCCIÓN

La utilización de cualquier subproducto orgánico en horticultura requiere tener en consideración las propiedades de los materiales a aplicar y establecer las dosificaciones óptimas para obtener un rendimiento adecuado, para que la calidad del producto sea óptima y para que el impacto de la fertilización sea mínimo en cuanto la contaminación de nutrientes (Jordao et al. 2003; Narváez et al, 2011).

En los países mediterráneos se han utilizado los estiércoles como fuente de fertilización orgánica. Su reciclaje en el suelo cuyo contenido de materia orgánica suele ser bajo, puede beneficiar la estructura del suelo y la fertilidad. Así, la nutrición que se aplica normalmente al cultivo mediante fertirrigación podría disminuirse gracias a la aportación que los composts proporcionan al suelo al aportar nitrógeno nítrico, amoniacal o bien por la mineralización paulatina del nitrógeno ligado a la materia orgánica del compost (nitrógeno orgánico).

Los estiércoles de porcino y vacuno son materias orgánicas abundantes en Catalunya. Diversas plantas de compostaje establecidas en el territorio transforman estos materiales en composts que son productos más manejables, cuyo contenido en materia orgánica estable es elevado y pueden aportar buena parte de la nutrición requerida para el cultivo.

La ingesta de nitratos en la dieta humana es peligroso debido a que este ión contribuye a la formación de agentes cancerígenos (Carrasco et al., 2006). La concentración de nitratos en hojas de lechuga está regulada por el Reglamento de la Comisión Europea (DOUE, 2006) que ha establecido límites para proteger los consumidores de potenciales riesgos toxicológicos por el consumo de alimentos ricos en nitratos. Así, según este reglamento, las hortalizas son la fuente principal de ingesta de este ión; se admite que el consumo total de nitrato se encuentra normalmente muy por debajo de la ingesta diaria admisible de 3.65 mg/kg de peso corporal. No obstante, el reglamento insta a proseguir los esfuerzos para reducir la exposición al nitrato a través de los alimentos y el agua.

Se ha demostrado que la acumulación de nitratos en hoja está influenciada por la textura del suelo, la fuente de fertilizante nitrogenado, el ratio N-amoniacal/N-nítrico, la intensidad y duración de la luz (relacionada con la estación de cultivo), el tipo y cultivar de lechuga y, además, de la posición de la hoja muestreada para la determinación (Pavlou et al., 2007). La fertirrigación con solución nutritiva (SN) con altas concentraciones en sales nitrogenadas pueden provocar altas concentraciones de nitrato en la hoja de los cultivos (Pavlou et al., 2007). Los composts pueden tener concentraciones relativamente altas de nitratos (Cáceres et al., 2006) y la aplicación de determinadas dosis de estos materiales podrían tener un efecto parecido.

Los objetivos de este estudio fueron:

1. Determinar la dosificación óptima de dos composts de estiércoles (vacuno y porcino) para asegurar un crecimiento de la planta comparable con la utilización de abonos orgánicos comerciales y con fertirrigación

2. Evaluar el efecto de la utilización de estos composts (a diferentes dosis) sobre la concentración de nitrato en hoja y respecto de un tratamiento donde únicamente se utilizaba fertirrigación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Condiciones experimentales y tratamientos

Se utilizó la lechuga (*Lactuca sativa* L.) como cultivo de referencia. Se partió de plántulas de lechuga –con dos hojas verdaderas, cultivadas en alveolo- del cultivar Arena® (Vilmorin Clause et Compagnie, Paris) del tipo Batavia (Maravilla). El cultivo se estableció en bancadas de 110 cm de ancho, llenas de suelo natural de textura arenosa-franca (**Tabla 2**), dentro de un invernadero de vidrio ubicado en la finca Santa Creu del IRTA de Cabrils (comarca de El Maresme, Barcelona).

Se establecieron 9 tratamientos que diferían en el tipo y dosis de abono aplicado y en la dosificación de la SN (**Tabla 1**). Se utilizó compost de estiércol de porcino (CP) y compost de estiércol de vacuno (CV)

a tres dosis diferentes; en estos tratamientos se aplicó para regar solución nutritiva diluida a 1/5 parte del tratamiento "Fertirrigación" en el que se utilizó una SN completa. Aparte de estos 7 tratamientos, se establecieron los dos siguientes: un tratamiento de aplicación de fertilizante orgánico comercial (compost de estiércol de oveja Agrimartin® (COMER), también con aplicación de SN diluida, y un tratamiento CONTROL en el que únicamente se aplicó la SN diluida. Las principales características de los fertilizantes orgánicos y la SN empleada se presentan en la **Tabla 3**.

Tabla 1. Descripción y nomenclatura de los tratamientos aplicados en el experimento.

Tratamiento	Tipo abono orgánicos	Dosis abono orgánico	Fertirrigación
CP4	CP*	4 kg m^{-2}	1/5 de la SN del tratamiento "FERTI"
CP2	CP	2 kg m^{-2}	1/5 de la SN del tratamiento "FERTI"
CP1	CP	1 kg m^{-2}	1/5 de la SN del tratamiento "FERTI"
CV4	CV**	4 kg m^{-2}	1/5 de la SN del tratamiento "FERTI"
CV2	CV	2 kg m^{-2}	1/5 de la SN del tratamiento "FERTI"
CV1	CV	1 kg m^{-2}	1/5 de la SN del tratamiento "FERTI"
COMER	Compost de estiércol de oveja Agrimartin ®	0.4 kg m^{-2}	1/5 de la SN del tratamiento "FERTI"
FERTI	No se incorpora	-	SN completa
CONTR	No se incorpora	-	1/5 de la SN del tratamiento "FERTI"

*CP: compost de estiércol de porcino; **CV: compost de estiércol de bovino; SN: solución nutritiva.

El compostaje de los estiércoles se realizó en unidades modulares de compostaje diseñados y gestionados por una empresa de residuos ganaderos ubicados en granjas de dimensión media en una zona de gran densidad ganadera y altos excedentes de estiércoles (Osona, Barcelona).

Las plantas se fertirrigaron diariamente de acuerdo con sus requerimientos hídricos. Para el riego se utilizó una cinta portagoteros tipo T-Tape con goteros distanciados entre sí 30 cm, de manera que cada planta fue regada mediante un gotero.

Tabla 2. Composición del suelo natural.

Parámetro	Valor
pH	8.0
CE (dS/m)	0.25
MO (%, sms)	1.85
N-nítrico (ppm)	45
P asimilable* (ppm)	58
K (ppm)	132
Ca (ppm)	2842
Mg (ppm)	159

sms: sobre materia seca; *: Método Olsen.

Tabla 3. Composición de los abonos orgánicos utilizados.

Parámetro	Compost estiércol porcino (CP)	Compost estiércol vacuno (CV)	Fertilizante comercial Agrimartin®
pH	7.9	8.2	nd
CE (dS/m)	2.56	2.05	nd
MO (%, sms)	26.3	68.2	50.0
N Kjeldahl (%sms)	1.4	2.9	3.1
$N\text{-}NH_4^+$ (ppm, sms)	1600	4000	7000*
N_{nh} **(% sms)	0.92	2.16	nd
$N\text{-}NO_3^-$ (ppm)	237	250	*
C/N	9.4	11.5	9.4
P (%, sms)	0.72	0.84	1.37
K (%, sms)	1.99	2.02	1.91
Ca (%, sms)	10.17	3.72	5.0
Fe(%, sms)	1.57	0.46	2.0
Mg (%, sms)	1.11	0.74	0.48
Ni (ppm, sms)	<20	<20	nd
Pb (ppm, sms)	<20	48	nd
Cu (ppm, sms)	65	44	nd
Zn (ppm, sms)	335	207	300
Hg (ppm, sms)	0.04	0.04	nd
Cd (ppm, sms)	<0.7	<0.7	nd

sms: sobre materia seca; *: Nitrogeno nítrico + Namoniacal; **Nnh: Nitrógeno no hidrolizable: N resistente a la hidrólisis con ácido sulfúrico (Huerta et al., 2010).

Tabla 3. Composición de las soluciones nutritivas utilizadas en los diferentes tratamientos.

Ión	Unidades	Solución nutritiva completa (tratamiento FERTI)	Solución nutritiva diluida (1/5) (otros tratamientos)
NO_3^-	mmol L^{-1}	9.67	2.00
NH_4^+	mmol L^{-1}	0.81	0.16
SO_4^{2-}	mmol L^{-1}	0.47	0.13
K^+	mmol L^{-1}	3.07	0.62
$H_2PO_4^-$	mmol L^{-1}	1.30	0.26
Mg^{2+}	mmol L^{-1}	2.06	0.42
pH	mmol L^{-1}	5.6	6.0

Se dispusieron nueve parcelas contiguas de 110 cm de ancho y 160 de longitud, con 16 plantas cada una, dispuestas en cuatro líneas con cuatro plantas por línea. La distancia entre plantas dentro de cada línea era de 30 cm y entre líneas 27.5 cm. La plantación se llevó a cabo con fecha del 21/03/2006. Las prácticas del cultivo fueron las habituales en la comarca y siempre de acuerdo con la buena práctica agrícola.

Parámetros medidos y tratamiento estadístico de datos

La cosecha de las lechugas se realizó con fecha del 21/05/2006 cuando las lechugas presentaban un tamaño comercial. En el momento de la recolección se determinaron los parámetros: peso fresco de la parte aérea de la planta (PF), peso seco de la parte aérea de la planta (PS), peso específico (relación peso/superficie foliar) en discos extraidos de la parte central de hojas externas bien desarrolladas (PE), contenido de nitratos en hojas (AOAC, 1990), referidos a peso fresco (smf) y referidos a peso seco (sms).

Los datos obtenidos se trataron mediante un ANOVA considerando el factor “fertilización”. El análisis estadístico se realizó con el software SAS®; para la comparación de medias se utilizó el test de Tukey.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Valoración de los fertilizantes utilizados

Los composts CP y CV presentan valores moderados de salinidad y de pH (**Tabla 3**) que no suponen una limitación en su utilización como fertilizantes orgánicos. El contenido de materia orgánica de CP es menor que el de CV o el fertilizante comercial. Esto puede indicar un mayor grado de mineralización durante su compostaje pero también se puede deber a la mezcla con elementos minerales del suelo en algún momento de la preparación del compost. De nuevo, el valor de N orgánico es más parecido entre CV y el abono comercial, que no el valor del CP que es sustancialmente menor.

Por lo que hace referencia al N mineral, es de destacar la mayor concentración en el abono comercial y el CV que en el CP. Por el contrario, el contenido de Ca y Mg del compost CP es superior (más en el caso del Ca) en CP que no CV. Este hecho podría avalar la teoría de una posible mezcla del compost con suelo natural que podría haber aportado cantidades importantes de carbonato cálcico. Por lo que hacer referencia a los demás macronutrientes (K y P) el contenido de CV y CP es moderado y parecido entre ellos.

Parámetros de productividad

El análisis estadístico de los datos referentes a los parámetros biométricos medidos en las lechugas (**Figuras 1 y 2**) muestra que hay diferencias significativas entre tratamientos en cuanto al peso fresco y al peso seco.

En cuanto al peso fresco, el tratamiento FERTI (fertirrigación completa, sin abonos orgánicos) dio lugar al mayor rendimiento. Por otra parte, no se detectan diferencias significativas entre los tratamientos con dosis media o alta de cualquiera de los composts (CP, CV o COMER) respecto del control (CONTR). Sin embargo, los tratamientos con dosis baja de composts CP y CV presentaron un peso fresco significativamente menor que el del tratamiento con fertilizante orgánico comercial. Estos resultados sugieren que las dosis bajas de composts hacen que el rendimiento de cosecha (peso fresco) sea bajo, presumiblemente por el bajo nivel de fertilidad de los composts en cuanto a alguno de los nutrientes

que contiene o que no estén en formas disponibles. Otros autores han obtenido resultados similares y señalan la dificultad en la comparación de fuentes orgánicas de fertilización nitrogenada frente a fuentes inorgánicas debido a la diferencia abismal de disponibilidad nitrogenada de una y otra fuente (Pavlou et al., 2007).

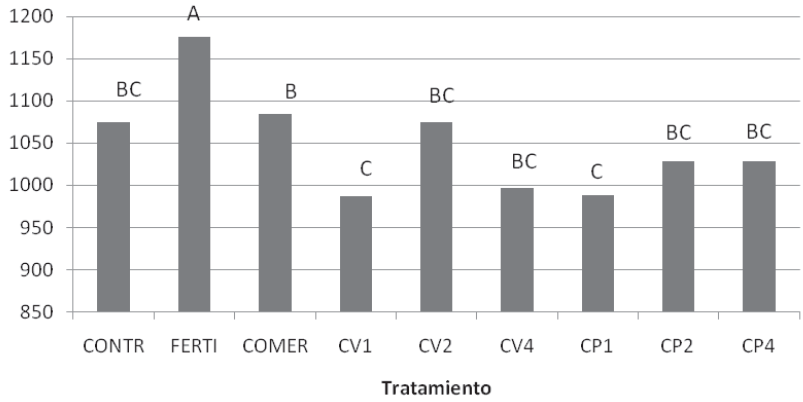


Figura 1. Peso fresco de las plantas de lechuga para cada uno de los tratamientos de fertilización aplicados.

En cuanto al parámetro "peso seco", los resultados de la comparación de medias son parecidos a los obtenidos para el peso fresco. Las plantas del tratamiento FERTI acumularon más biomasa que prácticamente todos los tratamientos; el peso seco de FERTI no se diferencia estadísticamente del correspondiente al CONTROL y al tratamiento CV2.

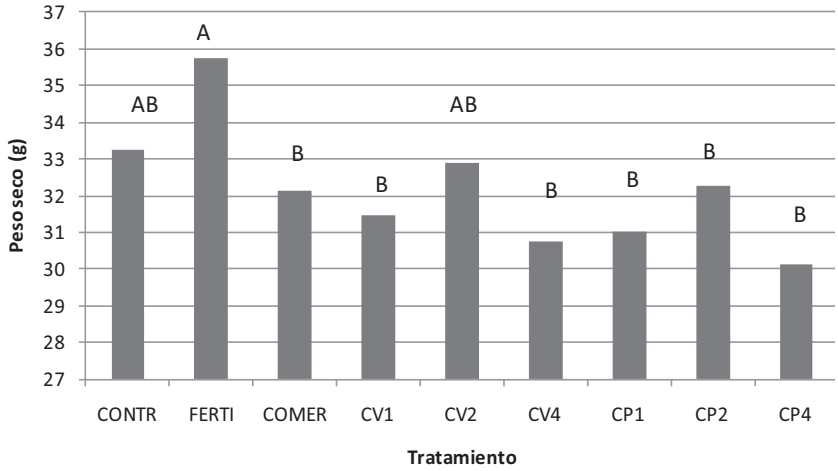


Figura 2. Peso seco de las plantas de lechuga para cada uno de los tratamientos de fertilización aplicados.

Contenido de nitratos en hoja

Se ha descrito que las hortalizas, en particular las de hoja (lechuga y espinaca), acumulan contenidos de nitratos mayores que otros alimentos contribuyendo con un 75% a la ingesta diaria de nitrato (Carrasco et al., 2006). El mayor rendimiento alcanzado cuando se utilizaba fertirrigación (tratamiento FERTI), comporta una concentración significativamente mayor de nitratos en las hojas de las lechugas en comparación con las de los demás tratamientos. Los valores de concentración de nitratos en hoja (referidos a peso fresco o seco) no superan en ningún caso los niveles críticos máximos (4500 mg $NO_3^- \cdot kg^{-1}$) admitidos en el Reglamento CE 1881/2006 (DOCE, 2006; Fagnano et al., 2011). No obstante, se destaca que la exposición de la población a la ingesta de cantidades altas de nitratos a través del consumo de lechuga podría ser mayor cuando en este cultivo se utiliza fertirrigación completa que cuando se fertiliza con una solución nutritiva más diluida y se aplica abono orgánico de fondo a dosis razonables. Otros estudios han destacado la influencia de la fuente nitrogenada utilizada en la fertilización sobre la concentración de nitratos en hoja (Pavlou et al., 2007; Khoshgoftarmanesh et al., 2011); la utilización de nitrato de amonio en fertilización provoca un aumento significativo de nitrato en hoja, respecto la fertilización con urea.

A pesar de que los niveles de nitrato en hoja de las plantas producidas estaban por debajo de los niveles críticos, se debería tender a rebajar al máximo estas concentraciones, siguiendo las recomendaciones del reglamento y atendiendo también a un mercado potencial que cada vez prima más los alimentos saludables (Yue et al., 2011).

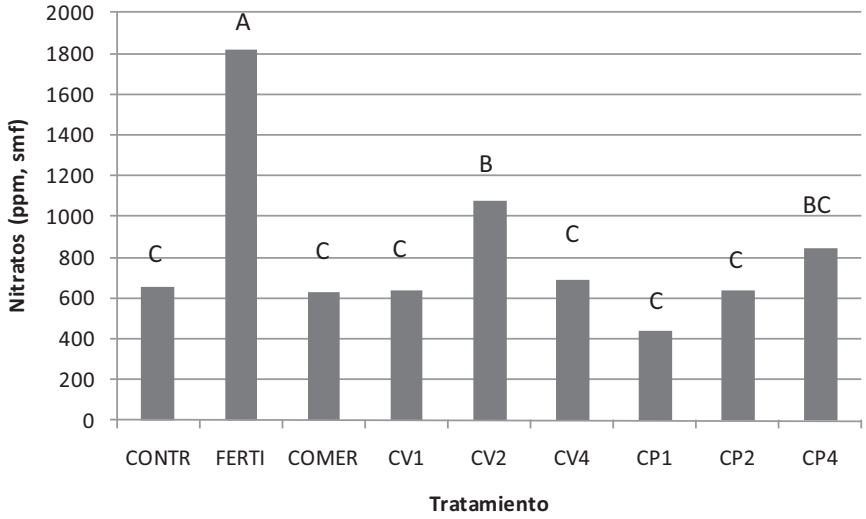


Figura 3. Contenido en nitrato en hoja de lechuga en cada uno de los tratamientos de fertilización aplicados.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que el rendimiento de las lechugas cultivadas en suelo natural utilizando las dosis medias o altas de composts (CP o CV) no es significativamente diferente del rendimiento del fertilizante orgánico comercial utilizado a las dosis recomendada. Por el contrario, cuando se utiliza

fertirrigación completa se obtienen mejoras signficativas en los parámetros de rendimiento de cosecha respecto al abono comercial o los composts CP y CV. Sería necesario profundizar en cuales pueden ser los efectos a medio plazo de la aplicación de fertilizantes orgánicos en cuanto al rendimiento de los cultivos y el efecto sustitutorio de la fertirrigación con fertilizantes minerales.

En ningún caso se acumulan nitratos en las hojas de las lechugas que superen los límites admisibles de acuerdo con el reglamento europeo. No obstante, en el tratamiento de fertirrigación, la concentración de nitratos es bastante más elevada que en los demás tratamientos. Por tanto, una manera de disminuir la exposición de la población a la ingesta de nitratos a través de un producto de alto consumo como es la lechuga consistiría en la aplicación en fondo de composts de calidad a dosis adecuadas, disminuyendo la concentración de N inorgánico aportado mediante fertirrigación.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Sra. Anna Puerta y al Sr. José Montero su contribución técnica en los trabajos experimentales. También agradecen la financiación de Agrotech S.A., el INIA (proyecto 2010-00112-00-00) y el Ministerio de Economía y Competitividad (proyecto TRACE, TRA2009_0274).

REFERENCIAS

AOAC (Association of Official Analytical Chemists). 1990. Official Methods of Analysis. Publ. AOAC Virginia (USA). K. Helrich (Ed).

Cáceres, R., Marfà, O. and Flotats, X. 2006. Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. Waste Management 26(10): 1081-1091.

Carrasco, G., Tapia, J., Urrestarazu, M. 2006. Contenido de nitratos en lechugas cultivadas en sistemas hidropónicos. IDESIA 24(1): 25-30.

DOUE. 2006. Reglamento (CE) nº 1881/2006 de la Comisión Europea de 19 de diciembre de 2006. Contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. Diario Oficial de la Unión Europea L364: 5-24.

Fagnano, M., Adamo, P., Zampella, M., Fiorentino, N. 2011. Environemental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: A case study in the region of Naples, Italy. Agriculture, Ecosystems and Environment 141: 100-107.

Huerta, O., López, M., Soliva, M. 2010. Procés de compostatge: caracterització de mostres. Diputació de Barcelona. Sèrie Medi Ambient. Col·lecció Estudis. 432 pp.

Jordao, C.P., Cecon, P.R., Pereira, J.L. 2003. Evaluation of metal concentrations in edible vegetables grown in compost amended soil. International Journal of Environmental Studies 60: 547-562.

Khoshgoftarmanesh, A. H., Hosseini, F., Afyuni, M. 2011. Nickel supplementation effect on the growth, urease activity and urea and nitrate concentrations in lettuce supplied with different nitrogen sources. Scientia Horticulturae 130(2011): 381-385.

Narváez, L., Cunill, C., Cáceres, R., Marfà, O. 2011. Design and monitoring of horizontal subsurface-flow constructed wetlands for treating nursery leachates. Bioresource Technology 102(11): 6414-6420.

Pavlou, G.C., Ehaliotis, C.D., Kavvadias, V.A. 2007. Effect of organic and inorganic fertilizers applied during successive crop seasons on growth and nitrate accumulation in lettuce. Scientia Horticulturae 111: 319-325.

Yue, C., Dennis, J.H., Hall, C.R., Campbell, B.L., López, R. 2011. Investigating consumer preference for organic, local or sustainable plants. HortScience 46(4): 610-615.

UTILIZACIÓN DE LOS RESIDUOS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA EN EL CULTIVO DE TABACO PARA SU USO EN LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Pérez-Balibrea, S.; Sáez, J.A.; Bustamante, M.A.; Clemente, R.; Bernal, M.P.*

Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100 Murcia, España

**Correo electrónico: pbernal@cebas.csic.es*

Resumen

La sostenibilidad de un modelo de producción y uso de biogás agroindustrial requiere una adecuada gestión de los materiales digeridos generados en el proceso. Su utilización en suelos agrícolas es una opción viable de gestión, que sin embargo precisa de un adecuado manejo, ajustando su dosificación según los requerimientos nutricionales del cultivo en cuestión. Este trabajo presenta un modelo de producción sostenible del biogás agroindustrial, en el que los materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización se valorizan agronómicamente mediante su aplicación, como productos fertilizantes, en un cultivo energético no alimentario (tabaco). Se ha empleado un modelo integrado de biorrefinería, en el que a partir del cultivo de tabaco se obtengan recursos de interés, como biogás (energía) y el digerido (material fertilizante), reciclado para la fertilización del propio cultivo de tabaco. Además, se han considerado los subproductos que se pueden generar en una planta industrial, en función de la instalación disponible para la gestión del digerido: sin tratamiento (digerido en forma semi-líquida), un sistema de centrifugación (fracciones sólida y líquida), o una instalación de compostaje (compost).

Así, se diseñó un experimento agronómico de cultivo de tabaco (*Nicotiana tabacum*) con los siguientes tratamientos: control sin fertilización; digerido bruto; fracción sólida del digerido; fracción líquida del digerido; compost preparado a partir del digerido y fertilización inorgánica. La dosificación de los materiales se fijó en base a la necesidad de nitrógeno del cultivo, de forma que todos los tratamientos fertilizantes suministraran una cantidad equivalente de N. Se determinó la producción de planta, su estado nutricional y su contenido en clorofila, y las propiedades químicas del suelo que condicionan su fertilidad. El mayor desarrollo vegetal se observó con el fertilizante mineral, seguido del digerido bruto y de las fracciones líquida y sólida del digerido, con diferencias significativas con respecto a la biomasa de las plantas de tabaco control.

Palabras clave: biogás, materiales digeridos, tabaco, *Nicotiana tabacum*.

INTRODUCCIÓN

Las plantas de biogás contribuyen a la sostenibilidad global de entornos agroindustriales, así como a la reducción de las emisiones de CO_2 y otros gases de efecto invernadero a la atmósfera. Sin embargo, las reacciones de biodegradación de residuos orgánicos, además de generar biogás como energía renovable, producen un material residual digerido que ha de ser gestionado de forma adecuada para garantizar una óptima viabilidad y sostenibilidad medioambiental del proceso (Bernal et al., 2009; Holm-Nielsen et al., 2009).

El producto residual resultante de la co-digestión anaerobia de residuos orgánicos es generalmente un material semilíquido con un elevado contenido en agua, que en algunos casos es separado en una fracción sólida y otra líquida (Bermejo y Ellmer, 2010). La forma más sencilla e inmediata de valorizar éstos residuos orgánicos es mediante su aplicación al suelo agrícola como fertilizante (Bernal et al., 2011). Esta revalorización agronómica de los digeridos, sin embargo, exige evaluar su contenido nutricional para el sistema suelo-planta y la cantidad y tipo de materia orgánica que aportan, ya que el uso inadecuado o la aplicación a dosis excesivas pueden suponer un riesgo de contaminación del ecosistema (contaminación por nitratos, por metales pesados o por patógenos), incidiendo gravemente en el suelo, el agua y las plantas (Burton y Turner, 2003).

Por otro lado, en la Unión Europea, desde hace algunos años, se está produciendo la implantación progresiva de cultivos energéticos con la finalidad de producir biomasa y transformarla en biocombustibles. El empleo de estos cultivos energéticos para la producción de biogás contribuye a aumentar la autosuficiencia energética, dando además estabilidad económica a los agricultores productores y reduciendo considerablemente los residuos agroindustriales. Otra de las importantes ventajas que supone el empleo y desarrollo de cultivos energéticos como co-sustratos para la digestión anaerobia y producción de biogás (metano y dióxido de carbono) es que está dando lugar a la creación de nuevas agroindustrias y biorrefinerías, lo que resulta de gran interés para el desarrollo económico y social de zonas rurales.

El proceso productivo de energía a partir de cultivos energéticos podría no generar residuos si los subproductos generados por la digestión del sustrato se utilizaran como abono orgánico aprovechable en el propio campo, lo que contribuiría a reducir considerablemente el aporte de abonos químicos y las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera.

Las principales características que deben presentar los cultivos energéticos son: elevada productividad de biomasa con bajos costes de producción, de tal forma que hagan viable económicamente su empleo para la producción de biocombustibles, resistencia a la sequía, vigor, precocidad de crecimiento, capacidad de rebrote y adaptación a terrenos marginales. También hay que tener en cuenta que el balance energético del cultivo sea positivo, es decir, que la energía neta contenida en la biomasa producida sea superior a la gastada en el cultivo más la correspondiente a la consumida en la obtención de los productos y equipos utilizados.

El tabaco (*Nicotiana tabacum*) es una especie con una elevada masa vegetativa y, además, no es un cultivo destinado a consumo humano, características que lo convierten en una planta adecuada para ser empleada como cultivo energético para la generación de biocombustibles. Sin embargo, existen pocas experiencias de biometanización del tabaco, sus subproductos o sus residuos (Meher et al., 1995).

Es aconsejable la co-digestión de los cultivos energéticos con otros materiales (estiércoles animales) ya que estos complementan sus propiedades, proporcionando capacidad tampón y muchos nutrientes de los que puede carecer el material vegetal (Lehtomaki et al., 2007; Bernal et al., 2009). Además, para la obtención de biogás se recomienda utilizar directamente el tabaco sin procesar ya que el proceso de curado implica pérdida de azúcares y reduce considerablemente el potencial energético del cultivo.

El presente estudio presenta un modelo de producción sostenible del biogás agroindustrial, en el que los materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización se valorizan agronómicamente mediante su aplicación, como productos fertilizantes, en cultivo de tabaco (*Nicotiana tabacum*). Se ha empleado un modelo integrado aplicando el concepto de biorrefinería, en el que a partir del cultivo energético se obtengan recursos de interés, como biogás (energía) y el digerido (material fertilizante),

reciclado para la fertilización del propio cultivo de tabaco. Además, se han considerado los subproductos que se pueden generar en una planta industrial, en función de la instalación disponible para la gestión del digerido: sin tratamiento (digerido en forma semi-líquida), un sistema de centrifugación (fracciones sólida y líquida), o una instalación de compostaje (compost).

Los tratamientos aplicados en el experimento agronómico fueron: control sin fertilización; digerido bruto; fracción sólida del digerido; fracción líquida del digerido; compost preparado a partir del digerido y fertilización inorgánica. La dosificación de los materiales se ajustó en función de los requerimientos nutricionales del cultivo.

Este trabajo pretende, por tanto, aportar un valor añadido a los materiales residuales digeridos, demostrando la viabilidad de su aplicación agronómica como fertilizantes en el cultivo del tabaco que, a su vez, se empleará como co-sustrato en la digestión anaerobia en un modelo de producción de biogás sostenible sin residuos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Material vegetal y tratamientos aplicados

El experimento se llevó a cabo en macetas en un invernadero de la finca experimental propiedad del CEBAS situada en Santomera (Murcia). Las plantas de tabaco (*Nicotiana tabacum*) *var.* Virginia K326 utilizadas en el experimento se plantaron en macetas (35 cm de diámetro, dos plantas por maceta) tras 55 días de desarrollo vegetativo en semillero.

Las principales características del suelo agrícola utilizado en las macetas (23 kg por maceta) fueron: textura franco-arcillosa, porcentaje de arena 37,3%, pH 8,6; conductividad eléctrica 0,18 dS m^{-1}; carbono orgánico total 0,51%; nitrógeno total 0,14%; C/N 3,6; P-asimilable 27,7 mg kg^{-1}; K-asimilable 169 mg kg^{-1}.

Los tratamientos aplicados en el experimento fueron: control sin fertilización; digerido bruto; fracción sólida del digerido; fracción líquida del digerido; compost preparado a partir del digerido y fertilización inorgánica. Los materiales digeridos, procedentes de la Granja San Ramón (Valencia, España), fueron caracterizados previamente a su aplicación en el suelo para establecer su valor como abono orgánico (**Tabla 1**).

Tabla 1. Caracterización de los materiales digeridos y del compost aplicado a las plantas de tabaco.

	Digerido Bruto	Fracción Sólida	Fracción Líquida	Compost
pH	8,1	8,7	7,9	6,9
CE (dS m^{-1})	35,6	6,1	29,2	6,2
Humedad (%)	90,7	82,6	96,8	66,8
Materia orgánica† (%)	67,3	69,4	60,3	69,1
COT (g kg^{-1} m.f.)	28,9	53,1	10,8	147,4
NT (g Kg^{-1} m.f.)	4,4	3,9	3,1	12,4
N-NH_4^+ (g Kg^{-1} m.f.)	3,1	1,8	2,2	0,1
C/N	6,5	13,4	3,4	11,9

† valores expresados en base a peso seco. CE: conductividad eléctrica. COT: carbono orgánico total. NT: nitrógeno total. COT, NT y N-NH_4^+ expresados en base a material fresco (m.f.)

La aplicación de cada uno de los tratamientos se realizó como abonado de fondo tras la homogeneización manual de los materiales con el suelo de la parte superficial (10 cm) de las macetas. La dosificación de los materiales se fijó en base a los requerimientos de nitrógeno del cultivo del tabaco, entre 80-120 Kg N/ha (MARM, 2010), de forma que todos los tratamientos fertilizantes suministraran una cantidad equivalente de nitrógeno a las plantas.

En función de las necesidades nutricionales del cultivo y tras la caracterización de los materiales digeridos se establecieron las siguientes cantidades (por maceta) a aplicar para cada uno de los tratamientos: 1 Kg de digerido bruto; 0,5 Kg de la fracción sólida del digerido; 550 ml de la fracción líquida del digerido y 374 g de compost. El tratamiento con fertilización inorgánica consistió en 13,8 g NH_4NO_3; 1,85 g KH_2PO_4; 18 g K_2SO_4 por maceta aplicados de forma fraccionada tal y como indica el manual de buenas prácticas agrícolas del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. La dosis de riego aplicada durante el desarrollo del cultivo fue de 20,8 l/m^2.

Muestreo

Después de 97 días de desarrollo vegetativo en macetas bajo invernadero y antes de llevar a cabo el muestreo de las plantas de tabaco se determinó el contenido en clorofila de las hojas jóvenes.

Tras la medida de la clorofila, el material vegetal fue muestreado y pesado para determinar la biomasa total de las plantas. Posteriormente se separaron y pesaron las hojas de cada una de las plantas y, una vez en el laboratorio, se procedió al lavado y posterior secado del material vegetal en estufa de aire forzado a 60 ºC.

Se determinó el estado del cultivo mediante el análisis de la producción de biomasa, niveles de clorofila y concentraciones foliares de los macronutrientes nitrógeno, fósforo y potasio. Tras la aplicación de los distintos tratamientos y recogida del cultivo también se llevó a cabo el análisis de las propiedades del suelo que condicionan su fertilidad: pH, CE, carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), N-NO_3^-, N-NH_4^+, fosforo asimilable y potasio asimilable.

Determinaciones analíticas

El contenido en clorofila de las hojas se determinó mediante lectura directa con el medidor Minolta SPAD 502 plus. La concentración de nitrógeno en el material vegetal se determinó en un analizador elemental (EuroVector Elemental Analyser) según Navarro et al. (1991): 2-4 mg de muestra molida se pesaron con precisión de 0,001 mg en una capsula de estaño y se introdujeron en el analizador previamente calibrado con atropina.

El estado nutricional de las hojas (niveles foliares de fósforo y potasio) se determinó tras la mineralización de las muestras. Se efectuó una digestión ácida de las muestras en un digestor microondas (Ethos 1, Milestone). En los tubos de digestión se pesaron 100 mg de material vegetal con precisión de 0,1 mg, se añadieron 8 ml de HNO_3 y 2 ml de H_2O_2 y se introdujeron en el digestor de microondas, programado con el siguiente programa de temperaturas: rampa de temperatura hasta alcanzar los 170 ºC durante 10 min., 15 min. a 170 ºC y enfriado durante 1 hora. Posteriormente, tras el enfriado, se recogió la muestra lavando el interior de los tubos con agua destilada filtrando con papel lavado a los ácidos y enrasando a 25 ml con agua destilada. Finalmente, mediante análisis en un equipo ICP-OES (Thermo Elemental Co. Iris Intrepid II XDL) se determinó la concentración de macro-elementos en el extracto de digestión.

En los suelos, el pH fue determinado en pastas saturadas y la CE se midió en extracto 1:5 (p/v) suelo:agua. La medida de COT y NT en los suelos se llevó a cabo en un analizador elemental (EuroVector Elemental Analyser), previa destrucción de carbonatos con ácido clorhídrico (Navarro et al., 1991). Se pesaron alrededor de 15-20 mg de muestra (finamente molida en mortero de ágata) con precisión de 0,001 mg en una cápsula de estaño y se eliminaron los carbonatos mediante adición de HCl (1:20, v/v). Tras secar las capsulas se en estufa a 40 ºC durante 12 horas se determinó el COT y NT en el analizador elemental.

La medida de nitrógeno en forma de nitratos se realizó mediante determinación potenciométrica del $N\text{-}NO_3^-$ soluble en extracto acuoso usando un electrodo selectivo de nitratos. La concentración de $N\text{-}NH_4^+$ en los suelos se llevó a cabo mediante medida espectrofotométrica de la intensidad de coloración verde del complejo producido al reaccionar con salicilato sódico en presencia de dicloroisocianurato sódico como fuente de cloro, nitroprusiato sódico como catalizador y citrato sódico como complejante de calcio y magnesio para evitar su precipitación como hidróxidos a valores de pH mayores de 12 según Kempers y Zweers (1986).

Para la determinación del fósforo asimilable se realizó una extracción con 2,5 g de suelo, 0,25 g de carbón activo y 25 ml $NaHCO_3$ 0,5M (relación 1:10, p/v). Tras agitación mecánica durante 30 minutos, centrifugado y filtrado, el fósforo asimilable del suelo se determinó mediante medida colorimétrica tras la reducción del complejo fosfomolibdato de amonio con ácido ascórbico (Watanabe y Olsen, 1965). El contenido en potasio asimilable en los suelos se determinó mediante espectrofotometría de emisión atómica en un extracto de suelo con acetato de amonio 1N a pH 7 según Knudsen et al. (1982).

RESULTADOS Y DISCUSSIÓN

Los resultados obtenidos tras aplicar distintas condiciones de cultivo a las plantas de tabaco mostraron diferencias entre los tratamientos aplicados.

El desarrollo vegetal del cultivo tratado con fertilización inorgánica fue significativamente mayor al resto de los tratamientos aplicados en el estudio agronómico (**Figura 1**). Asimismo, la biomasa de las plantas de tabaco conseguida tras la aplicación de los materiales digeridos (digerido bruto, fracción sólida del digerido y fracción líquida del digerido: 3475 Kg/ha, 2630 Kg/ha y 2840 Kg/ha respectivamente) fue significativamente superior a la biomasa de las plantas control (no tratadas), 1390 Kg/ha. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto el valor agronómico como abono orgánico de los materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización (Alburquerque et al., 2012; Bernal et al., 2009). El uso de estos materiales digeridos favoreció un mayor rendimiento agronómico del cultivo, lo que presenta gran interés desde el punto de vista de la revalorización de residuos del proceso de biometanización y el posterior uso del tabaco como cultivo energético (Meher et al., 1995; Bermejo y Ellmer, 2010).

Con respecto a los valores foliares de clorofila determinados, la concentración en las hojas de las plantas tratadas con los materiales digeridos, compost y fertilización inorgánica fueron similares, registrándose valores en torno a 60 unidades SPAD (**Figura 2**). A su vez, los valores de clorofila medidos en las hojas de estas plantas tratadas fueron significativamente mayores que los determinados en las hojas de las plantas control (39 unidades SPAD), lo que indica el óptimo estado de las plantas bajo todas las condiciones de cultivo aplicadas.

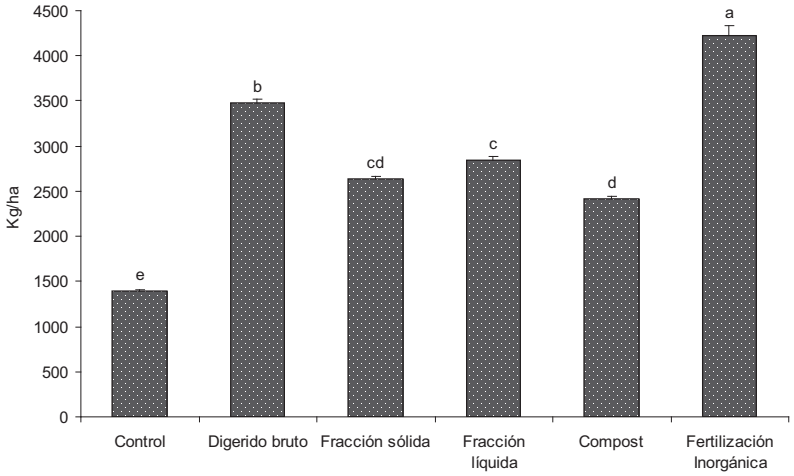


Figura 1. Biomasa de las plantas de tabaco cultivadas sin tratamiento (control), con materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización (digerido bruto, fracción sólida y fracción líquida), compost y fertilización inorgánica. Las barras de error indican la desviación estándar. Valores con distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos según el test de Tukey a un nivel de probabilidad del 5%.

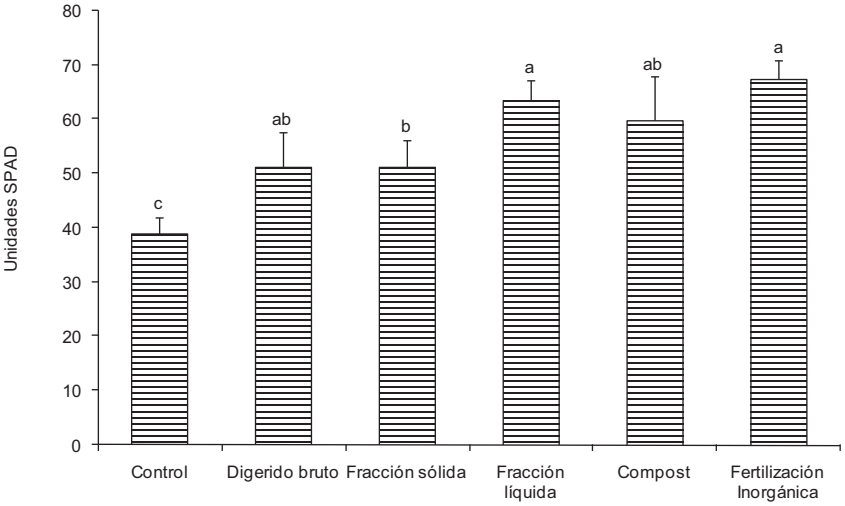


Figura 2. Concentración foliar de clorofila en plantas de tabaco cultivadas sin tratamiento (control), con materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización (digerido bruto, fracción sólida y fracción líquida), compost y fertilización inorgánica. Las barras de error indican la desviación estándar. Valores con distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos según el test de Tukey a un nivel de probabilidad del 5%.

En cuanto al estado nutricional de las plantas, los resultados obtenidos pusieron de manifiesto un elevado valor nutricional de los digeridos debido a su contenido en N, P, K (Bernal et al., 2011), por lo que las enmiendas orgánicas añadidas al suelo favorecieron un optimo estado nutricional de las plantas (Alburquerque et al., 2012). Las cantidades de los materiales digeridos, así como la aplicación de compost y fertilización inorgánica se dosificaron en función de los requerimientos de nitrógeno del cultivo de forma que todos los tratamientos suministraran una cantidad equivalente de N a las plantas.

La concentración foliar de macronutrientes (N, P, K) no mostró diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados, a excepción de los niveles de N y K determinados en las hojas de las plantas cultivadas con compost que fueron significativamente mayores que los registrados en las plantas control (**Figura 3**).

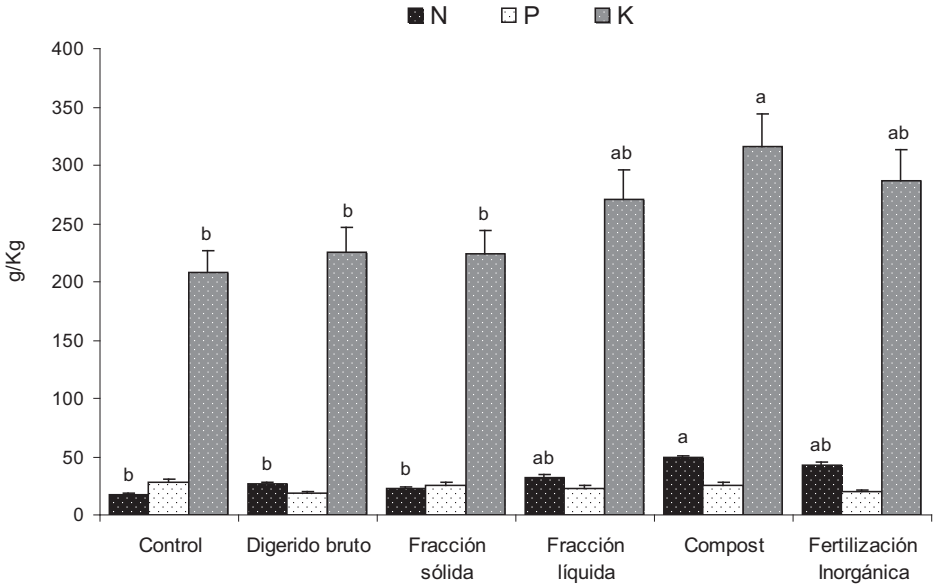


Figura 3. Concentración foliar de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) en plantas de tabaco cultivadas sin tratamiento (control), con materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización (digerido bruto, fracción sólida y fracción líquida), compost y fertilización inorgánica. Las barras de error indican la desviación estándar. Valores con distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos según el test de Tukey a un nivel de probabilidad del 5%.

Los parámetros determinados en el suelo una vez realizado el muestreo del tabaco, es decir, tras 97 días de desarrollo vegetativo de las plantas, mostraron un aumento en el COT en los tratamientos con digerido bruto y compost, y también elevados niveles de $N\text{-}NH_4^+$ en los suelos tras los tratamientos con el compost y con la fracción líquida del digerido (**Tabla 2**). El pH de los suelos (ligeramente alcalinos) no se vio significativamente afectado por los tratamientos aplicados, probablemente debido a la capacidad tamponante del suelo utilizado en el experimento. La aplicación de compost y de la fracción líquida del digerido provocó un aumento significativo de la conductividad eléctrica del suelo, aunque estos parámetros se situaron en un rango apropiado para un óptimo crecimiento y desarrollo vegetal (Burton y Turner 2003).

Tabla 2: Parámetros determinados en el suelo tras el cultivo de tabaco tratado con materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización (digerido bruto, fracción sólida y fracción líquida), compost y fertilización inorgánica.proceso de biometanización (digerido bruto, fracción sólida y fracción líquida), compost y fertilización inorgánica.

Tratamiento	pH	CE (dS m^{-1})	COT (g kg^{-1})	NT (g kg^{-1})	N-NO_3^- (mg kg^{-1})	N-NH_4^+ (mg kg^{-1})	$K_{Disponible}$ (mg kg^{-1})	$P_{Disponible}$ (mg kg^{-1})
Control	7.81	276.20 d	3.91 bc	0.75 b	0.79 c	41.57 b	169 e	1.15 b
Dig. bruto	7.79	283.40 cd	4.54 a	0.95 b	5.15 c	44.16 b	463 b	4.33 a
F. Líquida	7.45	416.7 ab	4.19 ab	1.02 b	100 ab	380.18 a	245 cd	1.62 b
F. Sólida	7.80	247.9 d	4.18 ab	0.87 b	8.75 cb	83.86 b	201 de	5.53 a
Compost	7.44	481.7 a	4.52 ab	1.03 b	137 a	298.9 a	278 c	5.10 a
F. Inorgánica	7.66	380.5 ab	3.39 c	6.23 a	5.26 c	72.4 b	812 a	9.11 a
Significación	NS	***	***	***	***	***	***	***

Para un mismo parámetro, valores seguidos distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos según el test de Tukey a un nivel de significación $P \leq 0{,}05$. NS : No Significativo, *** Significativo a un nivel de significación $P \leq 0{,}001$.

El valor fertilizante más evidente que presentaron los digeridos se debió a la presencia de nitrógeno en forma amónica que es rápidamente nitrificado en los suelos bajo condiciones favorables, y es altamente disponible para el cultivo (Alburquerque et al., 2012); junto a este nutriente también destacaron elevados contenidos en fósforo y potasio. La concentración de elementos minerales, unido al destacado contenido en materia orgánica que presentan los digeridos, propician la valorización de digeridos como enmiendas de suelo (Siebert et al., 2008).

El análisis del suelo tras la aplicación de los tratamientos orgánicos puso de manifiesto la importante fuente de nutrientes de éstos materiales digeridos para la agricultura aunque se debe programar un adecuado manejo de éstos materiales para evitar una aplicación excesiva que pudiera causar problemas de contaminación ambiental por lixiviación (suelos, aguas subterráneas, etc.) (Bernal et al., 2011). Con el fin de evitar cualquier impacto medioambiental indeseable se deben definir programas de fertilización acordes con los requerimientos nutricionales del cultivo, teniendo en cuenta el aporte de nutrientes que realiza el digerido (Alburquerque et al., 2012).

CONCLUSIONES

El estudio realizado mostró que la aplicación de materiales digeridos obtenidos en el proceso de biometanización (digerido bruto, fracción sólida y fracción líquida) tuvo un efecto positivo para el cultivo del tabaco, ya que consiguió un optimo estado nutricional de las plantas y logró, además, un mayor desarrollo vegetal del tabaco que el tratamiento control. Esta mayor producción de biomasa lograda pone de manifiesto las posibilidades de revalorización de los digeridos como fertilizante del tabaco destinado a cultivo energético.

Por tanto, desde el punto de vista de un modelo de producción sostenible de producción de biogás, la aplicación como fertilizante de digeridos en un cultivo energético es una opción de gestión viable que permite minimizar los residuos generados en los procesos de co-digestión anaerobia en las plantas de producción de biogás.

Agradecimientos

El presente trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación, Plan Nacional I+D+I 2008-2011 y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER, "Una manera de hacer Europa"), en el marco del proyecto "Singular Estratégico PROBIOGAS" (Ref.: PSE-120000-2009-25). Parte de los salarios de M.A. Bustamante y R. Clemente están financiados por la Unión Europea a través de fondos sociales.

REFERENCIAS

Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco L., Cegarra, J., Abad, M., Bernal, M.P. 2012. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. Biomass Bioenerg. 40: 181-189.

Bermejo, G., Ellmer, F. 2010. Use of dry and wet digestates from biogas plants as fertilizer in the agriculture. Modern Agriculture in Central and Eastern Europe (MACE). In: Proceedings of Green Week Scientific Conference 2010. Challenges of Education and Innovation, Berlin, Germany.

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A. and Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. Bioresour. Technol. 100: 5444-5453.

Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Bustamante, M.A., Clemente, R. 2011. Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biometanización. CSIC, España.

Burton, H., Turner, C. 2003. Manure Management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture (second ed.), Silsoe Research Institute, Lister and Durling Printers, Flitwick, Bedford, UK.

Holm-Nielsen, J.B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. Bioresour. Technol. 100: 5478-5484.

Kempers A.J., Zweers, A. 1986. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. Commun. Soil Sci. and Plant Anal. 17: 715–723.

Knudsen, D., Peterson, G.A., Pratt, P.F. 1982. Lithium, Sodium, and Potassium. p. 403-430. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Eds. A.L. Page, R.H. Miller and D. Keeney. American Society of Agronomy. Madison WI.

Lehtomaki, A., Huttunen, S., Rintala J.A. 2007. Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio. Resour. Conserv. Recy. 51: 591-609.

MARM, 2010. Guía practica de la fertilización racional de los cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, España.

Meher, K.K., Panchwagh, A.M., Rangrass, S., Gollakota, K.G. 1995. Biomethanation of tobacco waste. Environ. Pollut. 90: 199-202.

Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P. 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 22: 2137-2144.

Siebert, S., Thelen-Jungling, M., Kehres, B. 2008. Development of quality assurance and quality characteristics of compost and digestates in Germany. p. 1-12. In 6th International Conference ORBIT 2008, moving organic waste recycling towards resource management and biobased economy. Wageningen, The Netherlands.

Watanabe, F.S., Olsen, S.R., 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and $NaHCO_3$ extracts from soil. Soil Sci. Soc. Am. Procedures 29: 677-678.

VALORIZACIÓN AGRONÓMICA DE COMPOST DE SANDACH DE ACUICULTURA EN EL CULTIVO DE LA FRESA

Macías, F.J.[1]; Sillero, L.[2]; Neria, B.[3]; Suffo, M.[4]; García-Morales, J.L.[2]

[1] Centro IFAPA de Chipiona. Camino de Esparragosa s/n. 11550 Chipiona (Cádiz). España

[2]Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. CASEM. Universidad de Cádiz. Polígono Río San Pedro s/n. 11510. Puerto Real. (Cádiz). España.

[3]Fundación Centro Tecnológico Acuicultura de Andalucía. Edificio "Ctaqua", Muelle comercial s/n; 11.500. El Puerto de Santa María (Cádiz). España.

[4]Dep. de Ingeniería Mecánica y Diseño Industrial. E. U. Ingeniería Técnica Naval. CASEM. Universidad de Cádiz. Polígono Río San Pedro s/n. 11510. Puerto Real. (Cádiz). España.

**Correo electrónico: joseluis.garcia@uca.es*

Resumen

La búsqueda de nuevas enmiendas o subproductos con fines fertilizantes y que no lleven asociados aspectos negativos desde el punto de vista medioambiental es una de las líneas de trabajo de múltiples investigaciones. Este es el caso, en general, de los Subproductos Animales No Destinados al Consumo Humano (SANDACH) de la industria agroalimentaria. El objetivo del presente estudio es analizar la influencia del compost de SANDACH procedente de la acuicultura, empleado como abono, sobre el comportamiento del cultivo de la fresa, calidad de los frutos y producción.

El compost utilizado como abono se obtuvo mediante el compostaje en sistema cerrado en tambor rotatorio, de SANDACH (bajas de dorada y lubina, principalmente) del sector acuícola, en mezcla con serrín como material estructurante, en proporción 1:2 (v/v). El diseño experimental del ensayo fue en bloques completos al azar con tres variantes y tres repeticiones con parcelas experimentales de 25 plantas, habiéndose ensayado tres tratamientos como son: testigo (sin compost), dosis 1 (1000 kg/ha) y dosis 2 (2.000 kg/ha). Los parámetros considerados fueron los siguientes: supervivencia de las plantas, vigor, precocidad, producción acumulada, peso medio y firmeza de los frutos y grados Brix, sometiéndose los datos obtenidos al tratamiento estadístico mediante el test de ANOVA de separación de las medias usando el programa estadístico MINITAB.

De los resultados obtenidos se puede concluir que existen diferencias estadísticas significativas a un nivel de confianza del 95% entre las tres tesis ensayadas, a favor de la tesis donde se aporta compost, para parámetros como producción precoz y firmeza de los frutos. Sin embargo, no se obtienen diferencias significativas para los parámetros post-cosecha tales como producción total, y parámetros como vigor de la planta, peso medio de los frutos y grados Brix.

Palabras clave: enmiendas, compostaje, fresa, SANDACH.

INTRODUCCION

El compostaje es la tecnología alternativa a otras técnicas no siempre respetuosas con los recursos no renovables y el medio ambiente y es una solución estratégica y ambientalmente aceptable a la

problemática planteada por las grandes concentraciones urbanas y sus residuos sólidos orgánicos y las explotaciones agrícolas, forestales, ganaderas y acuícolas, cuyos residuos orgánicos deben ser tratados. El compost obtenido se usa en agricultura y jardinería como enmiendas para el suelo, aunque también puede ser usado en paisajismo, control de la erosión y recuperación de suelos degradados.

Existen numerosos métodos de compostaje para la transformación de residuos de carácter orgánico como los SANDACH (subproductos animales no destinados al consumo humano) procedentes de la industria acuícola. Dentro de las posibles opciones para desarrollar los procesos de compostaje en este tipo de instalaciones de la industria agroalimentaria, hay autores que han utilizado o bien sistemas abiertos tipo *windrow*, con apilamiento y volteo, o estáticos (Liao et al., 1994; Laos et al., 2002), o bien reactores cerrados (Sánchez Bascones et al., 2010).

En el presente trabajo se presentan la posible influencia del compost de SANDACH procedente de la acuicultura, empleado como abono, sobre el comportamiento del cultivo de la fresa, calidad de los frutos y producción. El compost empleado se obtuvo en un sistema cerrado de tambor rotatorio, controlando las variables y realizando el volteo del mismo de forma periódica. Esta tecnología permite el aprovechamiento de los lixiviados para el desarrollo del proceso y minimizar la generación de olores y dispersión de vectores indeseados (polvo, insectos, organismos patógenos, etc.). Posteriormente a la etapa de fermentación se desarrolla una etapa de maduración del compost, fuera del Compostador de Tambor, para la estabilización del mismo.

MATERIAL Y METODOS

Proceso de compostaje

El compost empleado en este ensayo se obtuvo mediante el compostaje en tambor rotatorio de residuos de pescado procedente de las bajas de lubinas y doradas (*Dicentrarchus sp. y Sparus aurata*), que se dan a diario en el estero "La Leocadia" en el término municipal de San Fernando. Estos restos de pescados se mezclaron con un material estructurante, aserrín procedente del corte de tableros en carpinterías, en proporción 1:2 v/v. Las principales características de las materias primas del proceso se presentan en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Valores medios de los distintos parámetros de las materias primas utilizadas.

Materia	M.O. (%)	Humedad (%)	C (%)	N (%)	C/N
Aserrín	99,41	8,82	57,66	0,08	720,75
Pescado	80,22	69,03	46,53	5,96	7,80

Los distintos residuos se mezclaron en una proporción en volumen con el objetivo de encontrar de una relación C/N cercana al óptimo teórico (25-35). A la mezcla se le añadió aproximadamente un 3% en peso de inóculo de ensayos previos.

La tecnología seleccionada para el desarrollo del proceso de compostaje in situ es una tecnología tipo tambor rotativo. El modelo de compostador comercial utilizado ha sido el modelo CR-15 de la casa EMISON con una capacidad total de 340 L. Este modelo está diseñado para, en principio, procesar una cantidad diaria de residuos de 15 kg/día. En la **Figura 1** se muestra una imagen del mismo.

Figura 1. Imagen del compostador comercial.

Parámetros de seguimiento y maduración

Durante el proceso de fermentación en el interior del compostador se hizo el seguimiento de la materia orgánica (SVT), la humedad, relación C/N, pH, conductividad eléctrica y temperatura. La temperatura fue registrada mediante la utilización de un Datalogger Testo 175-T2 que permitía el registro de la temperatura del interior del compostador y la ambiental.

Una vez terminada la etapa de fermentación dentro del reactor, la etapa de maduración del compost se realizó en el exterior, en cajas ranuradas en condiciones ambientales. El compost fue volteado semanalmente de forma manual durante aproximadamente un mes y medio. Durante esta etapa se medió periódicamente la temperatura (mediante un dataloger), humedad, pH, conductividad, amonio, materia orgánica, relación C/N y contenido en ácidos grasos volátiles (cromatografía gaseosa) (Masaguer y Benito, 2007).

Adicionalmente, para la evaluación del grado de maduración del compost obtenido, se realizaron distintas medidas tales como el test de biogerminación (Zucconi et al., 1985) y el test Solvita (Iglesias Jiménez et al., 2007).

Ensayo agronómico

La experiencia se llevó a cabo en la finca experimental de la Agencia de Innovación y Desarrollo Tecnológico situada en el término municipal de Lepe (Huelva), en dos macrotúneles de anchura 6,60 m. El cultivo se realizó según las labores y técnicas tradicionales de la zona, con plantas de fresón variedad "Candonga" en caballones de 0,50 m de ancho con dos líneas paralelas por cada caballón y distancia entre plantas de 0,25 m. La densidad de plantación fue de 56.000 plantas/ha y la fecha de plantación el 26 de octubre.

Se consideraron una serie de parámetros *in situ* relacionados con el comportamiento de la planta, calidad del fruto y producción, evaluándose los siguientes parámetros:

- *Supervivencia de las plantas:* Se realizaron cuatro muestreos contando el número de plantas muertas por parcela elemental.

- *Vigor:* Se realizaron cinco medidas del diámetro transversal de la parte aérea de 6 plantas por parcela elemental.

• *Precocidad de la producción:* Se realizó un conteo contando el número de plantas con más de una flor abierta, en 25 plantas/parcela elemental.

• *Producción acumulada:* Se calculó la producción por planta, separada por categorías comerciales 1ª y 2ª categoría mediante la cosecha a lo largo del ciclo de cultivo de la totalidad de las plantas instaladas en cada parcela elemental.

• *Peso medio de los frutos:* Se llevaron los controles en una de cada tres recolecciones, mediante el peso en gramos de 20 frutos de 1ª categoría/parcela elemental, mediante muestreos al azar.

• *Firmeza del fruto:* Se efectuaron cinco muestreos, tomando 5 frutos representativos de cada una de las parcelas elementales; la firmeza de éstos se midió mediante un penetrómetro, realizando dos pinchazos sobre cada fruto a la altura del diámetro ecuatorial del mismo.

• *Grados Brix (Contenido en sólidos solubles):* Se han llevado a cabo 5 muestreos tomando tres frutos por parcela elemental. Los grados Brix se determinaron con refractómetro digital.

El diseño experimental empleado fue el de bloques completos al azar con 3 variantes y tres repeticiones. El tamaño de la parcela experimental fue de 25 plantas/parcela, siendo los tratamientos ensayados las siguientes: 1-Testigo (sin compost), 2-Compost dosis 1 (1.000 kg/ha), 3-Compost dosis 2 (2.000 kg/ha). El análisis estadístico de la varianza de los datos de campo se sometieron a la prueba de Barttlet de homogeneidad de la varianza, en caso de que la distribución de dichos datos fuera normal, o al test de Levene´s, si la distribución no fuera normal. Posteriormente los datos se sometieron al test ANOVA (test de separación de medias) para obtener la significación de las diferencias entre variables, en caso de que la distribución fuera normal, y test de Mood´s Median en caso de que la distribución no fuera normal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Proceso de compostaje y principales características del compost obtenido

Proceso de compostaje

La evolución de la temperatura de la masa durante la fase de fermentación siguió las etapas típicas del parámetro durante este tipo de procesos tal y como se puede observar en la **Figura 2**. Al principio del proceso se observa un incremento de la temperatura hasta niveles termofílicos, manteniéndose en estas temperaturas varios días, asegurando de esta forma la correcta higienización de los SANDACH. Posteriormente, la temperatura va descendiendo progresivamente hasta niveles cercanos a los ambientales. El contenido del reactor se extrae el día 23 y sigue su proceso de maduración en cajas ranuradas durante aproximadamente un par de meses, con volteos periódicos hasta estabilizarse su temperatura en valores cercanos a la ambiental.

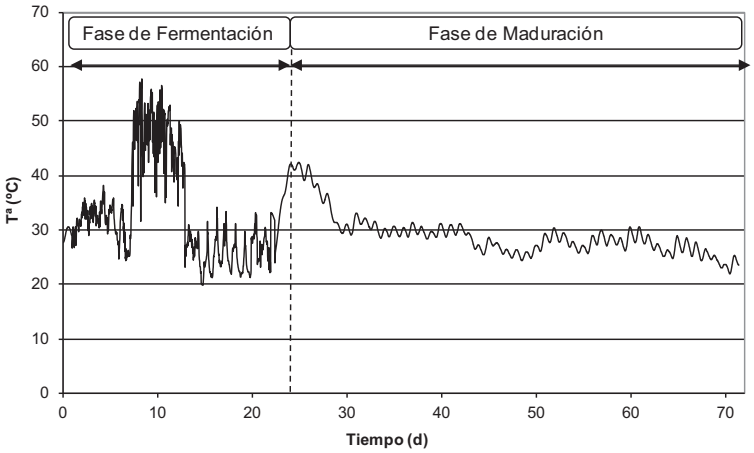


Figura 2. Evolución temporal de la temperatura del material en compostaje durante las distintas fases del proceso, la línea discontinua marca el momento en que el compost se saca del reactor.

Evaluación de la madurez

Durante la fase de maduración del compost utilizado se realizaron tres ensayos de biogerminación, uno al principio de la fase de maduración, otro en un periodo intermedio y otro al final. Los valores obtenidos para este compost se recogen en la **Figura 3**. Se observa cómo se obtienen valores por encima del 100% en los test realizados a partir del día 40 desde el montaje del ensayo. A partir de este momento, por tanto, se podría inferir que el producto final estaría libre de fitotóxicos.

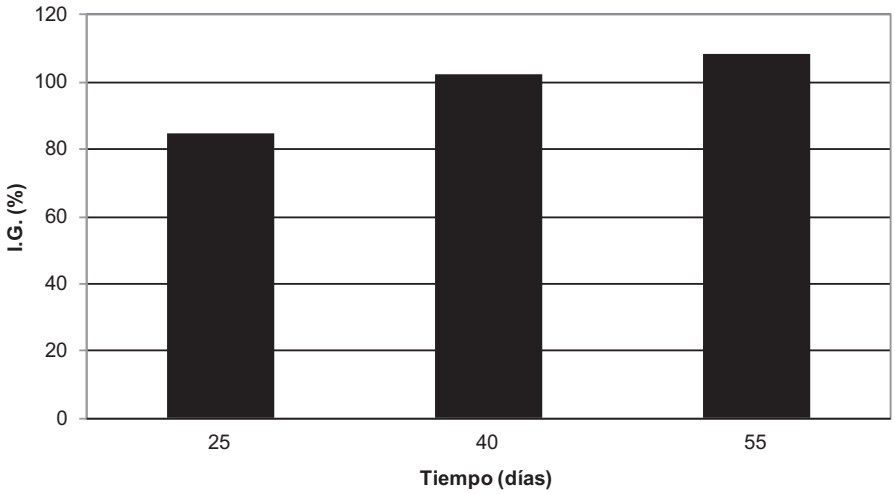


Figura 3. Evolución del Índice de Germinación (%) a lo largo de la fase de maduración.

Los resultados de ausencia de fitotoxicidad obtenidos con el Índice de Germinación de semillas a los 55 días vienen ratificados con los valores registrados de ausencia de ácidos grasos volátiles, un porcentaje de amonio menor del 0,2 % (Iglesias Jiménez et al., 2007) y valores del Tests SOLVITA® de nivel 5 (amarillo) relacionado con prácticamente la ausencia de éste parámetro, como se puede observar en la **Figura 4**.

Utilizando igualmente el test SOLVITA® se evaluó el grado de estabilidad-madurez del compost obtenido al final de la fase maduración. Los resultados obtenidos en la escala de colorimétrica (**Figura 4**) se corresponden con el violeta para el CO_2, que se refieren al nivel al 7 de maduración. Cuando se integran las coordenadas relativas al amonio y al CO_2 se obtienen valores dentro del rango de los compost maduros, tal y como se puede observar en la **Figura 4**.

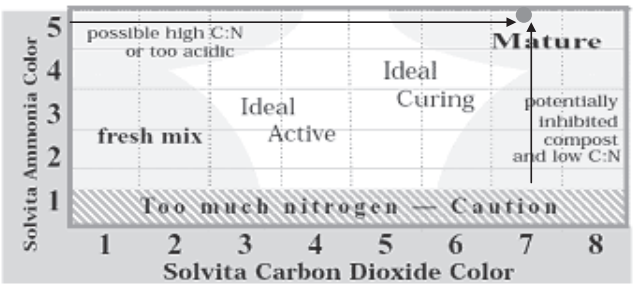


Figura 4. Resultados del test SOLVITA® del compost utilizado.

Características del compost final

EL compost obtenido puede ser utilizado como enmienda, caso del presente estudio, o como sustrato. Para evaluar sus características en la **Tabla 2** se presentan los niveles de metales pesados encontrados en el compost en comparación con las normativas correspondientes (R.D. 824/2005 y R.D. 865/2010). Como se puede observar el compost obtenido se puede encuadrar dentro de la Categoría A, asimilable a los estándares exigibles para agricultura ecológica.

Tabla 2.Comparativa del contenido en metales pesados del compost final en referencia a los requisitos legales establecidos para la categoría A de enmiendas orgánicas y sustratos de cultivo.

PARÁMETROS	Compost final	R.D. 824/2005 Clase A	R.D. 865/2010 Clase A
Cadmio (mg/kg)	<0,02	0.7	0,7
Cobre (mg/kg)	3	70	70
Níquel (mg/kg)	<9	25	25
Plomo (mg/kg)	<10	45	45
Zinc (mg/kg)	28	200	200
Mercurio (mg/kg)	<0,6	0.4	0.4
Cromo VI (mg/kg)	<0,5	0	0.5
Cromo (mg/kg)	<15	70	70

Desde el punto de vista de su posible uso como fertilizante serían de aplicación las características recogidas en el RD 824/2005 (modificado por la Orden PRE/630/2011) en su Anexo I, Grupo 6-02 y en el Anexo V. A la luz de los análisis efectuados, en su comparación con la legislación su principal carencia es su elevada relación C/N, por encima del valor 20 fijado por ésta como máximo, y muy común en distintos compost obtenidos de residuos de la industria agroalimentaria como puede ser el caso de los compost de alperujo (Cegarra et al., 2006). Sin embargo, si se analizan los estándares recogidos en los criterios ecológicos para la ecoetiqueta comunitaria para enmiendas del suelo (CE, 2006) no aparece ninguna restricción referida a su contenido en la relación C/N. Asimismo, los niveles de patógenos medidos en el compost (*Salmonella sp.* y *Echerichia coli*) indican ausencia o niveles por debajo de los marcados en la legislación.

Para que un compost pueda ser utilizado como enmienda o abono orgánico debe reunir ciertas características como ser biológicamente estable, que no inmovilice nitrógeno, que esté libre de fitotoxinas y patógenos, etc. Por lo que se puede considerar que el compost procedente de SANDACH de la acuicultura en esteros, controlando en todo momento el proceso de compostaje, se puede utilizar como abono orgánico o enmienda de suelos (Carmona y Abad, 2007).

Ensayo agronómico

El inicio de la campaña se retrasó a principio de febrero, con un retraso de 15 días con respecto a una campaña estándar, debido a la falta de maduración de los frutos por la baja luminosidad de los meses de noviembre y diciembre, comenzándose a registrar volúmenes importantes a partir de la segunda semana del mes de febrero.

Los datos obtenidos en los distintos parámetros evaluados son los siguientes:

Supervivencia de las plantas: Se parte de 25 plantas/parcela elemental y tras cuatro conteos se observó que no apareció ninguna planta muerta en ninguna de las tres repeticiones de cada una de los tratamientos, por lo que no existen diferencias en la supervivencia de las plantas entre el compost a ambas dosis ni el testigo.

Vigor de las plantas: El tratamiento que presenta una mayor producción total es la del compost a dosis de 2.000 kg/ha, seguida del testigo y finalmente la del compost a la dosis inferior (1.000 kg/ha), con una diferencia a favor de la primera de 81,04 g/planta y 93,86 g/planta, respectivamente (**Tabla 3**). Aun así, no existen diferencias estadísticas significativas al nivel de confianza del 95% en la producción total entre los tres tratamientos aplicados en el estudio.

Tabla 3. Evolución temporal del diámetro de las plantas (cm) para los distintos tratamientos empleados.

	28/12/10	27/01/11	16/02/11	24/02/11	17/03/11	27/04/11
TESTIGO	13,47	19,89	20,92	24,72	25,69	33,53
DOSIS 1 (1000 kg/ha)	13,44	20,53	20,78	23,81	25,44	33,14
DOSIS 2 (2000 kg/ha)	15,19	20,39	21,94	25,75	27,81	34,89

Precocidad de las plantas: De las 25 plantas muestreadas por repetición apareció únicamente una planta con más de una flor abierta, en una de las repeticiones del compost a la dosis inferior,

representando el 1,33% de las plantas con más de una flor abierta, respecto a los otros tratamientos otras tesis, donde no aparecieron ninguna.

Producción acumulada: Se consideran dos categorías comerciales 1ª y 2ª mediante la cosecha a lo largo del ciclo del cultivo, de la totalidad de las plantas/parcela elemental. La producción precoz obtenida con el compost a la dosis de 2.000 kg/ha fue algo superior, con una diferencia de 44,36 gramos/planta respecto al testigo y una diferencia de 48,1 gramos/planta, respecto al compost a la dosis de 1.000 kg/ha, existiendo diferencias estadísticas significativas a nivel de confianza del 95 % en la producción precoz, entre los tres tratamientos ensayados.

La producción de primera categoría obtenida con el compost a la dosis alta fue algo superior, con una diferencia de 96,57 gramos/planta respecto al compost a la dosis de 1.000 kg/ha y una diferencia de 85,94 gramos/planta, respecto al testigo; aun así, no existen diferencias estadísticas significativas al nivel de confianza del 95% en la producción de 1ª categoría, entre los tres tratamientos ensayados. A finales de marzo, se observa una mayor producción acumulada de 1ª categoría, con el compost a una dosis de 2.000 kg/ha.

La producción de 2ª categoría expresada en gramos/planta fue muy similar, no existiendo diferencias significativas al nivel de confianza del 95% en la producción de 2ª categoría entre ninguno de los tres tratamientos.

En producción total se observa que el tratamiento que presenta mejor comportamiento es la del compost a dosis de 2.000 kg/ha, seguida del testigo y finalmente la del compost a la dosis inferior (1.000 kg/ha), con una diferencia a favor de la primera de 81,04 g/planta y 93,86 g/planta, respectivamente. Aún así no existen diferencias estadísticas significativas al nivel de confianza del 95% en la producción total entre los tratamientos del estudio.

Peso medio del fruto: No hubo diferencias estadísticas significativas a un nivel de confianza del 95%, entre los tres tratamientos ensayados tal y como se observa en la **Tabla 4**.

Tabla 4. Evolución temporal del peso medio del fruto (g) para los distintos tratamientos empleados.

	15/02/10	25/02/11	04/03/11	16/03/11	29/03/11	02/04/11	18/04/11	26/04/11	03/05/11	10/05/11	19/05/11	MEDIA
Testigo	21,59	22,44	23,45	26,36	32,63	23,32	20,35	20,97	15,88	16,40	18,03	21,95
Dosis 1 (1000 kg/ha)	21,58	24,96	18,23	29,41	29,57	21,78	21,63	18,53	21,45	19,23	17,56	22,18
Dosis 2 (2000 kg/ha)	22,68	22,15	20,75	29,02	30,65	22,70	21,32	20,45	16,27	17,60	17,73	21,94

Únicamente hubo diferencias estadísticas significativas en el 9º y 10º muestreo, a favor del compost a la dosis de 1.000 kg/ha, no existiendo diferencias estadísticas significativas a un nivel de confianza del 95%, entre los tres tratamientos ensayados, en los muestreos restantes ni en la media de los 11 muestreos.

Firmeza del fruto: Los valores de firmeza obtenidos a lo largo de la campaña fueron los que se presentan en la **Tabla 5.**

Tabla 5. Evolución temporal de la firmeza del fruto (gramos de presión) para los distintos tratamientos empleados

	15/02/11	25/02/11	04/03/11	16/03/11	01/04/11	12/04/11	MEDIA
Testigo	825,33	774,00	625,67	628,67	684,00	557,67	682,56
DOSIS 1 (1000 kg/ha)	773,00	755,90	750,00	717,43	770,33	608,67	765,87
DOSIS 2 (2000 kg/ha)	835,00	764,00	663,67	644,67	618,67	568,00	682,33

A partir de los ensayos estadísticos se puede concluir que existen diferencias estadísticas significativas a un nivel de confianza del 95 % en la firmeza del fruto en el tercer muestreo y en la media de los 6 muestreos, entre los tratamientos ensayados, siendo la mayor firmeza obtenida con el compost a la dosis de 1.000 kg/ha.

Grados Brix: Los resultados de los contenidos en sólidos solubles se muestran en la **Tabla 6** para los distintos tratamientos estudiados, a lo largo de la campaña y la media de los 6 muestreos realizados.

Tabla 6. Evolución temporal de los grados Brix (º Brix) para los distintos tratamientos empleados.

	15/02/11	25/02/11	04/03/11	16/03/11	01/04/11	12/04/11	MEDIA
Testigo	8,76	8,16	11,38	10,87	7,44	12,49	9,85
Dosis 1 (1000 kg/ha)	12,22	7,96	8,38	10,76	7,09	9,51	9,32
Dosis 2 (2000 kg/ha)	8,58	8,31	8,00	9,71	6,18	11,51	8,71

De los resultados obtenidos se concluye que no existen diferencias estadísticas significativas entre las medias obtenidas de los 6 muestreos a un nivel de confianza del 95% en los tres tratamientos ensayados.

CONCLUSIONES

El compost obtenido de los SANDACH de acuicultura se obtuvo en un proceso que aseguró su correcta higienización y unos niveles de estabilidad y madurez que propiciarían su posible uso como enmienda.

La aplicación del compost al suelo a dosis de 1000 y 2000 kg/ha no afectó a la supervivencia ni a la precocidad de las plantas de fresa cultivadas.

Analizados parámetros de la cosecha tales como producción total, producción de 1ª y 2ª categorías, tanto el Compost a ambas dosis, como el Testigo, tuvieron un comportamiento similar, no estableciéndose diferencias estadísticas significativas a un nivel de confianza del 95%. Sin embargo, respecto a la producción precoz, si existieron diferencias estadísticas significativas, alcanzándose los valores superiores con el Compost a 2.000 kg/ha.

En parámetros como vigor de la planta, peso medio y grados Brix no se obtuvieron diferencias estadísticas significativas a un nivel de confianza del 95% entre los tres tratamientos. En el parámetro firmeza del fruto si se comprobó la existencia de diferencias estadísticas significativas a un nivel de confianza del 95%, obteniéndose un valor superior para el compost a dosis de 1.000 kg/ha.

Agradecimientos

Los autores del presente trabajo quieren agradecer a la Consejería de Economía, Innovación y Ciencia de la Junta de Andalucía la financiación de este estudio dentro del Proyecto de Aplicación del Conocimiento titulado *Valorización de los Subproductos Animales No Destinados al Consumo Humano Procedentes de la Acuicultura Andaluza* cofinanciado con fondos del Programa Operativo FEDER. Así como a la Fundación CTaqua por la colaboración y financiación en el desarrollo del mismo.

REFERENCIAS

Carmona E., Abad M. 2007. Aplicación del compost en viveros y semilleros. p. 397-424. En: J. Moreno Casco y R. Moral Herrero (eds), Compostaje*.* Mundi Prensa, Madrid, España,.

CE, 2006. 2006/799/CE: Decisión de la Comisión de 3 de noviembre de 2006, por la que se establecen los criterios ecológicos revisados y los requisitos de evaluación y comprobación para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a las enmiendas del suelo. Diario Oficial de la Unión Europea n° L 325 de 24/11/06, p. 28-34.

Cegarra, J., Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., Tortosa G. and Chaw, D. 2006. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product ("alperujo") managed by mechanical turning. Waste Manage. 26: 1377-1383.

Iglesias Jiménez, E., Barral Silva, M.T., Marhuenda Egea, F.C. 2007. Indicadores de estabilidad y madurez del compost. p. 245-283. En: J. Moreno Casco y R. Moral Herrero (eds), Compostaje*.* Mundi Prensa, Madrid, España.

Laos, F. Mazzarino, M.J,, Walter, I., Roselli, L., Satti, P., Moyano, S..(2002) Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. Bioresour. Technol. 81: 179-186

Liao, P.H., Vizcarra, A.T., Lo, K.V. 1994. Composting of salmon farm mortalities. Bioresour. Technol. 47(1): 67-71.

Masaguer A., Benito M. 2007. Evaluación de la calidad del compost. p. 245-283 En: J. Moreno Casco y R. Moral Herrero (eds), Compostaje*.* Mundi Prensa, Madrid, España.

Sanchez Bascones, M., Navas, L.M., Corrêa, A., Martín, J., Hernández, S., Díez, M.A. y San Requena, J. F. 2010. Compostaje de peces muertos, procedentes de piscifactoria, en sistema cerrado discontinuo. II Jornadas de la Red Española de Compostaje. Burgos (España), 1-3 jun. pp.382-394.

METALES PESADOS EN VIÑA TRAS DOCE AÑOS DE APLICACIÓN DE DISTINTOS TIPOS DE COMPOST: CONTENIDO DEL SUELO, BAYA Y BIODISPONIBILIDAD PARA RAY GRASS

Calleja-Cervantes, M.E.[1*], Martínez, C.[2], Storino, F. [2], Irigoyen, I. [2], Cibriain, F. [3], Lasa, B. [1], Aparicio-Tejo, P. [1], Menéndez, S.[1]

[1] *Instituto de Agrobiotecnología (IdAB), UPNa-CSIC-GN, 31192 Mutilva Baja, Navarra, España*

[2]*Departamento de Producción Agraria - Universidad Pública de Navarra, Campus Arrosadía s/n, Pamplona, Navarra, España*

[3]*Estación de Viticultura y Enología. Olite, Navarra. España*

**Correo electrónico: maren.calleja@unavarra.es*

Resumen

Los compost son ricos en materia orgánica y nutrientes y por tanto pueden mejorar la fertilidad de los suelos. Sin embargo, dependiendo de la composición y origen, éstos pueden dar lugar a una ulterior acumulación, en suelos y plantas, de sustancias inorgánicas o metales pesados que pueden causar efectos nocivos en la salud y el medio ambiente. En el presente estudio se han comparado los contenidos totales de metales pesados en el suelo y baya de una viña de variedad *Tempranillo* DOC Rioja ubicada en Navarra sujeta a 5 manejos de la fertilización durante 12 años. Los tratamientos ensayados son: un compost comercial a base de residuos animales, vegetales y lodos de tratamiento de aguas residuales urbanas (PEL), un compost de la fracción orgánica de residuos municipales (con recogida selectiva de materia orgánica) (FORM), un estiércol de ovino compostado (EST), un abono inorgánico convencional (NPK) y un testigo no abonado (Control). De acuerdo al RD 824/2005, la categoría según el contenido de metales pesado para el PEL y el FORM es B, mientra que para el EST es A.

En este trabajo se estudió el contenido total de metales en suelo y su posterior transmisión a las bayas. En el caso de los contenidos en suelo de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn no hay diferencias significativas al final de los 12 años de aplicación. Sin embargo las bayas que fueron abonadas con PEL aumentaron los contenidos de Cr, Cu y Ni. Las bayas abonadas con NPK aumentaron su contenido en Zn. Las bayas de los tratamientos FORM y EST no presentaron diferencias con el testigo no abonado.

Así mismo, se ha cuantificado la biodisponibilidad residual para ray grass (*Lolium perenne* L. var. *Herbus)* de los metales pesados transferidos por estos suelos. Para ello se cultivó durante 4 meses ray grass en macetas con suelo procedente de las parcelas experimentales antes mencionadas en una cámara de cultivo en condiciones controladas. Tras la siembra se cuantificó el contenido de metales pesados en la parte aérea del ray grass en los días 30, 60 y 120. Los contenidos de Cd y Pb en todos los casos se encontraron por debajo de los 5ppm. A diferencia de los contenidos encontrados en baya, al finalizar el experimento los contenidos de Cr, Cu, Ni y Zn fueron similares en todos los tratamientos; encontrándose algunas diferencias en los primeros cortes atribuibles al estado de crecimiento inicial del ray grass.

Se concluye que los compost evaluados en las dosis aplicadas no conllevan un riesgo importante de contaminación de suelos ni de transferencia de metales pesados. La transferencia de los metales pesados varía en función las características de los compost y del cultivo considerado.

Palabras clave: compost, V*itis vinifera, Lolium perenne,* metales pesados totales.

INTRODUCCION

La materia orgánica es una fracción esencial en el suelo, pues ésta no sólo aporta nutrientes al suelo, sino que también interviene en el estado de las propiedades físicas (estructura, porosidad, contenido de humedad, temperatura), químicas (pH, capacidad de intercambio catiónico, salinidad) y biológicas del suelo (García-Gil et al., 2000; Hartl y Erhart, 2003). La pérdida de materia orgánica en los suelos de cultivo está estrechamente relacionada con la degradación de la fertilidad del suelo y la erosión, y una forma de intentar restituirla a largo plazo en un suelo, es el aporte paulatino de enmiendas y/o fertilizantes que sean ricos en materia orgánica muy humificada (Fassbender y Bornemisza, 1987; Bertsch, 2003).

Los fertilizantes y/o enmiendas orgánicos (concretamente los compost), al provenir de diferentes orígenes y según su composición, pueden por otro lado, acumular sustancias inorgánicas o metales pesados que pueden causar efectos nocivos en la salud y el ambiente (Zmora-Nahum et al., 2007). Se considera que tanto la capacidad de aportar nutrientes, como de acumular sustancias nocivas, no sólo son propiedades de la materia prima y el proceso de fabricación de esas enmiendas, sino también de las condiciones imperantes en el campo (medio ambiente, cultivo, etc.) (Bertsch, 2003; Evanylo et al., 2008). Es preciso destacar que los problemas de metales pesados en el suelo se derivan, además de por los ya mencionados, del comportamiento que éstos puedan tener en el suelo; dependiendo de las características del metal en cuestión y de la cantidad existente, su destino final cambiará (Canet, 2012). Los metales pesados podrían derivar en destinos distintos: permanecer en la solución del suelo, ya sea como iones libres o complejados; unirse al complejo de cambio, adsorberse por la materia orgánica insoluble, quedar inmovilizados en formas minerales, perderse por lavado o ser absorbidos por la flora circundante. En este sentido, la evaluación de la biodisponibilidad permite tener información de primera mano respecto a los riesgos de transferencia de estos contaminantes y su posible acumulación en la cadena alimenticia. Entendiendo biodisponibilidad como la capacidad de un elemento para ser transferido desde el suelo hasta cualquier organismo vivo (Chopin et al., 2008).

En esta tesitura, los estudios del aporte de materia orgánica a través de compost, son primordiales, no sólo como alternativas a la fertilización química, sino para evaluar su posterior impacto en el medio ambiente. Atendiendo a la situación descrita y considerando que carecemos de estudios en las condiciones agroclimáticas concretas de la DOC Rioja en Navarra, y en especial acerca los posibles riesgos de biodisponibilidad de metales pesados, se plantea el presente trabajo.

Objetivos del trabajo

En este trabajo el objetivo fue evaluar el efecto de la fertilización orgánica e inorgánica a largo plazo en el contenido total de metales pesados en el suelo y su posterior biodisponibilidad en la baya en condiciones DOC “Rioja”.

Complementario al objetivo anterior, se evaluó la capacidad de transferencia residual de los metales pesados presentes en estos suelos determinando su transferencia en ray grass cultivado en dichos suelos bajo condiciones controladas en una cámara de cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo en vid

Localización y diseño del ensayo

El ensayo estaba situado en una parcela de viña en el término municipal de Bargota, localidad de Navarra, dentro del ámbito de producción de bayas de la Denominación de Origen Calificada Rioja. Se trataba de una ladera de acumulación de mínima pendiente. El suelo está clasificado como Typic Calcixerept, de textura franco arcillosa, con un 1,28% de materia orgánica y pH de 7,6. El clima es mediterráneo templado seco según la clasificación de Papadakis (1966). La parcela donde se realizó el ensayo estuvo previamente sembrada de cereal. La viña fue plantada en 1997 con la variedad Tempranillo, porta injerto Richter 110, y con un marco de plantación de 3 x 1,15 metros. La conducción fue en espaldera con el sistema de formación en cordón doble Royat. Los restos de cosecha y poda siempre fueron retirados. El diseño consiste en un bloque compuesto por dos cordones de viña, con tres repeticiones, en cada uno de los cuales se ensayaron cinco manejos de la fertilización diferentes (**Tabla 1**) de aplicación anual. En ensayo quedó constituido por 15 parcelas elementales dispuestas al azar. Cada parcela elemental estaba formada por 15 cepas.

Tabla 7. Propiedades físicas y químicas de los productos aportados.

	PEL	FORM	EST	NPK
pH	8,8	8,3	9,0	N.A.
E.C. (dS/m)	8,3	8,1	6,6	31,6
Materia seca (% p/p)	86,2	69,8	59,1	98,1
Materia orgánica (% sms)	31,7	56,9	29,1	N.A.
Carbono orgánico oxidable (%sms)	14,9	32,2	14,2	N.A.
Nitrogeno Kjeldahl (%sms)	2,81	2,51	1,39	5
Nitrógeno Orgánico (%sms)	2,48	2,13	1,26	N.A.
C org. /N org.	6,0	15,1	11,3	N.A.
P_2O_5 (% MS)	3,34	2,36	0,62	9,85
K_2O (% MS)	2,48	2,09	3,54	15
CaO (% MS)	13,4	12,9	18,2	5,7
MgO (% MS)	1,1	0,9	1,4	N.A.
Na_2O (% MS)	1,3	0,6	0,8	N.A.
Dosis media (kg ha^{-1} $año^{-1}$PF)	3700	4080	4630	340

Compost comercial peletizado (PEL), Compost de fracci**ón** orgánica de residuos municipales (FORM), Compost de estiércol (EST) y mineral (NPK). N.A (No aplicado)

Tratamientos

Los tratamientos ensayados fueron: abonado orgánico comercial pelletizado (PEL), abonado orgánico de compost de la fracción orgánica separada en origen (FORM), abonado orgánico de estiércol de ovino (EST), un abonado mineral genérico (NPK) y un testigo (Control) al cual no se le aplicó abono alguno.

El fertilizante empleado en el tratamiento PEL es un abono orgánico comercial procedente del compostaje de residuos animales y vegetales y lodos de tratamientos de aguas residuales urbanas, cuya categoría en función de los metales pesados es B. En el tratamiento FORM se aplicó un abono orgánico procedente del compostaje de la fracción orgánica de residuos municipales; por su contenido en metales pesados su categoría es B. El estiércol utilizado en el tratamiento EST es un estiércol de ovino compostado en granja y de maduración muy larga; la categoría a la que corresponde es A. En el tratamiento NPK el abonado mineral que se empleó es un fertilizante de composición, según etiqueta 5-10-15 en NPK.

Se llevó a cabo un abonado de fondo antes de la plantación con dosis medias de 15.000 kg/ha en peso fresco de cada compost. Los doce años posteriores, las dosis fueron ajustadas según la humedad del abono, éstas se han mantenido prácticamente a lo largo de los años de estudio (**Tabla 1**). La forma de aplicación de los fertilizantes fue manual en superficie. El fertilizante se extendió a ambos lados de la fila control y posteriormente era enterrado con grada vertical (1-20cm). Generalmente los abonos orgánicos se aplicaron en febrero y el abono inorgánico se aplicaba a la salida del invierno.

Determinaciones realizadas

Las muestras para determinación de metales pesados en suelo de cada parcela elemental se tomaron a finales del 2010, en el horizonte 0-20cm, cada muestra estaba formada por dos submuestras, tomadas a cada lado del cordón, con ellas se formó una sola muestra de unos 500 g aproximadamente. Las muestras secas se tamizaron y su composición química fue determinada mediante análisis por ICP-OES (ICAP 6500 DUO/IRIS INTREPID II XDL) tras su digestión.

Para la determinación de metales pesados en baya, se tomó una muestra de 100 bayas de cada tratamiento al momento de la cosecha compuesta por bayas de al menos 4 cepas centrales. Las muestras fueron secadas a 70ºC hasta peso constante, molidas hasta pulverizarlas y su composición química fue determinada mediante análisis por ICP-OES (ICAP 6500 DUO/IRIS INTREPID II XDL), tras su digestión. Los metales pesados determinados tanto en suelo como en baya fueron cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), plomo (Pb), zinc (Zn).

Ensayo de respuesta agronómica en condiciones controladas

Para evaluar la biodisponibilidad residual de los metales pesados que habían sido acumulados a lo largo de los 12 años en los suelos, se planteó un ensayo en macetas, en condiciones controladas con el suelo proveniente de las parcelas descritas en el punto anterior. El ensayo se realizó con macetas Mitscherlich de 10 litros. En este ensayo se estudiaron los mismos tratamientos que en el ensayo previo. La unidad experimental fue la maceta y el ensayo fue en bloques al azar con 4 repeticiones. Se mezcló el suelo original (0-20cm) de forma manual con perlita en una proporción volumétrica 1/1. En cada maceta se sembró 0,6 g de semillas de ray grass (*Lolium perenne L*. var. Herbus). Se utilizó ray grass porque es un cultivo que crece en todo tipo de suelos, germina y se desarrolla de forma rápida, tiene gran capacidad de tapizado y alta demanda de nitrógeno pero sobre todo porque tiene muchos rebrotes, lo que permitió hacer varios cortes. Las macetas en la cámara de cultivo quedaron bajo condiciones de 20 ºC, 70% de humedad y con una exposición de 15 horas de luz al día. Durante los cuatro meses del experimento se

cosechó la producción de ray grass en cada maceta los días 30, 60 y 120 tras la siembra. El material vegetal se secó en estufa y posteriormente se molió y tamizó, tras su digestión se determinó el contenido de metales pesados mediante análisis por ICP-OES (ICAP 6500 DUO/IRIS INTREPID II XDL). Los metales pesados determinados fueron cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), plomo (Pb), zinc (Zn).

Análisis estadístico

Se llevó a cabo un tratamiento estadístico de los datos recopilados de suelo, baya y ray grass. Se realizaron ANOVAs de un factor (tratamiento) para cada año con el paquete estadístico SPSS 17.0 (SPSS 17,2010). Posteriormente se realizaron el test de Duncan y la Diferencia Mínima Significativa ($P<0,05$).

RESULTADOS y DISCUSIÓN

Resultados de ensayo en vid

La cantidad de metales pesados aportados por cada tratamiento varía en función de la dosis y el contenido intrínseco (**Tabla 2**). En ninguno de los tratamientos el aporte superó al límite máximo permitido por año, asentado en el Real Decreto 1310/1990. El tratamiento EST presentó siempre los contenidos más bajos para los 6 metales pesados estudiados. Para el caso de Cd, el tratamiento que más aportó fue el PEL con 3 g $ha^{-1}año^{-1}$. Con respecto al Cr, el PEL y el FORM aportaron cantidades similares del orden de 140 g ha^{-1} $año^{-1}$ mientras que el EST sólo aportó 38 g ha^{-1} $año^{-1}$. En el caso del Cu, el FORM resultó el tratamiento con mayores aportes, 378 g ha^{-1} $año^{-1}$. El aporte de Ni también fue mayor en el tratamiento PEL con 61 g ha^{-1} $año^{-1}$. El Pb presentó la mayor tasa de aplicación en el tratamiento FORM con 280 g $ha^{-1}año^{-1}$. Con respecto al Zn, el mayor aporte se encontró también en el FORM con 918 g ha^{-1} $año^{-1}$

Resultados en suelo

El límite legal establecido en el Real Decreto 1310/1990 para el contenido de los distintos metales pesados en suelos con pH mayores a 7, como el que se estudió en este trabajo, no fue superado por los valores encontrados en los suelos tras la aplicación durante 12 años de los distintos tratamientos (**Tabla 2**). Los contenidos totales encontrados no han desvelado diferencias significativas entre los diferentes tratamientos para ningún metal pesado, es decir, los contenidos totales de metales pesados en suelo son iguales en todas las parcelas. Esta falta de variación en los contenidos totales de metales pesados en el suelo es lógica, debido a las bajas concentraciones iniciales en los compost (Categoría A o B, según RD 826/2005) y a las dosis moderadas en las que fueron aplicados (equivalentes a menos de 80 kg N ha^{-1}). Es así que, las cantidades de metales pesados aplicadas son muy pequeñas en comparación con el contenido del encontrado en el suelo. Por ejemplo, en el mayor de los casos, al cabo de 12 años, se aplicó un total de 11 kg de Zn ha^{-1}, lo que supone sólo un 11,9% del total del Zn en el tratamiento testigo no abonado. Estos resultados se corresponden con los de Korboulewsky (2002) quien al evaluar compost de lodos de aguas residuales comprobó que los contenidos en suelo no eran modificados por el aporte, posiblemente por que los procesos de compostaje reducen el riesgo y la biodisponibilidad de metales pesados presentes en la materia prima usada, a través de la adsorción y el complejamiento de las sustancias húmicas. Los nulos cambios observados en el contenido total de metales en el suelo, también pueden deberse a que los metales pesados se vuelven menos disponibles en suelos con contenidos significativos de arcillas y pH básicos (Miner et al., 1997; Korboulewsky, 2002).

Cabe mencionar que a pesar de no existir diferencias significativas, sí se apreciaron ciertas tendencias. El contenido de Cd tendió a aumentar en el caso del NPK. El Cr tendió a aumentar en todos los casos. El contenido de Cu actuó de modo distinto dependiendo del aporte, el PEL, el EST y el NPK tendieron a disminuir el contenido, mientras que el aporte del FORM tendió a aumentarlo. El Ni en todos los casos tendió a aumentar por la fertilización, aunque en mayor medida en el caso del NPK. El Pb también tendió ligeramente a aumentar en todos los casos. El contenido de Zn también tendió a aumentar con la fertilización, el FORM es el que más lo aumentó seguido del PEL y el NPK respectivamente. Estas tendencias detectadas indican que posiblemente a dosis de compost superiores y a mayores periodos de tiempo, podrían aparecer ligeras variaciones significativas del contenido de metales pesados en el suelo.

Resultados en baya

Los contenidos de metales pesados en baya se encontraron dentro de los límites fijados para Pb y Cd, en la legislación europea (Directiva 2001/22/CE). La concentración de Cd y Pb en las bayas, en todos los tratamientos fue inferior al límite de detección de la técnica empleada (5 ppm) (**Tabla 2**). Los contenidos de Zn y de Cu fueron de entre 4,3 y 13,3 mg Zn kg^{-1} MS y de entre 6,5 y 20 mg Cu kg^{-1} respectivamente. Estos valores se sitúan en los mismos rangos que los descritos en bayas por Angelova et al. (1999) y Zhu et al. (2012). En cambio, comparando los contenidos totales de Cr y Ni en estos mismos estudios con los obtenidos en este ensayo, resulta interesante que las bayas del tratamiento PEL se encuentran por encima de los rangos medios descritos por estos autores.

Tampoco se encontraron concentraciones que pudieran ser fitotóxicas como también se ha constatado en otros trabajos con uso de diferentes materias orgánicas (Pinamonti, 1998). Los contenidos de Cr, Cu, Ni y Zn fueron estadísticamente distintos dependiendo del tratamiento. El tratamiento PEL fue el que más incrementó los contenidos totales en baya de Cr, Cu y Ni. El Cr aumentó en el tratamiento PEL hasta casi triplicar su contenido en baya respecto del control, coincidiendo con que este tratamiento fue el que más cromo recibió al año. A pesar de que el tratamiento FORM era el que más Cu y Zn aportaba al año, fue en realidad el tratamiento PEL el que aumentó el contenido total en baya un 30% para el caso del Cu y lo duplicó en el caso del Zn, comparándolo con el control. También en el caso del Ni, el PEL aportaba más contenido al año y fue este mismo tratamiento el que duplicó el contenido en baya respecto del control.

La transferencia de los metales pesados estudiados a las bayas es evidente. Destaca la elevada transferencia de los metales estudiados en el tratamiento PEL; por otra parte, tanto el compost de FORM como el de EST no presentaron diferencias con el testigo no abonado, ni con el mineral, excepto para el Zn. La mayor transferencia podría ser explicada en el caso del Ni por haber recibido casi el doble de este elemento que los otros tratamientos. Sin embargo, en el resto de elementos esta explicación no es válida puesto que los otros tratamientos recibieron cantidades iguales o superiores de los elementos. Esto indica una distinta biodisponibilidad para la viña de los metales pesados contenidos en los distintos materiales aportados. La explicación podría estar dada porque la materia orgánica bloquea la disponibilidad de metales pesados para las plantas (Miner et al., 1997; Lema et al., 2003). El hecho de que el tratamiento PEL presente una relación C/N extremadamente baja (**Tabla 1**), indicaría que la materia orgánica conforma moléculas lábiles, corroborándose porque el contenido de materia orgánica es bajo y concediéndole un carácter más bien mineral a este compost. Aunque el FORM en muchos casos presenta mayores cantidades metales pesados, su alto contenido de materia orgánica y su relación C/N indican que esta materia orgánica está estabilizada y probablemente reduce la disponibilidad para la baya de los metales pesados que contiene (Antoniadalis y Alloway, 2001). Esto coincide con lo descrito por Planquart et al. (1999) quien concluyó que la presencia de sólidos orgánicos solubles, aunque incrementaba la movilidad de Cu en el suelo, también disminuía su disponibilidad para las plantas.

Tabla 2. Contenido de metales pesados expresado como mg kg^{-1} (peso seco).

	Legal	Límite legal	CONTROL	PEL	FORM	EST	NPK
	Aportado (g•ha^{-1}año^{-1})†	150	N.A.	3	2	2	N.A.
Cd	Suelo mg kg^{-1} (MS)†	3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,9
	Baya mg kg^{-1} (MS)‡	0.5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Aportado (g ha^{-1}año^{-1})	3000	N.A.	144	141	38	N.A.
Cr	Suelo mg kg^{-1} (MS)	150	38,5	39,8	40,0	39,8	41,3
	Baya mg kg^{-1} (MS)	N.A.	16,5 b	53,4 a	20,2 b	18,4 b	7,9 b
	Aportado (g ha^{-1}año^{-1})	12000	N.A.	245	378	54	N.A.
Cu	Suelo mg kg^{-1} (MS)	210	23,4	21,1	27,0	22,4	20,0
	Baya mg kg^{-1} (MS)	N.A.	4,3 b	5,4 a	4,5 ab	4,6 ab	4,6 ab
	Aportado (g ha^{-1}año^{-1})	3000	N.A.	61	39	15	N.A.
Ni	Suelo mg kg^{-1} (MS)	112	15.2	15.9	15.5	16.0	17.1
	Baya mg kg^{-1} (MS)	N.A.	6.5 b	12.5 a	6.8 b	6.6 B	3.3,b
	Aportado (g ha^{-1}año^{-1})	15000	N.A.	146	280	85	N.A.
Pb	Suelo mg kg^{-1} (MS)	300	9.9	10.3	11.6	10.3	11.1
	Baya mg kg^{-1} (MS)	0.2	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Aportado (g ha^{-1}año^{-1})	30000	N.A.	461	918	224	N.A.
Zn	Suelo mg kg^{-1} (MS)	450	39,4	46,2	47,5	41,6	45,8
	Baya mg kg^{-1} (MS)	N.A.	5,5 c	13,3 ab	6,4 c	7,9 bc	14,1 a

† Límites legales (Real Decreto 1310/1990)
‡ Límites legales (Directiva Europea 2001/22/CE)
Las diferencias significativas están nombradas por letras distintas en cada renglón (P<0,05; n=3). N.A = no aplicado.

Resultados de ensayo de extracción en ray grass

Contenido de metales pesados en ray grass

Las concentraciones totales de metales pesados encontradas en ray grass se encontraron dentro de los rangos que han sido estudiados en el pasado por diferentes autores para ray grass (Antoniadis y Alloway, 2001; Bidar et al., 2007; Guerra et al., 2007). La concentración de Cd y Pb en el ray grass de todos los tratamientos fue inferior al límite de detección de la técnica empleada (5ppm). En la **Figura 1** se muestra la evolución en el tiempo del contenido de metales pesados Cr, Cu, Ni y Zn. La cantidad transferida de Cr al ray grass en el primer corte se vió aumentada significativamente por el tratamiento EST, sin embargo esta tendencia no se mantuvo a lo largo del experimento, pues la concentración de Cr no fue distinta

para ningún tratamiento en los posteriores muestreos. Para el caso del Cu, en el primer corte el EST y el CONTROL presentaron mayores concentraciones que los demás tratamientos. En el último corte, el contenido de Cu de todos los tratamientos se igualó, no encontrándose diferencias significativas. En lo que respecta al Ni las diferencias significativas sólo fueron evidentes en el primer corte, siendo el EST el tratamiento en el que más níquel se transfirió, sin embargo, en los demás cortes, los distintos tratamientos no presentaron diferencias. A pesar de esto, se pueden apreciar ligeras tendencias al mantenimiento del tratamiento EST como el que más níquel transfirió al ray grass. En lo que respecta al Zn, el FORM fue el tratamiento en el que siempre se transfirió la mayor cantidad de este metal, seguido por el PEL, aunque las concentraciones de Zn detectadas no se encuentran consideradas como tóxicas, al menos para este cultivo.

Se destacan las diferencias respecto a lo resultados obtenidos en baya, donde era el PEL el tratamiento que incrementó en mayor medida los contenidos de Cr, Cu y Ni. Y donde ni el FORM, ni el EST figuraron como tratamientos con especial biodisponibilidad para Zn y, Cr, Cu y Ni, respectivamente. Es importante notar que se trata de distintos órganos y especies vegetales. En ray grass las diferencias encontradas al inicio del experimento pueden ser atribuibles al estado de crecimiento inicial del ray grass, al finalizar el ensayo no se encontraron diferencias en la cantidad de metales transferidos y las concentraciones encontradas no son fitotóxicas.

CONCLUSIÓN

Los compost evaluados, tras doce años de ser aplicados a dosis medias anuales de 4 toneladas por hectárea en una viña DOC Rioja, no conllevan un riesgo importante de contaminación de suelos ni de transferencia de metales pesados al vino.

La transferencia de los metales pesados varía en función las características de los compost. En bayas, en las condiciones ensayadas, los metales pesados de los compost con relación C/N extremadamente baja, por debajo de lo que se consideraría materia orgánica humificada, son más biodisponibles.

En ray grass las concentraciones de metales pesados se van igualando gradualmente, no encontrándose así un efecto claro de aumento de la biodisponibilidad residual de los metales.

La transferencia de metales pesados, por otro lado, se ve afectada por la especie vegetal y probablemente por el órgano vegetal estudiado. Es necesario realizar estudios detallados sobre trasferencia de metales pesados en distintas especies y órganos vegetales.

Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por el proyecto “La tolerancia al amonio como clave para el manejo de cultivos ante el efecto invernadero” (AGL2009-13339-C02-02). Este trabajo es fruto de una colaboración entre la Universidad Pública de Navarra (UPNA) y la Estación de Viticultura y Enología de Navarra (EVENA). M.E. Calleja-Cervantes tuvo una beca de la Universidad Pública de Navarra.

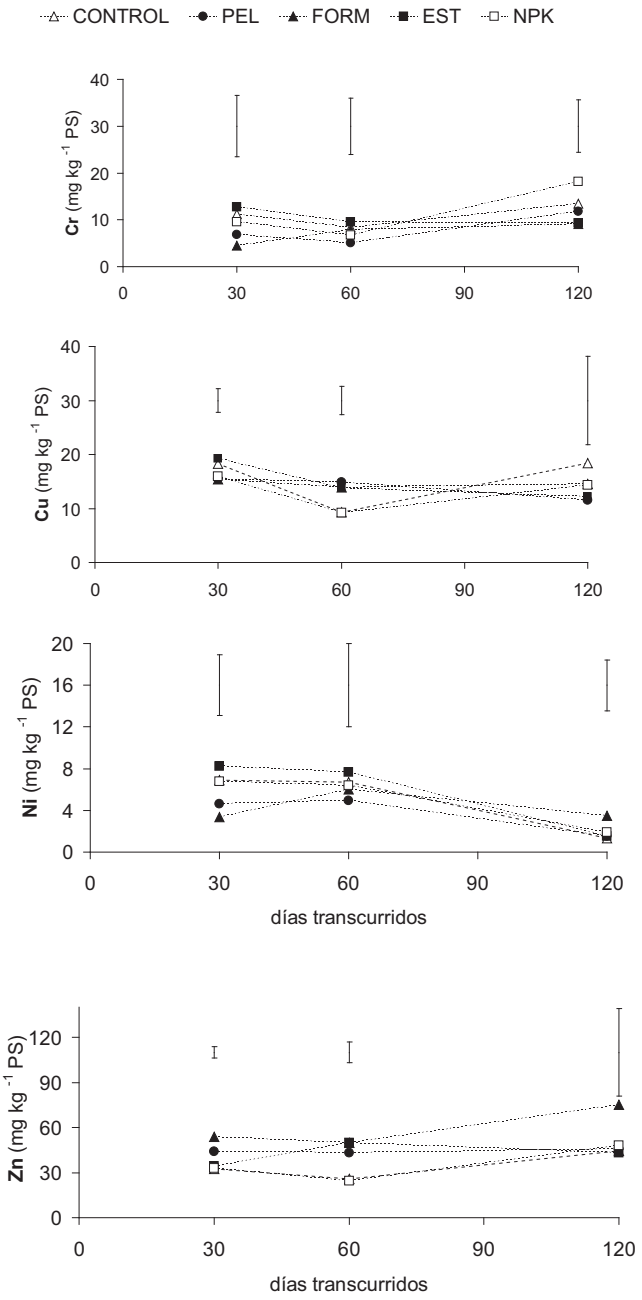


Figura 1. Evolución en el contenido total de metales pesados en ray grass. Las barras indican la diferencia mínima significativa (P<0,05).

REFERENCIAS

Angelova, V.R., Ivanov, A.S., Braikov, D.M. 1999. Heavy metals (Pb, Cu, Zn and Cd) in the system soil - grapevine – grape. J. Sci. Food Agr. 79: 713-721.

Antoniadalis, V., Alloway, B.J. 2001. Availability of Cd, Ni And Zn to rye grass in sewage sludge-treated soils at different temperatures. Water Air Soil Poll. 132: 201–214.

Bertsch, F. 2003. Absorción de nutrimentos por los cultivos. Asociación Costarricense de la ciencia del Suelo. San José, Costa Rica. 307p.

Bidar, G., Garçon, G., Pruvot, C., Dewaele, D., Cazier, F., Douay, F., Shirali, P. 2007. Behavior of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal contaminated field: Plant metal concentration and phytotoxicity. Environ. Pollut. 147, 546-553.

Canet, R. 2012. Uso de material orgánica en Agricultura. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. 39 p.

Chopin, E.I.B., Marin B., Mkoungafoko, R., Rigaux, A., Hopgood, M.J., Delannoy, E. Cance`s, Laurain, B. M. 2008. Factors affecting distribution and mobility of trace elements (Cu, Pb, Zn) in a perennial grapevine (*Vitis vinifera* L.) in the Champagne region of France. Environmental Pollution 156:1092–1098.

Evanylo G., Sherony, C., Spargo, J., Starner, D., Brosius, M., Haering, K. 2008. Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. Agr. Ecosyst. Eviron. 127: 50-58.

Fassbender, H., y E. Bornemisza. 1987. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. 420 p. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), San José, Costa Rica.

García-Gil, J.C., Plaza, P., Soler-Rovira, P., Polo, A. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass Soil Biol. Biochem. 32: 1907–1913.

Guerra, P., Ahumada, I., Carrasco, A. 2007. Effect of biosolid incorporation to mollisol soils on Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn fractionation, and relationship with their bioavailability. Chemosphere 68: 2021–2027.

Hartl, W. and Erhart, E. 2003. Long term fertilization with compost- effects on humus content and cation exchange capacity. Ecol. Future 3-4: 38-42.

Korboulewsky, N., Dupouyet, S., Bonin, G. 2004. Effects of sewage sludge compost on volatile organic compounds of wine from Vitis vinifera cv. red Grenache. Am. J. Enol. Viticul. 55:412-416.

Lema, M.J.; González, S.; Rodríguez, P. 2003. Uso agrícola de lodos de depuradora urbana (LD) en suelos ácidos: respuesta del cultivo de cebada (*Hordeum vulgare*). Residuos 75: 42-48.

Miner, G.S.; Guitierrez, R.; King, L.D. 1996. Soil factors affecting plant concentrations of Cadmium, Copper, and Zinc on Sludge-Amended Soils. J. Envirom. Qual. 26: 989-994.

Papadakis, J. 1966. Climates of the world and their agricultural potentialities. Buenos Aires. Publicado por el autor. 174p.

Pinamonti, P. 1998. Compost mulch effects on soil fertility, nutritional status and performance of grapevine. Nutr. Cycl. Agroecosys. 51: 239-248.

Planquart, P; Bonin, G.; Prone, A., Massian, C. 1999. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. The Scie. Total Environ. 241:161-179.

Zhu, F.-M., Du, B., Li, F.-Y., Zhang, J.-C., Li, J. 2012. Measurement and analysis of mineral and heavy metal components in grape cultivars by inductively coupled plasma-optical emission spectrometer (ICP-OES). J. Consumer Protection Food Safety 7: 137-140.

Zmora-Nahum, S., Hadar, Y., Chen, Y. 2007. Physico-chemical properties of commercial composts varying in their source materials and country of origin. Soil Biol. Biochem. 39:1263-1276.

USOS NO AGRÍCOLAS DEL COMPOST

UTILIZACIÓN DE MEZCLAS DE SERRINES GRANÍTICOS Y COMPOST COMO BARRERAS PERMEABLES REACTIVAS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON CROMO

Paradelo Núñez, R.; Liste Alvarellos, A.; Barral Silva, M.T.*

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela

**Correo electrónico: mteresa.barral@usc.es*

Resumen

Las barreras permeables reactivas (BPR's) son sistemas eficaces y de bajo coste para la descontaminación de aguas subterráneas, siendo el tratamiento de Cr(VI) más estudiado que el de otros contaminantes inorgánicos. Diversos materiales han sido ensayados como sustratos reactivos en la construcción de BPR's, siendo de interés la utilización de materiales residuales, cuando cumplen unos requisitos de permeabilidad y reactividad. En este trabajo se ha evaluado la utilización para este fin de serrines procedentes del proceso de corte del granito. Para ello, se estudió la capacidad de adsorción de Cr(VI) de serrines graníticos, compost de corteza de pino, compost de residuos sólidos urbanos (RSU), y mezclas en diferentes proporciones de los serrines y los dos compost. Los serrines graníticos presentan como inconveniente inicial para su uso como BPRs, su baja permeabilidad y su baja capacidad de adsorción de Cr(VI). La adición de compost de corteza de pino compostada mejoró el comportamiento de los serrines, incrementando su conductividad hidráulica y aumentado la capacidad de adsorción de Cr(VI), mientras que el compost de RSU tuvo efectos negativos, reduciendo la permeabilidad sin afectar a la capacidad de adsorción. En cuanto a la cinética del proceso de adsorción, se observó que el incremento de la concentración de Cr(VI) de la disolución dio lugar a una reducción de la velocidad del proceso de adsorción, lo que implica una pérdida de efectividad de las barreras a concentraciones elevadas de Cr(VI). En resumen, la mezcla al 50% en volumen de serrines graníticos y el compost de corteza de pino fue la más adecuada para su utilización como BPR´s desde el punto de vista de su efectividad y coste.

Palabras clave: compostaje, residuos mineros, aguas contaminadas, cromo.

INTRODUCCIÓN

El cromo es un importante metal industrial utilizado en diversos productos y procesos industriales, principalmente en el revestimiento de metales (cromados) con fines estéticos, decoración y cambios de color de distintos materiales, y en los procesos de curtido de pieles y tratamiento de maderas (U.S.E.P.A., 1997). Muchas de estas aplicaciones industriales usan el cromo en estado de oxidación VI, de alta toxicidad, y en ocasiones se producen vertidos al suelo de este elemento, que al infiltrarse el agua de lluvia producen lixiviados. Éstos migran en fase acuosa, interactuando a su paso con las partículas del suelo y una vez que llegan al nivel freático producen la contaminación de las aguas subterráneas creando plumas de contaminación, dando lugar a potenciales problemas de calidad del agua potable. Entre las tecnologías desarrolladas para el tratamiento de contaminantes en aguas subterráneas, se encuentran las barreras reactivas permeables (BPR´s). Esta técnica se basa en la instalación *in situ* de una pantalla perpendicular al flujo de la pluma de contaminación, cuyo material de relleno (*medio reactivo*) puede adsorber, precipitar o degradar los contaminantes. Las paredes son permeables, y permiten el paso del

agua a través de ellas. A medida que el agua contaminada pasa a través de la zona reactiva de la pared, los contaminantes son inmovilizados o transformados químicamente a formas menos tóxicas, de modo que el agua sale limpia al otro lado de la pared (U.S.E.P.A., 1997). Este sistema ha sido utilizado con éxito para el tratamiento de diferentes contaminantes, por ejemplo metales disueltos, drenajes ácidos de mina, o nutrientes disueltos (Blowes et al., 2000). El tratamiento de aguas contaminadas con Cr(VI) mediante BPR's ha sido más estudiado que el de otros contaminantes inorgánicos.

La selección del medio reactivo utilizado en la construcción da las BPR's dependerá de las sustancias a eliminar y del mecanismo utilizado para este fin (degradación, precipitación o adsorción). Uno de los más comunes es el hierro metálico granulado, que se ha empleado para la degradación de compuestos orgánicos (como disolventes clorados o herbicidas) y para precipitación de sustancias orgánicas e inorgánicas (USEPA, 1997). Se ha observado que un amplio rango de compuestos de hierro promueven la reducción y precipitación del anión cromato, incluyendo hierro elemental, sulfuros de hierro, oxihidróxidos de hierro, y aluminosilicatos con este elemento (Blowes et al., 2000). La utilización de materiales residuales, con elevada disponibilidad y bajo coste, para la construcción de BPR's, representa una posibilidad muy interesante, siempre y cuando sean inocuos desde el punto de vista ambiental, y cumplan unos requisitos mínimos de permeabilidad y reactividad.

En este trabajo se ha investigado la utilización potencial de los serrines producidos durante el corte del granito como material para la construcción de BPR's. Los serrines de granito se producen en las plantas de transformación durante las operaciones de corte, pulido y acabado de bloques de roca extraídos de las canteras. El proceso de corte de bloques de rocas suele hacerse mediante el empleo de telares con flejes metálicos refrigerados por agua a la que se le añade cal y una granalla metálica. En trabajos anteriores se han evaluado diferentes aplicaciones potenciales para la reutilización de estos residuos, por ejemplo como enmienda de suelos ácidos (Barral et al., 2005, Silva et al., 2012) o como componente de sustratos para plantas o restauración (Coroneos et al., 1996, Paradelo et al., 2011). La presencia de oxihidróxidos de Fe y biotita entre la mineralogía de los serrines de granito, unida a la alcalinidad de las aguas de lixiviación (Barral et al., 2005), que contribuye a elevar el pH (favoreciendo eventualmente la precipitación de ciertos metales como hidróxidos), son potencialmente favorables para su empleo en la retención de Cr(VI). Además de la utilización de serrines graníticos, con la idea de mejorar sus propiedades como adsorbente de Cr(VI), en este trabajo se ha estudiado el efecto de la mezcla con compost, en base a la capacidad de adsorción de cationes y aniones que presentan los materiales ricos en materia orgánica. Diversos materiales compostados han sido empleados con éxito para el tratamiento de suelos o aguas contaminados, bien por sustancias orgánicas (Tsui et al., 2003; de Godoi Pereira et al., 2009; Paradelo y Barral, 2012a), bien por sustancias inorgánicas (Paradelo y Barral, 2012b, Smith, 2009), y en concreto para la eliminación de Cr(VI) de disoluciones (Bolan et al., 2003; Wei et al., 2005; Boni & Sbaffoni, 2009). El uso de materiales orgánicos para el tratamiento de aguas o suelos contaminados con Cr(VI) tiene varios fundamentos, y se puede atribuir a la adsorción directa del ión Cr(VI) sobre las partículas del sólido, seguido de su reducción a Cr(III), y la subsiguiente adsorción del ión Cr(III) al sólido (Bolan et al., 2003; Park et al., 2008). La adsorción del ión Cr(VI) ocurre típicamente en suelos que contienen componentes con carga positiva, especialmente a valores de pH por debajo del punto cero de carga (Parfitt, 1977; Adriano, 2001). El Cr(VI) puede ser reducido a Cr(III) cuando hay una fuente de electrones fácilmente disponible. Una situación favorable se da cuando la materia orgánica actúa como donante de electrones, siendo la reducción más favorable en medios ácidos que alcalinos (Bartlett y Kimble, 1976; Cary et al., 1977). Además, el aporte de una fuente de C y protones puede estimular la actividad microbiana favoreciendo la reducción del Cr(VI) (Losi et al., 1994; Bolan et al., 2003).

El objetivo de este trabajo ha sido evaluar la utilización de serrines graníticos, que aportan cualidades constructivas y cierta reactividad, mezclados con compost, que debe aportar alta permeabilidad,

actividad biológica y capacidad adsorbente, como medio reactivo en la construcción de BPR's. Para ello se ha estudiado la capacidad de adsorción de Cr(VI) de serrines graníticos, compost de corteza de pino, compost de residuos sólidos urbanos (RSU), y mezclas en diferentes proporciones de los serrines y los dos compost.

MATERIAL Y MÉTODOS

Materiales

Los serrines de granito utilizados son una mezcla de cuatro muestras de diferentes orígenes, de unos 30 kg cada una, tomadas en abril de 2010 en varias empresas del sector en Porriño (Pontevedra), facilitados por el Centro Tecnológico del Granito de Galicia. Las cuatro muestras se secaron al aire, se machacaron suavemente con un rodillo de madera para reducir el tamaño de los agregados y homogeneizar los serrines hasta pasar por una malla de 2 mm. A continuación se combinaron las cuatro muestras en una sola y se almacenaron para su posterior utilización y análisis.

Para la elaboración de los medios reactivos se mezclaron los serrines graníticos con dos compost de diferente origen: el primero (L) producido a partir de FORSU (fracción orgánica de residuos sólidos urbanos), y el segundo (CPC) un compost de corteza de pino. Cada compost se mezcló con los serrines en tres proporciones (v/v): 75% serrines / 25% compost (CPC25 y L25), 50% serrines / 50% compost (CPC50 y L50), y 25% serrines / 75% compost (CPC75 y L75). Las correspondencias en peso de estas dosis se muestran en la **Tabla 1**.

Los materiales se caracterizaron siguiendo la metodología UNE de análisis para pH, conductividad eléctrica, C y N totales, y metales totales. La conductividad hidráulica saturada se determinó en un perméametro de cabeza constante (Klute y Dirksen, 1986).

Tabla 1. Porcentajes en peso y volumen de cada compost en las mezclas con los serrines.

	CPC			L		
	Volumen	Peso húmedo	Peso seco	Volumen	Peso húmedo	Peso seco
CPC25	25	11	4	0	0	0
CPC50	50	27	10	0	0	0
CPC75	75	53	20	0	0	0
L25	0	0	0	25	16	9
L50	0	0	0	50	36	20
L75	0	0	0	75	63	34

Experimentos de adsorción

Para el estudio de la cinética de adsorción de Cr(VI) en las muestras se realizaron una serie de experimentos en batch. Se preparó una disolución de 1 g L^{-1} de dicromato potásico en nitrato potásico 0,01 M, y por dilución de esta se prepararon disoluciones de 1, 5, 10, 25, 50, 100, 250, y 500 mg Cr L^{-1}. Para los experimentos de adsorción, 3 g de muestra se agitaron durante 16 horas con 150 ml de cada una de las disoluciones de dicromato o con 150 ml de disolución de nitrato potásico 0,01M como blanco. Tras la agitación, se centrifugó durante 10 minutos a 4000 rpm y se filtró el sobrenadante por papel de

celulosa. Los extractos se almacenaron a 4ºC hasta su análisis. Todos los experimentos se realizaron por triplicado.

En los extractos se determinaron el pH y las concentraciones de Cr(VI), por espectroscopía de absorción atómica de llama, en un equipo Varian SpectraAA 220FS. A partir de los datos de concentración de Cr(VI) en los extractos, se calcularon los porcentajes de adsorción de Cr, usando la expresión:

% Cr adsorbido = 100 · ([Cr] inicial – [Cr] equilibrio) / [Cr] inicial

Los resultados se expresaron como masa de Cr(VI) adsorbida en el sólido frente a la concentración de equilibrio del Cr(VI) en la disolución. La cantidad de Cr adsorbida (en mg g^{-1}) se calculó usando la siguiente expresión:

mg Cr adsorbido / g = 0,15 · ([Cr] inicial – [Cr] equilibrio) / peso sólido

Las isotermas de adsorción obtenidas fueron descritas mediante los modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir, representados respectivamente por las ecuaciones 1 y 2:

$$\log X = \log K_F + n \cdot \log C \qquad (1)$$

$$X^{-1} = \left(K_L X_m\right)^{-1} \cdot C^{-1} + X_m^{-1} \qquad (2)$$

donde X es la cantidad de Cr adsorbido (mg g^{-1}), C es la concentración de equilibrio del elemento en la disolución (mg L^{-1}), y K_F, n, K_L y X_m son constantes que dependen del tipo de material adsorbente y de la especie química. X_m representa la capacidad máxima de adsorción (mg g^{-1}) en el modelo de Langmuir.

Experimentos de desorción

Para determinar la desorción del Cr(VI), el sólido separado en los experimentos de adsorción se lavó agitándolo con 80 ml de acetona durante 16 horas y centrifugando para separar de nuevo el sólido. Una vez lavado se secó al aire hasta evaporarse completamente la acetona. Una vez seco se pesó y se agitó con 150 mL de fondo salino (KNO_3 0,01 M) durante 16 horas; se centrifugó durante 10 minutos a 4000 r.p.m. y y se filtró el sobrenadante por papel de celulosa. En los extractos se determinó de nuevo la concentración de Cr(VI). Los resultados se expresaron como porcentaje de desorción de Cr(VI) respecto al total adsorbido.

RESULTADOS

Propiedades de los materiales

Los serrines graníticos presentaron un pH alcalino, y contenidos muy bajos en C y N (**Tabla 2**), como es habitual en residuos del corte de rocas. Este pH es consecuencia del proceso de serrado en el que se originan los serrines (Barral et al., 2005), que implica la destrucción de las redes minerales y el paso a la disolución de los cationes básicos (Ca, Mg, Na) presentes en los minerales (plagioclasas, biotita…). El compost de corteza de pino (CPC) presentó un pH ácido, un porcentaje muy elevado de materia orgánica, pero una relativamente baja concentración de nitrógeno, características habituales en este material. El compost de fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (L) presentó mayor pH y conductividad eléctrica que el de corteza de pino, como es habitual en compost de residuos urbanos. La mezcla de los serrines con los compost redujo ligeramente el pH de los serrines, aunque no bajó de 8, ni

siquiera con el compost CPC, muy ácido, aunque con escasa capacidad de neutralización (Paradelo et al., 2011a). La conductividad eléctrica de las mezclas se mantuvo en niveles bajos (<1 dS m^{-1}), aunque el compost L incrementó el valor de los serrines proporcionalmente a la dosis empleada. Como es lógico, los contenidos en C y N se incrementaron en todas las mezclas con compost con respecto a los serrines, al mismo tiempo que la densidad aparente se redujo.

Tabla 2. Propiedades generales de los serrines, los compost y sus mezclas (nd: no detectado).

	Serrines	CPC	L	CPC25	CPC50	CPC75	L25	L50	L75
pH	9,2	5,3	7,95	8,7	8,4	8,2	8,9	8,7	8,4
Conductividad eléctrica (dS m^{-1})	0,23	0,37	1,11	0,23	0,22	0,22	0,46	0,62	0,87
Densidad aparente (g l^{-1})	1035	455	652	952	682	583	938	810	746
Materia orgánica (%)	0,12	91,4	35,7	5,5	11,8	22,8	4,6	11,3	17,4
N total (%)	nd	0,28	1,79	nd	0,03	0,08	0,23	0,60	1,00
C total (%)	0,07	53,1	20,7	3,2	6,9	13,2	2,7	6,6	10,1
C/N	-	194	12	-	282	175	12	11	10

La presencia de elementos potencialmente tóxicos en los materiales de relleno de las BPR's también es relevante, para no dar lugar a problemas de contaminación derivados de su utilización. En este sentido, en general en las mezclas estudiadas, Cr y Ni son los elementos potencialmente más problemáticos debido a sus elevadas concentraciones totales (**Tabla 3**), aunque la mezcla de los serrines con los dos compost permitió reducirlas.

Tabla 3. Elementos totales (mg kg^{-1}) para los serrines, los compost y sus mezclas.

	Serrines	CPC	L	CPC25	CPC50	CPC75	L25	L50	L75
Fe	75709	3132	11098	72718	68371	61474	70143	62995	53476
Mn	740	93	232	713	675	613	696	640	565
Cu	165	10	277	159	149	135	175	187	204
Zn	71	29	358	69	67	63	96	127	170
Pb	22	6	172	21	20	19	35	52	74
Cd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cr	192	9	33	184	174	156	178	161	137
Ni	109	15	36	105	99	91	103	95	84

La permeabilidad es una magnitud muy importante en este estudio, ya que nos informa de la velocidad con la que un fluido va a atravesar la BPR, determinando en parte su eficacia. En la **Figura 1** se puede ver ver como el compost L redujo la permeabilidad de los serrines, ya de por sí baja, proporcionalmente a la dosis de compost, mientras que el compost CPC tuvo el efecto contrario.

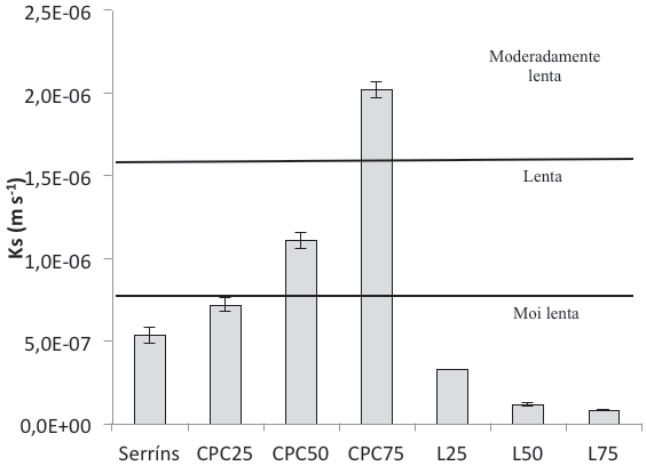


Figura 1. Modificación de la conductividad hidráulica saturada (Ks) de los serrines por la adición de compost.

Resultados de los experimentos de adsorción-desorción

Salvo en el compost CPC sin mezclar, el incremento de la concentración de Cr(VI) en la disolución tuvo poco efecto sobre el pH de los extractos (**Tabla 4**). Los valores de pH se mantuvieron entre 7 y 8 en todas las mezclas de serrines y compost, excepto a la concentración más alta de Cr (500 mg L^{-1}) en las mezclas CPC50 y CPC75.

Tabla 4. pH final de los extractos tras los experimentos de adsorción.

$[Cr]_0$ (mg L^{-1})	Serrines	CPC	L	CPC25	CPC50	CPC75	L25	L50	L75
0	7,8	4,1	7,1	7,6	7,5	7,5	7,4	7,0	7,2
1	7,8	4,2	7,5	7,8	7,6	7,6	7,3	7,0	7,2
5	7,7	4,4	7,2	7,9	7,6	7,6	7,4	6,9	7,2
10	7,7	4,1	7,2	7,8	7,7	7,6	7,4	7,0	7,1
25	7,7	4,4	7,3	7,8	7,7	7,7	7,5	7,0	7,3
50	7,9	4,7	7,1	7,8	7,8	7,6	7,6	7,1	7,3
100	8,0	5,0	7,2	7,8	7,7	7,5	7,7	7,3	7,2
250	7,9	5,9	7,4	7,6	7,5	7,2	7,5	7,4	7,3
500	7,2	6,6	7,3	7,1	6,7	6,8	7,2	7,1	7,1

En cuanto a las propiedades de adsorción de los materiales, se observó un comportamiento muy diferente entre los dos compost. Los porcentajes de retirada de Cr(VI) de la disolución (**Figura 2**) fueron

como máximo del 30% para los serrines y para el compost L, así como para sus mezclas respectivas. Sin embargo estos porcentajes de adsorción fueron más altas para el compost CPC, alcanzándose un 100% de retirada del metal a concentraciones menores o iguales a 100 mg L^{-1}. La adición de este compost a los serrines graníticos incrementó los porcentajes de adsorción en las dos dosis más altas de CPC.

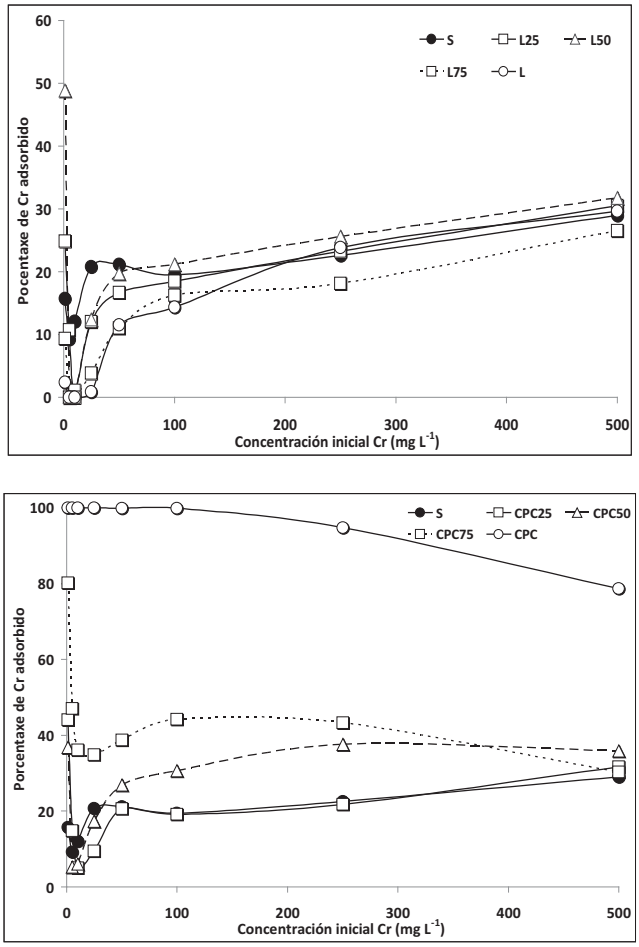


Figura 2. Porcentaje de Cr(VI) adsorbido para los serrines, los compost y sus mezclas.

En la **Figura 3** se muestran las isotermas de adsorción obtenidas, que representan la concentración final del elemento en disolución frente a la cantidad adsorbida en la fase sólida. La forma de las isotermas para el compost CPC fue muy diferente de las de los serrines y las mezclas, de modo que solamente en el caso del compost CPC presentaron un máximo de adsorción, característico de la adsorción de tipo Langmuir. En general, se observó como el compost L no mejoró la capacidad de adsorción de los serrines graníticos, dando lugar a isotermas idénticas, mientras que el compost CPC sí aumentó esta capacidad, en las dos dosis más altas de compost (50 y 75%). Aún así, ninguna mezcla igualó los resultados del compost CPC sin mezclar, que demostró ser un excelente adsorbente.

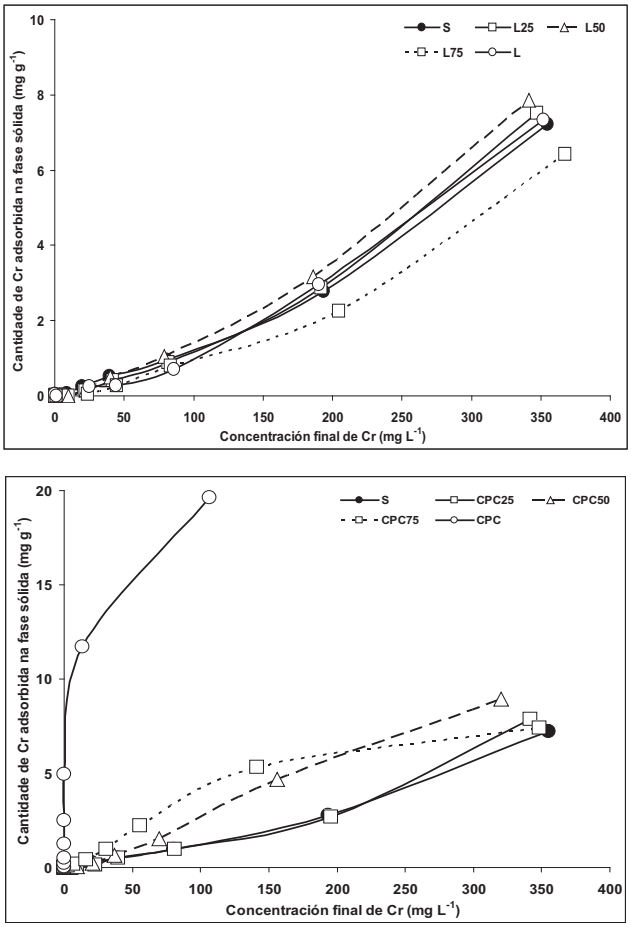


Figura 3. Isotermas de adsorción de Cr(VI) para los serrines, los compost y sus mezclas (media de tres réplicas y desviación estándar). C: concentración de Cr(VI) en el extracto; X: cantidad de Cr(VI) adsorbida.

Como se puede esperar dada la forma de las curvas, las isotermas de adsorción de Cr(VI) para los serrines y el compost L, así como para sus mezclas, no pudieron ser correctamente descritas usando el modelo de Langmuir, por lo que en la **Tabla 5** se muestran los resultados del ajuste del modelo de Freundlich. Como indican los altos valores de R^2, el ajuste a los datos experimentales fue bueno en general. Los valores de K_F, que son proporcionales a la capacidad de adsorción de un material, reflejan la mayor capacidad de adsorción del compost CPC y sus mezclas con respecto al resto de materiales. Para el compost CPC pudo obtenerse un buen ajuste del modelo Langmuir, y en este caso se calculó la capacidad máxima de adsorción (X_m), que fue de 21 mg g^{-1}.

Tabla 5. Parámetros de ajuste de Freundlich para las isotermas de adsorción.

	Serrines	L	CPC	L25	L50	L75	CPC25	CPC50	CPC75
K_F	0,0015	0,0009	6,5	0,0009	0,0018	0,0003	0,0003	0,018	0,141
n	1,44	1,53	0,23	1,55	1,44	1,67	1,74	1,08	0,69
R^2	0,9989	0,9994	0,9967	0,9996	0,9996	0,9985	0,9978	0,9972	0,9816

Finalmente, para que el uso de un material como medio reactivo en BPR´s sea efectivo, hay que tener en cuenta la posible desorción del Cr(VI) adsorbido sobre el material, que para el buen funcionamiento de la BPR interesa que sea lo menor posible. En este caso se observó desorción del Cr(VI) para los serrines a partir de concentraciones iniciales de 25 mg L^{-1}, pero no para los compost (**Figura 4**). En las mezclas de los serrines con el compost L se produjo también desorción, de modo similar a los serrines sin mezclar, mientras que en las mezclas con el compost CPC la desorción se redujo en todas, no superándose nunca el 1% de Cr(VI) desorbido.

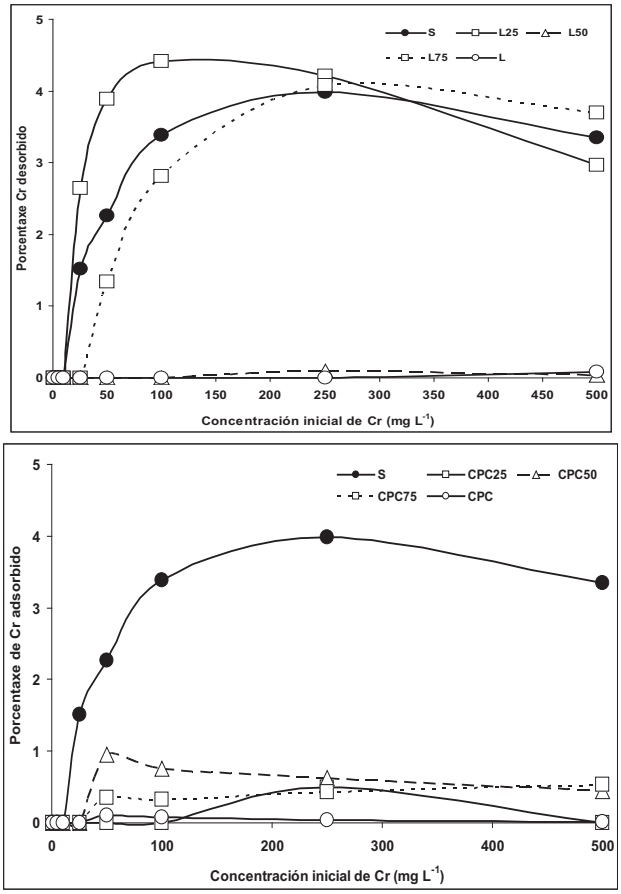


Figura 4. Porcentaje de Cr(VI) desorbido para los serrines, los compost y sus mezclas.

DISCUSIÓN

Los serrines graníticos presentan varias ventajas de cara a la fabricación de BPR's, además de su bajo coste por tratarse de un material residual, como son su baja degradabilidad y toxicidad, facilidad de manejo para la construcción de la barrera, y volumen más constante que los materiales orgánicos como el compost. Sin embargo, sus propiedades como ingrediente reactivo de BPR's non son muy efectivas, pues su permeabilidad es muy baja, así como su capacidad de adsorción de Cr(VI). Así, la mezcla de los serrines con un material que corrija estas propiedades desfavorables sin afectar a sus otras ventajas, debería permitirnos construir una BPR adecuada para la descontaminación de Cr(VI). La mezcla con un material orgánico como el compost podría cumplir esta función de mejora de propiedades de los serrines, sin incrementar sustancialmente el coste de las barreras, al tratarse también de materiales residuales. Las características físico-químicas del compost, como son su elevada concentración de materia orgánica, alto grado de humificación, o presencia de centros específicos de adsorción de contaminantes, lo hacen potencialmente utilizable en la fabricación de BPR´s (Gibert et al., 2003).

En este trabajo se evaluaron para este fin dos compost de propiedades contrastadas. Por un lado, un compost de residuos sólidos urbanos, alcalino, con altos contenidos en metales pesados, y menos de un 50% de materia orgánica, y por otro lado, un compost de corteza de pino, ácido, con más de un 90% de materia orgánica, y pobre en metales pesados. La caracterización de los compost y de diversas mezclas con los serrines, así como de sus propiedades de adsorción y desorción de Cr(VI) demostraron que el comportamiento de ambos es muy diferente, por lo que antes de escoger una fuente de materia orgánica para la elaboración de un medio reactivo hay proceder a realizar una caracterización cuidadosa. Por un lado, el compost de RSU presentó una capacidad de adsorción de Cr(VI) igual a la de los serrines, y en la mezcla con estos empeoró el problema de la baja permeabilidad, por lo que no se podría recomendar su uso con este fin. En cambio, el compost de corteza de pino presentó una capacidad de adsorción de Cr(VI) notablemente mayor que los serrines, y su mezcla con ellos permitió incrementar la permeabilidad, dos factores fundamentales para la construcción de una BPR eficiente.

Las mejores propiedades del compost de corteza de pino respecto al de RSU podrían deberse a su elevado porcentaje de materia orgánica, que es un factor fundamental en la retención de iones, tanto cationes como aniones, hecho que se aprovecha extensamente en la descontaminación de suelos y aguas. Varios experimentos recientes han permitido evaluar el papel del compost en la descontaminación de Cr(VI) y los mecanismos del proceso. Bolan et al. (2003), en un experimento de incubación de suelo, observaron que la adición de enmiendas orgánicas a un suelo contaminado dio lugar a un aumento de la fracción de Cr(VI) ligada a materia orgánica, y a un incremento de la reducción de Cr(VI) a Cr(III). Boni & Sbaffoni (2009) observaron que una mezcla 1:1 de compost y grava de sílice mostró una eficiencia muy alta de eliminación de Cr(VI) en disolución, en experimentos en columna, para un rango de concentraciones de 2-10 mg Cr L^{-1}. La retirada del Cr(VI), que se transformó en un compuesto insoluble de Cr(III), estuvo ligada a la actividad biológica anóxica/anaerobia de la biomasa del compost. Así, el mecanismo de descontaminación en este caso es un mecanismo mixto de adsorción sobre la matriz orgánica seguida de reducción biológica y precipitación. Estos autores observaron también que la velocidad del proceso es similar a la obtenida en otros estudios con Fe^0, y que el incremento de la concentración de materia orgánica redujo la vida media del Cr(VI) en disolución. Wei et al. (2005) estudiaron el proceso de adsorción de Cr(VI) en forma de óxido (CrO_3) sobre compost, observando que entre el 18-25% del cromo adsorbido lo hizo en forma de un precipitado de $Cr(OH)_3$ formado tras la reducción del Cr(VI) por el compost.

Los resultados del estudio indicaron que el compost de corteza de pino o alguna de sus mezclas con los serrines graníticos podrían ser medios reactivos adecuados para la construcción de una BPR para tratar aguas contaminadas con Cr(VI). La mezcla de los serrines con un 25% en volumen de compost de corteza de pino no mejoró las propiedades de los serrines, quizá debido a que la proporción de compost

en peso es de sólo el 4%, por lo que debe descartarse su utilización. Las mezclas de los serrines con mayores proporciones de compost, 50 o 75% en volumen, mejoraron notablemente la capacidad de adsorción de los serrines, con los mejores resultados para la mezcla con el 75%, por lo que entre estas dos debería seleccionarse el medio más adecuado. En este caso hay que considerar también el elevado coste del compost de corteza de pino en relación a los serrines, de modo que un incremento de la cantidad de compost en la mezcla debería justificarse con un incremento proporcional de su eficacia, y en este caso se observó que si bien la adición de un 75% de compost mejoró las propiedades de la mezcla, las diferencias con respecto a la mezcla con el 50% de compost no fueron de una magnitud importante. Teniendo esto en cuenta, se consideró que la mezcla más idónea sería aquella de los serrines con un 50% en volumen del compost de corteza de pino, que presenta mayor capacidad de adsorción de Cr(VI) y permeabilidad que los serrines, así como unos porcentajes mínimos de desorción.

CONCLUSIONES

Los serrines graníticos presentan baja permeabilidad y capacidad de adsorción como inconvenientes para su uso en la construcción de barreras permeables reactivas para el tratamiento de aguas contaminadas con Cr(VI). La mezcla con un compost de residuos sólidos urbanos no mejoró las características de los serrines en este sentido. Por su parte, la mezcla de los serrines con un compost de corteza de pino mejoró notablemente su eficacia, incrementando su permeabilidad y su capacidad de adsorción de Cr(VI). La mezcla de serrines y compost de corteza de pino 50:50 (en volumen) es la que presentó la mejor combinación de mejora de las propiedades de adsorción y menor incremento del coste potencial de construcción de la barrera.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Monserrat Recarey su colaboración en la parte experimental, y al Centro Tecnolóxico do Granito de Galicia la cesión de los serrines graníticos. Esta investigación ha sido financiada por la Xunta de Galicia en el Proyecto *Avaliación do uso de materiais de caracter inerte e orgánico para o tratamento de augas contaminadas – Tradesol*.

REFERENCIAS

Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd ed. Springer, New York.

Barral Silva, M.T., Silva Hermo, B., García-Rodeja, E., Vázquez Freire, N. 2005. Reutilization of granite powder as an amendment and fertilizer for acid soils. Chemosphere 61: 993-1002.

Bartlett, R.J., Kimble, J.M. 1976. Behavior of chromium in soils: II. Hexavalent forms. J. Environ. Qual. 5: 383–386.

Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Benner, S.G., McRae, C.W.T., Bennett, T.A., Puls, R.W. 2000. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. J. Contam. Hydrol. 45: 123-137.

Bolan, N.S., Adriano, D.C., Natesan, R., Koo, B.-J. 2003. Effects of organic amendments on the reduction and phytoavailability of chromate in mineral soil. J. Environ. Qual. 32: 120–128.

Boni, M.R., Sbaffoni, S. 2009. The potential of compost-based biobarriers for Cr(VI) removal from contaminated groundwater: Column test. J. Hazard. Mater. 166: 1087–1095.

Cary, E.E., Alloway, W.H., Olson, O.E. 1977. Control of chromium concentration in food plants. 2. Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. J. Agric. Food Chem. 25: 305–309.

Coroneos, C., Hisinger, P., Gilkes, R.J. 1996. Granite powder as a source of potassium for plants: a glasshouse bioassay comparing two pasture species. Fert. Res. 45: 143–152.

Gibert, O., de Pablo, J., Cortina, J.L., Ayora, C. 2003. Evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in-situ acid mine drainage treatment. J. Chem. Technol. Biotechnol. 78: 489-496.

de Godoi Pereira, M., Korn, M., Barros Santos, B., Guia Ramos, M. 2009. Vermicompost for tinted organic cationic dyes retention. Water Air Soil Pollut. 200: 227-235.

Klute, A., Dirksen, C. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. En: A. Klute (Ed.). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods, ASA-SSSA, Madison, pp. 687-734.

Losi, M.E., Amrhein, C., Frankenberger, W.T. 1994. Factors affecting chemical and biological reduction of Cr(VI) in soil. Environ. Toxicol. Chem. 13: 1727–1735.

Paradelo, R., Barral, M.T. 2012a. Potential use of vermicomposts as adsorbents for dye removal. In: Surindra Suthar (ed.), Vermitechnology. Springer (in press).

Paradelo, R., Barral, M.T. 2012b. Evaluation of the potential capacity as metal biosorbents of two MSW composts with different Cu, Pb and Zn content. Bioresource Technol. 104: 810–813.

Paradelo, R., Silva, B., Vázquez-Nión, D., Ferrer, P., Barral, M.T., 2011. Acidificación de mezclas de serrines graníticos y compost para su uso como sustratos. En: M.T. Barral, R. Devesa-Rey, R. Paradelo (eds.). Sociedad Española de Ciencias Hortícolas, Santiago de Compostela, Actas de Horticultura 59: 32-37.

Parfitt, R.L. 1977. Anion adsorption by soils and soil materials. Adv. Agron. 30: 1-50.

Park, D., Lim, S.-R., Yun, Y.-S., Park., J.M. 2008. Development of a new Cr(VI)-biosorbent from agricultural biowaste. Bioresource Technol. 99: 8810-8818.

Silva, B., Paradelo, R., Vázquez, N., García-Rodeja, E. Barral, M.T. 2012. Effect of the addition of granitic powder to an acid soil from Galicia (NW Spain) in comparison with lime. Environ. Earth Sci. 68:429-437.

Smith, S.R. 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. Environ. Int. 35:142-156.

Tsui, L.S., Roy, W.R., Cole, M.A. 2003. Removal of dissolved textile dyes from wastewater by a compost sorbent. Color. Technol. 119:14-18.

U.S.E.P.A. (U.S. Environmental Protection Agency). 1997. Permeable Reactive Subsurface Barriers for the Interception and Remediation of Chlorinated Hydrocarbon and Chromium (VI) Plumes in Ground Water. U.S. EPA Remedial Technology Fact Sheet. EPA/600/F-97/008.

Wei, Y.-L., Lee, Y.-C., Hsieh, H.-F. 2005. XANES study of Cr sorbed by a kitchen waste compost from water. Chemosphere 61:1051-1060.

UTILIZACIÓN DE COMPOST EN LA RESTAURACIÓN DE SUELOS DE MINA

Basanta, R.[1,2]; De Varennes, A.[2]; Díaz-Raviña, M.[1]*

[1]*Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Apartado 122, Avda. Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, Spain*

[2]*Instituto Superior de Agronomia, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal*

[*]*Correo electrónico: mdiazr@iiag.csic.es*

Resumen

Se analizó, mediante análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA), la estructura o diversidad de la comunidad microbiana de suelos contaminados con metales pesados no adicionados y adicionados con compost de residuos sólidos urbanos. El estudio fue realizado con dos suelos de la mina de São Domingos, con diferentes propiedades físico-químicas (textura, pH, contenido de materia orgánica) y concentración de metales pesados (Pb, Zn, Cu y As), en los que se cultivó raygrass en una experiencia en macetas. Los tratamientos aplicados, además del encalado de uno de los suelos, fueron: fertilización inorgánica y fertilización inorgánica + compost de residuos sólidos urbanos, realizándose las medidas 1 y 4 meses después de la aplicación de los tratamientos. La biomasa microbiana total y la de grupos específicos (bacterias, hongos, bacterias Gram-negativas y Gram-positivas) fue significativamente mayor en los tratamientos con compost; sin embargo, no se observó ningún efecto del encalado ni del tiempo transcurrido después del tratamiento. Los resultados del análisis de componentes principales realizado con los datos de los PLFA permitieron diferenciar las comunidades microbianas de los suelos adicionados con compost de las correspondientes muestras de suelo control no adicionadas, observándose, además, que el pH del suelo era el principal factor responsable de esta separación de muestras. Los resultados de este estudio ponen de manifiesto que la aplicación de compost, al ejercer una gran influencia positiva sobre la biomasa y la diversidad de las comunidades microbianas de estos suelos degradados, resulta muy eficaz para la recuperación de suelos de mina.

Palabras clave: suelos de mina, contaminación con metales, compost, biomarcadores moleculares (PLFA)

INTRODUCCIÓN

La mina de São Domingos está situada en el Suroeste de Portugal dentro de la Faja Pirítica Ibérica. El abandono de esta mina en 1966, sin adoptar ningún tipo de medidas de recuperación ambiental, originó numerosos focos de contaminación en los ríos y los suelos del entorno con residuos tales como escorias y cenizas de fundición (Tavarés et al., 2008). Los suelos de esta mina de sulfuros metálicos presentan fuertes limitaciones físicas, químicas y biológicas para el desarrollo de la vegetación, lo que hace necesario recurrir a técnicas de recuperación de suelos tales como aquellas que combinan la acción de las plantas con la incorporación de residuos orgánicos y enmiendas procedentes de la ganadería y de la industria. Estudios recientes realizados en esta zona confirmaron la efectividad de la aplicación de diferentes tratamientos de recuperación al incrementar notablemente la actividad de los microorganismos del suelo (Alvarenga et al., 2008; Guiwei et al., 2008; Varennes et al., 2010), sugiriendo un cambio en la composición o diversidad de la población microbiana; sin embargo, no existen evidencias que confirmen esta hipótesis. Actualmente, el estudio de la diversidad o estructura de la comunidad microbiana está considerado de gran interés para conocer el funcionamiento del

ecosistema edáfico, pudiendo ser abordado a través del análisis de bio-marcadores moleculares tales como los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA). El objetivo de este estudio es analizar la estructura o diversidad de la comunidad microbiana, mediante el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA), en los suelos contaminados de la mina de São Domingos en los que se han aplicado distintas técnicas de recuperación.

MATERIAL Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en macetas con muestras de dos suelos, suelo 1 y suelo 2, procedentes de la mina de São Domingos y cultivados con *Lollium perenne* spp. El suelo 1 presentaba una textura franco-arenosa, pH 3,7, 0,6 % de materia orgánica y contaminación por As (8250 mg kg^{-1}), Pb (33500 mg kg^{-1}) y Cu (288 mg kg^{-1}) mientras que el suelo 2 presentaba una textura arenosa, pH 5,0, 1,0 % de materia orgánica y estaba contaminado con As (2360 mg kg^{-1}), Cu (583 mg kg^{-1}), Pb (7570 mg kg^{-1}) y Zn (1230 mg kg^{-1}). El enmendante utilizado en la experiencia fue compost de residuos sólidos urbanos (RSU; 81,2 % materia seca, 35,5 % materia orgánica, pH 8,4, 3,6 mS cm^{-1}). Los tratamientos aplicados por triplicado fueron: fertilización inorgánica (I; 0,1 g N, 0,1 g P, 0,21 g K y 0,03 g Mg kg^{-1} suelo) y fertilización inorgánica más compost (O; 0,1 g N, 0,1 g P, 0,21 g K, 0,03 g Mg kg^{-1} y 30 g RSU kg^{-1} suelo), realizándose las medidas 1 y 4 meses después de la aplicación de los tratamientos. En el suelo 1 estos tratamientos también se aplicaron después del encalado previo del suelo para corregir el exceso de acidez (LI; LIO; 1,5 g $CaCO_3$ kg^{-1}).

El análisis del perfil de ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA) se realizó en las muestras de suelo recogidas 1 mes y 4 meses después de los tratamientos. La estructura de la comunidad microbiana fue determinada mediante el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA) según Frostegard et al. (1993). Los PLFA son nombrados según el número total de átomos de carbono: número de dobles enlaces, seguido por la posición del doble enlace en el grupo metilo al final de la molécula. Las configuraciones cis y trans se indican por “c” y “t”, respectivamente. Los prefijos “a” e “i” indican ramificaciones anteiso- e iso-; “br” indica una posición desconocida de la ramificación metilo, “10Me” indica un grupo metilo en el décimo átomo de C del carboxilo final de la molécula, y “cy” se refiere a ácidos grasos ciclopropano. La biomasa microbiana total se estimó mediante la suma de todos los PLFA extraídos. La suma de los PLFA de origen predominantemente bacteriano se usó como índice de biomasa bacteriana, la cantidad de PLFA 18:2ω6,9 se usó como indicador de biomasa de hongos; los PLFAs i14:0, a15:0, i16:0 y 10Me18:0 se usaron como indicadores de bacterias G^+ y los PLFAs cy17:0, cy19:0, 16:1ω7c y 18:1ω7 como indicadores de bacterias G^- (Díaz-Raviña et al., 2006). La concentración de todos los datos de los PLFAs individuales, expresada como porcentaje en moles y transformada mediante logaritmos, se trató mediante análisis de componentes principales (PCA) para determinar las principales diferencias en los patrones observados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la **Tabla 1** se muestra la producción vegetal y el pH de las muestras de suelos obtenidos para los diferentes tratamientos de recuperación.

Tabla 1. Producción vegetal (tallos y raíces) y pH de las muestras de los suelos (1 y 2) en la experiencia de macetas, 1 y 4 meses después de la aplicación de los diferentes tratamientos. Tratamientos: I, fertilización inorgánica; O, fertilización inorgánica + compost; LI, encalado + fertilización inorgánica; LIO, encalado + fertilización inorgánica + compost.

		Suelo 1				Suelo 2	
		I	IO	LI	LIO	I	O
Producción (g kg^{-1})	1 mes	0,1	6,0	5,7	5,5	0,3	4,2
	4 meses	0,1	25,3	12,6	26,0	0,4	22,9
pH_{agua}	1 mes	3,78	6,74	5,52	7,25	5,42	7,37
	4 meses	3,86	6,50	5,28	7,09	5,44	7,43
pH_{KCl}	1 mes	3,45	6,32	4,61	6,97	4,67	7,07
	4 meses	3,64	6,20	4,56	6,61	4,63	6,86

Los suelos de mina estudiados, contaminados con metales pesados, presentaban un pH muy ácido y unos contenidos muy bajos de C y nutrientes; por tanto, era de esperar que la producción vegetal se incrementara como consecuencia de la aplicación de tratamientos que, por una parte, incrementen la disponibilidad de C y nutrientes y, por otra, reduzcan la disponibilidad de los metales. Los resultados mostraron que el pH de estos suelos de mina apenas varió tras la aplicación del fertilizante mineral y que, sin embargo, se incrementó notablemente tanto con la adición de compost (incremento del pH en agua de 2 a 3 unidades) como con el encalado (incremento del pH en agua de 2 unidades). Por lo que respecta a la producción vegetal los resultados mostraron que tanto el encalado como la adición de compost, particularmente esta última, aumentan considerablemente la producción de fitomasa (tallos y raíces). La interpretación conjunta de los resultados de la fertilización orgánica (compost) e inorgánica parece indicar que la mejora de determinadas propiedades físicas, químicas (por ejemplo, pH y contenido en materia orgánica) y biológicas más que el aporte en el contenido de nutrientes (N, P y K) son de gran interés para la restauración de la cubierta vegetal.

En la **Tabla 2** se muestran los contenidos de la biomasa total (totPLFA) y de la biomasa de grupos específicos de microorganismos (bacterias, hongos, bacterias Gram-positivas, bacterias Gram-negativas) obtenidos para los distintos tratamientos de recuperación de estos suelos de mina. Los datos mostraron que la biomasa total varió entre 1,01 y 5,35 nmol g^{-1} suelo en los suelos con fertilización inorgánica, y entre 16,36 y 26,15 nmol g^{-1} suelo en los suelos con fertilización inorgánica y compost, y que, como consecuencia de la adición de compost la biomasa microbiana total se incrementó de 4 a 20 veces. Las bacterias y los hongos representaron entre el 21-43 % y el 12-19 %, respectivamente, de la biomasa total. Se observaron correlaciones positivas y altamente significativas entre la biomasa total y la biomasa de los distintos grupos específicos de microorganismos; por tanto, independientemente del índice de biomasa considerado, se obtuvieron resultados similares sobre la evaluación de la eficacia de los distintos tratamientos de rehabilitación. Asimismo, la biomasa total y la biomasa de los grupos específicos mostraron correlaciones positivas con los valores de producción vegetal y con el pH del suelo. Los resultados obtenidos en ambos suelos demostraron que, independientemente del tiempo transcurrido desde la aplicación de los tratamientos, el compost ejerció una notable influencia positiva tanto sobre la biomasa total como sobre la biomasa de los grupos específicos de microorganismos. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por otros autores, que observaron cambios en la biomasa y en la actividad microbiana de diversos suelos de mina como consecuencia de la adición de residuos

orgánicos (Leirós et al., 1996; Pérez de Mora et al., 2005; Clemente et al., 2007; Alvarenga et al., 2008a; de Varennes et al., 2010). Por lo que respecta al encalado, en general no se observó una influencia del mismo sobre los parámetros microbianos analizados.

Tabla 2. Concentración de ácidos grasos de los fosfolípidos (valores medios de las tres réplicas ± error estándar) de los dos suelos de mina con diferentes tratamientos de recuperación, 1 y 4 meses después de la aplicación de los mismos. Tratamientos: I, fertilización inorgánica; IO, fertilización inorgánica + compost; LI, encalado + fertilización inorgánica; LIO, encalado + fertilización inorgánica + compost. Los números 1 y 4 al final de cada grupo de letras indican los muestreos después de 1 mes y de 4 meses, respectivamente.

		Suelo 1				Suelo 2	
		I	IO	LI	LIO	I	IO
Biomasa total (nmol g^{-1} suelo)	1 mes	1,01 ± 0,39	20,68 ± 1,28	1,29 ± 0,17	16,36 ± 1,68	3,78 ± 0,92	19,83 ± 0,43
	4 meses	2,12 ± 0,52	25,19 ± 2,08	5,35 ± 0,57	22,15 ± 1,26	3,42 ± 0,59	26,15 ± 2,12
Hongos (nmol g^{-1} suelo)	1 mes	0,13 ± 0,04	4,26 ± 0,15	0,20 ± 0,01	3,66 ± 0,55	0,51 ± 0,12	2,40 ± 0,79
	4 meses	0,52± 0,07	4,64 ± 0,35	0,79 ± 0,12	4,27 ± 0,37	0,55 ± 0,13	5,00 ± 0,18
Bacterias (nmol g^{-1} suelo)	1 mes	0,21 ± 0,06	6,20 ± 0,71	0,33 ± 0,07	4,27 ± 0,50	1,30 ± 0,60	7,10 ± 0,76
	4 meses	0,62 ± 0,35	7,12 ± 0,85	2,30 ± 0,26	5,90 ± 0,52	0,92 ± 0,16	6,86 ± 1,07
Gram-negativas (nmol g^{-1} suelo)	1 mes	0,17 ± 0,01	2,18 ± 0,23	0,30 ± 0,04	1,66 ± 0,14	0,60 ± 0,14	2,82 ± 0,25
	4 meses	0,26 ± 0,05	3,35 ± 0,15	1,88 ± 0,21	2,64 ± 0,38	0,63 ± 0,11	2,79 ± 0,49
Gram-positivas (nmol g^{-1} suelo)	1 mes	0,08 ± 0,02	1,36 ± 0,19	0,10 ± 0,01	0,74 ± 0,22	0,46 ± 0,22	1,34 ± 0,19
	4 meses	0,15 ± 0,15	1,27 ± 0,26	0,23 ± 0,09	1,14 ± 0,07	0,14 ± 0,02	0,51 ± 0,11
Hongos/Bacterias	1 mes	0,60 ± 0,62	0,69 ± 0,21	0,60 ± 0,16	0,86 ± 1,10	0,39 ± 0,20	0,34 ± 1,04
	4 meses	0,84 ± 0,20	0,65 ± 0,41	0,34 ± 0,47	0,72 ± 0,70	0,60 ± 0,79	0,73 ± 0,17
$Gram^-/Gram^+$	1 mes	2,08 ± 1,67	1,60 ± 0,82	2,92 ± 0,18	2,24 ± 1,60	1,29 ± 1,62	2,10 ± 0,77
	4 meses	1,74 ± 3,21	2,65 ± 1,73	8,19 ± 0,43	2,33 ± 0,18	4,38 ± 0,16	5,52 ± 0,23

En las **Figuras 1 y 2** se muestra la distribución de las muestras y variables, obtenida en el análisis de componentes principales realizado con los datos de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA), en el plano definido por los factores 1 y 2 que juntos explican un 71 % de la varianza. Este análisis estadístico permitió diferenciar las comunidades microbianas de estos dos suelos contaminados sometidos a distintos tratamientos de recuperación. El factor 1, que explica un 46 % de la varianza, separó las comunidades microbianas del suelo 1, con un menor contenido de materia orgánica (situadas en la parte negativa del eje 1), diferenciándolas claramente de las comunidades microbianas de este mismo suelo con aplicación de enmienda orgánica y de las muestras del suelo 2, con un mayor contenido de materia orgánica (situadas en la parte positiva del eje 1). Esta distribución de las muestras viene determinada, en gran medida, por el pH del suelo, que mostró una correlación positiva y significativa tanto con el factor 1 ($r=0,686$, $p<0.01$, $n=12$) como con el factor 2 ($r=0,626$, $p< 0.01$, $n=12$), y por la producción vegetal, que mostró una correlación positiva con el factor 2 ($r=0,689$, $p<0.01$, $n=12$). Las muestras del suelo con un mayor contenido de materia orgánica se caracterizaron por una mayor abundancia de los ácidos grasos saturados 15:0, i15:0, a15:0, i16:0, 17:0, 20:0, 10Me16:0 y de los ácidos grasos monosaturados 19:1, 16:1ω5, 16:1ω9, 17:1ω8, 18:1ω7, mientras que en las muestras con un menor contenido de materia orgánica predominaron los ácidos grasos cy19:0 y br18:0. Los resultados parecen indicar la importancia de la materia orgánica y del pH del suelo como factores determinantes en la estructura o diversidad de las comunidades microbianas de estos suelos degradados, confirmando así los resultados de un estudio previo realizado en un suelo contaminado con Cu (Fernández-Calviño et al., 2010). Los resultados también demuestran la estrecha relación entre la diversidad de la comunidad microbiana y la vegetación, lo que se atribuye fundamentalmente al aporte de productos de exudación, secreción y lisado de las células radicales desprendidas en la rizosfera (Wardle, 1992).

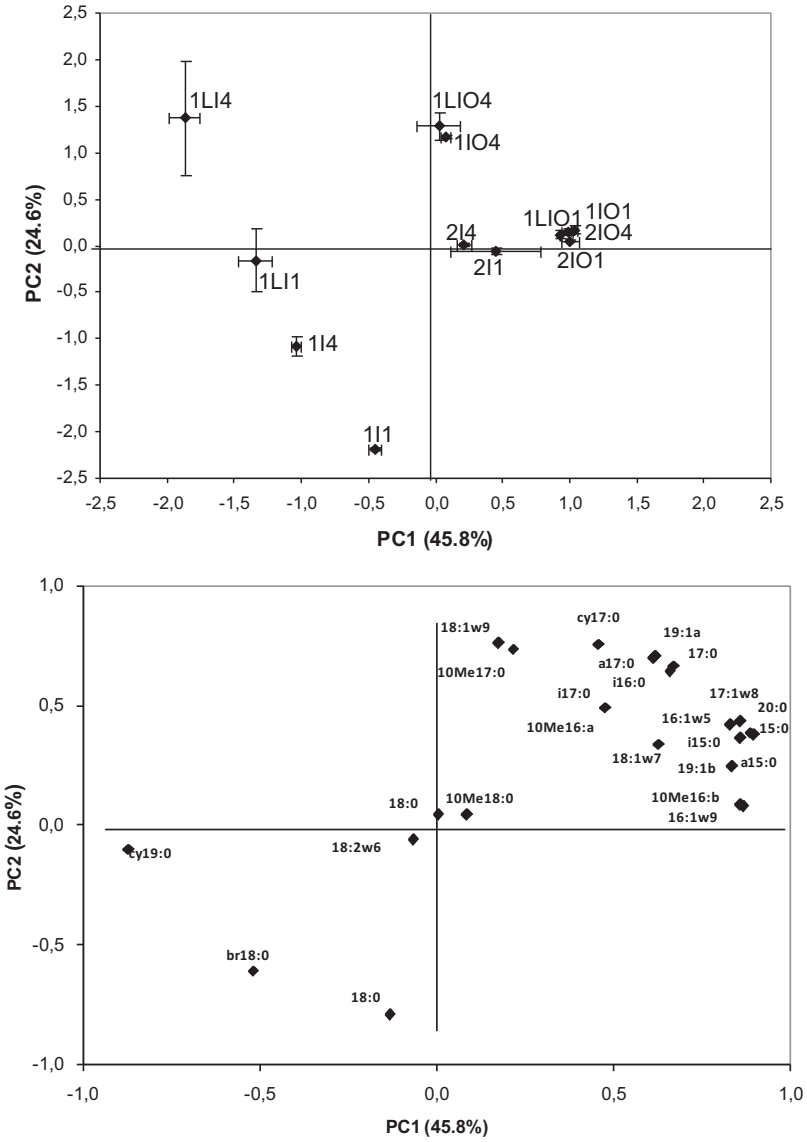


Figura 1. Distribución de las muestras (valor medio ± error estándar de las tres réplicas) y variables obtenida a partir del análisis de componentes principales realizado para los datos de los ácidos grasos de los fosfolípidos, procedentes de los suelos de mina 1 y 2 con los diferentes tratamientos aplicados. Tratamientos: I, fertilización inorgánica; IO, fertilización inorgánica + compost; LI, encalado + fertilización inorgánica; LIO, encalado + fertilización inorgánica + compost. Los números 1 y 4 al final de cada grupo de letras indican los muestreos después de 1 mes y de 4 meses, respectivamente.

Conclusiones

Los resultados demuestran que en estos suelos de mina contaminados con metales pesados los tratamientos de recuperación de suelos con aplicación de la enmienda orgánica son mucho más eficaces que los tratamientos de fertilización inorgánica y encalado, lo que se debe fundamentalmente a que ejercen una mayor influencia sobre la biomasa y la diversidad de las comunidades microbianas. Asimismo, los resultados ponen de manifiesto la utilidad del análisis de los PLFA para evaluar la eficacia de las distintas técnicas de recuperación de estos suelos de mina altamente degradados.

Bibliografía

Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E. and Cunha-Queda, A.C. 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. Sci. Tot. Environ. 406: 43-56.

Álvarez-Valero, A. M., Pérez-López, R., Matos, J., Capitán, M. A., Nieto, J. M., Sáez, R., Delgado, J. and Caraballo, M. 2008. Potential environmental impact at São Domingos mining district (Iberian Pyrite Belt, SW Iberian Peninsula): evidence from a chemical and mineralogical characterization. Environ. Geol. 55: 1797–1809.

de Varennes, A., Cunha-Queda, C., Guiwei, Q. 2009. Amendment of an acid mine soil with compost and polyacrylate polymers enhances enzymatic activities but may change the distribution of plant species. Water Air Soil Pollut. 208: 91-100. 1

de Varennes, A., Cunha-Queda, C., Guiwei, Q. 2010. Amendment of an acid mine soil with compost and polyacrylate polymers enhances enzymatic activities but may change the distribution of plant species. Water Air Soil Poll. 208: 91-100.

Clemente, R., de la Fuente, C., Moral, R., Bernal, M.P. 2007. Changes in microbial biomass parameters of a heavy metal-contaminated calcareous soil during a field remediation experiment. J. Environ. Qual. 36: 1137–1144.

Díaz-Raviña, M., Bååth, E., Martín, A., Carballas T. 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. Biol. Fertil. Soils 42: 465-471.

Fernández-Calviño, D., Martín, A., Arias-Estévez, Bååth, E. 2010. Microbial community structure of vineyard soils with different pH and copper content. Appl. Soil Ecol. 46: 276-282.

Frostegård, A., Tunlid, A., Bååth, E. 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. Appl. Environ. Microbiol. 59: 3605–3617.

Guiwei, Q., de Varennes, A., Cunha-Queda, C. 2008. Remediation of a mine soil with insoluble polyacrylate polymers enhances soil quality and plant growth. Soil Use Manage. 24:350-356.

Leiros, M.C., Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, M. C., Saá, A., Seoane, S. 1996. Soil recovery at the Meirama opencast lignite mine in northwest Spain: a comparison of the effectiveness of cattle slurry and inorganic fertilizer. Water Air Soil Poll. 91:109-124.

Pérez-López, R., Álvarez-Valero, A.M., Nieto, J.M., Sáez, R., Matos, J.X. 2008. Use of sequential extraction procedure for assessing the environmental impact at regional scale of the São Domingos Mine (Iberian Pyrite Belt). Appl. Geochem. 23: 3452–3463.

Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Madejón, E., Cabrera, F., Jaeckelb, P., Schloterb, M. 2006. Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. Soil Biol. Biochem. 38: 327–341.

Tavares, M.T., Sousa, A.J., Abreu, M.M. 2008. Ordinary kriging and indicator kriging in the cartography of trace elements contamination in São Domingos mining site (Alentejo, Portugal). J. Geochem. Explo. 98: 43–56.

Wardle, D. A. 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biol. Rev. 67: 321-358.

EL COMPOSTAJE DESDE UN NUEVO PARADIGMA: OBTENCIÓN DE PRODUCTOS DE VALOR AÑADIDO

Abraham, J.; Artola, A.; Barrena, R.; Font, X.; Gea, T.*; Sánchez, A.; Santís, A.

GICOM, Departament d'Enginyeria Química, Universitat Autònoma de Barcelona

**Correo electrónico: teresa.gea@uab.cat*

Resumen

En este trabajo se explora la posible aplicación del proceso de compostaje como valorización de residuos orgánicos para la producción de enzimas y otros metabolitos de interés, además de compost.

Los resultados preliminares son muy satisfactorios y se ha conseguido producir lipasas muy activas a altas temperaturas y que presentan además una elevada termoestabilidad (Santis-Navarro et al., 2011), así como proteasas alcalinas. Tras la extracción de enzimas, el proceso puede continuar hasta la obtención de un compost de calidad. También es destacable el potencial uso como catalizadores de los sólidos fermentados que contienen las enzimas inmovilizadas. Se están explorando posibles aplicaciones de estas enzimas y sólidos en procesos de síntesis y en aplicaciones ambientales como depuración de efluentes residuales. Además de la producción de hidrolasas, se prevé explorar la producción de otros compuestos como biosurfactantes en futuras etapas de esta investigación.

Palabras clave: compostaje, fermentación estado sólido, enzimas, lipasas, proteasas.

ANTECEDENTES

El proceso de compostaje puede entenderse desde un punto de vista microbiológico como un ecosistema rico y complejo en el que se desarrollan diversas poblaciones bacterianas y fúngicas, que se suceden para degradar eficazmente la matriz orgánica inicial. Con ese objetivo, los microorganismos implicados sintetizan enzimas y otros metabolitos, y se obtiene finalmente el compost como producto.

¿Y si, además del compost, pudieran producirse otros compuestos de interés mediante el compostaje de residuos orgánicos? Sin duda los enzimas producidos en un sistema de compostaje pueden tener aplicación en otros procesos industriales. El tipo y cantidad de enzimas producidos depende directamente de la composición de la matriz inicial. Por lo tanto, partiendo de materiales cuya composición presenta un compuesto mayoritario, se pueden producir de forma masiva los enzimas hidrolíticos correspondientes. Por ejemplo, lipasas a partir de residuos del refinado de aceites o proteasas a partir de residuos ricos en proteínas procedentes de la industria alimentaria. Esto podría permitir una valorización alternativa a muchos residuos sólidos y simultáneamente la producción más económica de algunos compuestos (Castilho et al., 2000).

El compostaje se considera un proceso de fermentación en estado sólido (SSF por sus siglas en inglés, Pandey et al., 2008). En la literatura se pueden encontrar diversos ejemplos de producción enzimática exitosa por fermentación en estado sólido. En estos trabajos se utilizan diversas condiciones de proceso, con diferentes microrganismos y substratos. Sin embargo, la mayoría de estudios publicados son a escala laboratorio, utilizando algunos gramos de substrato, temperaturas mesófilas y cepas puras (Godoy et al., 2009; Hernández-Rodríguez et al., 2009; Sun et al., 2009). Pocos estudios se desarrollan

a escala piloto o industrial (Kumar et al., 2009; Edwinoliver et al., 2010). Estos procesos son difícilmente escalables debido a los fenómenos de transporte de masa y energía asociados a una matriz compleja donde coexisten las tres fases: sólida, líquida y gaseosa. En cambio, el proceso de compostaje se desarrolla normalmente a escala industrial.

Teniendo en cuenta que, además de ser un proceso de fermentación en fase sólida, el compostaje es un proceso termófilo (alcanzando temperaturas claramente superiores a los 50ºC y manteniendo la actividad microbiana a estas temperaturas), algunos de estos metabolitos y enzimas serán, en principio, termoestables, ofreciendo así especial interés para aplicaciones en sistemas dónde las elevadas temperaturas pueden acelerar el proceso que se lleva a cabo.

Finalmente, la producción de compuestos de valor añadido a partir de una matriz sólida compleja presenta como hándicap la dificultad de extraer y posteriormente purificar esos compuestos. Esto cobra importancia ante moléculas de naturaleza lipofílica como las lipasas (Mala et al., 2007). En este sentido, se ha propuesto el uso de los sólidos fermentados como biocatalizador inmovilizado. Este planteamiento puede repercutir en una importante reducción de los costes del proceso. (Hellner et al., 2010).

OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es la exploración preliminar de la obtención de enzimas y otros metabolitos de interés a partir de residuos orgánicos a través del compostaje. Concretamente:

- Producción de lipasas a partir de residuos de la industria del aceite vegetal
- Producción de proteasas a partir de residuos de la industria alimentaria

MATERIALES Y MÉTODOS

Los residuos utilizados

Para la producción de lipasas, se ha utilizado el residuo de winterización (RW) procedente de la industria de refinado de aceites vegetales. Este residuo se obtiene por filtración con diatomea del aceite tras ser sometido a un rápido enfriamiento a 5ºC durante 24 horas para separar las ceras. El RW se ha complementado con lodo como aporte de nutrientes y microrganismos.

Para la producción de proteasas se han utilizado:

- Fibra residual de soja
- Cascarilla de café
- Pelo residual de la industria del curtido de pieles

En los casos de la fibra de soja y el pelo residual, se ha estudiado la adición de compost y lodo respectivamente como aporte de microrganismos.

En todos los casos, se ha utilizado astilla de madera como agente estructurante para garantizar la porosidad de la matriz a lo largo de todo el proceso. Las propiedades principales de estos residuos se resumen en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Características de los residuos empleados.

Parámetro	Residuo Winterización	Pelo residual	Fibra de soja	Cascarilla de café	Astillas de madera	Lodo
Humedad (%)	0	59,9	82,5	79,4	9,1	66,9
Materia orgánica (% sms)	74,9	86,0	97,7	92,2	-	83,5
Nitrógeno (% sms)	-	12,0	4,4	2,7	-	
Grasa (% sms)	53,1	-	-	-	-	15,9

El proceso de fermentación

Las fermentaciones se han realizado en reactores de 4,5L de capacidad (con unos 2-2,5 kg de material). Estos reactores consisten en vasos Dewar® con una tapa modificada para su cierre hermético que permite la inserción de una sonda de temperatura y cuenta con dos orificios para la entrada y salida de aire. El caudal de aire se fija en 0,5 L/min mediante rotámetros y se temporiza en función de la etapa del proceso (aporte continuo en la etapa de inicial de descomposición más activa y discontinuo posteriormente). El aire de salida se envía a un sensor de oxígeno para monitorizar su composición a lo largo del proceso. La **Figura 1** muestra una imagen del sistema de reactores utilizado. Estos reactores, gracias al aislamiento térmico de los vasos Dewar®, trabajan cerca de condiciones adiabáticas, emulando el proceso en el corazón de un reactor a escala industrial. Todas las fermentaciones se han llevado a cabo por duplicado.

Figura 1. Sistema de reactores utilizado.

Extracción de enzimas

Lipasas

Tras estudiar diferentes condiciones de extracción, se fijó el procedimiento usando 500 mL de tampón Tris-HCl 100 mM a pH 8 por gramo de sólido a extraer y un 2% de tensoactivo (cloruro de cetilmetilamonio, Aldrich). La mezcla se agita 30 minutos en agitador orbital a 100rpm y posteriormente se centrifuga 5 minutos a 10000 rpm. Aún con estas condiciones, los rendimientos de extracción son muy bajos (aproximadament el 5% del total extraíble). Por este motivo, también se trabaja con los sólidos fermentados como biocatalizador inmovilizado.

Proteasas

Para la extracción de proteasas se mezcla la muestra sólida con tampón Tris- HCl 50 mM a pH 8,10 en relación 5 mL por gramo, se agita 45 minutos en agitador orbital y se separa por centrifugación a 5000 rpm durante 20 minutos. Las proteasas se extraen fácilmente de la matriz sólida.

Actividad enzimática

Lipasas

La actividad enzimática lipolítica en las muestras sólidas se determinó según Hernández-Rodríguez et al. (2009). En los extractos líquidos se utilizó un kit comercial colorimétrico (kit 1821792, Roche diagnostics, Basel, Switzerland, (Resina et al., 2004). En ambos casos se definió una unidad de actividad (UA) como la cantidad necesaria para hidrolizar 1 mmol de enlace éster por minuto, referido a gramo de muestra.

Proteasas

La actividad proteasa se determinó usando el método modificado descrito por Alef y Nannipieri (1995). Se añadió 1 ml de extracto enzimático a 5 mL de solución de caseína. Se definió una unidad de actividad (UA) como 1 mg de tirosina liberada por gramo de muestra.

RESULTADOS

Producción de lipasas

Durante la fermentación de la mezcla RW-lodo, se alcanzó la fase termófila y se mantuvo durante más de 6 días debido al potencial energético de las grasas presentes. La **Tabla 2** muestra los resultados de la reducción de grasas y la actividad enzimática (Santís-Navarro et al., 2011).

Tabla 2. Resultados para la producción de lipasas a partir de residuos de la industria del refinado de aceites.

	Contenido en grasa	**Actividad extraíble total**		**Actividad enzimática en el primer extracto**		**Actividad enzimática en muestras sólidas**	
Muestra	(% sms)	UA_{total}/g	UA_{total}/g MS	UA/g	UA/UA_{total} (%)	Muestras húmedas (UA/g MS)	Muestras secas (UA/g MS)
Día 6	16	1051	1752	52	5,0	106517	13938
Día 14	5	31550	49113	51,3	0,2	120731	20925
Día 27	6	698	1371	53,4	7,7	87906	88000
Día 35	5	1259	2478	51,5	4,1	44928	85251

Como se puede observar, la mayor reducción del contenido en grasas se produjo en los primeros 14 días. A partir de ese momento se mantuvo una pequeña concentración de grasas recalcitrantes (probablemente procedentes del lodo utilizado como co-substrato).

La actividad extraíble fue claramente inferior a la que presentan los sólidos fermentados, que presentaron unos niveles de actividad muy superiores a los publicados en la literatura hasta ahora (17-826 UA/g ms).

Se evaluó la estabilidad de las lipasas extraídas mediante diseño de experimentos a diferentes condiciones de pH y temperatura. Las cuatro muestras presentaron una elevada termoestabilidad, con óptimos en el rango de 61 a 65ºC y pH entre 7,7 y 9,0.

Producción de proteasas

Se evaluó el potencial de tres residuos (fibra de soja, pelo residual y cascarilla de café) para la producción de proteasas mediante un estudio respirométrico a escala laboratorio (100 g). La fibra de soja presentó la máxima producción (> 37000 UA/g ms), si bien el pelo y la cascarilla también son buenos candidatos con producciones superiores a las 10000 y las 17000 UA/g ms respectivamente.

Teniendo en cuenta estos resultados, se estudió la fermentación de la fibra de soja con estructurante. También se valoró la adición de compost (compost inmaduro, índice respirométrico: 1,6 g O_2 kg^{-1} ms h^{-1}) como cosustrato y aporte de microrganismos. La **Figura 2** muestra el perfil de temperaturas para uno de los replicados de soja sin adición de compost. Las oscilaciones en la temperatura corresponden a los muestreos realizados. Tras homogeneizar la matriz sólida para el muestreo, la actividad biológica aumenta produciendo un incremento de temperatura. Esto se observó en todos los experimentos de fibra de soja, con y sin compost añadido. Se observa como la máxima producción de proteasas coincide con la etapa termófilo de máxima actividad de descomposición. Esta fue mayor en los experimentos de fibra sin compost (> 45000 UA/g ms) que en los de compost añadido (> 15000 UA/g ms). En ambos casos, estos niveles de actividad son muy elevados comparados con otras publicaciones (1818 U/g ms, Mahanta et al., 2008). Dado que la adición de compost no aporta una mejora en la producción enzimática, se descartó para próximos estudios.

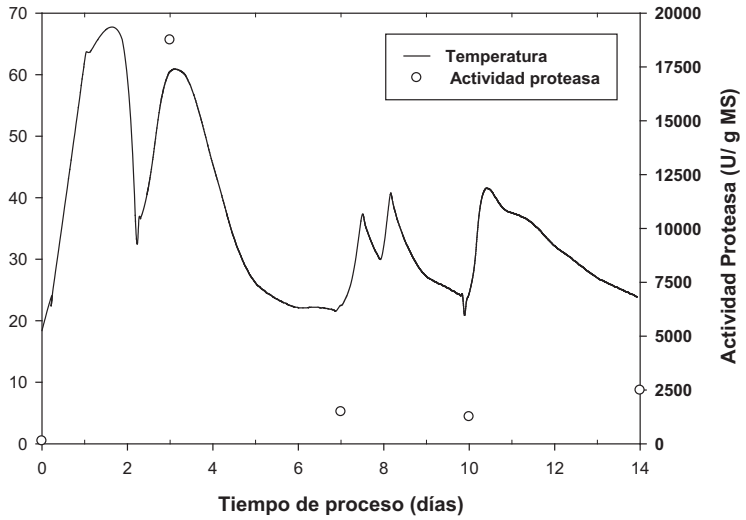


Figura 2. Perfil de temperatura y de producción de proteasas para un replicado de fermentación en estado sólido de fibra de soja y astillas de madera como estructurante.

También en este caso se analizó la estabilidad de las proteasas obtenidas a diferentes temperaturas y pH. El óptimo de estabilidad se observó a pH 11, confirmando que las proteasas producidas son de naturaleza alcalina. Por otro lado, y pese a mostrarse activas a temperaturas de 55ºC, su estabilidad mejoraba en temperaturas mesófilas (óptimo 43,8ºC).

TRABAJO ACTUAL Y FUTURO

En estos momentos se está estudiando la aplicación de los enzimas obtenidos así como la producción de nuevos productos.

- Se está evaluando el potencial de los sólidos fermentados con las lipasas inmovilizadas para mejorar la digestión anaerobia de residuos grasos (flotantes de depuradora de aguas residuales).
- Se está valorando la aplicación de las proteasas obtenidas en el depilado de pieles para la industria del curtido, como alternativa al actual proceso químico. Paralelamente, se estudia la producción de proteasas a partir del residuo del pelo de la misma industria de curtido de pieles.
- Se ha iniciado el trabajo para valorar la producción de biosurfactantes a partir de residuos de la industria alimentaria.

Como trabajos futuros a corto plazo se pretende estudiar la producción de otros enzimas como celulasas y peroxidasas en residuos ligninocelulósicos.

Agradecimientos

Este proyecto es posible gracias al apoyo del Ministerio de Ciencia e Innovación (Project CTM2009-14073-C02-01). Los autores también quieren agradecer a las empresas LIPSA, Natursoy, Marcilla y a Curtidors d'Igualada por su colaboración suministrando los materiales para el estudio.

REFERENCIAS

Alef, K., Nannipieri, P. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press Limited, San Diego, USA.

Castilho, L.R., Polato, C.M.S, Baruque, E.A., Sant'Anna, G.L., Freire, D.M.G. 2000. Economic analysis of lipase production by Penicillium restrictum in solid-state and submerged fermentations. Biochem. Eng. J. 4: 239-247.

Edwinoliver, N.G., Thirunavukarasu, K., Naidu, R.B., Gowthaman, M.K., Nakajima Kambe, T., Kamini, N.R. 2010. Scale up of a novel tri-substrate fermentation for enhanced production of *Aspergillus niger* lipase for tallow hydrolysis. Bioresource Technol. 101: 6791-6796.

Godoy, M.G., Gutarra, M.L.E, Maciel, F.M., Felix, S.P, Bevilaqua, J.V., Machado, O.L.T., Freire, D.M.G. 2009. Use of a low-cost methodology for biodetoxification of castor bean waste and lipase production. Enzyme Microb. Technol. 44: 317-322.

Hellner, G., Toke, E.R., Nagy, V., Szakács, G., Poppe, L. 2010. Integrated enzymatic production of specific structured lipid and phytosterol ester compositions. Process Biochem. 45: 1245-1250.

Hernández-Rodríguez, B., Córdova, J. Bárzana, E., Favela-Torres, E. 2009. Effects of organic solvents on activity and stability of lipases produced by thermotolerant fungi in solid-state fermentation. J. Mol. Catal. B: Enzym. 61: 136-142.

Kumar, S., Shrivastava, N., Sengupta, B., Gomes, J., 2009. Scale-up of a solid-state bioconversion process for Lovastatin production in a 1200 liter reactor. In: Book of Abstracts III International Conference on Environmental, Industrial and Applied Microbiology, BioMicroWorld2009. Lisbon (Portugal).

Mahanta, N., Gupta, A., Khare, S.K. 2008. Production of protease and lipase by solvent tolerant *Pseudomonas aeruginosa* PseA in solid-state fermentation using *Jatropha curcas* seed cake as substrate. Bioresource Technol. 99: 1729-1735.

Mala, J.G., Edwinoliver, N.G., Kamini, N.R., Puvanakrishnan, R. 2007. Mixed substrate solid state fermentation for production and extraction of lipase from *Aspergillus niger* MTCC 2594. J. Gen. Appl. Microbiol. 53: 247-253.

Pandey, A., Soccol, C.R., Larroche, C. 2008. Current developments in solid-state fermentation. Springer, Asiatech Publishers, Inc. New Delhi (India).

Resina, D., Serrano, A., Valero, F., Ferrer, P. 2004. Expression of a *Rhizopus oryzae* lipase in Pichia pastoris under control of the nitrogen source-regulated formaldehyde dehydrogenase promoter. J. Biotechnol. 109: 103-113.

Santis-Navarro, A., Gea, T., Barrena, R., Sánchez, A. 2011. Production of lipases by solid state fermentation using vegetable oil-refining wastes. Bioresource Technol. 102: 10080-10084.

Sun, S.Y., Xu, Y., Wang, D. 2009. Novel minor lipase from *Rhizopus chinensis* during solid-state fermentation: Biochemical characterization and its esterification potential for ester synthesis. Bioresource Technol. 100: 2607-2612.

UTILIZACIÓN DE COMPOST PREPARADOS CON RESIDUOS DE BIOMETANIZACIÓN DE ESTIERCOLES COMO SUSTRATOS DE SEMILLEROS PARA BRÓCOLI

Pérez-Espinosa, A.[1]; Paredes, C.[1]; Bustamante, M.A.[2]*; Agulló, E.[1]; Pérez-Murcia, M.D.[1]; Picó, B.[3]; Medina, E.[1]; Bernal, M.P.[2]; Moral, R.[1]

[1] Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH). Ctra. Beniel Km 3,2, 03312, Orihuela (Alicante), España.

[2] Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. Campus Universitario de Espinardo 30100, Espinardo (Murcia), España.

[3] Instituto Universitario de Conservación y Mejora de la Agrodiversidad. Universidad Politécnica de Valencia (COMAV-UPV), Camino de Vera s/n, 46022 (Valencia), España.

**Correo electrónico: mabm@cebas.csic.es*

Resumen

El incremento en la producción de residuos orgánicos y la necesidad de su reutilización ha fomentado la búsqueda de otras potenciales aplicaciones, aparte del uso directo en el suelo, como es su utilización como materia prima para formular sustratos de cultivo y paliar así la problemática asociada a la escasez de turba. Por ello, el objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad del uso de compost de residuos ganaderos biometanizados como componente de sustratos de cultivo en semilleros, empleando distintas proporciones turba/compost para optimizar la mezcla, y evaluando su efecto en la germinación y en la fase de desarrollo comercial de plántulas de brócoli (*Brassica oleracea* var. *italica*). Para ello, se utilizaron seis tipos de compost (proporciones en peso fresco): P1 (100% fracción sólida del digerido de purín porcino); P2 (60% fracción sólida del digerido de purín porcino + 40% caña de maíz); P3 (35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% lodo EDAR + 30% mezcla caña de maíz/paja); P4 (35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% residuos de pelo de porcino + 30% mezcla caña de maíz/paja); P5 (100% fracción sólida del digerido de purín vacuno) y P6 (80% fracción sólida del digerido de purín vacuno + 20% poda de vid). Los tratamientos ensayados fueron 25%, 50% y 75% de compost (v/v), usando como control el sustrato de 100% turba. El ensayo se realizó en invernadero y a lo largo del experimento se determinó la germinación, altura promedio, la producción de biomasa total fresca y seca y la calidad y morfología de las raíces.

Todas las mezclas ensayadas mostraron unas adecuadas propiedades físico-químicas y físicas, exceptuando la conductividad eléctrica, que fue ligeramente superior a 0,5 dS/m, especialmente en los composts P5 y P3, así como en las dosis al 75%. Los mayores porcentajes de germinación se obtuvieron en los medios 100% turba y en los sustratos que contenían los compost P1, P2 y P3, no mostrándose diferencias estadísticamente significativas entre estos tratamientos comparados con el control. El sustrato elaborado con P4 mostró los valores más altos de producción de biomasa y altura promedio. Por otra parte, la proporción del 75% compost (v/v) afectó negativamente a la germinación, mientras que las proporciones del 25 y 50% no supusieron una disminución significativa en este parámetro. En general, el desarrollo y calidad de las raíces se vio favorecido en los sustratos con compost, mostrando los sustratos con P5 y P6 el mejor efecto, aunque la proporción de compost no influyó claramente en estos parámetros radiculares.

Palabras clave: fracción sólida de digerido anaerobio, compost, medio de cultivo, semillero, brócoli.

INTRODUCCIÓN

La turba es el sustrato más empleado en semilleros, pero la escasez de recursos fósiles es importante, de forma que la búsqueda de sustratos alternativos es cada vez más necesaria. En las últimas décadas se están realizando ensayos que confirman, en muchas ocasiones, que los composts pueden presentar propiedades físicas, físico-químicas y químicas similares a las de la turba. Sin embargo, también existen factores que pueden limitar su uso como sustrato, como son la salinidad, la fitotoxicidad o el contenido en metales pesados, entre otros (Bustamante et al., 2008a). Sin embargo, estas limitaciones pueden reducirse si el compost se emplea mezclado con turba (Sánchez-Monedero et al., 2004; Bustamante et al., 2008a). Entre los distintos materiales orgánicos que se pueden emplear como componentes de los sustratos de cultivos se encuentran algunos materiales que ya han sido estudiados: compost de lodos de depuradora (Pérez-Murcia et al., 2006), compost de residuos sólidos urbanos (Ribeiro et al., 2000; Herrera et al., 2008); compost de estiércoles (Eklind et al., 2001), residuos del cultivo del champiñón (Medina et al., 2009), residuos vitivinícolas (Bustamante et al., 2008a) y algunos más novedosos, tales como los materiales digeridos procedentes de la digestión anaerobia de residuos de origen ganadero.

La digestión anaerobia de residuos orgánicos, además de producir biogás como forma de energía renovable, genera un tipo de material orgánico, el sustrato digerido (digerido), que aunque tiene un importante valor fertilizante, también presenta una serie de características que precisan de una gestión correcta para que su uso en agricultura no implique ningún tipo de riesgo ni sanitario ni medioambiental. Para ello, el digerido debe ser sometido a un adecuado tratamiento previo a su uso agrícola, como pueda ser una separación sólido-líquido y el posterior compostaje de la fracción sólida obtenida, lo cual permite gestionar y reciclar estos residuos, al obtener un material orgánico estabilizado y libre de patógenos y fitotoxinas que puede ser empleado en agricultura. Las características del compost obtenido a partir de la fracción sólida del digerido, determinarán su posterior uso como fertilizante y/o enmienda orgánica del suelo o como sustrato o componente de sustratos.

Por ello, los principales objetivos de este trabajo fueron: a) estudiar las principales propiedades físicas y físico-químicas de los sustratos elaborados con composts obtenidos a partir de la fracción sólida de digeridos de origen ganadero (porcino y vacuno); b) evaluar la viabilidad del uso de estos composts como ingredientes en la formulación de sustratos de cultivo para el cultivo comercial de plántulas de brócoli (*Brassica oleracea* var. *italica*), estudiando sus efectos en la germinación y en parámetros morfológicos de las plántulas para determinar si existe alguna limitación a su uso.

MATERIAL Y MÉTODOS

Procedimiento experimental

En este ensayo se han utilizado seis tipos de compost constituidos mayoritariamente por la fracción sólida de digeridos obtenidos del proceso de digestión anaerobia de estiércol porcino (P1, P2, P3 y P4) y vacuno (P5 y P6), respectivamente. Los composts P1, P2, P3 y P4 fueron compostados mediante el sistema de compostaje de pila móvil o volteo en las instalaciones de una planta de compostaje industrial (Gestcompost S.L., Pina de Ebro, Zaragoza), mientras que los composts P5 y P6 se elaboraron mediante el sistema de compostaje de pila estática con aireación forzada y control de la temperatura (sistema Rutgers) en la planta piloto de compostaje de la EPSO (Universidad Miguel Hernández).

Los componentes y proporciones (respecto a peso fresco) de dichos composts fueron las siguientes:

- P1: 100% fracción sólida del digerido de purín porcino.
- P2: 60% fracción sólida del digerido de purín porcino + 40% caña de maíz.
- P3: 35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% lodo EDAR + 30% mezcla caña de maíz/paja.
- P4: 35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% residuos de pelo de porcino + 30% mezcla caña de maíz/paja.
- P5: 100% fracción sólida del digerido de purín vacuno
- P6: 80% fracción sólida del digerido de purín vacuno + 20% poda de vid.

Las principales características de los composts utilizados se muestran en la **Tabla 1**. Los composts utilizados mostraron, en general, un buen grado de madurez y un adecuado contenido en materia orgánica y macronutrientes para su potencial uso agrícola, excepto por sus notables valores de conductividad eléctrica, que fueron muy similares en todos los composts, excepto en P6, que mostró el valor más bajo.

Tabla 1. Principales características de los compost utilizados (datos referidos respecto a materia seca).

Parámetro	P1	P2	P3	P4	P5	P6
pH	6,40	6,80	6,60	6,90	6,92	7,02
CE (dS/m)	7,34	7,67	7,42	7,56	7,52	5,07
MO (%)	49,3	54,6	55,8	57,5	65,9	70,6
C_{OT} (%)	24,2	29,3	27,6	27,6	32,4	37,9
N_T (%)	2,63	3,29	2,95	3,09	3,12	2,83
P (g/kg)	16,2	14,7	16,5	15,5	8,25	6,10
K (g/kg)	7,50	9,34	8,36	9,43	19,7	15,5
Relación C_{OT}/N_T	9,21	8,97	9,34	8,94	10,4	13,4
CCC (meq/100 g MO)	137	156	118	117	155	141
IG (%)	83,5	60,0	57,9	42,2	97,5	97,1

CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica; C_{OT}: carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total; CCC: capacidad de cambio catiónico; IG: índice de germinación.

Las mezclas se elaboraron utilizando los composts P1, P2, P3, P4, P5 y P6 junto con turba rubia comercial (*Sphagnum*), procedente de Estonia (turba *TPS Fine d*). Se prepararon los medios de cultivo mezclando la turba con tres dosis crecientes de cada uno de los compost (25%, 50% y 75% (v/v)), utilizando también la turba como tratamiento control (0% de compost). El experimento se desarrolló en las instalaciones del semillero comercial Semilleros El Raal-Cox S.L. (Orihuela, Alicante) y se utilizó un cultivo de brócoli (*Brassica oleracea* var. *italica*).

Los medios de cultivo preparados se dispusieron mediante un diseño al azar con dos bandejas por tratamiento (una bandeja de 216 alvéolos por repetición). La germinación se desarrolló en una cámara de germinación a 20 ±1 ºC y 75% de humedad relativa, siendo el porcentaje de germinación determinado mediante el recuento de semillas germinadas a las 48 horas de la siembra. A continuación, las bandejas fueron depositadas en un invernadero, en el cual fueron fertirrigadas dos veces por semana con una disolución fertilizante que contenía (mM): 136 N (NO_3^- + NH_4^+), 49.4 P_2O_5, 23.4 K_2O, 22.8 CaO, 6.25 Fe, 0.24 Cu, 3.18 Mn, 0.54 Zn y 0.16 Mo. Cuando las plantas tuvieron un tamaño adecuado para su comercialización (aprox. a los 40 días desde su plantación), fueron muestreadas para la determinación de los distintos parámetros estudiados; previamente, a lo largo de la fase de desarrollo se realizaron distintas medidas de la altura de las plántulas para evaluar la longitud de la parte aérea.

Antes de lavar y secar las plantas para determinar el peso seco (a 65 ºC en una estufa de aire forzado durante 72 horas), se determinó el peso fresco. Adicionalmente, se evaluaron distintos parámetros asociados a la morfología de la raíz, como son: la densidad de raíz visible en la superficie de los sustratos (1-baja; 5-alta); tipo de raíz (1-delgada y débil; 5- gruesa y fuerte) y color de raíz (1-oscura y 5-blanca), según lo descrito por Medina et al. (2008). Esta evaluación se llevó a cabo en 20 plantas seleccionadas al azar de cada tratamiento. Para la medida de los otros parámetros relacionados con la morfología de la raíz, cada sistema radicular se extendió sobre una lámina de acetato y se digitalizó con un escáner de alta resolución (Epson LA +1600). Se utilizó el programa WinRhizo Pro 2003b (Regent Instruments) que reconoce la raíz y la clasifica por su diámetro, evaluando parámetros como: longitud total (cm), área proyectada (cm^2), diametro medio (mm), longitud/volumen (cm/cm^3), volumen de raíz (cm^3), número de ápices y de bifurcaciones.

Métodos analíticos y estadísticos

En los sustratos elaborados, el pH y la conductividad eléctrica (dS/m) se midieron en el extracto soluble (1:5, v/v), mientras que las propiedades físicas estudiadas (densidad aparente, espacio poroso total, capacidad de aireación, capacidad de retención de agua y contracción de volumen) se determinaron según los métodos utilizados por Bustamante et al. (2008a). La caracterización de los composts utilizados se realizó de acuerdo a los métodos utilizados por Bustamante et al. (2008b). Para analizar la incidencia de los tratamientos establecidos, se utilizó un análisis GLM (General Linear Model) multivariante con contraste post-hoc Tukey-b en función del tipo de compost utilizado en los medios de cultivo y en función de la dosis de sustitución del compost al medio comercial turba. Para analizar la evolución de la altura de las plántulas desde su germinación a su tamaño comercial, se utilizó un análisis GLM de medidas repetidas usando los cuatro muestreos realizados a los 19, 28, 33 y 40 días, y considerando los mismos contrastes post-hoc, haciendo uso del programa estadístico IBM SPSS Statistics 20.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades físicas y físico-químicas de los sustratos

En la **Tabla 2** se muestran los principales parámetros físicos y físico-químicos de los distintos sustratos elaborados con los composts P1, P2, P3, P4, P5 y P6 y la turba, comparados con los valores establecidos para un “sustrato ideal” (Abad et al., 2001; Noguera et al., 2003).

Tabla 2. Valores promedio de las propiedades físico-químicas y físicas de los sustratos elaborados comparadas con el sustrato ideal (SI).

Sustrato	pH	CE (dS/m)	DA (g/cm^3)	EPT (%)	CA (%)	CRH (mL/L)	C (%)
SI[1]	5,3-6,5	< 0,5	≤ 0,4	> 85	20-30	550-800	<30
Efecto del tipo de compost							
Turba	6,50abc	0,47a	0,088a	94,1c	48,7d	454abc	18,7b
P1	6,22a	2,00ab	0,198b	88,7b	27,2a	616d	13,4b
P2	6,37ab	1,92ab	0,292c	83,3a	44,1cd	393a	2,90a
P3	6,17a	2,70b	0,205b	88,5b	37,1bc	514bc	5,70a
P4	6,97d	2,01ab	0,174b	89,7b	46,3d	433ab	6,40a
P5	6,62bc	3,33b	0,199b	88,1b	33,5ab	545cd	15,9b
P6	6,72cd	1,54ab	0,168b	90,0b	44,1cd	459abc	17,2b
F-ANOVA	*14,7****	*3,4***	*11,07****	13,9***	16,05***	11,9***	13,2***
Efecto de la proporción de compost							
0%	6,50a	0,47a	0,088a	94,1b	48,7a	454a	18,7a
25%	6,34a	1,26a	0,170b	89,6a	36,2a	533a	9,90a
50%	6,56a	2,36b	0,208b	88,0a	37,6a	503a	11,5a
75%	6,63a	3,13b	0,240b	86,5a	42,3a	443a	9,30a
F-ANOVA	1,74ns	*15,8****	*9,00****	*6,64***	*2,36ns*	*2,59ns*	*1,25ns*

P1 [100% fracción sólida del digerido de purín porcino]; P2 [60% fracción sólida del digerido de purín porcino + 40% caña de maíz]; P3 [35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% lodo EDAR + 30% mezcla caña de maíz/paja]; P4 [35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% residuos de pelo de porcino + 30% mezcla caña de maíz/paja]; P5 [100% fracción sólida del digerido de purín vacuno]; P6 [80% fracción sólida del digerido de purín vacuno + 20% poda de vid]. [1]Según Abad et al. (2001). CE: conductividad eléctrica; DA: densidad aparente; EPT: espacio poroso total; CA: capacidad de aireación; CRH: capacidad de retención hídrica; C: contracción de volumen. ***, ** y ns: significación a P < 0,001, P < 0,05 y no significativo, respectivamente. Los valores en columna con la misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a P < 0,05).

El tipo de compost influyó claramente en las propiedades físico-químicas de las mezclas elaboradas; sin embargo, la proporción de compost en la mezcla sólo tuvo un efecto claro sobre la salinidad, incrementándola al aumentar la proporción de compost en la formulación del sustrato, hecho también observado por Bustamante et al. (2008a) en un ensayo con diferentes mezclas de sustrato elaboradas con turba y composts de origen vitivinícola.

Tanto el tipo de compost como la dosis, especialmente el compost P2 y la dosis al 75%, tuvieron un claro efecto sobre la densidad aparente, la propiedad física que informa sobre la capacidad de anclaje o soporte mecánico de la planta por parte del sustrato, incrementándola con respecto a la turba (**Tabla 2**). El efecto de la dosis en el incremento de la densidad aparente también fue observado por otros autores (Agulló et al, 2008; Bustamante et al, 2008a), que incluso observaron un aumento de este parámetro proporcional al porcentaje de compost en la mezcla utilizada como sustrato.

El tipo de compost y la proporción utilizada en la mezcla también influyeron en los valores del espacio poroso total, mostrando la turba en ambos casos los valores más altos. Con respecto al tipo de compost, las mezclas elaboradas con P2 mostraron los valores más bajos de EPT; sin embargo, la proporciones al 25%, 50% y 75% no mostraron diferencias significativas entre sí, pero sí un descenso de este parámetro respecto a los valores observados en la turba. Este hecho también se ha observado en otros estudios utilizando diferentes composts como componentes de sustratos (Agulló et al., 2008; Bustamante et al., 2008a). Respecto al resto de propiedades físicas, como la capacidad de aireación, la capacidad de retención hídrica y la contracción de volumen, el porcentaje de compost en la mezcla no tuvo un efecto significativo con respecto a la turba, sin embargo el tipo de compost sí influyó en estos parámetros, mostrando valores similares o ligeramente inferiores a los de la turba.

Sin embargo, en general, todos los sustratos mostraron unos valores promedio adecuados para las propiedades físico-químicas y físicas, ya que estuvieron dentro del rango de valores para un sustrato ideal (Abad et al., 2001; Noguera et al., 2003), exceptuando la conductividad eléctrica, que fue ligeramente superior al valor establecido como óptimo, y la capacidad de retención hídrica, que fue inferior al rango de valores del sustrato ideal.

Efecto de los sustratos sobre la germinación, la altura y la producción de biomasa

En la **Tabla 3** se muestran los valores de germinación y de distintos parámetros morfológicos (biomasa fresca y seca y altura) en las plántulas de brócoli para los distintos tratamientos ensayados. El tipo de compost y la proporción de compost en la mezcla influyeron en la germinación, mostrando unos valores de germinación similares o inferiores a los de la turba, especialmente los composts P4, P5 y P6 y la dosis del 75%, que mostraron la menor tasa de germinación con respecto a la turba. La influencia del tipo de compost y de la dosis sobre la germinación pudo deberse a la diferente salinidad de los composts utilizados y al incremento de la misma al aumentar la proporción de compost en la mezcla. Este hecho contrasta con otros ensayos, realizados en semilleros con esta misma especie vegetal, donde Bustamante et al. (2008a), con sustratos elaborados con composts de origen vitivinícolas, no encontraron diferencias significativas en la germinación respecto al control de turba para este cultivo.

Con respecto a la producción de biomasa, tanto fresca como seca, el tipo de compost utilizado y el porcentaje de compost en el sustrato tuvieron un claro efecto con respecto a los valores observados de estos parámetros comparados con el control de turba. La producción de biomasa fresca y seca fue similar o superior a la obtenida con la turba, especialmente para los sustratos elaborados con los composts P4, P5 y P6; mientras que las dosis de 25%, 50% y 75% de compost incrementaron los valores de biomasa fresca respecto a la turba, observando el efecto contrario en la biomasa seca.

La altura promedio de plántula estuvo influenciada por el tipo de compost y su proporción en el sustrato, pero en menor medida que en los anteriores parámetros morfológicos (**Tabla 3**), ya que con respecto al tipo de compost, tan sólo los sustratos elaborados con los composts P4 y P5 y las dosis al 25 y 50% de compost mostraron una altura promedio superior a la observada en la turba, mostrando el resto de tratamientos el mismo efecto que dicho sustrato control.

Tabla 3. Porcentaje de germinación, peso fresco, peso seco y altura promedio de las plántulas de brócoli.

	Germinación (%)	Biomasa fresca (g)	Biomasa seca (g)	[1]Altura promedio (cm)
Efecto del tipo de compost				
	99,2c	53,3ab	9,46bc	3,37a
P1	98,6c	54,1ab	8,50a	3,55a
	95,8bc	54,2ab	8,35a	3,53a
P3	94,7bc	54,1ab	8,27a	3,53a
	87,2a	89,1c	12,47d	4,21c
P5	87,5a	58,5b	9,95c	3,76b
P6	91,7ab	51,5a	8,78ab	3,57a
F-ANOVA	*18,6****	*165****	*87,7****	*30,8****
Efecto de la proporción del compost				
0%	99,2b	53,3a	9,46b	3,37a
25%	96,1b	59,7b	9,95b	3,93b
50%	95,3b	62,3b	9,55b	3,77b
75%	86,4a	58,8b	8,66a	3,37a
F-ANOVA	*50,7****	*5,37***	*28,5****	*72,7****

P1 [100% fracción sólida del digerido de purín porcino]; P2 [60% fracción sólida del digerido de purín porcino + 40% caña de maíz]; P3 [35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% lodo EDAR + 30% mezcla caña de maíz/paja]; P4 [35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% residuos de pelo de porcino + 30% mezcla caña de maíz/paja]; P5 [100% fracción sólida del digerido de purín vacuno]; P6 [80% fracción sólida del digerido de purín vacuno + 20% poda de vid]. [1]Modelo estadístico lineal de análisis de medidas repetidas.

*** y **: significación a P < 0,001 y P < 0,01, respectivamente. Los valores en columna con la misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a P < 0,05).

Calidad y morfología de la raíz

Como se observa en la **Tabla 4**, los distintos tratamientos causaron variaciones en los parámetros relacionados con la estructura y morfología de las raíces medidos con el WinRhizo, mientras que no se observaron diferencias importantes en las puntuaciones visuales de calidad de la raíz, salvo la proporción de compost que afectó a la calidad (tipo) de la raíz, disminuyendo los valores a medida que aumentaba la proporción de compost en el sustrato. En general, el tratamiento con compost llevó al desarrollo de raíces de mayor longitud y superficie, alterando el grado de ramificación (evaluada por el

parámetro número de ápices o puntas y número de bifurcaciones), en comparación con el tratamiento de turba. La variación en el desarrollo de raíz fue menos intensa en los compost elaborados con la fracción sólida del digerido de origen porcino (P1, P2, P3 y P4), que en los compost elaborados con la fracción sólida del digerido vacuno (P5 y P6).

Los composts P1, P2, P3 y P4 incrementaron, en general, la longitud y superficie radicular, pero causaron un retraso en la ramificación, a excepción del tratamiento P4, que incrementó la longitud, manteniendo una ramificación similar a la del control. Este mayor desarrollo radicular sería coherente con el mayor desarrollo de la parte aérea en este compost y apuntaría a que este tratamiento es uno de los más adecuados para desarrollar plántulas de brócoli vigorosas rápidamente. El efecto de los tratamientos P5 y P6 sobre el desarrollo radicular fue más importante. Las raíces desarrolladas en estos sustratos presentan el doble de longitud y superficie que las raíces desarrolladas en turba, mostrando, además un mayor grado de ramificación. También son éstas las que presentan una mejor puntuación en el parámetro tipo de raíz. Estas raíces más grandes y ramificadas no se corresponden con una parte aérea más desarrollada en el momento del análisis. Es posible que la planta destine en estos momentos más recursos a un desarrollo mayor de la raíz en detrimento de la parte aérea.

En cualquier caso, la parte aérea no presenta mermas en el desarrollo con respecto al tratamiento de turba y el mayor vigor del sistema radicular posibilita un mejor establecimiento y posterior desarrollo de la plántula de brócoli tras el trasplante.

Respecto al efecto de la proporción de compost empleada, los parámetros longitud de raíz, área proyectada y volumen de la raíz mostraron los valores más altos con el uso del compost como ingrediente en la formulación del sustrato respecto a la turba, no siendo significativa la variación para el resto de los parámetros. Puesto que el efecto de la proporción de compost se ha obtenido promediando los resultados de los distintos tratamientos, estos resultados son coherentes con el hecho de que, en general, todos los tratamientos con compost aumentan la longitud, pero el efecto sobre la ramificación es variable, existiendo tratamientos que la aumentan, que la disminuyen o que no la modifican. En general, una mayor proporción de compost en el sustrato no mejora el efecto y puesto que son las dosis de 25 o 50% las que causan un mejor desarrollo de la parte aérea se recomendarían estos porcentajes para la producción eficiente de plántulas de brócoli.

Tabla 4. Morfología de la raíz en las plántulas de brócoli.

	Densidad	Tipo	Color	Longitud (cm)	Área proyectada (cm^2)
Efecto del tipo de compost					
	1,90a	2,20bc	3,65a	496a	13,6a
P1	1,93a	1,80a	3,63a	642ab	17,2a
	1,88a	1,88a	3,72a	568ab	15,5a
P3	1,80a	2,24bc	3,61a	698bc	18,7ab
	1,95a	2,04ab	3,52a	629ab	18,7ab
P5	1,91a	2,17bc	3,55a	821cd	22,9bc
P6	1,98a	2,37c	3,48a	924d	25,7c
F-ANOVA	*1,04ns*	*10,6****	*1,57ns*	*13,9****	*11,9****
Efecto de la proporción de compost					
0%	1,90a	2,20b	3,65a	496a	13,6a
25%	2,02a	2,26b	3,68a	748b	20,3b
50%	1,79a	2,04ab	3,67a	670b	18,6b
75%	1,92a	1,94a	3,41a	724b	20,5b
F-ANOVA	*2,44ns*	*12,3****	*0,41ns*	*5,5**	*5,2**

	Diámetro medio (mm)	Longitud por volumen (cm/m^3)	Volumen raíz (cm^3)	Puntas	Bifurcaciones
Efecto del tipo de compost					
	0,278ab	762b	0,295a	2415abc	4232bc
P1	0,265a	582a	0,365abc	1815a	2902a
	0,274a	646ab	0,334ab	2056ab	3657ab
P3	0,265a	581a	0,395bc	1886a	3165ab
	0,292b	799b	0,442cd	2596bc	4757c
P5	0,275ab	799b	0,505de	2680bc	4830c
P6	0,278ab	788b	0,562e	2790c	4834c
F-ANOVA	*6,79****	*9,33****	*17,5****	*8,36****	*12,8****
Efecto de la proporción de compost					
0%	0,278a	762a	0,295a	2415a	4232a
25%	0,270a	670a	0,433b	2177a	3833a
50%	0,273a	724a	0,406b	2266a	4322a
75%	0,281a	704a	0,462b	2468a	3917a
F-ANOVA	*2,28ns*	*1,19ns*	*3,59**	*1,99ns*	*2,21ns*

P1 [100% fracción sólida del digerido de purín porcino]; P2 [60% fracción sólida del digerido de purín porcino + 40% caña de maíz]; P3 [35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% lodo EDAR + 30% mezcla caña de maíz/paja]; P4 [35% fracción sólida del digerido de purín porcino + 35% residuos de pelo de porcino + 30% mezcla caña de maíz/paja]; P5 [100% fracción sólida del digerido de purín vacuno]; P6 [80% fracción sólida del digerido de purín vacuno + 20% poda de vid].

***, * y ns: significación a $P < 0,001$, $P < 0,05$ y no significativo, respectivamente. Los valores en columna con la misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a $P < 0,05$).

CONCLUSIONES

Todos los medios de cultivo elaborados utilizando compost derivados de digeridos anaerobios de origen porcino y vacuno mostraron unas adecuadas propiedades físico-químicas y físicas, exceptuando la conductividad eléctrica, que fue ligeramente superior a 0,5 dS/m, especialmente en los sustratos preparados usando los composts P5 y P3, así como en las proporciones de compost al 75%. El porcentaje de germinación no se vio mermado por el tipo de compost o su proporción en la mezcla, salvo en los sustratos preparados con los composts P4, P5 y P6 y la dosis del 75%. El tipo de compost utilizado y la proporción empleada influyeron significativamente sobre parámetros morfológicos de las plántulas de brócoli, como la producción de biomasa o la altura, siendo los valores, en general, similares o incluso superiores a los observados con la turba, mostrando el sustrato elaborado con P4 los valores más altos tanto de producción de biomasa como de altura promedio.

En general, los sustratos con compost favorecieron el desarrollo de raíces de mayor longitud y superficie, alterando el grado de ramificación, mostrando los sustratos con P5 y P6 el mayor desarrollo radicular, con el doble de longitud y superficie, así como mayor grado de ramificación y de calidad de la raíz, que las raíces desarrolladas en turba. En general, un mayor porcentaje de compost en el sustrato no mejoró el efecto y puesto que las proporciones 25 o 50% son las que causan un mejor desarrollo de la parte aérea, se recomendarían estos porcentajes para la producción eficiente de plántulas de brócoli.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (actual Ministerio de Economía y Competitividad), dentro del Plan Nacional I+D+I 2008-2011, y la Unión Europea mediante Fondos Europeos de Desarrollo Regional (FEDER, "*Una manera de hacer Europa*"), en el marco del Proyecto Singular Estratégico "PROBIOGAS" (Ref.: PSE-120000-2009-22). Este trabajo también ha sido apoyado con un contrato "Juan de la Cierva" (MICINN, España), cofinanciado por el Fondo Social Europeo, concedido a la Dra. Bustamante. Los autores también quieren dar las gracias a las empresas Gestcompost S.L. y Semilleros El Raal-Cox S.L. por su ayuda en la elaboración de los composts y en el desarrollo práctico de este experimento, respectivamente.

REFERENCIAS

Abad, M., Noguera, P., Bures, S. 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. Bioresource Technol. 77: 197-200.

Agulló, E., Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Pérez Espinosa, A., Moral, R. 2008. Utilización de composts vitivinícolas comos sustitutivo total o parcial de turba: propiedades de las mezclas y efecto en la producción en semillero. Actas de Horticultura 53: 96-101.

Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R. 2008b. 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., Abad, M. 2008a. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. Res. Conserv. Recycl. 52: 792-799.

Eklind, Y., Ramert, B., Wivstad, M. 2001. Evaluation of growing media containing farmyard manure compost, household waste compost or chicken manure for the propagation of lettuce (*Lactuca sativa* L.) transplants. Biol. Agric. Hort. 19:157-81.

Herrera, F., Castillo, J.E., Chica, A.F., L. López Bellido. 2008. Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. Bioresource Technol. 99: 287-296.

Medina, E., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R. 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. Bioresource Technol. 100: 4227-4232.

Medina, E., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Moral, R. 2008. Empleo del sustrato residual del cultivo de hongos comestibles como sustrato alternativo en semilleros hortícolas. Actas de Horticultura 53: 114-120.

Noguera, P., Abad, M., Puchades, R., Maquieira, A., Noguera, V. 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as a container medium. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34: 593-605.

Pérez-Murcia, M.D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C. 2006. Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. Bioresource Technol. 97:123-30.

Ribeiro, H.M., Vasconcelos, E., dos Santos, J.Q. 2000. Fertilisation of potted geranium with a municipal solid waste compost. Bioresource Technol. 73:247-249.

Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., Noguera, P., Abad, M., Antón, A. 2004. Composts as media constituens for vegetable transplant production. Compost Sci. Util. 12: 161-168.

VALORIZACIÓN DE MEZCLAS DE SERRINES GRANÍTICOS Y COMPOST PARA SU USO EN RESTAURACIÓN

Barral Silva, M.T.[1*]; Paradelo Núñez, R.[1]; Vázquez Nión, D.[1]; Silva Hermo, B.[1]; González Campos, A.[2]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela

[2] Fundación Centro Tecnolóxico do Granito de Galicia

**Correo electrónico: mteresa.barral@usc.es*

Resumen

Con el objetivo de contribuir a la reducción del volumen de serrines (residuos finos de corte) generado por el sector del granito, se ha evaluado la utilización de estos residuos en la elaboración de sustratos destinados a restauración, mediante la realización de un ensayo de crecimiento vegetal en campo. Se han evaluado mezclas de los serrines con dos compost diferentes –uno elaborado a partir de fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), y otro a partir de corteza de pino– en tres dosis: 25, 50 y 75% de compost (en volumen). Estas mezclas presentan valores de pH alcalinos que pueden afectar negativamente al crecimiento vegetal, por lo que, tras valorar su capacidad de neutralización de ácido, fueron acidificadas con sulfato de hierro para llevar el pH a valores en torno a 6,5. El experimento de campo se realizó en las instalaciones del Centro Tecnolóxico do Granito de Galicia. Tres réplicas de cada una de las mezclas se dispusieron aleatoriamente en 24 parcelas de 1,5 x 1,5 m, en una capa de 15 cm de espesor. Cada parcela se fertilizó con 150 g de fertilizante NPK (10-12-17), y se sembraron 150 g de semillas de raigrás en cada una. En todas las parcelas se produjo un notable crecimiento vegetal, ocupando toda la superficie de la parcela. Tras 45 días de experimento, se recogieron las plantas y se pesaron. Las mezclas de los serrines con el compost de FORSU produjeron resultados mejores que las mezclas con el compost de corteza, especialmente en las mezclas con 50 o 75% de compost.

Palabras clave: compostaje, residuos mineros, suelos degradados.

INTRODUCCIÓN

La industria de extracción y transformación del granito constituye uno de los pilares básicos de la economía gallega. Galicia es la principal comunidad autónoma exportadora de granito, tanto en peso como en valor, representando un total de 33 millones de euros de granito en bruto y 73 millones de granito elaborado, más de la mitad de las exportaciones de granito que se llevan a cabo en España. La explotación de la roca supone un problema debido a la elevada generación de residuos como consecuencia de los procesos llevados a cabo por las empresas del sector. Un ejemplo de ello, son los serrines que se originan en los procesos de corte. Los serrines de granito se producen en las plantas de transformación durante las operaciones de corte, pulido y acabado de bloques de roca extraídos de las canteras. Los serrines se transfieren en forma de suspensión a depósitos donde se concentra el sólido, que una vez seco es vertido en los terrenos cercanos. Esta práctica da lugar a importantes problemas ambientales, como el sellado de suelos potencialmente productivos, riesgos de deslizamiento, contaminación de aguas… A día de hoy no se ha encontrado una aplicación para la reutilización de estos residuos, aunque varios autores han investigado sobre sus posibles usos, por ejemplo como enmienda de suelos ácidos

(Barral et al., 2005, Silva et al., 2012), como componente de sustratos para plantas (Coroneos et al., 1996, Paradelo et al., 2011), o componente de barreras permeables reactivas para el tratamiento de aguas contaminadas (Paradelo et al., este volumen). Otro campo prometedor para la aplicación de los serrines es su uso como sustrato para la revegetación en la restauración de suelos degradados por las propias actividades mineras, que ha sido ensayado con residuos similares del serrado de otras rocas como la pizarra o la dolomía (Fraser y MacBride, 2000, Paradelo et al., 2007).

Para la utilización de residuos como los serrines en restauración, normalmente es necesario realizar un aporte de materia orgánica que mejore las condiciones para el crecimiento de las plantas, que suele ser difícil en este tipo de materiales. El objetivo es crear y preparar un sustrato o medio para el crecimiento de las plantas que tenga características similares, o al menos con las mismas capacidades productivas, que los suelos previos a la explotación (Vogel, 1987). El incremento del contenido en materia orgánica permite mejorar las condiciones físicas del material, reduciendo la densidad aparente, incrementando la capacidad de retención de agua y favoreciendo el desarrollo de la estructura edáfica. La materia orgánica aporta nutrientes esenciales en formas de diferente disponibilidad y aumenta la capacidad de cambio catiónico, facilitando la retención de los nutrientes añadidos, e incrementa la actividad biológica (Tate, 1985), de modo que se promueve la recuperación del ecosistema edáfico y el desarrollo de una comunidad vegetal autosuficiente (Haering et al., 2000).

En este trabajo se ha evaluado la utilización de serrines graníticos, mezclados con un material orgánico como el compost, en la elaboración de sustratos destinados a restauración, con el objetivo de contribuir a la reducción del volumen de serrines (residuos finos de corte) generado por el sector del granito. Sin embargo, debido al pH alcalino de los serrines, este tipo de mezclas pueden presentar problemas para su uso como sustratos, principalmente una potencial reducción de la disponibilidad del Fe y la aparición de clorosis en especies sensibles (Smith et al., 2004). Así, será necesario acidificar las mezclas de ambos materiales, para lo que habitualmente se utilizan diferentes compuestos acidificantes, tales como compuestos de S, ácido nítrico o fosfórico -que funcionan como fuentes adicionales de N y P-, o compuestos de Fe como la vivianita (Trigo et al., 2004; Caballero et al., 2007; Carrión et al., 2008; Caballero et al., 2009). En este trabajo se ha evaluado en primer lugar la capacidad de neutralización de ácido de mezclas de serrines graníticos y compost en diferentes proporciones, para determinar la cantidad de sulfato de hierro necesaria para neutralizar la alcalinidad de las mezclas. En segundo lugar, se ha realizado un experimento de campo con las mezclas con el objetivo de determinar las condiciones más adecuadas de cara a la utilización de los serrines en la elaboración de sustratos para restauración.

MATERIAL Y MÉTODOS

Materiales

Los serrines de granito utilizados son una mezcla de cuatro muestras de diferentes orígenes, de unos 30 kg cada una, tomadas en abril de 2010 en varias empresas del sector en Porriño (Pontevedra), facilitados por el Centro Tecnológico del Granito de Galicia. Las cuatro muestras se secaron al aire, se machacaron suavemente con un rodillo de madera para reducir el tamaño de los agregados y homogeneizar los serrines hasta pasar por una malla de 2 mm. A continuación se combinaron las cuatro muestras en una sola y se almacenaron para su posterior utilización y análisis.

Para la elaboración de los medios reactivos se mezclaron los serrines graníticos con dos compost de diferente origen: el primero (L) producido a partir de FORSU (fracción orgánica de residuos sólidos urbanos), y el segundo (CPC) un compost de corteza de pino. Cada compost se mezcló con los serrines

en tres proporciones (v/v): 75% serrines / 25% compost (CPC25 y L25), 50% serrines / 50% compost (CPC50 y L50), y 25% serrines / 75% compost (CPC75 y L75). Las correspondencias en peso de estas dosis se muestran en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Porcentajes en peso y volumen de cada compost en las mezclas con los serrines.

	CPC			L		
	Volumen	Peso húmedo	Peso seco	Volumen	Peso húmedo	Peso seco
CPC25	25	11	4	0	0	0
CPC50	50	27	10	0	0	0
CPC75	75	53	20	0	0	0
L25	0	0	0	25	16	9
L50	0	0	0	50	36	20
L75	0	0	0	75	63	34

Los materiales se caracterizaron siguiendo la metodología UNE de análisis para pH, conductividad eléctrica, C y N totales, y elementos totales (AENOR, 2001a, 2001b, 2002a, 2002b). Los contenidos de Ca, Mg y K asimilables se determinaron mediante extracción con NH_4AcO 1M a pH 7, siendo analizados los extractos por espectroscopía de absorción/emisión atómica de llama (Varian FS220). El fósforo asimilable se extrajo con $NaHCO_3$ 0,5M siguiendo el método de Olsen y Sommers (1982), con detección colorimétrica del complejo fosfomolíbdico (Varian Cary100).

Capacidad de neutralización de ácido

Para la determinación de la capacidad de neutralización de las mezclas se realizaron curvas lentas de neutralización con ácido, según se describe en Barral et al. (2005). Para ello se añadieron cantidades crecientes de HCl 0.1 N (equivalentes a 0 – 0,2 – 0,4 – 0,8 – 1,6 y 2,4 meq de HCl) a cinco suspensiones de 1 g de cada muestra en agua destilada, para un volumen final de 50 mL. Las suspensiones se agitaron regularmente y se determinó el pH después de 1, 7, 15 y 30 días.

Experimento de campo

Para el experimento de campo, realizado en las instalaciones del Centro Tecnolóxico do Granito (Porriño, Pontevedra), se realizaron mezclas de los dos compost y serrines en las proporciones indicadas en la **Tabla 1** y utilizando los datos obtenidos de las curvas de neutralización, se les añadió la cantidad de sulfato de hierro necesaria para llevar el pH a un valor de 6,5. Se seleccionó este compuesto por ser muy comúnmente utilizado para acidificar sustratos alcalinos (Trigo et al., 2004; Carrión et al., 2008; Schmid et al., 2009).

El diseño experimental consistió en 18 parcelas de 1,5 x 1,5 m (**Figura 1**), rellenas con las mezclas hasta un espesor de 15 cm, con tres réplicas por tratamiento.

L50	CPC75	L25	L75	CPC75	CPC50	CPC25	L25	L50	L75
-	-	CPC50	CPC25	L50	L25	L75	CPC75	CPC50	CPC25

Figura 1. Distribución de los tratamientos en las parcelas de ensayo.

Durante los 10 días siguientes a la disposición de las mezclas, las parcelas fueron regadas diariamente para favorecer la neutralización del sustrato y disponerlo a punto para su siembra. La siembra se realizó con 150 g de semillas de raigrás (*Lolium perenne*) por parcela (equivalente aproximadamente a 2 semillas por cm^2), añadiéndose en el mismo momento 150 g de fertilizante NPK (10□12□17). Durante los primeros días se colocó una malla de red para evitar que los pájaros comieran las semillas. Las parcelas fueron regadas diariamente durante todo el experimento, que duró 45 días. Al finalizar, se cortó la hierba de forma manual a 1 cm de la superficie y se pesó, en húmedo y tras secado a 60ºC hasta peso constante. Se tomaron muestras compuestas de las mezclas en cada parcela, usando submuestras tomadas de 5 puntos en cada una. Estas muestras se secaron al aire y se les determinó el pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, y nutrientes asimilables (Ca, Mg, K, P), usando los métodos ya descritos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades de los materiales

Los serrines graníticos presentaron un pH alcalino, y contenidos muy bajos en C y N (**Tabla 2**), como es habitual en residuos del corte de rocas. Este pH es consecuencia del proceso de serrado en el que se originan los serrines (Barral et al., 2005), que implica la destrucción de las redes minerales y el paso a la disolución de los cationes básicos (Ca, Mg, Na) presentes en los minerales (plagioclasas, biotita…). El compost de corteza de pino (CPC) presentó un pH ácido, un porcentaje muy elevado de materia orgánica, pero una relativamente baja concentración de nitrógeno, características habituales en este material. El compost de FORSU (L) presentó mayor pH y conductividad eléctrica que el de corteza de pino, como es habitual en compost de residuos urbanos. La mezcla de los serrines con los compost redujo ligeramente el pH de los serrines, aunque no bajó de 8, ni siquiera con el compost CPC, muy ácido, aunque con escasa capacidad de neutralización (Paradelo et al., 2011). La conductividad eléctrica de las mezclas se mantuvo en niveles bajos (<1 dS m^{-1}), aunque el compost L incrementó el valor de los serrines proporcionalmente a la dosis empleada. Como es lógico, los contenidos en C y N se incrementaron en todas las mezclas con compost con respecto a los serrines, al mismo tiempo que la densidad aparente se redujo.

Tabla 2. Propiedades generales de los serrines, los compost y sus mezclas (nd: no detectado).

	Serrines	CPC	L	CPC25	CPC50	CPC75	L25	L50	L75
pH	9,2	5,3	7,95	8,7	8,4	8,2	8,9	8,7	8,4
Conductividad eléctrica (dS m^{-1})	0,23	0,37	1,11	0,23	0,22	0,22	0,46	0,62	0,87
Densidad aparente (Mg m^{-3})	1035	455	652	952	682	583	938	810	746
Materia orgánica (g kg^{-1})	1,2	914	357	55	118	228	46	113	174
N total (g kg^{-1})	nd	2,8	18	nd	0,3	0,8	2,3	6,0	10
C total (g kg^{-1})	0,7	531	207	32	69	132	27	66	101
C/N	-	194	12	-	282	175	12	11	10

Por lo que respecta a los nutrientes (**Tabla 3**), los serrines presentaron una elevada disponibilidad de Ca y K, pero muy baja de P, un elemento esencial para la nutrición das plantas. La mezcla de los serrines con el compost de FORSU incrementó notablemente su contenido en P asimilable, algo que sólo se consiguió en menor medida con el compost de corteza. En general, el compost de FORSU presentó mayores cantidades de nutrientes y mayor disponibilidad de estos, que el compost de corteza de pino.

Tabla 3. Nutrientes totales y asimilables (mg kg^{-1}) en los serrines, los compost y sus mezclas (nd: no detectado).

	Serrines	CPC	L	CPC25	CPC50	CPC75	L25	L50	L75
P total	444	264	4919	437	426	409	829	1325	1984
P disponible	1,6	-	-	2,1	3,9	5,1	25	45	59
Ca total	13993	2396	22064	13515	12820	11718	14688	15581	16770
Ca disponible	11554	-	-	11404	10020	7304	9528	10140	11432
Mg total	3023	2369	4724	2996	2957	2895	3170	3358	3608
Mg disponible	145	-	-	201	316	481	259	408	549
K total	1185	1147	2044	1183	1181	1177	1259	1354	1481
K disponible	557	-	-	636	723	878	1105	1418	1946

Los contenidos en metales pesados totales de los materiales se muestran en la **Tabla 4**. La presencia de elementos potencialmente tóxicos en los materiales es muy relevante, puesto que el uso al que se destinan las mezclas es el crecimiento vegetal, y por tanto la presencia de cantidades excesivas de ciertos elementos puede ser perjudicial para este fin. En este sentido, en general en las mezclas estudiadas, Cr y Ni son los elementos potencialmente más problemáticos debido a sus elevadas concentraciones totales, aunque la mezcla de los serrines con los dos compost permitió reducirlas progresivamente.

Tabla 4. Metales totales (mg kg^{-1}) en los serrines, los compost y sus mezclas (nd: no detectado).

	Serrines	CPC	L	CPC25	CPC50	CPC75	L25	L50	L75
Fe	75709	3132	11098	72718	68371	61474	70143	62995	53476
Mn	740	93	232	713	675	613	696	640	565
Cu	165	10	277	159	149	135	175	187	204
Zn	71	29	358	69	67	63	96	127	170
Pb	22	6	172	21	20	19	35	52	74
Cd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cr	192	9	33	184	174	156	178	161	137
Ni	109	15	36	105	99	91	103	95	84

Capacidad de neutralización de ácido

Las curvas de neutralización de ácido de los materiales ensayados se muestran en la **Figura 2**. El pH final de los serrines se estabilizó en torno a 4, mientras que sus mezclas con los compost alcanzaron normalmente valores más bajos (incluso hasta 2). Los serrines presentaron inicialmente una fuerte capacidad de amortiguación en torno a pH 4 y 6, que se redujo hasta casi desaparecer a partir del día 15, cuando se desarrolló una capacidad de amortiguación a pH 8. La adición del compost L mantuvo la capacidad de amortiguación en torno a pH 6, en las dosis de 50 y 75%, mientras que la dosis del 25% no tuvo ningún efecto a medio plazo, con curvas prácticamente idénticas a las de los serrines. La capacidad de neutralización de las mezclas con el compost L aumentó con el tiempo, lo que indica que la disolución de los elementos con capacidad neutralizante del compost no es inmediata. Por su parte, la adición del compost CPC desplazó las curvas de neutralización de los serrines hacia valores menores de pH, confirmando la escasa capacidad de amortiguación de este compost.

A partir de las curvas de neutralización obtenidas tras 30 días se determinó la capacidad de neutralización de ácido de las muestras a diferentes valores de pH (**Tabla 5**). La adición del compost CPC redujo la capacidad de neutralización de los serrines, especialmente en la dosis más alta ensayada. Por el contrario, la adición del compost L incrementó la capacidad de neutralización en las dosis del 50% y 75%. Las dosis de sulfato elegidas para el experimento de incubación corresponden aproximadamente a las cantidades de ácido necesarias para llevar el pH de las muestras a un valor final de 6,5 (0,1 meq_{H+} g^{-1} para la mezcla CPC75; 0,5 meq_{H+} g^{-1} para los serrines y las mezclas CPC25 y L25; y 0,7 meq_{H+} g^{-1} la mezcla L75).

Tabla 5. Capacidad de neutralización de ácido (ANC, en meq H^+ g^{-1}) de los serrines, los compost y sus mezclas, a pH 6.5, pH 6, y pH 4.

	Serrines	CPC25	CPC50	CPC75	L25	L50	L75
$ANC_{6.5}$	0,52	0,51	0,45	0,10	0,50	0,55	0,65
$ANC_{6.0}$	0,57	0,56	0,50	0,18	0,56	0,66	0,86
$ANC_{4.0}$	1,00	0,86	0,77	0,62	1,20	1,60	1,60

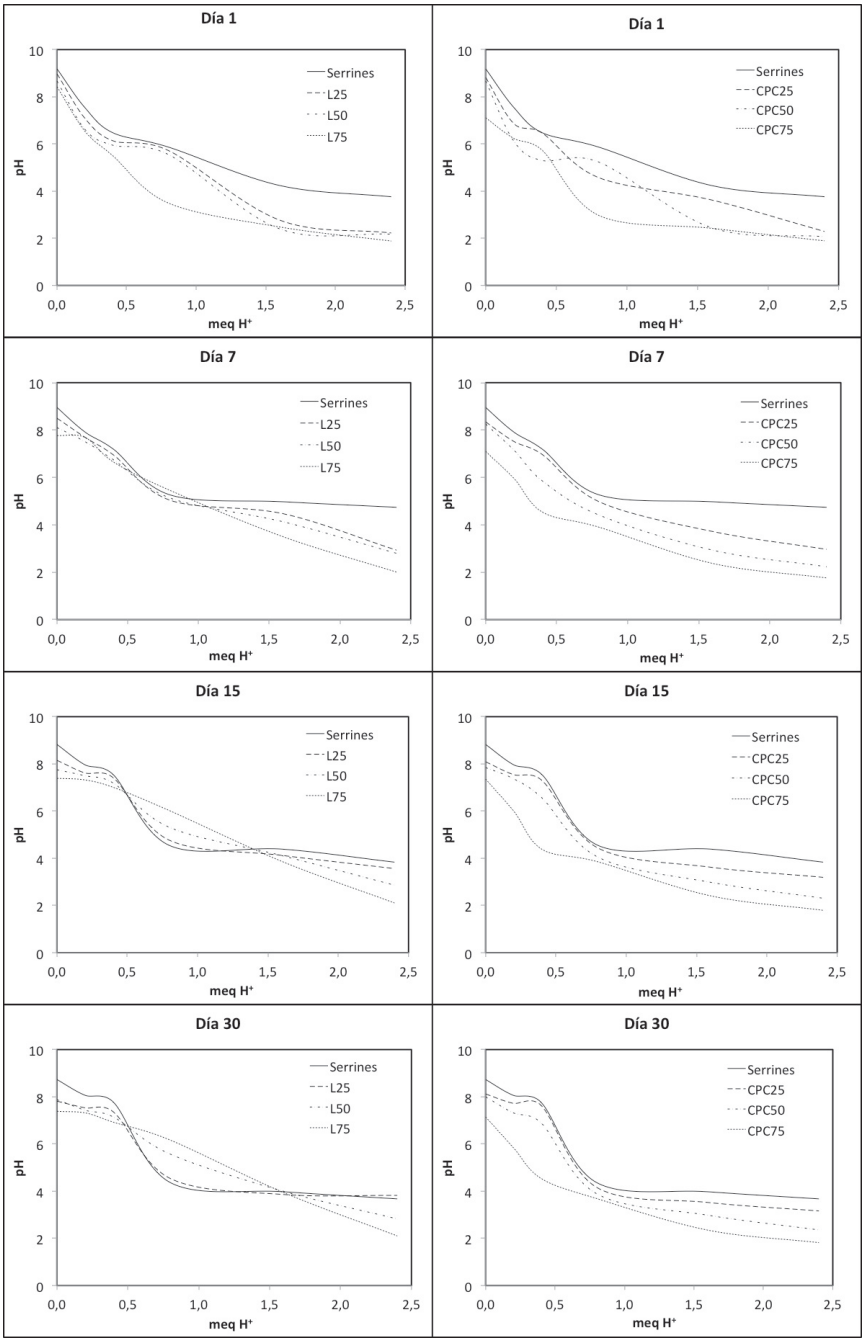


Figura 2. Curvas de neutralización de ácido de los serrines, los compost y sus mezclas.

Experimento de campo

En el experimento de campo se observó que todos los tratamientos produjeron un buen grado de desarrollo vegetal, ocupando la cubierta vegetal prácticamente la totalidad de la superficie de las parcelas. Las principales diferencias entre tratamientos se dieron en la altura y vigor de las plantas. Las mezclas de los serrines con el compost de FORSU dieron lugar a una productividad vegetal mayor que las mezclas con el compost de corteza, especialmente en las mezclas con un 50 o un 75% de compost (**Figura 3**).

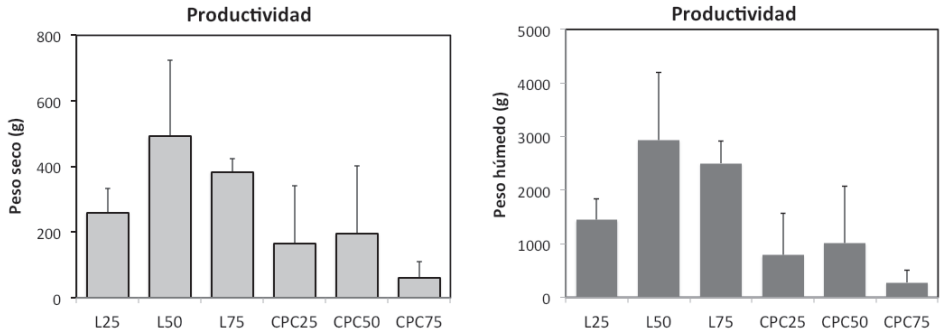


Figura 3. Productividad vegetal en el experimento de campo.

Los resultados de los análisis de las mezclas al final del experimento de campo (**Tabla 6**) permiten explicar las causas de las diferencias observadas en la productividad vegetal. No hubo diferencias en el pH entre las mezclas, a excepción de CPC75, que fue menos alcalina que las demás. Las mezclas con el compost de FORSU presentaron mayores valores de conductividad eléctrica que las mezclas con compost de corteza, aunque este no fue un factor limitante para el crecimiento vegetal. Por lo que respecta a las concentraciones de nutrientes asimilables, aunque todas las parcelas recibieron una dosis similar de fertilizante N:P:K, estas fueron mayores en las mezclas con el compost L, siendo este seguramente el factor que explique la mayor productividad vegetal de las parcelas que recibieron ese compost.

Tabla 6. Propiedades químicas de los suelos al final del experimento.

	pH	CE (dS m^{-1})	C (%)	N (%)	C/N	P Olsen (mg kg^{-1})	Ca asimilable (mg kg^{-1})	Mg asimilable (mg kg^{-1})	K asimilable (mg kg^{-1})
L25	8,0	1,5	3,8	0,3	15	19	12554	206	1514
L50	7,7	1,7	6,9	0,5	14	47	13351	349	1610
L75	8,0	1,0	13,7	1,1	13	82	13979	654	1829
CPC25	7,9	1,0	4,8	0,03	161	5	10911	75	338
CPC50	7,8	0,6	9,3	0,06	164	5	9073	114	316
CPC75	7,1	0,5	21,3	0,13	165	2	6227	195	364

CONCLUSIONES

Los serrines graníticos pueden ser mezclados con compost para la obtención de sustratos para la revegetación de terrenos degradados. Para este propósito es más adecuado el compost de FORSU, por

su mayor contenido en nutrientes, que la corteza de pino compostada, aunque hay que tener en cuenta para su aplicación la elevada conductividad eléctrica derivada de su alto contenido en sales. Por tanto, la utilización de los serrines en la elaboración de sustratos para restauración, que podrían ser empleados en terrenos afectados por obras públicas, sellado de vertederos, restauración de suelos afectados por incendios, etc… se demuestra como una alternativa viable para la reutilización de estos materiales, tanto desde el punto de vista de sus efectos ambientales, como desde la perspectiva de su bajo coste. Esta aplicación permitiría dar un aprovechamiento sostenible a estos subproductos de la minería, que representan uno de los residuos más abundantes de Galicia.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Monserrat Recarey su colaboración en la parte experimental. Este estudio ha sido financiado por el Centro Tecnolóxico do Granito de Galicia y la Xunta de Galicia.

REFERENCIAS

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). 2001a. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación del pH: Norma Española UNE-EN 13037, AENOR, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). 2001b. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas: Norma Española UNE-EN 13039, AENOR, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). 2002a. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: extracción de elementos solubles en agua regia: Norma Española UNE-EN 13650, AENOR, Madrid.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). 2002b. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación de nitrógeno: Norma Española UNE-EN 13654-1, 13654-2, AENOR, Madrid.

Barral, M.T., Silva, B., García-Rodeja, E., Vázquez, N. 2005. Reutilization of granite powder as an amendment and fertilizer for acid soils. Chemosphere 61: 993-1002.

Caballero, R., Ordovás, J., Pajuelo, P., Carmona, E., Delgado, A. 2007. Iron chlorosis in gerber as related to properties of various types of compost used as growing media. Commun. Soil Scie.Plant Anal. 38: 2357-2369.

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. Sci. Hortic. 122: 244-250.

Carrión, C., Abad, M., Fornes, F., Noguera, V., Botella, S., García, R., Puchades, R. and Maquieira, A. 2008. Acidification of composts from agricultural wastes to prepare nursery potting mixtures. Acta Hortic. 779: 333-340.

Coroneos, C., Hisinger, P., Gilkes, R.J. 1996. Granite powder as a source of potassium for plants: a glasshouse bioassay comparing two pasture species. Fertilizers Research, 45: 143–152.

Fraser, J., McBride, R.A. 2000. The utility of aggregate processing fines in the rehabilitation of dolomite quarries. Land Degrad. Dev. 11, 1-17.

Haering, K.C., Lee Daniels, W., Feagley, S.E. 2000. Reclaiming mined lands with biosolids, manures, and papermill sludges. In: Barnhisel, R.I., Darmody, R.G., Daniels, W.L. (Eds.), Reclamation of drastically disturbed lands, 2nd edn. Soil Science Society of America, Madison, pp. 615-644.

Olsen, S.R., Sommers, L.E. 1982. Phosphorus. In: A.L. Page (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy, Madison, p. 403-430.

Paradelo, R., Cendón, Y., Moldes, A.B., Barral, M.T. 2007. A pot experiment with mixtures of slate processing fines and compost. Geoderma, 141, 363-369.

Paradelo, R., Silva, B., Vázquez-Nion, D., Ferrer, P., Barral, M.T. 2011. Acidificación de mezclas de serrines graníticos y compost para su uso como sustratos. En: M.T. Barral, R. Devesa-Rey, R. Paradelo (eds.). Sociedad Española de Ciencias Hortícolas, Santiago de Compostela, Actas de Horticultura 59, p. 32-37.

Schmid, A., Sutter, F., Weibel, F.P., Daniel, C. 2009. New approaches to organic blueberry (*Vaccinium corymbosum* L.) production in alkaline field soils. Eur. J. Hortic. Sci. 74:103-111.

Silva, B., Paradelo, R., Vázquez, N., García-Rodeja, E., Barral, M.T. 2012. Effect of the addition of granitic powder to an acid soil from Galicia (NW Spain) in comparison with lime. Environ. Earth Sci., 68:429-437.

Smith, B.R., Fisher, P.R., Argo, W.R. 2004. Growth and pigment content of container-grown impatiens and petunia in relation to root substrate pH and applied micronutrient concentration. HortScience 39:1421–1425.

Tate, R.L. 1985. Microorganisms, ecosystem disturbance and soil-formation processes. In: Tate, R.L., Klein, D.A. (Eds.), Soil reclamation processes. Microbiological analyses and applications. Marcel Dekker Inc., New York, pp 1-33.8

Trigo, A., Masaguer, A., Moliner, A. 2004. Corrección del pH de mezclas de tierra para jardinería. VII Jornadas del Grupo de Sustratos de la SECH, Madrid.

Vogel, W.G. 1987. A manual for training reclamation inspectors in the fundamentals of soils and revegetation. U.S. Department of Agriculture, Berea, Kentucky, 178 pp.

9 788484 087885
ISBN 978-84-8408-788-5

www.recompostaje.com

COLABORAN:

ORGANIZAN: